



MATEUS ALEXANDRE DA SILVA

**AVALIAÇÃO DE PRÁTICAS DE DESENVOLVIMENTO DE
BAIXO IMPACTO (LID) EM SISTEMA DE DRENAGEM SOB
SIMULAÇÃO TEMPORAL CONTÍNUA**

**LAVRAS-MG
2024**

MATEUS ALEXANDRE DA SILVA

**AVALIAÇÃO DE PRÁTICAS DE DESENVOLVIMENTO DE BAIXO IMPACTO
(LID) EM SISTEMA DE DRENAGEM SOB SIMULAÇÃO TEMPORAL CONTÍNUA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, área de concentração em Hidrologia, para a obtenção do título de Doutor.

Dr. Michael Silveira Thebaldi
Orientador

Dr. Adriano Valentim Diotto
Coorientador

Dr. Marcelo Obraczka
Coorientador

**LAVRAS-MG
2024**

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

da Silva, Mateus Alexandre.

Avaliação de práticas de desenvolvimento de baixo impacto
(LID) em sistema de drenagem sob simulação temporal contínua /
Mateus Alexandre da Silva. - 2024.

141 p. : il.

Orientador(a): Michael Silveira Thebaldi.

Coorientador(a): Adriano Valentim Diotto, Marcelo Obraczka.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2024.

Bibliografia.

1. LID. 2. Sistemas de drenagem de águas pluviais. 3.
Simulação temporal contínua. I. Thebaldi, Michael Silveira. II.
Diotto, Adriano Valentim. III. Obraczka, Marcelo. IV. Título.

MATEUS ALEXANDRE DA SILVA

AVALIAÇÃO DE PRÁTICAS DE DESENVOLVIMENTO DE BAIXO IMPACTO (LID) EM SISTEMA DE DRENAGEM SOB SIMULAÇÃO TEMPORAL CONTÍNUA

LOW IMPACT DEVELOPMENT (LID) PRACTICES EVALUATION IN A DRAINAGE SYSTEM UNDER CONTINUOUS TEMPORAL SIMULATION

Projeto de tese apresentado à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, área de concentração em Hidrologia, para a obtenção do título de Doutor.

APROVADO em 19 de março de 2024.

Dr. Michael Silveira Thebaldi (Presidente) – Universidade Federal de Lavras

Dr. Alberto Colombo (Membro interno) – Universidade Federal de Lavras

Dra. Lívia Alves Alvarenga (Membro interno) – Universidade Federal de Lavras

Dr. Frederico Carlos Martins de Menezes Filho (Membro externo) – Universidade Federal de Viçosa

Dr. Marcelo Obraczka (Membro externo) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Dr. Michael Silveira Thebaldi
Orientador

Dr. Adriano Valentim Diotto
Coorientador

Dr. Marcelo Obraczka
Coorientador

**LAVRAS-MG
2024**

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus pela força, orientação e bênçãos ao longo desta jornada acadêmica. Obrigado por ser meu caminho nos momentos de incertezas e refúgio nos momentos difíceis.

À minha família, especialmente aos meus pais, Gilda e Leonildo, pelo amor incondicional, apoio incansável e sacrifícios que possibilitaram a realização deste objetivo. A vocês, todo o meu amor e gratidão.

Aos meus amigos, verdadeiros pilares de suporte, pelo apoio inabalável, palavras de estímulo e compreensão ao longo deste percurso.

Ao meu orientador, Michael, pela orientação, compromisso, paciência e amizade inestimável.

Aos meus coorientadores, Adriano e Marcelo, pela coorientação e colaboração com este trabalho.

Ao Técnico em Hidrologia, Renato, por toda a ajuda com o trabalho de campo.

Aos docentes do Departamento de Recursos Hídricos.

Aos discentes do Departamento de Recursos Hídricos, em especial à Marina e Pâmela.

Ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos.

À Universidade Federal de Lavras.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pela concessão da bolsa de estudos.

To the Computational Hydraulics International (CHI) for providing the license of the PCSWMM software, to carry out the modeling and simulations addressed with this study.

A todos vocês, meu sincero agradecimento. Este trabalho é, em parte, resultado do apoio e orientação que recebi ao longo dessa jornada. Sou imensamente grato por cada contribuição que ajudou a tornar este sonho uma realidade.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG).

“A verdadeira sabedoria está em reconhecer a própria ignorância”
Sócrates

RESUMO

Em função do crescimento das áreas urbanizadas, há uma significativa modificação do uso e ocupação do solo das bacias hidrográficas, o que altera as suas respostas hidrológicas à eventos de precipitação. Entre essas mudanças, pode-se citar a redução da infiltração de água no solo, aumento da velocidade e volume do escoamento superficial direto e redução do tempo de concentração da bacia, o que leva a maiores picos de deflúvio. Para a gestão da água de chuva em áreas urbanas, é comum o emprego de sistemas de drenagem de águas pluviais. Entretanto, com o objetivo de que o aumento da vazão de escoamento superficial direto a ser drenado, ou a redução da eficiência hidráulica que ocorre ao longo do tempo, não os tornem obsoletos, os sistemas de drenagem requerem dispendiosas expansões, o que aumenta o seu custo de manutenção e operação. Nesse sentido, as práticas de *Low Impact Development* (LID) têm sido amplamente utilizadas como uma maneira de evitar a obsolescência dos sistemas de drenagem, mitigando o escoamento superficial direto. Diversos estudos anteriores comprovaram a eficiência de práticas LID na redução do escoamento superficial direto em bacias hidrográficas urbanas, contudo, a distribuição espacial das LIDs dentro da bacia hidrográfica, que pode alterar a sua eficiência, ainda não foi suficientemente analisada sob simulação temporal contínua, a qual pode aumentar a representatividade e precisão da simulação. Dessa forma, o presente estudo simulou, para o sistema de drenagem de águas pluviais de parte da área urbanizada do Campus da Universidade Federal de Lavras, sob uma série de precipitação contínua de 2 anos, o impacto da implantação de cinco práticas LID (célula de biorretenção, jardim de chuva, trincheira de infiltração, pavimento permeável e vala vegetada), além de combinações entre elas, empregando quatro estratégias de posicionamento de práticas LID (jusante, centro, montante e distribuída). Ainda, para a estratégia de posicionamento mais eficiente, avaliou-se a implantação das referidas práticas LID, atuando individualmente, em quatro porcentagens de área implantada (10, 15, 20 e 25% da área impermeável). Sob as condições analisadas, foi constatado que, para uma mesma estratégia de posicionamento, com exceção à vala vegetada, a capacidade das práticas LID em reduzir a vazão, vazão de pico e volume de inundação não se diferenciam sob precipitações com baixo tempo de retorno. Ainda, para precipitações com baixo tempo de retorno, o aumento da área LID implantada não é proporcional às reduções percentuais das variáveis avaliadas. As práticas LID alocadas seguindo a estratégia distribuída se mostraram mais eficientes, mas, por outro lado, em locais onde ocorreram valores mais elevados de condutividade hidráulica do solo saturado, a estratégia de centro obteve melhor desempenho. Apesar da redução expressiva do volume de inundação, a implantação de práticas LID não se demonstrou capaz de impedir totalmente a sua ocorrência. Dessa forma, é indispensável a associação de práticas LID à métodos convencionais de drenagem para a gestão de inundações urbanas.

Palavras-chave: análise de inundações; drenagem urbana sustentável; escoamento superficial direto; hidrologia e hidráulica de áreas urbanas; redução da vazão; redução da vazão de pico.

ABSTRACT

Due to the growth of urbanized areas, there is a significant change in the use and occupation of the land in the watersheds, which alters their hydrological responses to rainfall events. Among these changes, we can mention the reduction of water infiltration into the soil, an increase in the speed and volume of surface runoff, and a reduction in the watershed concentration time, which generates higher surface runoff peaks. For rainwater management in urban areas, it is common to employ stormwater drainage systems. However, to ensure that the increase in the surface runoff flow rate to be drained, or the hydraulic efficiency reduction that occurs over time, does not make them obsolete, drainage systems require expensive expansions, which increases their maintenance and operation costs. In this sense, Low Impact Development (LID) practices have been widely used to prevent stormwater drainage systems' obsolescence by mitigating surface runoff. Several previous studies have proven LID practices efficiency in reducing surface runoff in urban watersheds, however, the LIDs spatial distribution within the watershed, which may alter its efficiency, has not yet been sufficiently analyzed under continuous temporal simulation, which can increase the simulation representativeness and accuracy. Thus, the present study simulated, for the stormwater drainage system of part of the urbanized area of the Universidade Federal de Lavras Campus, under a continuous rainfall time series of 2 years, the impact of the implementation of five LID practices (bioretention cell, rain garden, infiltration trench, permeable pavement and vegetated swale), as well as combinations between them, employing four LID placement strategies (downstream, center, upstream, and uniformly). Also, for the most efficient placement strategy, the implementation of these LID practices was evaluated, acting individually, in four implemented area percentages (10, 15, 20, and 25% of the impervious area). Under the analyzed conditions, it was found that, for the same placement strategy, except for the vegetated swale, the capacity of LID practices to reduce flow rate, peak flow rate, and flood volume do not differ under rainfalls with low return period. Also, for rainfalls with a low return period, the implemented LID increase is not proportional to the percentage reductions of the variables evaluated. The LID practices placed following the uniform strategy proved to be more efficient, but, on the other hand, in places where there were higher values of conductivity, the center strategy obtained better performance. Despite the significant reduction in the flood volume, LID practices implementation has not been able to completely prevent its occurrence. Thus, it is essential to associate LID practices with conventional drainage methods for urban flood management.

Keywords: flood analysis; surface runoff; flow rate decrease; stormwater; sustainable urban drainage; urban hydrology and hydraulics.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – escoamento superficial direto, subsuperficial e base (subterrâneo)	21
Figura 2 – Hidrograma típico de uma bacia hidrográfica antes e após a urbanização	22
Figura 3 – Ocupação das áreas destinadas à acomodação de cheias e inundações	23
Figura 4 – Vista esquemática, em corte, de uma célula de biorretenção e seus componentes (a) e de uma célula de biorretenção real (b)	28
Figura 5 – Vista esquemática, em corte, de um jardim de chuva e seus componentes (a) e de um jardim de chuva real (b)	30
Figura 6 – Vista esquemática das camadas componentes de um telhado verde (a) e de um telhado verde real (b)	32
Figura 7 – Vista esquemática, em corte, de uma trincheira de infiltração e seus componentes (a) e de uma trincheira de infiltração real (b).....	34
Figura 8 – Vista esquemática, em corte, de um pavimento permeável e seus componentes (a) e de um pavimento permeável real (b).....	36
Figura 9 – Vista esquemática, em corte, de uma vala vegetada (a) e de uma vala vegetada real (b).....	38
Figura 10 – Exemplificação esquemática (a) e real (b) de um telhado desconectado.....	40
Figura 11 – Fluxograma metodológico da pesquisa.....	52
Figura 12 – Localização geográfica da área objeto de estudo.....	53
Figura 13 – Mapa de elevação, elaborado a partir do modelo digital de terreno (MDT), da área objeto de estudo	54
Figura 14 – Mapa de uso, cobertura e ocupação do solo da área objeto de estudo.....	55
Figura 15 – Valores de K_{sat} determinados para os pontos amostrais e sua espacialização para a área objeto de estudo.....	59
Figura 16 – Discretização das frações do uso, cobertura e ocupação do solo em função dos grupos hidrológicos propostos pelo método CN-SCS	59
Figura 17 – Valores de CN, ponderados para cada sub-bacia da área objeto de estudo	61
Figura 18 – Série temporal de precipitação pluvial utilizada na simulação do modelo	62
Figura 19 – Séries de vazão obtidas após a simulação do cenário controle do modelo para os exutórios (a) O001, (b) O022, (c) O050 e (d) O226	63
Figura 20 – Localização geográfica da sub-bacia selecionada e gráfico que relaciona a vazão de pico fornecida pelo modelo à calculada pelo Método Racional.....	65

Figura 21 – Exemplo de atribuição da característica posição às sub-bacias contribuintes de um sistema de drenagem de águas pluviais.....	69
Figura 22 – Característica de posição, atribuídas às sub-bacias da área objeto de estudo	70
Figura 23 – Fluxograma dos cenários LID simulados nas diferentes estratégias de posicionamento	71
Figura 24 – Fluxograma dos cenários LID simulados, implantados em diferentes porcentagens da área impermeável das sub-bacias	73
Figura 25 – Sensibilidade média normalizada para a vazão média (a) e máxima (b) para os exutórios analisados	76
Figura 26 – Quantidade de cenários mais eficientes na redução da vazão para cada estratégia de posicionamento das práticas LID	80
Figura 27 – Redução percentual média da vazão em relação ao cenário controle, em função da prática ou combinação LID e estratégia de posicionamento utilizada, para cada exutório do sistema de drenagem.....	82
Figura 28 – Cenários mais eficientes na redução da vazão de pico para cada estratégia de posicionamento das práticas LID.....	85
Figura 29 – Redução percentual média da vazão de pico em relação ao cenário controle, em função da prática ou combinação LID e estratégia de posicionamento utilizada, para cada exutório do sistema de drenagem.....	86
Figura 30 – Redução percentual do volume de inundação, tempo sob inundação e quantidade de nós inundados em relação ao cenário controle no sistema de drenagem avaliado, em função da prática ou combinação LID e estratégia de posicionamento utilizada.....	89
Figura 31 – Redução percentual média da vazão em relação ao cenário controle, em função da prática e porcentagem de área LID implantada, para os exutórios (a) O001, (b) O022, (c) O050 e (d) O226	94
Figura 32 – Redução percentual média da vazão de pico em relação ao cenário controle, em função da prática e porcentagem de área LID implantada, para os exutórios (a) O001, (b) O022, (c) O050 e (d) O226.....	97
Figura 33 – Redução percentual do volume de inundação (a), tempo sob inundação (b) e quantidade de nós inundados (c) em relação ao cenário controle no sistema de drenagem avaliado, em função da prática e porcentagem de área LID implantada	99

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Exemplos de artigos científicos que estudaram aplicações do Storm Water Management Model (SWMM)	43
Tabela 2 – Aplicações do Personal Computer Storm Water Management Model (PCSWMM)	44
Tabela 3 – Área de cada classe de uso, cobertura e ocupação do solo, suas respectivas porcentagens em relação à área total de drenagem, e porcentagem permeável e impermeável em relação à área total de drenagem.....	55
Tabela 4 – Valores, em porcentagem, de incerteza atribuídos às variáveis estimadas.....	66
Tabela 5 – Valores usuais para as variáveis adotadas em práticas LID	68
Tabela 6 – Características das sub-bacias, de cada estratégia de posicionamento, contribuintes de cada exutório.....	70
Tabela 7 – Coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE), obtidos utilizando as séries temporais de vazão do cenário controle antes e após a atribuição dos valores de incerteza às características estimadas para cada exutório	75
Tabela A1 – Teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5%, realizado para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para as diferentes estratégias de implantação, para os exutórios O001, O022, O050 e O226.....	116
Tabela A2 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para o exutório O001, para as diferentes estratégias de implantação, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.....	116
Tabela A3 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para o exutório O022, para as diferentes estratégias de implantação, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.....	118
Tabela A4 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para o exutório O050, para as diferentes estratégias de implantação, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.....	120
Tabela A5 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para o exutório O226, para as diferentes estratégias de implantação, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.....	122

Tabela A6 – Teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5%, realizado para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para as diferentes estratégias de implantação, para os exutórios O001, O022, O050 e O226	123
Tabela A7 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para o exutório O001, para as diferentes estratégias de implantação, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.....	124
Tabela A8 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para o exutório O022, para as diferentes estratégias de implantação, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.....	126
Tabela B1 – Teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5%, realizado para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 10%, para os exutórios O001, O022, O050 e O226	128
Tabela B2 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 10%, para o exutório O001, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%	128
Tabela B3 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 10%, para o exutório O022, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%	128
Tabela B4 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 10%, para o exutório O050, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%	129
Tabela B5 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 10%, para o exutório O226, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%	129
Tabela B6 – Teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5%, realizado para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 15%, para os exutórios O001, O022, O050 e O226	129
Tabela B7 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 15%, para o exutório O001, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%	130
Tabela B8 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 15%, para o exutório O022, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%	130

Tabela B9 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 15%, para o exutório O050, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%	130
Tabela B10 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 15%, para o exutório O226, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.....	131
Tabela B11 – Teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5%, realizado para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 20%, para os exutórios O001, O022, O050 e O226.....	131
Tabela B12 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 20%, para o exutório O001, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.....	131
Tabela B13 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 20%, para o exutório O022, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.....	132
Tabela B14 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 20%, para o exutório O050, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.....	132
Tabela B15 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 20%, para o exutório O226, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.....	132
Tabela B16 – Teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5%, realizado para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 25%, para os exutórios O001, O022, O050 e O226.....	133
Tabela B17 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 25%, para o exutório O001, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.....	133
Tabela B18 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 25%, para o exutório O022, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.....	133
Tabela B19 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 25%, para o exutório O050, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.....	134

Tabela B20 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 25%, para o exutório O050, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.....	134
Tabela B21 – Teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5%, realizado para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 10%, para os exutórios O001, O022, O050 e O226	134
Tabela B22 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 10%, para o exutório O001, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%	135
Tabela B23 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 10%, para o exutório O022, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%	135
Tabela B24 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 10%, para o exutório O050, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%	135
Tabela B25 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 10%, para o exutório O226, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%	136
Tabela B26 – Teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5%, realizado para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 15%, para os exutórios O001, O022, O050 e O226	136
Tabela B27 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 15%, para o exutório O001, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%	136
Tabela B28 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 15%, para o exutório O022, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%	137
Tabela B29 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 15%, para o exutório O050, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%	137
Tabela B30 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 15%, para o exutório O226, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%	137

Tabela B31 – Teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5%, realizado para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 20%, para os exutórios O001, O022, O050 e O226	138
Tabela B32 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 20%, para o exutório O001, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%	138
Tabela B33 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 20%, para o exutório O022, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%	138
Tabela B34 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 20%, para o exutório O050, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%	139
Tabela B35 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 20%, para o exutório O226, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%	139
Tabela B36 – Teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5%, realizado para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 25%, para os exutórios O001, O022, O050 e O226	139
Tabela B37 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 25%, para o exutório O001, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%	140
Tabela B38 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 25%, para o exutório O022, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%	140
Tabela B 39 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 25%, para o exutório O050, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%	140
Tabela B40 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 25%, para o exutório O226, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%	141

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	17
2.	REFERENCIAL TEÓRICO.....	20
2.1.	A ocupação de bacias hidrográficas e o escoamento superficial direto	20
2.2.	Técnicas compensatórias para a gestão de águas pluviais	24
2.2.1.	Desenvolvimento de Baixo Impacto (LID).....	26
2.2.1.1.	Célula de biorretenção	27
2.2.1.2.	Jardim de chuva	29
2.2.1.3.	Telhado verde.....	31
2.2.1.4.	Trincheira de infiltração	33
2.2.1.5.	Pavimento permeável.....	35
2.2.1.6.	Vala vegetada.....	37
2.2.1.7.	Desconexão do telhado	39
2.3.	Modelagem e simulação hidrológica e hidráulica.....	41
2.3.1.	O <i>Storm Water Management Model</i> (SWMM) e o <i>Personal Computer Storm Water Management Model</i> (PCSWMM)	42
2.3.1.1.	Principais equações governantes no SWMM e PCSWMM.....	44
2.3.1.1.1.	Escoamento superficial direto.....	45
2.3.1.1.2.	Infiltração.....	46
2.3.1.1.3.	Evaporação	48
2.3.1.1.4.	Práticas LID.....	49
3.	MATERIAL E MÉTODOS.....	51
3.1.	Fluxograma metodológico da pesquisa	51
3.2.	Caracterização do local de estudo	53
3.3.	Modelo hidrológico e hidráulico	55
3.5.	Simulação da implantação de práticas LID.....	67

3.5.1.	Simulação da implantação de práticas LID sob diferentes estratégias de posicionamento	69
3.5.2.	Simulação da implantação de práticas LID em diferentes porcentagens da área impermeável das sub-bacias.....	72
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	75
4.1.	Análise de sensibilidade do modelo à modelagem física do sistema de drenagem .	75
4.2.	Simulação de práticas e suas combinações LID, implantadas em diferentes estratégias de posicionamento.....	78
4.2.1.	Séries temporais de vazão	78
4.2.2	Series de vazão de pico	84
4.2.3.	Variáveis associadas à inundação.....	87
4.3.	Simulação de práticas LID, implantadas em diferentes porcentagens da área impermeável das sub-bacias.....	91
4.3.1.	Séries temporais de vazão	91
4.3.2.	Séries de vazão de pico	96
4.3.3.	Variáveis associadas à inundação.....	98
5.	CONCLUSÃO	102
	REFERÊNCIAS	104
	APÊNDICE A – Teste de Kruskal-Wallis e Dunn para as diferentes estratégias de posicionamento avaliadas	116
	APÊNDICE B - Teste de Kruskal-Wallis e Dunn para as diferentes taxas de implantação avaliadas.....	128

1. INTRODUÇÃO

O escoamento superficial direto é a parcela da precipitação pluvial que escoar sobre a superfície do solo, e sua geração pode ser afetada por diversos fatores, dentre os quais, destaca-se a antropização da bacia hidrográfica. Um exemplo de intervenção humana sobre a dinâmica do escoamento superficial direto é a urbanização, caracterizada principalmente pela remoção da vegetação, e a regularização e impermeabilização da superfície do solo, o que leva ao aumento da vazão escoada.

Em áreas urbanizadas é comum a existência de sistemas de drenagem de águas pluviais. Entretanto, mesmo que estes sejam funcionais, a água é drenada rapidamente por meio de galerias, e é direcionada a um canal, natural ou artificial, o que leva à diminuição do tempo de concentração da bacia hidrográfica e aumento da vazão de pico quando comparado às condições do ambiente natural. Esta mudança na hidrologia do local pode agravar, ou mesmo gerar, problemas de erosão no curso d'água e/ou inundação nas áreas mais baixas e/ou planas, e a jusante do exutório. De forma agravante, na grande maioria das vezes a ocupação urbana da bacia hidrográfica inicia-se justamente em cotas altimétricas menos elevadas, às margens dos cursos d'água, avançando de jusante para montante.

Adicionalmente, com o passar do tempo, os sistemas de drenagem de águas pluviais apresentam uma redução de sua eficiência hidráulica, aliado ao processo crescente de urbanização, os tornando obsoletos, incapazes de drenar o novo volume de escoamento superficial direto. Com o objetivo de aumentar a capacidade de drenagem, a expansão ou recuperação destes sistemas pode ser dispendiosa, além de aumentar, conseqüentemente, o investimento em manutenção e operação.

Com o intuito de buscar alternativas que propiciem dinâmicas hidrologicamente mais eficientes, o uso de metodologias alternativas de drenagem de águas pluviais, chamadas de técnicas compensatórias, vêm se tornando cada vez mais comum em ambientes urbanos, complementando a drenagem realizada pelos sistemas tradicionais. As técnicas compensatórias têm o objetivo de restaurar parte da dinâmica do escoamento superficial direto encontrada em ambientes naturais, como maiores capacidades de retenção e infiltração da água pluvial. Dentre as técnicas compensatórias mais adotadas, pode-se destacar as tipificadas como de Desenvolvimento de Baixo Impacto, do inglês: *Low Impact Development* (LID).

As práticas LID objetivam reduzir os impactos causados pelo escoamento superficial direto, seja em relação à sua quantidade, ao aumentar a capacidade de infiltração da área urbanizada; ou à qualidade do escoamento, ao promover a retenção de poluentes. Com isso,

além de sua função hidráulica, de apoio ao melhor funcionamento do sistema de drenagem convencional, tais práticas podem proporcionar ganhos econômicos e hidrológicos, em função dos seus menores custos de implantação e manutenção em relação aos sistemas de drenagem tradicionais e aumento da recarga de água subterrânea; e paisagísticos.

Alguns estudos avaliaram o impacto da implantação de práticas LID sobre sistemas de drenagem de águas pluviais. Entre estes, Camilo et al. (2020) simularam a adoção de práticas LID objetivando reduzir o escoamento superficial direto drenado pelo sistema de drenagem de águas pluviais na cidade de Maringá, Brasil, em uma sub-bacia que enfrentava alagamentos frequentes. A simulação ocorreu sob chuva de projeto com tempo de retorno de 3 anos e duração de 5 minutos. Segundo os autores, ao simular a implantação das práticas LID foi possível sanar o problema dos alagamentos, contudo, um grande volume de escoamento superficial direto ainda estava sendo gerado, indicando que estudos sobre diferentes alternativas de práticas LID ainda eram necessários.

Fileni, Costa e Alves (2019) simularam o impacto de práticas LID sobre sistemas de drenagem de águas pluviais na redução do escoamento superficial direto na cidade de Ceilândia, Brasil, objetivando reduzir a ocorrência de alagamentos. Para isso, foi utilizado chuva de projeto com tempo de retorno de 10 anos e duração de 24 horas. Após a simulação, constatou-se que, apesar da diminuição do escoamento superficial direto gerado, os alagamentos ainda ocorreriam.

Apesar de serem eficientes para reduzir o volume de escoamento superficial direto, de acordo com Fiori e Volpi (2020) e Guo et al. (2021), a distribuição espacial das práticas LID dentro da bacia hidrográfica é um dos fatores que podem afetar a sua eficiência. Nesse sentido, Liang, You e Lee (2019) avaliaram os efeitos da implantação de práticas LID sobre a vazão de pico do sistema de drenagem de águas pluviais, modificando as estratégias de posicionamento (jusante, centro e montante). As simulações foram realizadas considerando diferentes tempos de retorno (2, 5, 10, 25, 50 e 100 anos) e durações de chuva (1, 3, 6, 9 e 12 horas), no campus da Universidade Nacional de Taiwan. De acordo com os autores, o melhor resultado foi obtido ao posicionar as práticas LID nas sub-bacias localizadas ao centro.

Já Tansar, Duan e Mark (2022) simularam o impacto da implantação de práticas LID sobre o sistema de drenagem de águas pluviais, bem como de estratégias de posicionamento (distribuída, jusante, centro e montante) em relação à galeria principal do sistema, com o objetivo de entender a dinâmica de inundação urbana em escala de bacia e local. Para tal simulação, utilizou-se chuvas de projeto com tempo de retorno de 3, 5, 10, 20, 50 e 100 anos e duração de 2 horas, em Xangai, China. Os autores concluíram que as práticas LID podem

reduzir expressivamente o escoamento superficial direto, e que a maior eficiência foi obtida utilizando a estratégia de posicionamento “distribuída”.

Na literatura técnica-científica consultada, nota-se que as simulações acerca das práticas LID foram conduzidas sob chuvas de projeto, isto é, com tempos de retorno e durações previamente definidas. Sendo assim, apesar da eficiência de diferentes práticas LID, estratégias de posicionamento e porcentagem de área implantada distintas durante simulações de eventos únicos de precipitação ser conhecida, sob simulação temporal contínua ainda não foi explorada. A simulação contínua é importante pois permite uma representação mais ampla e precisa do balanço hídrico na bacia hidrográfica, devido a utilização de eventos reais de precipitação, de magnitudes, durações e intervalos distintos; diferentes períodos de seca entre eventos, e a consideração de condições antecedentes de umidade do solo, evapotranspiração, nível de água em unidades de armazenamento, entre outros, que afetam o balanço hídrico global e a resposta do sistema de drenagem a eventos de precipitação (JAMES et al., 2010). Adicionalmente, ainda não há estudos que simularam a implantação de práticas LID no campus da Universidade Federal de Lavras.

Dessa forma, após a modelagem de parte da área urbanizada do campus da Universidade Federal de Lavras, sob simulação temporal contínua, objetivou-se por meio do presente estudo: (1) verificar a sensibilidade do modelo às características das sub-bacias e do sistema de drenagem; (2) analisar o impacto de diferentes práticas LID atuando individualmente e de forma combinada; (3) simular o impacto da implantação de práticas LID em diferentes estratégias de posicionamento em relação à galeria principal do sistema de drenagem (jusante, centro, montante e distribuída); e (4) investigar o impacto da implantação de práticas LID em diferentes porcentagens da área impermeável da área objeto de estudo.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

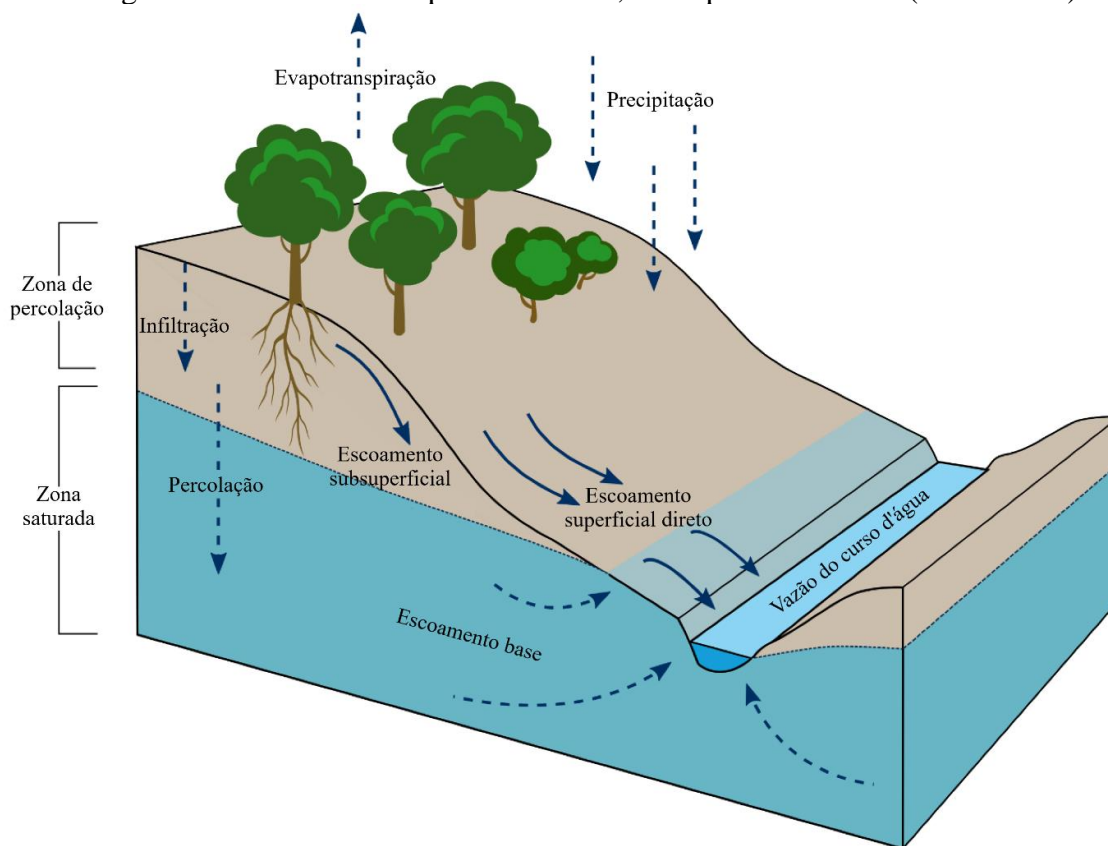
2.1. A ocupação de bacias hidrográficas e o escoamento superficial direto

A partir de um evento de precipitação em uma bacia hidrográfica, parte da água pode ser interceptada pela vegetação e por outros obstáculos, escorrer pelo dossel ou tronco das árvores, atingir o solo, ou retornar à atmosfera por meio da evaporação (MELLO; SILVA; BESKOW, 2020). A parcela de precipitação que passa pelos obstáculos e chega ao solo pode ter uma fração retida nas depressões do terreno, outra que infiltra e um restante que escoar sobre a superfície do solo (MACHADO, 2017).

A água infiltrada e retida pela matriz do solo pode ser absorvida pelas plantas, enquanto o excedente que é drenado alimenta aquíferos e nascentes, sendo extremamente importante na manutenção do escoamento base, que é responsável pelo abastecimento de cursos d'água em períodos de baixa ou nenhuma pluviosidade (MELLO; SILVA; BESKOW, 2020). Quando a água infiltrada que é drenada encontra, em uma camada de solo adjacente à superfície, algum tipo de impedimento (como horizonte formado por solos pesados, camada de solo adensada ou compactada, interface solo-rocha, entre outros) ocorre o escoamento subsuperficial (WEILER et al., 2005).

A parte que escoar sobre a superfície do solo, chamada de escoamento superficial direto, é advinda da parcela de precipitação que excede a capacidade de infiltração do solo (MELLO; SILVA; BESKOW, 2020). Após exceder tal capacidade, a água começa a preencher as depressões existentes na superfície, formando uma lâmina de água sobre o solo e, posteriormente, com a continuação da precipitação, se dá início ao escoamento superficial direto (OLIVEIRA, 2016), denominado também de escoamento superficial hortoniano (CHOW, 1994). O escoamento superficial direto, subsuperficial e base (subterrâneo), são mostrados esquematicamente na Figura 1.

Figura 1 – Escoamento superficial direto, subsuperficial e base (subterrâneo).



Fonte: Adaptado de Martin (2021).

Segundo Machado (2017) e Mello, Silva e Beskow (2020), fatores ligados ao clima (intensidade e duração da precipitação e precipitações anteriores); fisiografia da bacia hidrográfica (área e forma da bacia hidrográfica, permeabilidade e capacidade de infiltração do solo e a topografia da bacia); e antrópicos (obras hidráulicas e uso do solo); podem afetar a geração de escoamento superficial direto.

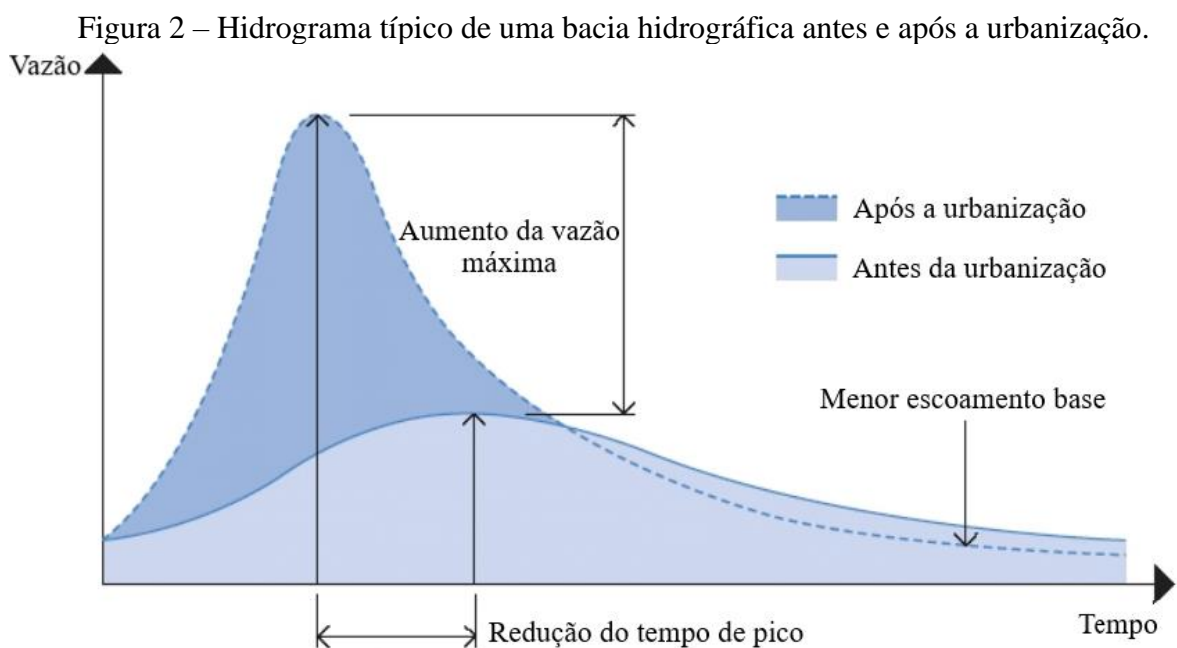
Assim, é claro que o processo de ocupação urbana em uma bacia hidrográfica pode ocasionar mudanças na dinâmica natural da água, aumentando o volume de escoamento superficial direto e, conseqüentemente, os picos de vazão em relação às condições naturais da bacia (SOUZA, 2014).

Diversos autores (COLLODEL, 2009; FRITZEN; BINDA, 2011; MARQUES; MAGALHÃES JUNIOR, 2014; MIGUEZ; GREGORIO; VERÓL, 2018; MOREIRA et al., 2020) destacaram alguns fatores e conseqüências do processo de ocupação:

- 1) A remoção da vegetação, diminuindo a interceptação da água, fazendo com que a precipitação atinja diretamente o solo, o que favorece o processo de erosão, que, conseqüentemente, pode assorear os cursos d'água e reduz a capacidade de condução

- de vazão; redução da evapotranspiração; aumento da temperatura do ar e da água de cursos d'água e a formação de ilhas de calor;
- 2) Regularização da superfície do solo, o que reduz ou elimina a retenção de água pelas depressões antes existentes, aumenta a velocidade do escoamento superficial direto e diminui o tempo de concentração da bacia hidrográfica;
 - 3) Impermeabilização em larga escala do solo, o que leva à redução da parcela de água infiltrada, o que aumenta o volume de escoamento superficial direto gerado;
 - 4) Canalização e retificação dos cursos d'água, de forma a transferir ou até gerar problemas de inundação para áreas a jusante.

Dependendo do grau de impermeabilização do solo da bacia hidrográfica, o escoamento superficial direto pode aumentar de 2 a 16 vezes, com reduções proporcionais da recarga de água subterrânea (SCHUELER, 2000). De acordo com Tucci (2007), em um cenário sem urbanização, 40% do total precipitado corresponde à evapotranspiração, 10% ao escoamento superficial direto e 50% à infiltração, enquanto em um cenário urbanizado, 25% correspondem à evapotranspiração, 45% ao escoamento superficial direto e 20% à infiltração. Um hidrograma típico de uma área urbanizada e não urbanizada, para uma mesma lâmina precipitada, pode ser visto na Figura 2.

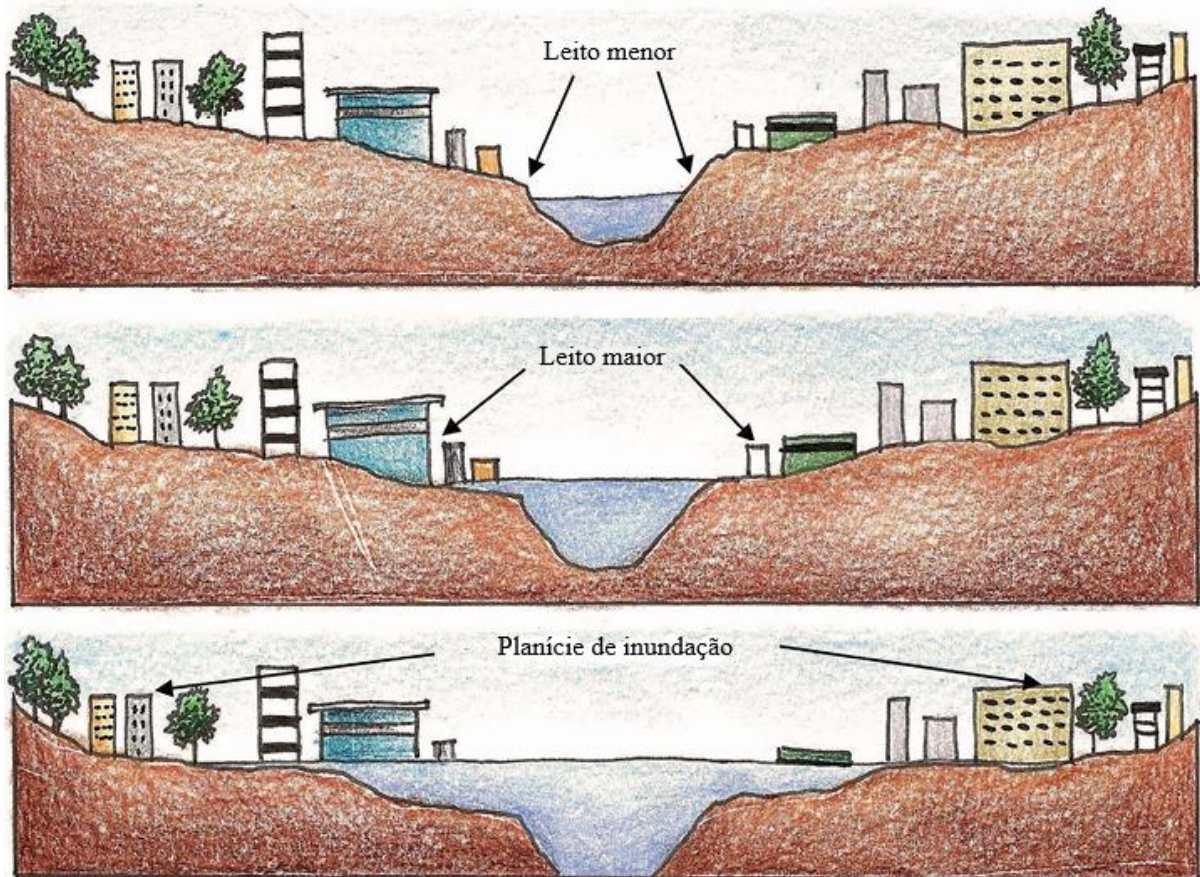


Fonte: Koide (2016).

É possível perceber, por meio da Figura 2, que a vazão máxima na área urbanizada é maior, devido à menor infiltração de água, além de sua ocorrência ser antecipada em relação à área não urbanizada, fato ocasionado por haver menos zonas de restrição e descontinuidade do escoamento, o que pode sobrecarregar o sistema de drenagem, natural ou não, provocando inundações e alagamentos (RODRIGUES; BLANCO, 2018; SANTOS; RUFINO; BARROS FILHO, 2017).

Segundo Miguez, Gregorio e Veról (2018), com a intensificação do processo de ocupação, planícies de inundação e, muitas vezes, o leito maior do curso d'água recebem obras de urbanização, o que agrava ainda mais os processos de cheias e inundações, visto que ocorre a ocupação da área naturalmente destinada à acomodação de grandes enchentes (Figura 3), o que pode impactar até mesmo áreas naturalmente não alagáveis. Além disso, em um quadro de ocupação crescente, como no caso da urbanização, observa-se que as redes de drenagem se tornam obsoletas, fazendo com que os eventos de inundação ocorram com cada vez mais frequência (NUCASE, 2007).

Figura 3 – Ocupação das áreas destinadas à acomodação de cheias e inundações.



Fonte: Adaptado de Pimentel (2015).

Junto aos problemas de enchentes, inundações e com as redes de drenagem em áreas urbanas, o escoamento superficial direto pode causar problemas de poluição difusa (PAUL; MEYER, 2008). A impermeabilização do solo é um fator agravante, sendo ainda responsável pelo aumento da temperatura e diminuição da umidade relativa do ar (LEAL; BIONDI; BATISTA, 2014). Adicionalmente, ocorre também a degradação do ambiente aquático e o seu ecossistema, devido ao aporte de água com maior temperatura, drenada de áreas impermeáveis, o que eleva a temperatura média da água de cursos d'água e contribui para a redução do oxigênio dissolvido (MIGUEZ; VERÓL; REZENDE, 2015).

Além de problemas em áreas urbanizadas, o escoamento superficial direto pode provocar danos ao ambiente da bacia hidrográfica, como a perda de água, solo agricultável e insumos agrícolas (MELLO; SILVA; BESKOW, 2020), como por meio do fenômeno da erosão. A erosão é um processo que leva à perda progressiva do material constituinte dos solos, que ocorre naturalmente, porém se torna um problema quando acelerada pela ação antrópica (PIMENTEL, 2015). Ainda segundo essa autora, juntamente com o solo carregado pelo escoamento superficial direto, são levados matéria orgânica e nutrientes, empobrecendo os solos, e, ao final, esse processo é responsável por acelerar o assoreamento dos cursos d'água, além de servir como transporte à poluição difusa.

Em geral, o solo perdido para a erosão, por meio do escoamento superficial direto, é mais fértil, o que prejudica sua produtividade, e, além disso, um grau de erosão severo pode tornar terrenos difíceis de trabalhar, impedindo o seu manejo, inutilizando-os (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2017). De acordo ainda com Bertoni e Lombardi Neto (2017), em áreas que sofrem o processo de erosão, enchentes ocorrem com mais frequência e maiores intensidades. Tanto em um ambiente urbano quanto em um ambiente não urbanizado, com o carregamento de substâncias durante o escoamento, ocorre a degradação da qualidade de cursos d'água lóticos (FIA et al., 2015) e lânticos (BUCCI; DE OLIVEIRA, 2014).

Segundo Paule-Mercado et al. (2017) o escoamento superficial direto é uma grande preocupação na gestão sustentável dos recursos hídricos, portanto, são necessárias medidas para amenizar seus impactos negativos.

2.2. Técnicas compensatórias para a gestão de águas pluviais

O desenvolvimento do uso da terra está associado às mudanças que implicam na alteração do ambiente natural (PAULE-MERCADO et al., 2017). Segundo Gribbin (2014), tal

desenvolvimento acarreta a concentração do escoamento de águas pluviais, aumentando sua vazão, e a gestão de águas pluviais tem por objetivo abrandar esse comportamento.

Segundo Botelho (2018), a depender do tipo de ocupação em uma área, podem ocorrer três situações: (1) ocupação que interage de forma positiva com as características topográficas e geológicas do local, onde danos maiores podem ser evitados com pequenas obras de correção; (2) ocupação que não atende as características do local, em que se evita danos maiores com obras economicamente dispendiosas; (3) ocupação que não atende as características do local, sem a realização de obras, em que as consequências e riscos podem ser danosos, com obras futuras de recuperação de custo alto, e, por muitas vezes, proibitivos.

Nas áreas urbanas, tradicionalmente, as águas pluviais são conduzidas por sarjetas, formadas pelos meios-fios, captadas por bocas-de-lobo e conduzidas a condutos artificiais, que, em geral, são dispostos abaixo da superfície do solo, e escoam por gravidade (sendo, até esse passo, componentes da microdrenagem), evacuando-as das áreas ocupadas e lançando-as em canais, artificiais ou naturais, como córregos, riachos e rios, que compõem a macrodrenagem (NUCASE, 2007).

Como a ocupação é um processo crescente, muitas vezes os sistemas de drenagem projetados não são capazes de suportar o aumento da vazão de escoamento superficial direto a ser drenado, seja devido ao aumento da impermeabilização, à degradação do sistema devido ao tempo de uso, ou ambos (GONÇALVES; BAPTISTA; RIBEIRO, 2016). Tais sistemas, sob uma concepção de drenagem urbana higienista (CHRISTOFIDIS et al., 2019), são projetados para drenar a área o mais rápido possível, conduzindo a água para um canal artificial ou natural (EPA, 2000), contudo, essa prática diminui a recarga subterrânea, provoca o aumento da velocidade do escoamento, diminuição do tempo de concentração e aumento da vazão de pico, fatores que agravam as cheias a jusante do local de drenagem, deterioram a qualidade da água e também causam erosões nos cursos naturais (MIGUEZ; VERÓL; REZENDE, 2015; EPA, 2000).

Ainda, as medidas para contenção e manejo das águas pluviais, sejam elas estruturais ou não estruturais, possuem alto custo de implantação, manutenção e operação, além de em alguns casos demonstrarem baixa eficácia no controle de vazões máximas (OHNUMA JÚNIOR; MENDIONDO, 2015).

Sob um ponto de vista posterior à drenagem urbana higienista, denominada drenagem urbana sustentável (CHRISTOFIDIS et al., 2019), para melhor enfrentar tais problemas, mais notadamente a partir da década de 1970, vem sendo utilizada uma abordagem alternativa para a gestão das águas pluviais, com o uso de técnicas compensatórias de drenagem, objetivando

minimizar, ou mesmo, neutralizar os efeitos da ocupação sobre os processos hidrológicos, complementando a drenagem tradicional (MIGUEZ; VERÓL; REZENDE, 2015; NUCASE, 2007).

De acordo com Fletcher et al. (2014), devido ao desenvolvimento e uso informal de terminologias na drenagem urbana, diferentes termos são empregados para definir conceitos semelhantes ao redor do mundo, levando a sobreposições, contradições e confusão. Sendo assim, este trabalho adota uma abordagem mais conservadora dos termos, objetivando uma definição mais próxima da original, contudo, ressalta-se que a evolução dos termos é inevitável. Ainda, seguindo o exposto por Fletcher et al. (2014), pode-se entender como compensatórias as técnicas “não convencionais”, que visam compensar o impacto da urbanização. Segundo Miguez, Veról e Rezende (2015), entre as técnicas compensatórias destaca-se o seguimento que prioriza a infiltração, com o objetivo de compensar os impactos da ocupação do solo, nos mesmos moldes do que preconiza as práticas de *Low Impact Development*, em inglês – ou Desenvolvimento de Baixo Impacto, em português.

2.2.1. Desenvolvimento de Baixo Impacto (LID)

Como uma alternativa de engenharia para mitigar os impactos do escoamento superficial direto, as técnicas LID se tornaram importantes na gestão de águas pluviais de áreas urbanizadas em todo o mundo (CHUI; LIU; ZHAN, 2016; HU et al., 2017; JIA et al., 2015), sendo que o gerenciamento de águas pluviais por meio de obras hidráulicas, como em sistemas urbanos de drenagem tradicionais está perdendo espaço para este novo método de abordagem (AHIABLAME; SHAKYA, 2016). Segundo a *United States Environmental Protection Agency*, além do custo para implantação ser menor, há uma economia em relação as manutenções necessárias, em comparação com os sistemas de drenagem tradicionais (EPA, 2000).

LID refere-se às práticas que reduzem os impactos do escoamento superficial direto, relacionados à quantidade e qualidade, próximo ao local de origem, simulando a função hidrológica natural (FLETCHER et al., 2014; ISHAQ et al., 2019; EPA, 2000; WINSTON; DORSEY; HUNT, 2016). Dessa forma, além da retenção de poluentes que chegariam aos cursos d’água, é possível promover um alívio nos sistemas de drenagem (CHUI; LIU; ZHAN, 2016). Ainda, de acordo com Ohnuma Júnior e Mendiondo (2015), além dos ganhos em relação à gestão das águas pluviais, as técnicas LID podem permitir ganhos paisagísticos, pois podem estar associadas também à implementação de áreas de lazer.

É importante ressaltar que o desempenho de técnicas LID dependerá do local de implantação, visto que sua eficácia será afetada por variáveis como o solo, tipo de vegetação, incidência de luz solar, regime de chuvas, usos do solo, entre outras propriedades hidrológicas e meteorológicas (ECKART; MCPHEE; BOLISSETTI, 2017). Com o objetivo de aprofundar o conhecimento sobre tais técnicas, algumas práticas LID são detalhadas a seguir.

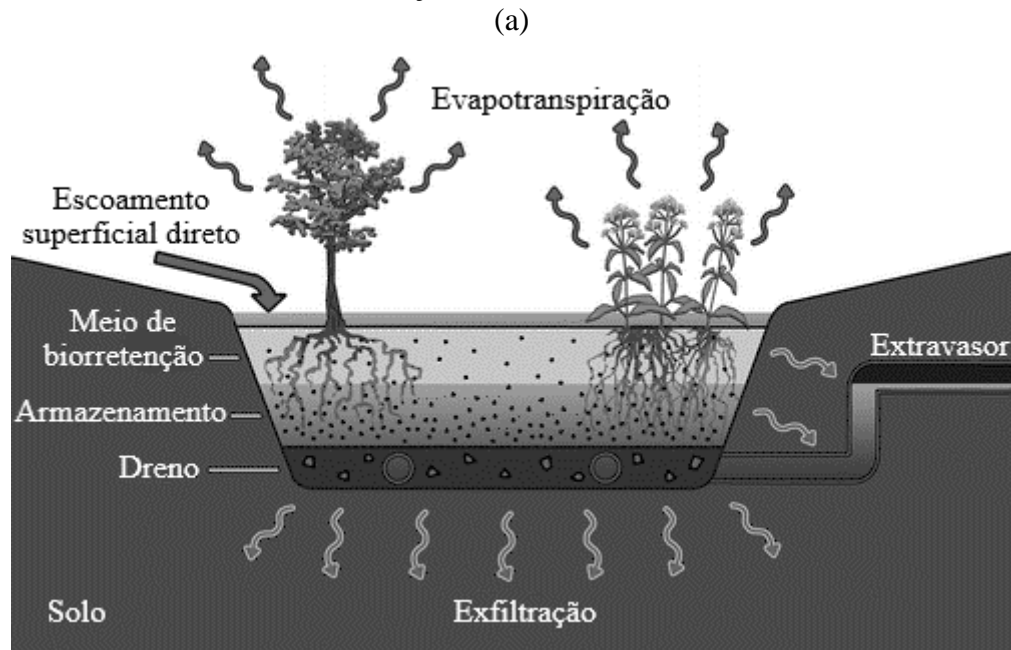
2.2.1.1. Célula de biorretenção

A célula de biorretenção é uma bacia rasa e vegetada, sobre uma camada de solo, em que a vegetação e a atividade biológica são responsáveis por manter e renovar a macroporosidade do solo ao criar caminhos preferenciais de drenagem, o que maximiza a infiltração de água e, conseqüentemente, adsorção de poluentes (RIVERSIDE COUNTY FLOOD CONTROL AND WATER CONSERVATION DISTRICT, 2011). Pode ser dimensionada para receber a água da chuva diretamente, bem como o escoamento de pequenas áreas circunvizinhas (RODRIGUES; DA SILVA; MENEZES FILHO, 2021; ROSSMAN, 2015).

A célula de biorretenção pode ser composta por camada de superfície (vegetação), meio de biorretenção, armazenamento e drenagem (FENG; BURIAN; POMEROY, 2016), sendo que o meio de biorretenção e a camada de armazenamento, geralmente, são compostos de cascalho, silte, areia, argila e matéria orgânica (MELO et al., 2014; YANG et al., 2013). A escolha da vegetação deve ser feita não pensando somente na eficiência da retenção dos poluentes, mas também na capacidade de sobrevivência das plantas às condições estressantes (BRATIERES et al., 2008), como à seca e à períodos em que a célula estará inundada.

Quando o fundo da célula de biorretenção não é revestido, a água exfiltrada da célula, infiltra no solo, e, quando a capacidade de infiltração é excedida, a água já depurada naturalmente é escoada por meio de extravasores (RIVERSIDE COUNTY FLOOD CONTROL AND WATER CONSERVATION DISTRICT, 2011). Quando a vazão do escoamento superficial direto é maior que a vazão extravasada somada à infiltrada, e a capacidade de armazenamento é excedida, ocorre o transbordamento da célula (WINSTON; DORSEY; HUNT, 2016). O esquema de uma célula de biorretenção e seus componentes pode ser visto na Figura 4.

Figura 4 – Vista esquemática, em corte, de uma célula de biorretenção e seus componentes (a) e de uma célula de biorretenção real (b).



(b)



Fonte: (a) Adaptado de Brown e Hunt (2011); (b) Great Rivers Greenway [20--].

Segundo Winston, Dorsey e Hunt (2016), a célula de biorretenção se tornou popular pois, além da retenção de poluentes, possui a capacidade de reduzir o volume de escoamento superficial direto durante menores eventos de precipitação, mesmo em solos com baixa permeabilidade. Ainda, de acordo com os resultados do estudo de Debusk, Hunt e Line (2010), as células de biorretenção se comportam de maneira análoga às bacias hidrográficas naturais, no que diz respeito à vazão e ao volume de drenagem. De acordo com uma revisão sistemática

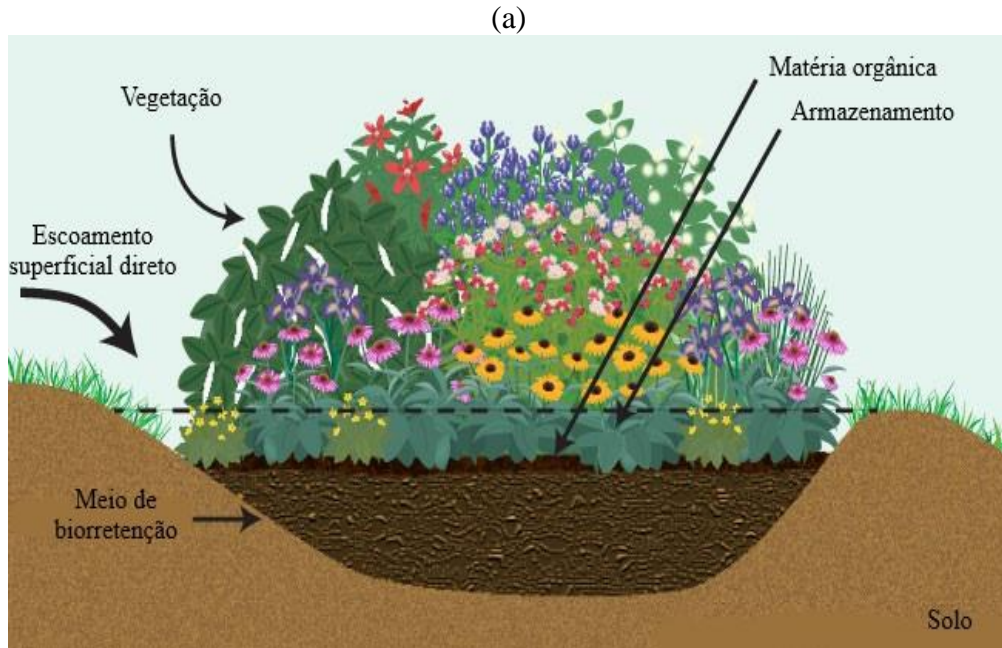
da literatura realizada por Liu et al. (2021), o custo de implantação da célula de biorretenção pode variar de 109 a 207 US\$ m⁻². Já o custo de manutenção é de 6 US\$ ano⁻¹ m⁻².

2.2.1.2. Jardim de chuva

O jardim de chuva é o sistema de biorretenção mais conhecido (MELO et al., 2014), e consiste em uma depressão vegetada no solo que recebe o escoamento superficial direto, e é indicado como receptor do escoamento gerado em telhados, estacionamentos, calçadas, entre outros, permitindo, assim, a infiltração (RODRIGUES; DA SILVA; MENEZES FILHO, 2021). Segundo Aravena e Dussailant (2009), de forma análoga à célula de biorretenção, o jardim de chuva proporciona a melhora da qualidade da água, por meio da retenção de poluentes, aumento na recarga subterrânea, bem como benefícios paisagísticos.

A composição do meio de biorretenção pode ser de silte, areia, argila e matéria orgânica (YANG et al., 2013), e a escolha da vegetação deve ser feita observando a resistência aos poluentes e a sobrevivência em condições estressantes à planta (BRATIERES et al., 2008). Percebe-se então, que a composição do jardim de chuva é semelhante à da célula de biorretenção, contudo podem ser diferenciados pela não existência da camada de armazenamento, drenagem ou leito de cascalho no jardim de chuva (ROSSMAN, 2015; ROSSMAN; HUBER, 2016a). Por meio da Figura 5, pode-se ver um jardim de chuva e seus componentes.

Figura 5 – Vista esquemática, em corte, de um jardim de chuva e seus componentes (a) e de um jardim de chuva real (b).



(b)



Fonte: (a) Adaptado de Ferrance-Wu (2020); (b) Benson (2021).

Estudos como o de Li, Li e Li (2016) mostraram que a utilização do jardim de chuva é responsável pela diminuição da vazão de pico e da concentração de poluentes, contudo, relatam que a eficácia do método diminui com o aumento do tempo de retorno da chuva. Apesar de tal redução, mesmo para grandes volumes de precipitação e maiores tempos de retorno, o jardim de chuva mostrou-se eficiente na detenção e infiltração da água (MELO et al., 2014). Por possuírem a mesma estrutura, os custos de implantação e manutenção do jardim de chuva se

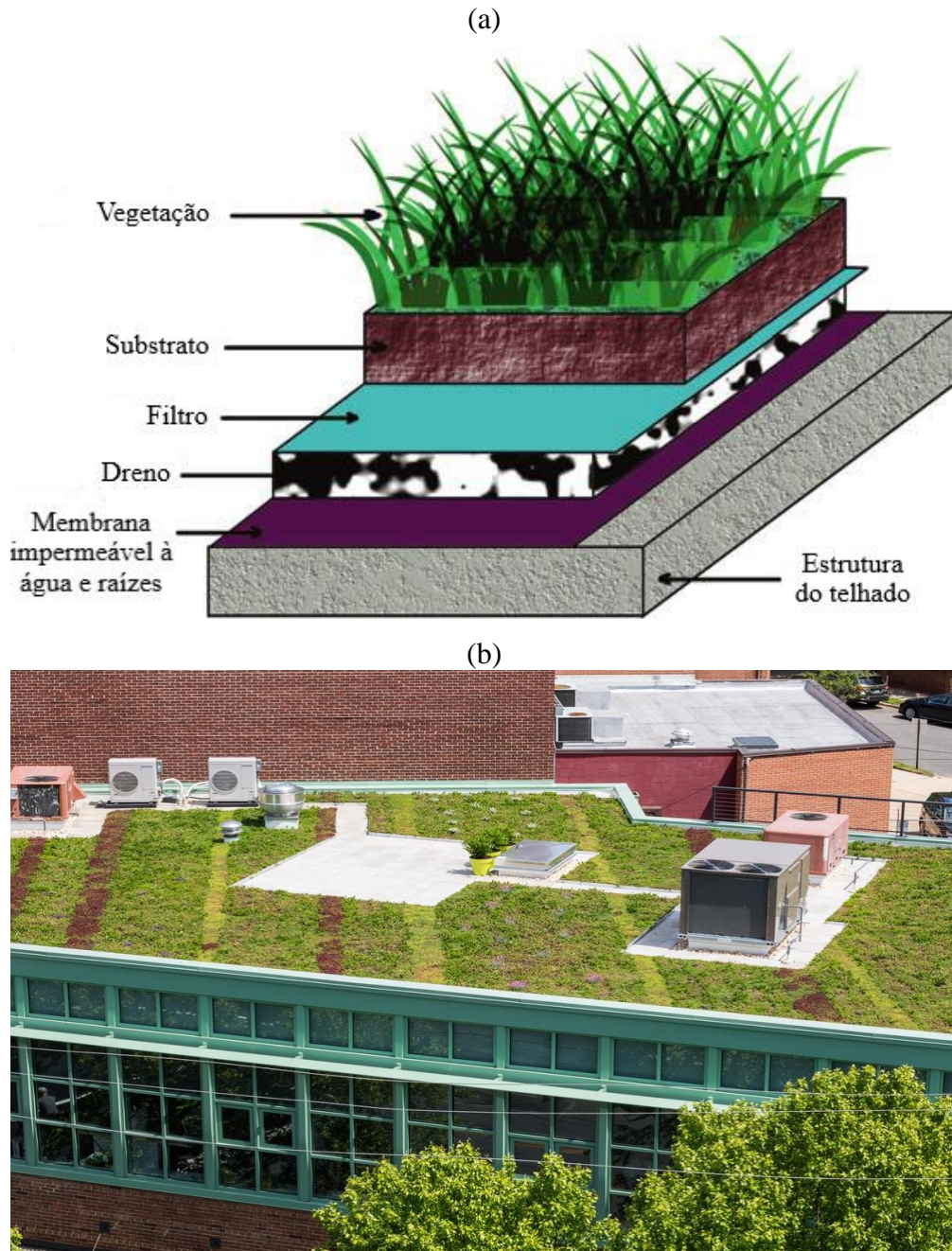
assemelha aos custos da célula de biorretenção (JOB, 2022), decrescidos dos custos relacionados à camada de drenagem.

2.2.1.3. Telhado verde

O telhado verde é uma prática que consiste em vegetar superfícies construídas (ROLA, 2003) sendo eficaz na redução da geração de escoamento superficial direto, uma vez que proporciona uma redução da porcentagem de superfícies impermeáveis em áreas urbanas (EPA, 2000).

Por meio do telhado verde é feita a interceptação da água proveniente da chuva que o atinge diretamente, que pode ser armazenada e evapotranspirada ou conduzida ao desague através de um sistema de drenagem (MIGUEZ; VERÓL; REZENDE, 2015; ROSSMAN, 2015). Entre as camadas que compõem o telhado verde, destacam-se a de drenagem, substrato e vegetação; em que, dependendo da espessura da camada de substrato, pode ser classificado como: (1) extensivo, caracterizados por pequenas plantas e (2) intensivo, que podem sustentar grandes árvores (SALERNO et al., 2021). As camadas componentes de um telhado verde são mostradas na Figura 6.

Figura 6 – Vista esquemática das camadas componentes de um telhado verde (a) e de um telhado verde real (b).



Fonte: (a) Adaptado de Arenas e Asdrubali (2017); (b) Penny (2019).

É importante ressaltar que o substrato deve dar suporte ao desenvolvimento da vegetação, ao fornecer nutrientes, umidade e aeração, e que para a escolha da vegetação deve-se considerar o microclima e o regime pluvial do local de implantação (MIGUEZ; VERÓL; REZENDE, 2015).

Uma das principais vantagens do telhado verde é não exigir novos terrenos para a sua implantação, o que seria demandado em outros métodos (EPA, 2000). Segundo Ballard et al.

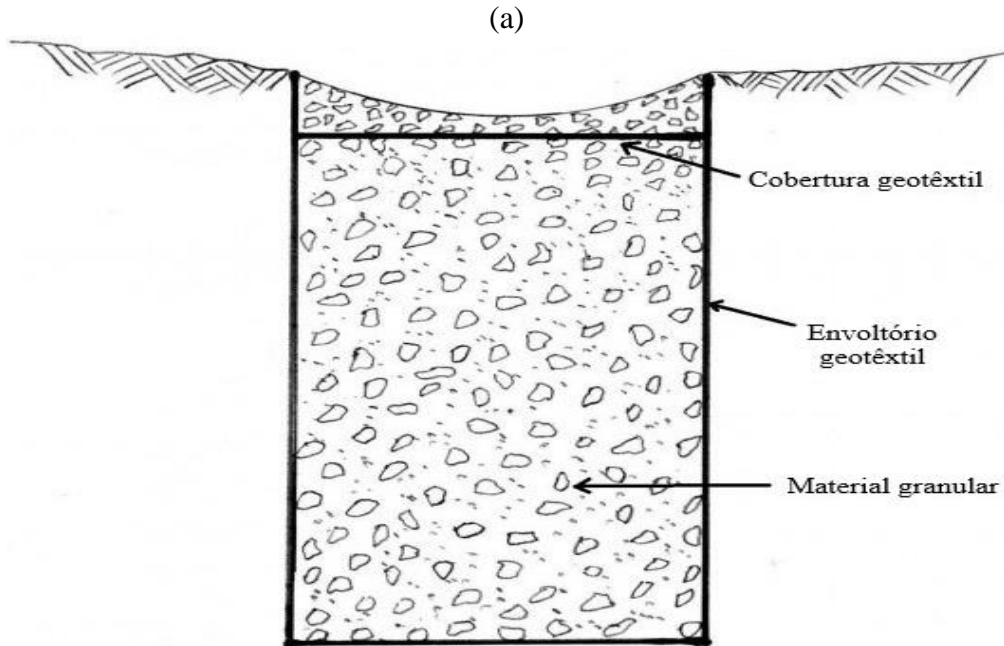
(2015), o telhado verde é um complemento ao isolamento térmico da estrutura, podendo gerar uma economia de energia durante os meses mais quentes, além de combater ilhas de calor em áreas urbanizadas.

Diversos estudos conduzidos, como o de Charalambous et al. (2019) e Lee et al., (2013), mostraram a grande capacidade do telhado verde empregado na atenuação do escoamento superficial direto, bem como no retardo na vazão de pico, conforme relatado por Salerno et al. (2021). De acordo com Liu et al. (2021), o custo de implantação do telhado verde pode variar de 112 a 409 US\$ m⁻², e o de manutenção de 4,84 a 8,78 US\$ ano⁻¹ m⁻², em função da vegetação escolhida.

2.2.1.4. Trincheira de infiltração

A trincheira de infiltração tem o objetivo de deter a água, seja diretamente da chuva ou advinda do escoamento superficial direto, por tempo suficiente, permitindo sua infiltração no solo (MIGUEZ; VERÓL; REZENDE, 2015). A trincheira de infiltração consiste em uma vala estreita, preenchida por cascalho ou material granular, podendo ser envolta com tecido geotêxtil para reduzir o risco de colmatção do meio poroso (ROSSMAN, 2015; SILVA; POLETO, 2017). O esquema de uma trincheira de infiltração pode ser visto na Figura 7.

Figura 7 – Vista esquemática, em corte, de uma trincheira de infiltração e seus componentes (a) e de uma trincheira de infiltração real (b).



Fonte: Adaptado de Santos (2011); Behrens (2022).

Segundo Silva e Poleto (2017), a trincheira de infiltração é a solução mais indicada para locais onde o espaço disponível para a implantação de uma técnica de LID se restringe à faixas estreitas, como espaços entre edificações ou ao longo de estradas. Por outro lado, tal prática é contraindicada quando: (1) o nível do lençol freático no local de implantação é raso ou há uma taxa de infiltração de água no solo excessivamente alta pois, assim, há risco de contaminação; (2) em locais onde há uma taxa de infiltração muito baixa; e (3) em locais com solos instáveis

ou declives acentuados (RIVERSIDE COUNTY FLOOD CONTROL AND WATER CONSERVATION DISTRICT, 2011).

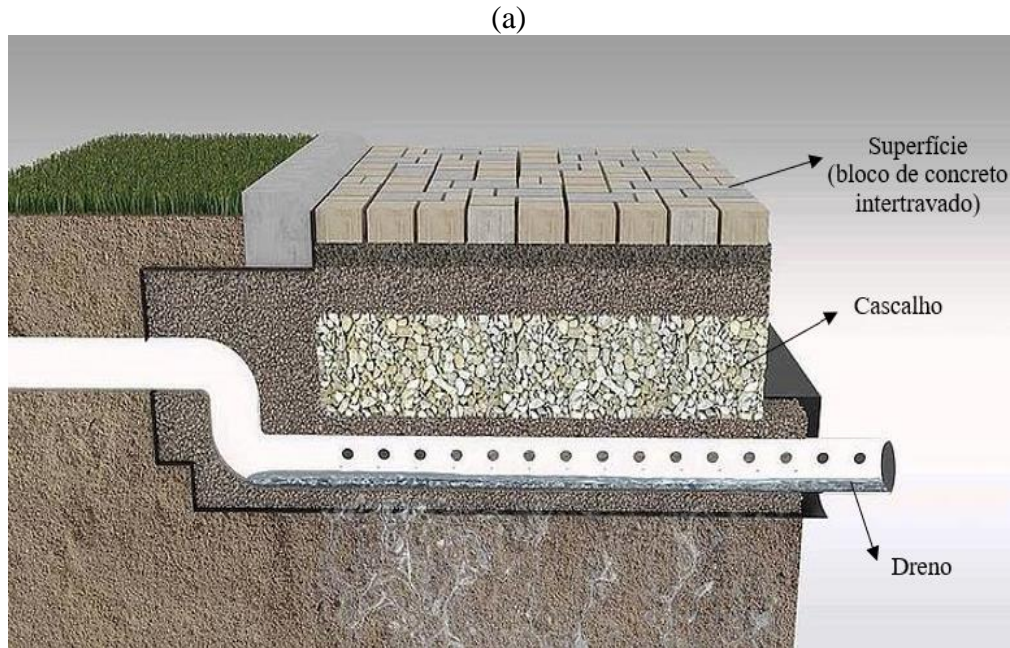
Alguns estudos realizados relataram a eficiência da trincheira de infiltração na redução do escoamento superficial direto, como o de Petit-Boix et al. (2015) e Locatelli et al. (2015), contudo, o desempenho desse tipo de LID pode ser afetado em função da existência de camadas saturadas próximas à superfície do solo (LOCATELLI et al., 2015). O custo de implantação da trincheira de infiltração pode variar de 97 a 149 US\$ m⁻². Já o custo de manutenção é de 4,54 US\$ ano⁻¹ m⁻² (LIU et al., 2021).

2.2.1.5. Pavimento permeável

O pavimento permeável tem o objetivo de prover um pavimento adequado para o tráfego de pessoas e veículos, e, ao mesmo tempo, uma superfície que permita a passagem de água, em que a água pode ser infiltrada no solo abaixo do pavimento ou drenada e conduzida a um ponto de descarga (BALLARD et al., 2015). Segundo ainda estes autores, a camada de superfície pode permitir a infiltração da água através do próprio material, como concreto e asfalto poroso, ou através das juntas de um material impermeável, como blocos de concreto com assentamento intertravado.

Abaixo da superfície do pavimento permeável há uma camada (sub-base) que pode ser formada de cascalho ou areia, em que a água infiltrada é armazenada, e pode ser infiltrada no solo natural ou drenada (JHA; BLOCH; LAMOND, 2012; ROSSMAN, 2015). O esquema de um pavimento permeável pode ser visto na Figura 8.

Figura 8 – Vista esquemática, em corte, de um pavimento permeável e seus componentes (a) e de um pavimento permeável real (b).



Fonte: Adaptado de Geosynthetic Systems (2018); Raleigh (2022).

O pavimento poroso é indicado para áreas de baixo tráfego ou de tráfego leve, como estacionamentos, playgrounds, calçadas, ciclovias e quadras poliesportivas, que possuam baixas declividades. Por outro lado, não é indicado para áreas de alto tráfego veicular, principalmente de veículos pesados, áreas com risco de derramamento de poluentes e em solos com baixa taxa de infiltração, caso a infiltração no solo nativo seja o destino da água (JHA;

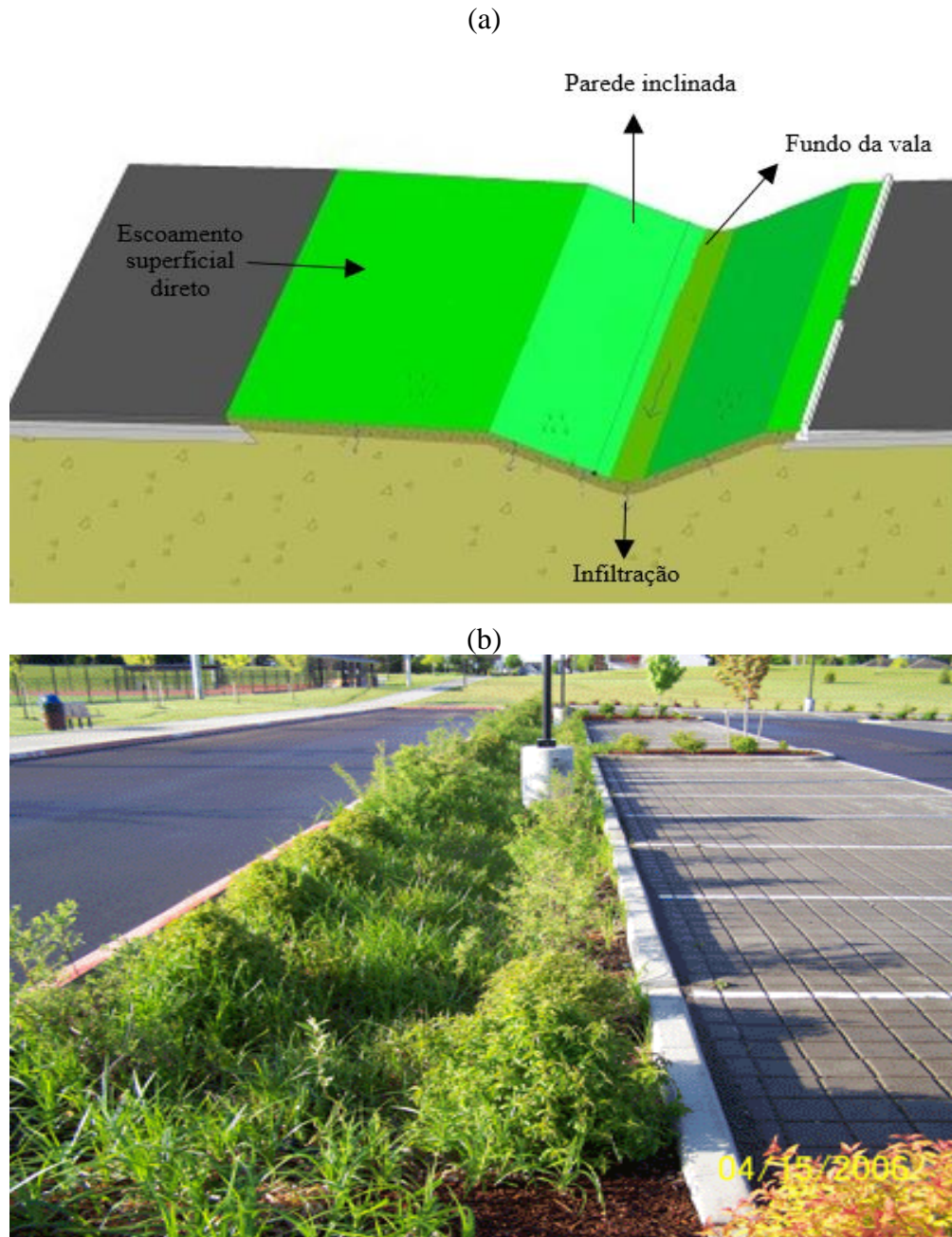
BLOCH; LAMOND, 2012; RIVERSIDE COUNTY FLOOD CONTROL AND WATER CONSERVATION DISTRICT, 2011; EPA, 2000; WANG et al., 2017).

Diversos estudos, como os de Alam et al. (2019a, 2019b) e Suripin et al. (2018), mostraram que diferentes tipos de pavimentos permeáveis são eficazes para a atenuação do pico de vazão e volume escoado, bem como atrasar o início do escoamento superficial direto, além de ter a função de retenção de poluentes, como relatado por Selbig, Buer e Danz (2019) e Jiang et al. (2015). Contudo, estudos como o de Kamali, Delkash e Tajrishy (2017), alertam que caso a manutenção do pavimento não seja feita anualmente, pode haver obstrução dos poros do pavimento, inutilizando-o. Liu et al. (2021) apontaram que o custo de implantação do pavimento permeável pode variar de 53 a 81 US\$ m⁻². Já o custo de manutenção é de 0,91 US\$ ano⁻¹ m⁻².

2.2.1.6. Vala vegetada

A vala vegetada consiste em um canal, ou áreas deprimidas, com as paredes inclinadas, cobertos por grama ou outra vegetação (ROSSMAN, 2015), em que é recomendada a utilização de baixas inclinações e vegetações densas (EPA, 2000). A função desse tipo de técnica é transportar o escoamento superficial direto, geralmente ao longo de estradas, contribuindo para a redução da velocidade de escoamento e da vazão de pico, aumentando o tempo de concentração, evapotranspiração e qualidade da água do escoamento, além de aumentar o tempo de oportunidade de infiltração (BALLARD et al., 2015; MIGUEZ; VERÓL; REZENDE, 2015; SILVA; POLETO, 2017). Um esquema de uma vala vegetada pode ser visto na Figura 9.

Figura 9 – Vista esquemática, em corte, de uma vala vegetada (a) e de uma vala vegetada real (b).



Fonte: Adaptado de Gavrić et al. (2019); Cahil, Godwin e Tilt (2018).

Estudos como os de Mustaffa, Ahmad e Razi (2017) comprovaram a eficiência da vala vegetada na atenuação do escoamento superficial direto, além de serem eficazes na retenção de poluentes presentes na água pluvial, como relatado por Gavrić et al. (2019) e apresentarem custos inferiores quando comparadas com outras práticas LID (LI et al., 2021; RONG et al., 2021). Entretanto, segundo Miguez, Veról e Rezende (2015), a necessidade de manutenção periódica e a possibilidade de ocasionar impactos à estabilidade do pavimento não podem ser negligenciadas. Segundo Liu et al. (2021), o custo de implantação vala vegetada é relativamente

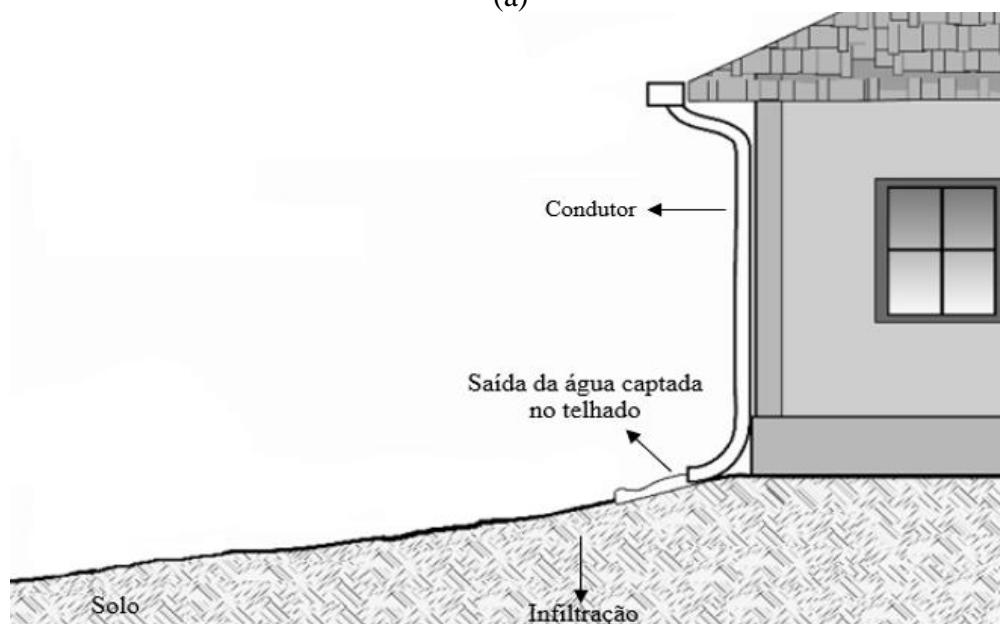
menor em comparação às demais técnicas, com o valor de 0,20 US\$ m⁻². Ainda de acordo com os autores, o custo de manutenção é corresponde a 6% do custo de implantação.

2.2.1.7. Desconexão do telhado

A desconexão do telhado é, simplesmente, o direcionamento da água drenada do telhado para áreas permeáveis, em vez de ser lançada diretamente no sistema tradicional de drenagem ou em áreas impermeáveis (ROSSMAN, 2015; SAMPLE, 2013). Segundo o manual de gerenciamento de águas pluviais da cidade estadunidense de Straban, Pensilvânia, (STRABAN TOWNSHIP, 2009), para que um telhado seja considerado desconectado, alguns requisitos devem ser atendidos: (1) área de contribuição do telhado drenada por cada condutor deve ser menor que $\approx 46 \text{ m}^2$; (2) o caminho por onde a água irá escoar após ser descarregada no solo deve ter uma inclinação positiva de menos de 5%; (3) o comprimento mínimo de $\approx 23 \text{ m}$; e (4) onde a taxa de infiltração do solo deve ser de, pelo menos, $\approx 25 \text{ mm dia}^{-1}$.

Uma exemplificação da desconexão do telhado pode ser vista na Figura 10. Pode-se também combinar esta prática LID à outras ao implantar na área de descarga dos condutores do telhado células de biorretenção, jardins de chuva, trincheiras de infiltração e valas vegetadas (SCDHEC, 2005).

Figura 10 – Exemplificação esquemática (a) e real (b) de um telhado desconectado.



(b)



Fonte: (a) Adaptado de Straban Township (2009); (b) Kelsey (2021).

A desconexão do telhado pode gerar altas reduções do escoamento superficial direto, além de aumentar o tempo de concentração (VIRGINIA DEPARTMENT OF CONSERVATION AND RECREATION, 2008). Estudos mostraram a importância da desconexão do telhado sobre o escoamento superficial direto, como o de Han e Burian (2009), que alcançaram uma redução de até 33% no pico de vazão em uma área urbana. Apesar de Liu et al. (2021) não apontarem o custo de manutenção e operação da desconexão do telhado em

uma revisão sistemática de literatura, os autores acreditam que o custo da implantação, manutenção e operação podem ser extremamente reduzidos, devido à simplicidade do sistema.

Apesar dos aparentes benefícios expostos, os impactos de técnicas compensatórias na hidrologia do local de implantação devem ser investigados, principalmente no que tange ao escoamento de base (AHIABLAME; ENGEL; CHAUBEY, 2013), pois diferentes técnicas têm diferentes impactos e custos hidrológicos, além dos financeiros (CHUI; LIU; ZHAN, 2016; LIAO et al., 2013). Visto isso, uma forma de avaliar o efeito de medidas adotadas para mitigar os problemas gerados pelo escoamento superficial direto antes mesmo da implantação, é por meio da utilização de modelos hidrológicos e hidráulicos, modelos esses que podem auxiliar tomadores de decisão (DECINA; BRANDÃO, 2016).

2.3. Modelagem e simulação hidrológica e hidráulica

Os modelos hidrológicos e hidráulicos são uma representação, tão fiel quanto possível, de processos naturais, que busca entendê-los e permitir a realização de simulações para a resolução de diferentes problemas (RODRIGUES; DA SILVA; MENEZES FILHO, 2021). De acordo com Lee et al. (2012), essas ferramentas são necessárias para apoiar a seleção e avaliar a viabilidade de diferentes técnicas compensatórias, possibilitando que seja alcançada uma boa relação custo-benefício. Além disso, a tomada de decisão baseada em simulações de diferentes cenários permite melhorar a operação dos sistemas de drenagem existentes, bem como testar novas técnicas e práticas, uma vez que o meio onde esses sistemas estão inseridos está sob evolução constante (GIRÃO et al., 2017).

Visto tal importância e devido à complexidade e quantidade de variáveis envolvidas neste fenômeno, modelos hidrológicos e hidrodinâmicos são empregados com o objetivo fundamental de analisar e interpretar o escoamento superficial direto por meio da transformação chuva-vazão (ROCHA; PEREIRA; LIMA NETO, 2021).

Atualmente, diversos modelos se destacam para a gestão de águas pluviais urbanas/técnicas compensatórias, como o *Infiltration Patch* (IP), *Rainwater+*, *Long-Term Hydrologic Impact Assessment* (L-THIA), *Model for Urban Stormwater Improvement Conceptualization* (MUSIC), *Model for Urban Sewers* (MOUSE), *Stormwater Investment Strategy Evaluation* (StormWISE), *System for Urban Stormwater Treatment and Analysis Integration* (SUSTAIN), *The Hydrologic Modelling System* (HEC-HMS), *Storm Water Management Model* (SWMM), *Personal Computer Storm Water Management Model* (PCSWMM), entre outros (AHIABLAME; ENGEL; CHAUBEY, 2013; AKHTER; HEWA,

2016; ECKART; MCPHEE; BOLISSETTI, 2017; LEE et al., 2012; MANCIPE-MUNOZ et al., 2014).

Bosley II (2008) avaliou 19 modelos de simulação chuva-vazão que permitem a adição de práticas LID. De acordo com o autor, dos 19 modelos, apenas três eram capazes de modelar processos hidrológicos distribuídos. Entre estes três, o SWMM foi escolhido como o mais adequado para a gestão de águas pluviais urbanas utilizando técnicas compensatórias devido à sua aplicabilidade e capacidade de simular e comparar com precisão diferentes cenários.

2.3.1. O *Storm Water Management Model* (SWMM) e o *Personal Computer Storm Water Management Model* (PCSWMM)

O *Storm Water Management Model* (SWMM) é um *software* gratuito e de código aberto, que foi desenvolvido em 1971 pela *United States Environmental Protection Agency* (EPA) e passou, desde então, por várias atualizações (AKHTER; HEWA, 2016), sendo muito utilizado até os dias de hoje. O SWMM é um modelo dinâmico de simulação chuva-vazão (seja de um único evento de precipitação ou de um período), da quantidade e qualidade do escoamento superficial direto de áreas urbanizadas (ROSSMAN, 2015). Ainda segundo este autor, o SWMM opera em grupos de sub-bacias, em que se tem dados climáticos e fisiográficos como entrada e o escoamento e carga de poluentes como saída, sendo o escoamento transportado por tubos, canais, dispositivos de tratamento e armazenamento, entre outros.

Para uma representação fiel de uma sub-bacia, são necessários dados com alta resolução, principalmente, da cobertura do solo e de seu relevo, e é preciso encontrar um equilíbrio entre o nível de detalhe que resulte em uma boa modelagem e o custo computacional (NIEMI et al., 2019).

Diversos trabalhos foram publicados utilizando o SWMM para o gerenciamento de águas pluviais, adotando técnicas compensatórias para diferentes propósitos, estando alguns deles listados na Tabela 1.

Tabela 1 – Exemplos de artigos científicos que estudaram aplicações do *Storm Water Management Model (SWMM)*.

Autor(es)	Ano	Localidade	Tipo de aplicação
Chui, Liu e Zhan	2016	Hong Kong, China e Seattle, Estados Unidos	Custo-benefício de práticas LID para a mitigação do escoamento superficial direto
Feng, Burian e Pomeroy	2016	Salt Lake City, Estados Unidos	Eficiência de práticas LID para a restauração das condições hidrológicas de pré-desenvolvimento
Winston, Dorsey e Hunt	2016	Kirtland e Pepper Pike, Estados Unidos	Eficiência de práticas LID para a redução da vazão de pico
Kim et al.	2019	Graham, Estados Unidos	Influência de águas subterrâneas sobre práticas LID
Rong et al.	2021	Huainan, China	Eficiência de práticas LID para a remoção de poluentes do escoamento superficial direto

Fonte: Do autor (2022).

Alguns estudos que avaliaram a capacidade de simulação chuva-vazão do SWMM, mostraram altos valores para o coeficiente de determinação (R^2) entre o escoamento observado e simulado, entre eles: 0,876 para Feng, Burian e Pomeroy (2016); 0,96 para Kim et al. (2019); e 0,972 para Rong et al. (2021), o que indica a precisão e adequabilidade do software para este tipo de simulação.

De acordo com Krebs et al. (2013), a construção de um modelo de alta resolução no SWMM, que é imprescindível para a avaliação de cenários que utilizem técnicas compensatórias, requer um alto dispêndio de tempo e só pode ser feito para pequenas bacias hidrográficas. Embora o SWMM seja amplamente utilizado, apresente bons resultados e possua uma ampla variedade de aplicações, não possui uma interface espacial (AKHTER; HEWA, 2016). Segundo Lee et al. (2012), para facilitar o uso dos modelos, esses devem incluir uma integração da interface dos sistemas de informações geográficas (SIG), modelos de simulação de bacias hidrográficas e técnicas compensatórias. A integração SIG reduz o trabalho necessário no processamento e inserção de dados, recurso esse que é incorporado ao SWMM padrão pelo *Personal Computer Storm Water Management Model (PCSWMM)* (ECKART; MCPHEE; BOLISETTI, 2017; NIEMI et al., 2019).

O PCSWMM é um *software* que exige licença para a sua utilização, desenvolvido pela *Computational Hydraulics International* (CHI). Além das funções presentes no SWMM, o PCSWMM possui suporte para mais de 50 formatos de camada GIS/CAD, diversos sistemas de coordenadas, suporte para modelo digital de elevação (MDE), conjunto de ferramentas topológicas, mapas georreferenciados em background, gerenciamento e análise robustos para séries temporais, modelagem hidrológica e hidráulica (incluindo técnicas compensatórias e qualidade de água), além de ferramentas para o suporte à tomada de decisão (CHI, 2022a). Além das implementações feitas no PCSWMM em relação ao SWMM, uma grande vantagem de sua aplicação é a alta precisão em bacias rurais (MUNIR; AHMAD; HAFEEZ, 2020). Alguns trabalhos que objetivaram a gestão de águas pluviais utilizando práticas LID desenvolvidos com o uso do PCSWMM podem ser vistos na Tabela 2.

Tabela 2 – Aplicações do *Personal Computer Storm Water Management Model* (PCSWMM).

Autor(es)	Ano	Localidade	Tipo de aplicação
Ahiablame e Shakya	2016	Bloomington e Normal, Estados Unidos	Eficiência de práticas LID para a redução de inundações
Paule-Mercado et al.	2017	Gyeonggi, Coreia do Sul	Influência do desenvolvimento do uso do solo sobre o escoamento superficial direto
Peng et al.	2019	Fucheu, China	Efeito de diferentes cenários de LID; tempo de retorno, durações, locais e pico de intensidade da precipitação sobre a quantidade e qualidade do escoamento superficial direto
Rosenberger et al.	2021	Munique, Alemanha	Desempenho de práticas LID sobre cenários de densificação urbana e mudanças climáticas
Beganskas et al.	2021	Filadélfia, Estados Unidos	Impacto de práticas LID na qualidade do escoamento superficial direto

Fonte: Do autor (2022).

A capacidade de simulação de eventos chuva-vazão do PCSWMM foi comprovada por meio de alguns estudos que alcançaram valores satisfatórios para o R^2 , como 0,63 para Ahiablame e Shakya (2016); e altos, como 0,95 para Paule-Mercado et al. (2017).

2.3.1.1. Principais equações governantes no SWMM e PCSWMM

Visto que o *software* PCSWMM representa uma melhoria do *software* SWMM, em relação à sua interface gráfica do usuário, como criação de arquivos de dados de entrada, plotagem de gráficos e mapas, interface SIG e ajuda on-line (SHAMSI, 2000), todas as metodologias a seguir descritas se aplicam à ambos os *softwares*.

2.3.1.1.1. Escoamento superficial direto

A sub-bacia é conceituada como um reservatório não-linear, de superfície retangular, declividade S e largura W , que possui um único exutório (ROSSMAN; HUBER, 2016b). A afluência de água na sub-bacia pode ocorrer por meio da precipitação (chuva e degelo) e da contribuição do escoamento superficial direto de sub-bacias à montante, enquanto as saídas podem se dar por infiltração, evaporação e escoamento superficial direto (CHI, 2022b). A profundidade desse “reservatório” é o armazenamento em depressão (d_s), que é responsável pelas abstrações iniciais da chuva, isto é, a água que gera o umedecimento da superfície e é armazenada nas depressões desta, e/ou é interceptada pela vegetação e por telhados (ROSSMAN; HUBER, 2016b). O escoamento superficial direto inicia quando a lâmina de água no reservatório excede d_s . A mudança na lâmina de água no “reservatório” (d) por unidade de tempo é a diferença entre as entradas e saídas de água na sub-bacia (ROSSMAN; HUBER, 2016b), e pode ser expressa pela Equação 1.

$$\frac{\partial d}{\partial t} = i - e - f - q \quad (1)$$

Em que “ i ” é a intensidade de precipitação + degelo, em $m s^{-1}$; “ e ” é a taxa de evaporação, em $m s^{-1}$; “ f ” é a taxa de infiltração, em $m s^{-1}$; e “ q ” é a taxa de escoamento superficial direto, em $m s^{-1}$. Ressalta-se que na Equação 1 as variáveis i , e , f e q são expressas como vazão por unidade de área ($m^3 s^{-1} m^{-2} = m s^{-1}$).

Assumindo que o escoamento superficial direto se dá como um fluxo uniforme dentro de um canal retangular de largura W , altura $d - d_s$, e declividade S , a equação de Manning (Equação 2) pode ser utilizada para calcular a vazão volumétrica do escoamento superficial direto (ROSSMAN; HUBER, 2016b).

$$Q = \frac{1}{n} S^{\frac{1}{2}} R_x^{\frac{2}{3}} A_x \quad (2)$$

Em que Q é a vazão em volume do escoamento superficial direto, em m^3s^{-1} ; n é o coeficiente de rugosidade de Manning, relativo à superfície onde se o escoamento acontece, adimensional; S é a declividade aparente ou média da sub-bacia, em $m m^{-1}$; A_x é a área ao longo da largura da sub-bacia na qual o escoamento flui, isto é, a seção de escoamento, em m^2 ; e R_x é o raio hidráulico associado à essa área, em m . Ressalta-se que a constante 1 na Equação 2 tem a unidade de $m^{-1/3} s$

Substituindo então o valor de A_x por $W(d - d_s)$ e, devido ao fato de que W será sempre muito maior que d , R_x por $(d - d_s)$ na Equação 2, e dividindo-a pela área da sub-bacia A , chega-se à vazão por unidade de área (Equação 3).

$$Q = \frac{WS^{\frac{1}{2}}}{A n} (d - d_s)^{\frac{5}{3}} \quad (3)$$

Considerando a primeira parcela da multiplicação na Equação 3 como α , e substituindo-a na Equação 1, chega-se à Equação 4.

$$\frac{\partial d}{\partial t} = i - e - f - \alpha(d - d_s)^{\frac{5}{3}} \quad (4)$$

Para valores conhecidos de i , e , f , d_s e α , a Equação 4 pode ser resolvida numericamente, em cada passo de tempo, para a profundidade d . Esta equação é aplicada apenas quando d é maior que d_s , sendo que, quando tal condição não ocorre, pode-se proceder a aplicação após remover sua última parcela de subtração (ROSSMAN; HUBER, 2016b).

2.3.1.1.2. Infiltração

A infiltração é o processo de passagem de água da superfície para o interior do solo não saturado, nas áreas de sub-bacias permeáveis (CHI, 2022c) que, muitas vezes, é o fenômeno do ciclo hidrológico para qual é destinada a maior parte da água precipitada (ROSSMAN; HUBER, 2016b). Ainda segundo estes autores, teoricamente, o processo de infiltração é governado pela equação de Richards, que é uma equação diferencial parcial não linear, o que a torna inadequada

para o uso em modelos de uso geral, como o SWMM, particularmente para simulações contínuas de longo prazo. Para a simulação do processo de infiltração, o SWMM permite a utilização dos métodos de Horton, Horton modificado, Green-Ampt, Green-Ampt modificado e Curva Número.

O método da Curva Número, desenvolvido pelo *Soil Conservation Service* (SCS), agora renomeado para *National Resources Conservation Service* (NRSC), é um dos mais populares para estimar o volume de escoamento superficial direto (SAHU; MISHRA; ELDHO, 2010). Segundo informações reunidas da literatura por (YUAN et al., 2014), esse fato se deve a três fatores: (1) os cálculos são eficientes; (2) as informações sobre o tipo de solo, uso da terra e práticas de manejo exigidos são acessíveis; e (3) produz estimativas de escoamento superficial direto satisfatórias. De acordo com Rossman e Huber (2016a), originalmente, o método da Curva Número agrupa as perdas da precipitação devido à interceptação, armazenamento em depressão e infiltração, o que permite prever o excesso total de chuva (precipitação efetiva) de um determinado evento. O SWMM utiliza uma modificação do método da Curva Número, agrupando, apenas, as perdas da precipitação por infiltração, uma vez que as demais perdas são modeladas separadamente (ROSSMAN; HUBER, 2016b).

O método da Curva Número calcula a precipitação efetiva (P_e), em mm, em função da precipitação total do evento, P , em mm, utilizando a Equação 5 (ROSSMAN; HUBER, 2016b).

$$P_e = \frac{p^2}{P + S} \quad (5)$$

Em que S , em mm, representa a capacidade máxima de retenção de água pelo solo, que pode ser obtido por meio da Equação 6.

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad (6)$$

Na Equação 6, as constantes 25400 e 254 têm a unidade de mm. Os valores de CN são tabelados, variam de 1 a 100 e estão associados à diversos parâmetros fisiográficos, como cobertura vegetal, umidade do solo antecedente ao evento de precipitação e classe do solo (MELLO; SILVA; BESKOW, 2020). Em sua forma original, a Equação 5 é expressa com a precipitação (P) decrescida das abstrações iniciais (I_a), mas, uma vez que o SWMM contabiliza esse fenômeno por meio do armazenamento em depressão (d_s), ele não é incluído na equação

utilizada pelo modelo (ROSSMAN; HUBER, 2016b). Ao assumir que toda chuva que não se torna escoamento superficial direto é infiltrada, a Equação 5 pode ser reescrita para simular a infiltração total cumulativa (F), em mm, por meio da Equação 7.

$$F = P - \frac{P^2}{P + S} \quad (7)$$

Para um modelo contínuo, como o SWMM, a Equação 7 pode ser modificada para calcular a taxa de infiltração f em cada passo de tempo (Equação 8).

$$F_i = P_i - \frac{P_i^2}{P_i + S_e} \quad (8)$$

Em que F_i é o valor cumulativo de infiltração no final de um passo de tempo Δt_i , em h; S_e , que para a simulação de um único evento de chuva é igual à S , pode ser menor quando o esgotamento e a recuperação da capacidade de armazenamento de umidade ocorrem durante um período de simulação mais longo; e P_i é o valor cumulativo de precipitação no final de um passo de tempo Δt_i , em h, e é determinado pela Equação 9.

$$P_i = P_{i-1} + i\Delta t \quad (9)$$

Em que I é a intensidade de precipitação após o passo de tempo $i - 1$, em mm h^{-1} . Por fim, a taxa de infiltração no passo de tempo i , f_i , em m s^{-1} , pode ser calculada por meio da Equação 10.

$$f_i = \frac{(F_i - F_{i-1})}{\Delta t} \quad (10)$$

2.3.1.1.3. Evaporação

O fenômeno da evaporação, no SWMM, pode ser considerado para a água parada em superfícies das sub-bacias, água subterrânea em aquíferos subterrâneos, água que flui em canais abertos, água em unidades de armazenamento e para a água mantida nas unidades de LID (ROSSMAN; HUBER, 2016b). Para contabilizar a taxa de evaporação, o SWMM disponibiliza

as seguintes opções: (1) único valor de evaporação constante; (2) conjunto de valores de evaporação médios mensais; (3) série temporal de valores diários de evaporação; e (4) valores de evaporação calculados a partir de dados de temperatura diária. Para a última opção, o SWMM utiliza o método de Hargreaves (Equação 11) para calcular, a partir de dados diários de temperatura mínima e máxima e da latitude da área modelada, a taxa de evaporação.

$$E = 0,0023 \left(\frac{R_a}{\lambda} \right) T_r^{\frac{1}{2}} (T_a + 17,8) \quad (11)$$

Em que E é a taxa de evaporação, em mm dia⁻¹; R_a é a radiação solar no topo da atmosfera, em MJ m⁻² d⁻¹; e λ é o calor latente de vaporização, em MJ kg⁻¹, dado por 2,50 – 0,002361 T_a; T_r é a diferença entre a temperatura máxima e mínima do ar, em °C; e T_a é a temperatura média do ar, em °C. Maior detalhamento sobre as variáveis utilizadas na Equação 11 podem ser encontrados em Rossman e Huber (2016a).

2.3.1.1.4. Práticas LID

As práticas LID, neste estudo tratadas, proporcionam alguma quantidade de armazenamento de chuva/escoamento superficial direto, evaporação da água armazenada e infiltração, em casos que não há o emprego de revestimento impermeável na parte inferior (ROSSMAN, 2015). Uma vez alocadas em uma sub-bacia, o desempenho dessas práticas é refletido no montante calculado das taxas de escoamento, infiltração e evaporação (ROSSMAN, 2015). Ainda segundo Rossman (2015), são considerados no balanço hídrico de uma prática LID os seguintes componentes: afluência total, infiltração, evaporação, escoamento superficial direto, vazão de drenagem e volumes inicial e final de armazenamento.

O balanço de fluxo em uma prática LID é realizado por meio de equações simples, que descrevem a mudança no conteúdo de água, em uma camada particular (superfície, solo e armazenamento; camadas 1, 2 e 3, respectivamente), ao longo do tempo (CHI, 2022d; ROSSMAN; HUBER, 2016a). Expressas em volume por unidade de área por unidade de tempo, podem ser vistas nas Equações 12, 13 e 14.

$$\Phi_1 \frac{\partial d_1}{\partial t} = i + q_0 - e_1 - f_1 - q_1 \quad (12)$$

$$D_2 \frac{\partial \theta_2}{\partial t} = f_1 - e_2 - f_2 \quad (13)$$

$$\Phi_3 \frac{\partial d_3}{\partial t} = f_2 - e_3 - f_3 - q_3 \quad (14)$$

Em que Φ_1 e Φ_3 são os índices de vazios na camada superficial (não preenchida por vegetação) e de armazenamento, respectivamente, adimensionais; d_1 e d_3 são as lâminas de água armazenada na superfície do solo e na camada de armazenamento, respectivamente, em m; t é o tempo, em s; i é a taxa de precipitação que cai diretamente sobre a camada de superfície, em $m\ s^{-1}$; q_0 , q_1 e q_3 são os fluxos de entrada na camada de superfície, de escoamento superficial direto na camada de superfície, e de drenagem na camada de armazenamento, respectivamente, em $m\ s^{-1}$; e_1 , e_2 e e_3 são as evapotranspirações na camada de superfície, de solo e de armazenamento, respectivamente, em $m\ s^{-1}$; f_1 , f_2 e f_3 são a infiltração (a água da camada de superfície que adentra o solo), percolação (água da camada de solo que adentra a de armazenamento), e exfiltração (água da camada de armazenamento que adentra o solo nativo), respectivamente, $m\ s^{-1}$; D_2 é a espessura da camada de solo, em m; θ_2 é a umidade na camada de solo, $m^3H_2O\ m^{-3}solo$.

No SWMM, para as práticas LID, a infiltração (água da camada superficial que adentra a de solo), em $m\ s^{-1}$, é modelada por meio da equação de Green-Ampt (Equação 15).

$$F_1 = K_{sat} \left(1 + \frac{(\phi_2 - \theta_{20})(d_1 + \psi_2)}{F} \right) \quad (15)$$

Em que K_{sat} é a condutividade hidráulica do solo saturado, em $m\ s^{-1}$; θ_{20} é a umidade no topo da camada de solo, $m^3H_2O\ m^{-3}solo$; ψ_2 é o potencial matricial a jusante da frente de molhamento, em mca; e F é a lâmina de água infiltrada após um evento de precipitação, em m.

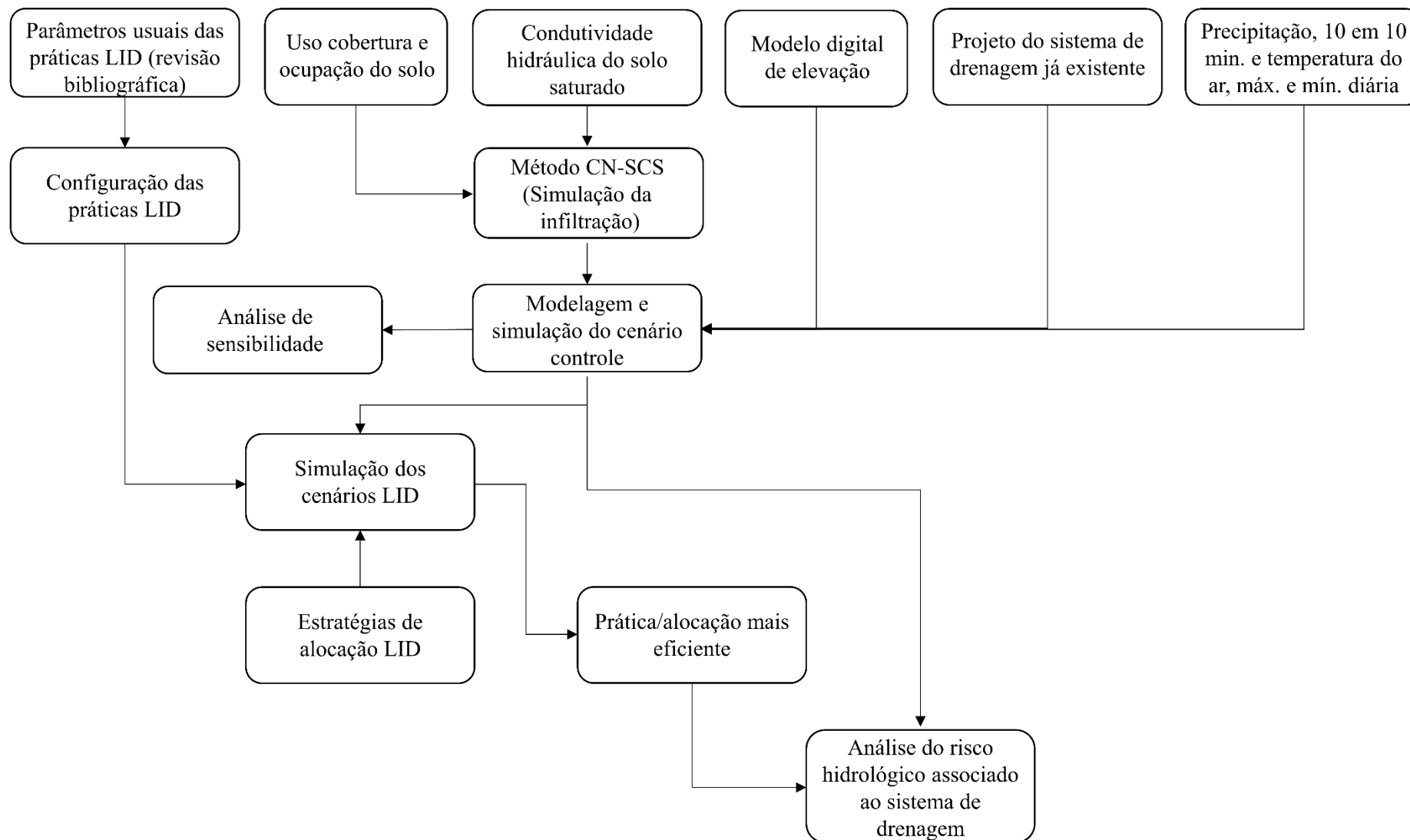
Os equacionamentos “secundários” para cada prática LID, tais como para se determinar o escoamento superficial direto, evapotranspiração, percolação, vazão de drenagem, entre outras variáveis, podem ser encontrados em Rossman e Huber (2016a).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Fluxograma metodológico da pesquisa

Por meio de um fluxograma metodológico (Figura 11) são mostradas as etapas que foram realizadas para que os objetivos estabelecidos neste trabalho fossem alcançados.

Figura 11 – Fluxograma metodológico da pesquisa.



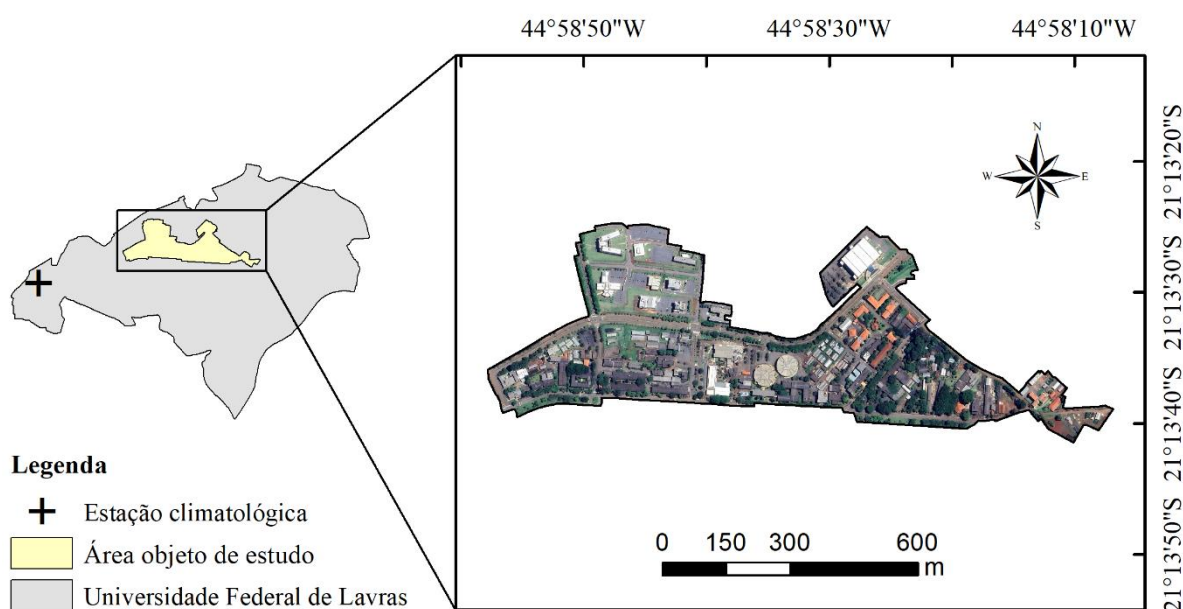
Fonte: Do autor (2022).

3.2. Caracterização do local de estudo

A área objeto de estudo (Figura 12) é parte da área urbanizada do campus da Universidade Federal de Lavras (UFLA), localizado na cidade de Lavras, no estado de Minas Gerais, na região sudeste brasileira.

A classificação climática de Köppen para o município de Lavras é Cwa – subtropical com seca no inverno e verão quente (MARTINS et al., 2018), e a precipitação total anual média é de 1383,4 mm, de acordo com a normal climatológica do período de 1991 a 2020 (INMET, 2022a). A altitude, no centro da área urbanizada da UFLA, é de 916 m (IBGE, 2023).

Figura 12 – Localização geográfica da área objeto de estudo.



Fonte: Do autor (2022).

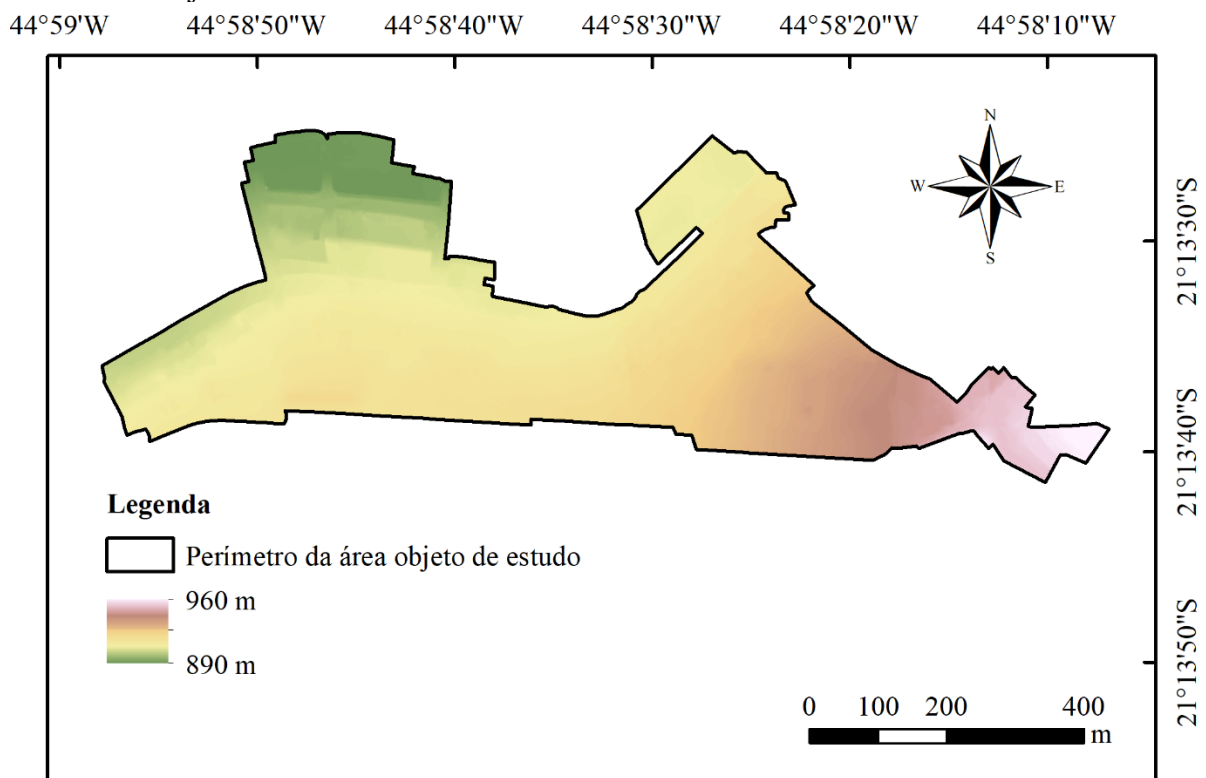
Concomitantemente à expansão de cursos ofertados, ocorreu um processo de expansão de áreas urbanizadas no Campus da UFLA (SANTOS et al., 2021) e, conseqüentemente, houve o aumento de superfícies impermeabilizadas referentes a novas edificações, vias e estacionamentos, de forma similar ao processo que ocorre nas cidades. Como efeito, aumenta-se também a geração de escoamento superficial direto.

Para a caracterização do uso, cobertura e ocupação do solo e do relevo, foi realizado mapeamento aéreo da área objeto de estudo, utilizando um drone Phantom 3 Pro[®]. Para garantir a qualidade do produto do mapeamento, isto é, evitar lacunas e sobreposições excessivas, utilizou-se sobreposição entre imagens de 70 a 85%. A altura do voo foi de 100 m, valor

definido ao se considerar a extensão da área mapeada, duração do mapeamento, quantidade de baterias disponíveis, nivelamento do terreno e seus obstáculos. Foram utilizadas 6 baterias, com duração média de 28 minutos em condições ideais de voo, que foram alternadas e carregadas de acordo com a necessidade.

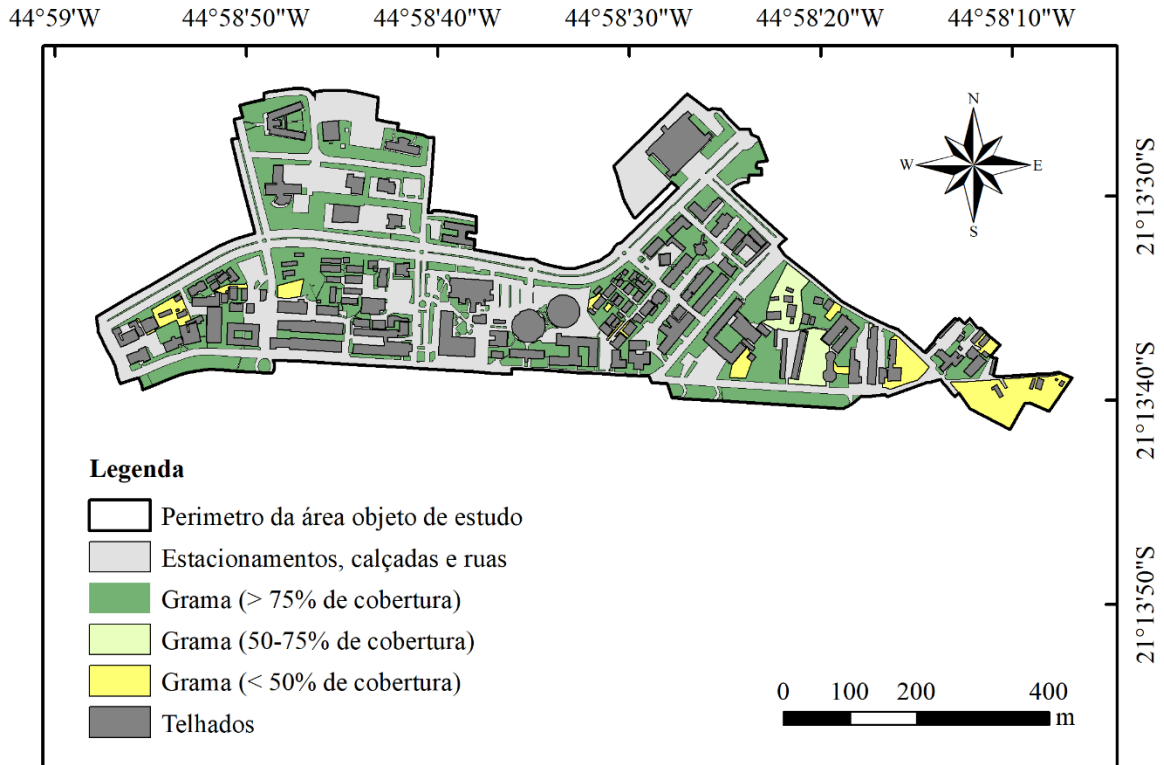
Para o processamento das imagens obtidas pelo drone utilizou-se o *software* ODM[®] (OPENDRONEMAP, 2020), em que foi obtido um ortomosaico com resolução de 0,05 m, bem como o modelo digital de elevação (MDE), com resolução de 0,20 m. A delimitação do uso, cobertura e ocupação do solo foi realizada, a partir do ortomosaico, utilizando o *software* QGIS[®] (QGIS, 2009). Utilizou-se o MDE e a ferramenta *Remove Raster Feature*, integrada ao PCSWMM (*Personal Computer Storm Water Management Model*), para remover do MDE elementos que sobrepujam a superfície, como edifícios, árvores, entre outros, o que gerou o modelo digital de terreno (MDT). O mapa de elevação da área estudada, bem como seu mapa de uso, cobertura e ocupação do solo podem ser vistos nas Figuras 13 e 14, respectivamente.

Figura 13 – Mapa de elevação, elaborado a partir do modelo digital de terreno (MDT), da área objeto de estudo.



Fonte: Do autor (2023).

Figura 14 – Mapa de uso, cobertura e ocupação do solo da área objeto de estudo.



Fonte: Do autor (2023).

A área de cada classe de uso, cobertura e ocupação do solo, em m^2 , e suas respectivas porcentagens em relação à área total de drenagem, além da porcentagem permeável e impermeável em relação à área total, são descritas na Tabela 3.

Tabela 3 – Área de cada classe de uso, cobertura e ocupação do solo, suas respectivas porcentagens em relação à área total de drenagem, e porcentagem permeável e impermeável em relação à área total de drenagem.

Uso, cobertura e ocupação do solo	Área (m^2)	Proporção da área de estudo (%)
Estacionamentos, calçadas e ruas	153846,64	45,64
Gramma (> 75% de cobertura)	88292,72	26,19
Gramma (50-75% de cobertura)	9056,64	2,69
Gramma (< 50% de cobertura)	12949,15	3,84
Telhados	72971,01	21,65
Total permeável	110298,52	32,72
Total impermeável	226817,65	67,28
Total	337116,16	100,00

Fonte: Do autor (2023).

3.3. Modelo hidrológico e hidráulico

A fim de modelar as interações entre o escoamento superficial direto, práticas LID e o sistema de drenagem de águas pluviais, foi utilizado o *software* PCSWMM, versão 7.4, fornecido pela empresa *Computational Hydraulics International* (CHI) (*grant number* G7095).

Para a modelagem 1D, quanto à inserção do sistema de drenagem de águas pluviais, foi utilizado como base o projeto executivo georreferenciado do sistema existente, possibilitando traçá-lo, utilizando-o como background no modelo, sendo possível, então, atribuir dimensões, inclinações, profundidades e características hidráulicas aos condutos, além da localização das bocas de lobo e poços de visita. O projeto que descreve as características do sistema de drenagem de águas pluviais foi fornecido pela Pró-Reitoria de Infraestrutura e Logística da UFLA. Além disso, a fim de compatibilizar as informações contidas no projeto executivo de drenagem com o que foi efetivamente implantado, foram realizadas checagens *in loco* do sistema de drenagem de águas pluviais. O sistema de drenagem de águas pluviais é composto por condutos de policloreto de vinila (PVC) – 0,264 km e concreto – 6,180 km, com diâmetros entre 0,15 e 1,00 m.

A partir desse levantamento inicial, foram traçadas as sub-bacias do sistema de drenagem, visto que ao utilizar metodologias automáticas para a delimitação, como a partir do MDT, a representação de características urbanas de pequena escala que alteram o curso da água na superfície como, por exemplo, os meios-fios e sarjetas, fica comprometida (KREBS et al., 2016). Dessa forma foi possível realizar a modelagem do sistema de drenagem *as built*, isto é, com as características que foram implantadas nos casos de diferenças entre o projeto executivo e o sistema executado.

A partir do MDT gerado (Figura 13), além das declividades médias das sub-bacias, foi possível estimar também as do sistema de drenagem, observando as informações de profundidade dos poços de visita, em relação à superfície do terreno, que constam no projeto executivo do sistema de drenagem de águas pluviais. Estas informações também foram conferidas *in loco*. A largura do fluxo (W), em m, isto é, a extensão perpendicular a que a água percorre até o ponto de drenagem das sub-bacias, foi determinada de acordo com a Equação 16 (KREBS et al., 2014).

$$W = k\sqrt{A} \quad (16)$$

Em que A é a área da sub-bacia, em m^2 , e o valor de k foi ajustado por Krebs et al. (2014) para 2652 sub-bacias, e corresponde ao valor de 0,7. Os valores utilizados para o armazenamento em depressão e para o coeficiente de rugosidade de Manning, tanto para a

cobertura do solo quanto para os condutos do sistema de drenagem, foram calibrados por Krebs et al. (2014) para uma área com uso, cobertura e ocupação semelhante à deste trabalho (92,47% da área com o mesmo uso, cobertura e ocupação). Os valores do coeficiente de rugosidade de Manning que foram atribuídos às sub-bacias foram calculados por meio de média, ponderada pelo uso, cobertura e ocupação do solo.

Com o objetivo de simular a infiltração de água no solo, foi utilizado o método da Curva-Número (USDA, 1986), desenvolvido pelo *Soil Conservation Service* (SCS), denominado atualmente como *National Soil Conservation Service* (NRCS), e já integrado ao PCSWMM.

Para a classificação dos solos da área de estudo nos grupos hidrológicos propostos pelo método CN-SCS, foi determinada a condutividade hidráulica do solo saturado (K_{sat}) utilizando um permeâmetro de Guelph. Os pontos amostrais foram definidos de acordo com a quantidade de área permeável, isto é, a densidade de pontos foi variável ao longo da área objeto de estudo. O espaçamento entre pontos amostrais também foi variável, definidos com base na observação da quantidade de área permeável e do gradiente de K_{sat} entre pontos em sequência, com o objetivo de aumentar a discretização entre pontos com maior diferença entre valores de K_{sat} . A realização, destes ensaios, consistiu em (SOILMOISTURE EQUIPMENT CORP., 2012):

- 1) Nos pontos amostrais foi escavado, utilizando trado manual, um furo de raio (r) de 3 cm e 20 cm de profundidade. Para isso, no trado, utilizou-se um tipo de ponta para iniciar a escavação, e outro para conferir um acabamento geometricamente uniforme às paredes e ao fundo do furo.
- 2) Para mitigar as deformações causadas ao solo durante o processo de escavação, uma escova de nylon foi utilizada para escarificar as paredes e o fundo do furo.
- 3) A carga hidráulica (H) utilizada durante o teste foi de 5 cm.
- 4) As leituras foram realizadas no intervalo de 1 em 1 minuto, até a duração de 30 minutos, e, posteriormente de 2 em 2 minutos.
- 5) O tempo de duração mínimo do teste foi de 30 minutos, e sua finalização se deu quando a taxa de decréscimo de água no reservatório (R) não apresentou mudança em 3 leituras consecutivas.

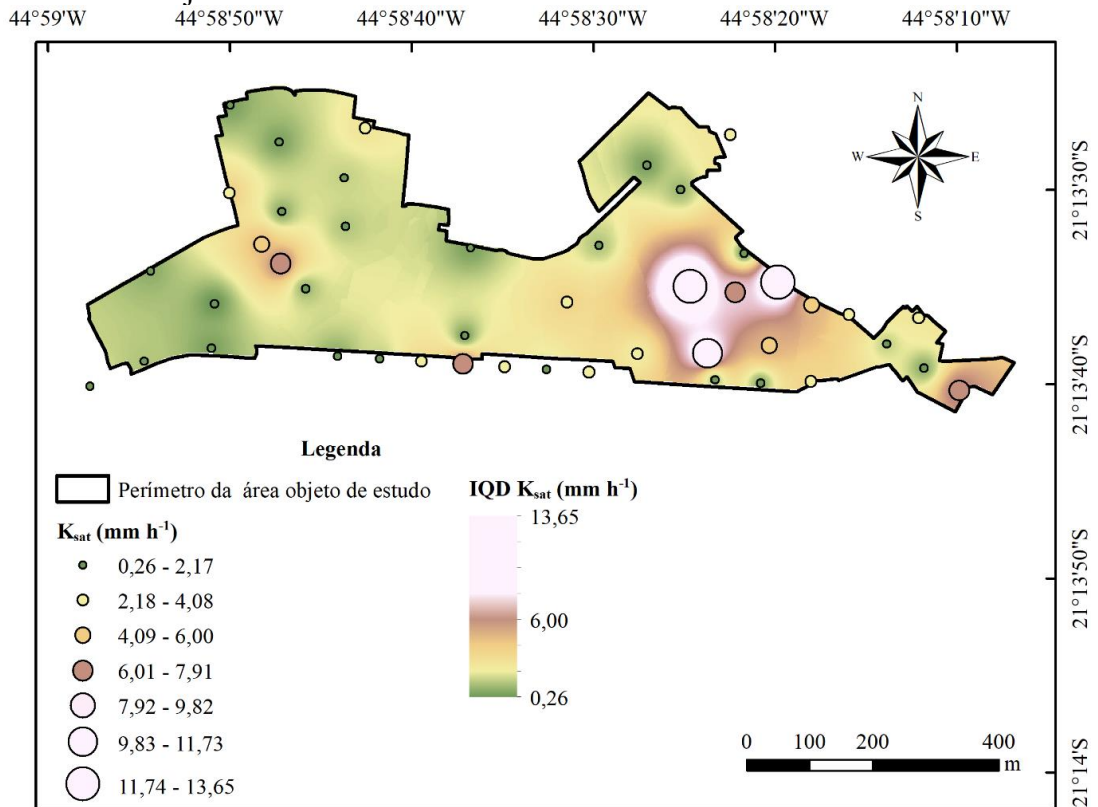
Para obtenção dos valores de K_{sat} , em mm h^{-1} foi utilizada a Equação 17.

$$K_{sat} = 600 \left[\frac{C(R\lambda)}{2\pi H^2 + \pi r^2 C + 2\pi \left(\frac{H}{\alpha}\right)} \right] \quad (17)$$

Em que C é o fator de forma e α é o parâmetro de comprimento capilar macroscópico, relativos à categoria em que o solo do local onde o teste foi realizado se enquadra, como mostrado em Soilmoisture Equipment Corp. (2012); R é a taxa constante de decréscimo de água no reservatório, em cm min^{-1} ; λ é a área da seção transversal do reservatório ($2,16 \text{ cm}^2$ nos casos em que o teste foi realizado apenas com o reservatório interno, isto é, para solos com baixa capacidade de infiltração; e $35,22 \text{ cm}^2$ nos casos em que se utilizou os reservatórios combinados, interno e externo). Na Equação 17, a constante 600 tem a unidade de $\text{mm min h}^{-1} \text{ cm}^{-1}$. Os valores de K_{sat} foram determinados para 45 pontos amostrais.

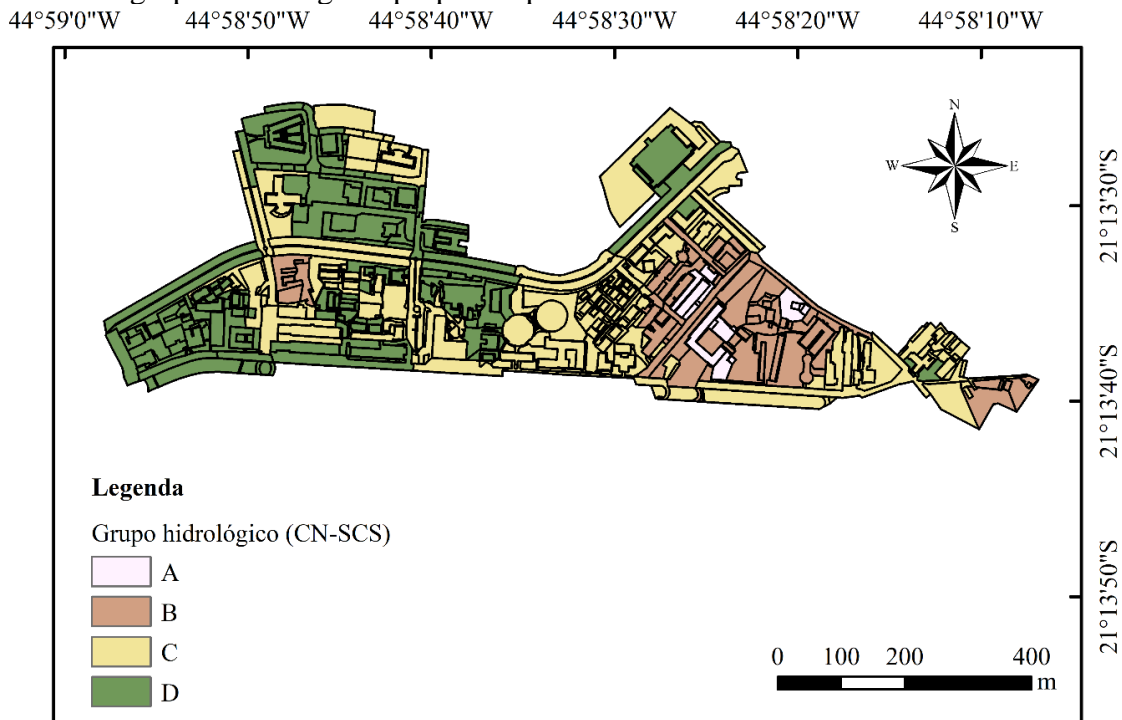
A K_{sat} , obtida pontualmente, foi interpolada para toda a área objeto de estudo (Figura 15). Para a escolha do método de interpolação, primeiramente, ajustou-se um semivariograma empírico. Com esta avaliação, foi constatado que não havia dependência espacial entre os pontos amostrais, assim sendo, o método do inverso da distância (MELLO; SILVA; BESKOW, 2020) foi escolhido para realizar a sua espacialização, utilizando 2 como expoente, conhecido também como método do Inverso do Quadrado da Distância (IQD). A partir da espacialização da K_{sat} , as frações de uso, cobertura e ocupação do solo (Figura 14) foram discretizados em função dos grupos hidrológicos propostos pelo método CN-SCS (Figura 16).

Figura 15 – Valores de K_{sat} determinados para os pontos amostrais e sua espacialização para a área objeto de estudo.



Fonte: Do autor (2023).

Figura 16 – Discretização das frações do uso, cobertura e ocupação do solo em função dos grupos hidrológicos propostos pelo método CN-SCS.



Fonte: Do autor (2024).

Aliando o grupo hidrológico às informações de uso, cobertura e ocupação do solo, foi determinado o valor CN para toda a área estudada, de acordo com os valores de referência, disponíveis em USDA (1986). De acordo com Rossman e Huber (2016), os valores de referência disponíveis se aplicam apenas às condições de umidade anteriores do solo, em inglês *Antecedent Moisture Condition*, definidas como normais (AMC II), e que, para simulações de longo prazo, como neste estudo, é indicado que o valor de CN utilizado considere condições de umidade do solo anteriores como baixa (AMC I), com o objetivo de permitir que o solo atinja a capacidade máxima possível de retenção de umidade nos períodos prolongados de seca. Dessa forma, os valores de CN em condições AMC II foram ajustados para as condições AMC I utilizando a Equação 18 (ROSSMAN; HUBER, 2016b).

$$CN_I = \frac{4,2CN_{II}}{10 - 0,058CN_{II}} \quad (18)$$

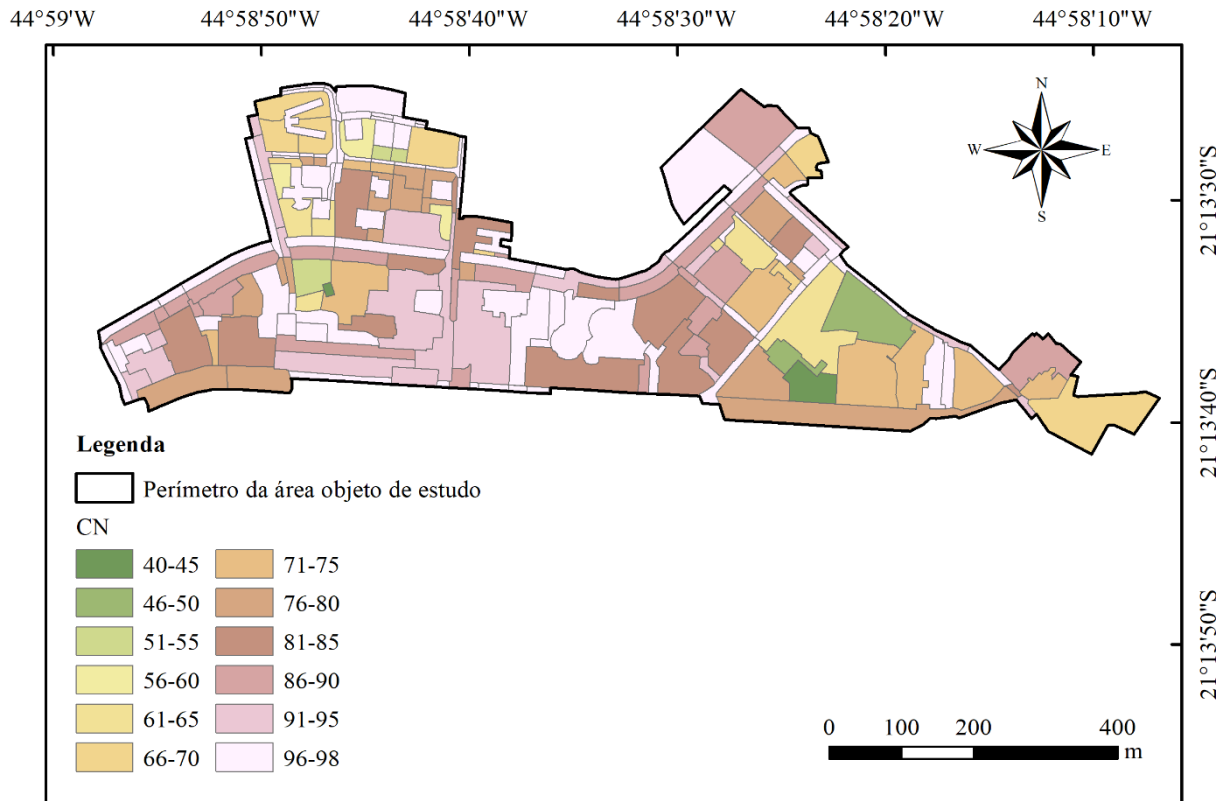
Em que CN_I refere-se ao número da curva para a condição de umidade antecedente I. O valor de CN único atribuído à cada sub-bacia, conforme exigido pelo *software* PCSWMM, foi ponderado (Equação 19), em função da área que cada valor de CN ocupa, quando verificados diferentes tipos de cobertura, uso e ocupação do solo e/ou grupos hidrológicos.

$$CN_p = \frac{(CN_i A_i + CN_{>75\%} A_{>75\%} + CN_{50-75\%} A_{50-75\%} + CN_{<50\%} A_{<50\%})}{A_t} \quad (19)$$

Em que CN_p é o valor de CN ponderado para cada sub-bacia; CN_i é o valor de CN para as áreas impermeáveis (estacionamentos, calçadas, ruas e telhados); A_i é o valor da área impermeável de cada sub-bacia (estacionamentos, calçadas, ruas e telhados); $CN_{>75\%}$ é o valor de CN para áreas gramadas com cobertura $>75\%$, de acordo com o grupo hidrológico em que esta foi classificada; $A_{>75\%}$ é o valor da área gramada com cobertura $>75\%$ de cada sub-bacia; $CN_{50-75\%}$ é o valor de CN para áreas gramadas com cobertura entre 50 e 75%, de acordo com o grupo hidrológico em que esta foi classificada; $A_{50-75\%}$ é o valor da área gramada com cobertura entre 50 e 75% de cada sub-bacia; $CN_{<50\%}$ é o valor de CN para áreas gramadas com cobertura $<50\%$, de acordo com o grupo hidrológico em que esta foi classificada; e $A_{<50\%}$ é o valor da área gramada com cobertura $<50\%$ de cada sub-bacia.

Ponderados para cada sub-bacia da área objeto de estudo, os valores de CN podem ser verificados na Figura 17.

Figura 17 – Valores de CN, ponderados para cada sub-bacia da área objeto de estudo.



Fonte: Do autor (2023).

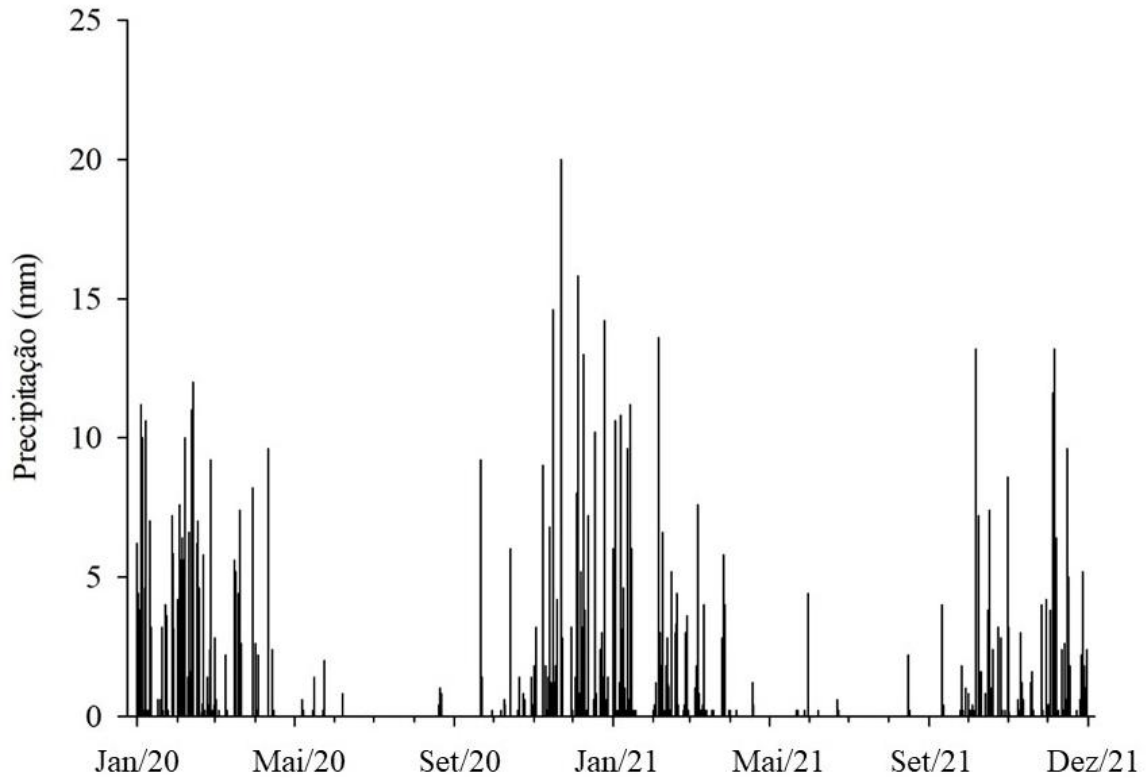
Ainda, para a simulação da infiltração ao longo do tempo, o PCSWMM requer o tempo de secagem do solo, isto é, o tempo que o solo saturado leva para alcançar um estado seco. O valor do tempo de secagem (T_{dry}), em dias, pode ser relacionado ao valor da condutividade hidráulica do solo saturado, e foi obtido por meio da Equação 20 (ROSSMAN; HUBER, 2016b).

$$T_{dry} = \frac{15,7495}{\sqrt{K_{sat}}} \quad (20)$$

Na Equação 20, a constante 15,7495 tem a unidade de $\text{mm}^{1/2} \text{h}^{-1/2}$. Posteriormente, foi inserida no modelo a série temporal de precipitação pluvial, registrada de 10 em 10 minutos, e a de temperatura do ar máxima e mínima diária, ambas para o período de 01/01/2020 a 31/12/2021, possibilitando a simulação dos cenários avaliados nesta pesquisa. Estas séries foram obtidas a partir de dados disponíveis no Departamento de Recursos Hídricos da UFLA, para a estação climatológica localizada nas coordenadas 21°13'47" S e 44°59'29" O, *Datum*

World Geodesic System 84 – WGS-84. A série temporal de precipitação pode ser vista na Figura 18.

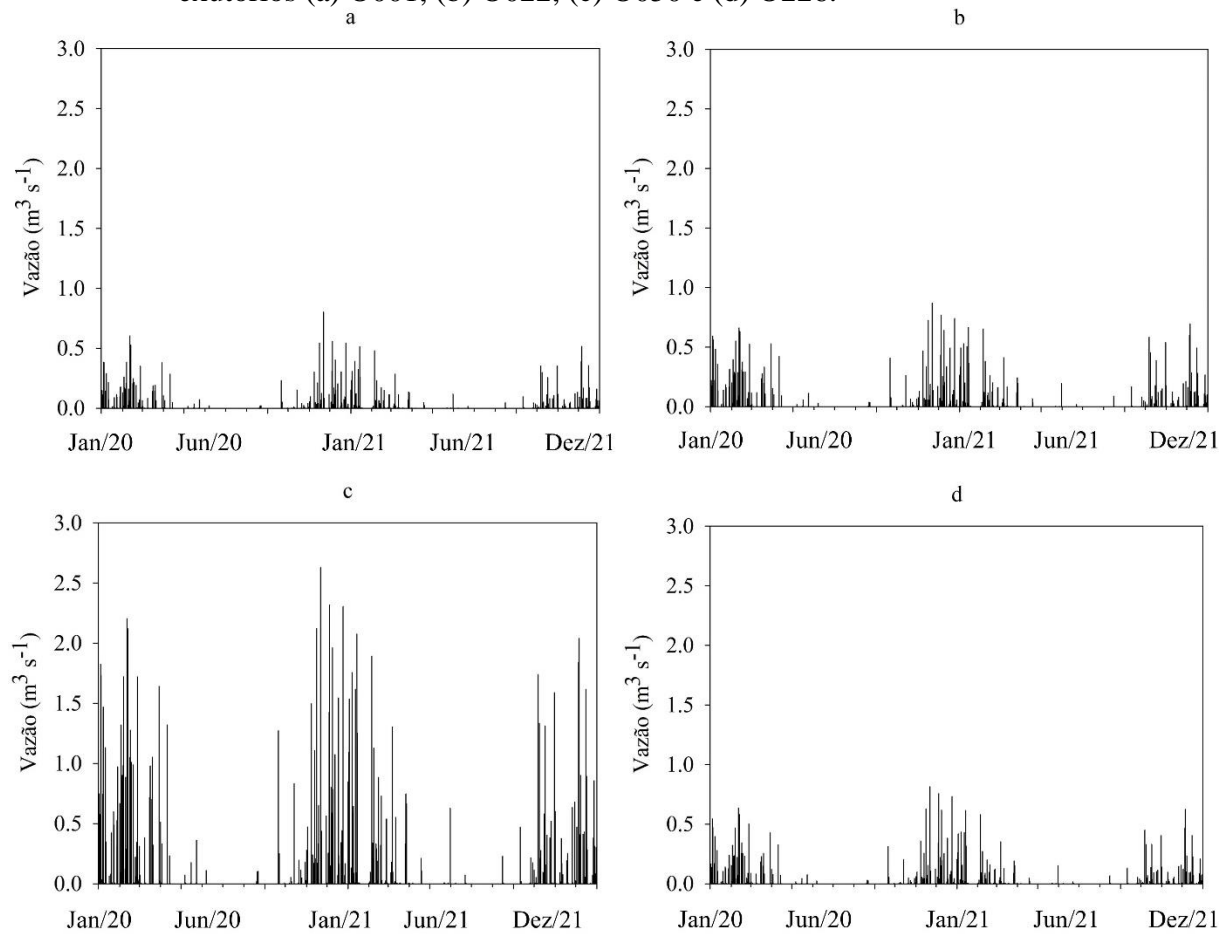
Figura 18 – Série temporal de precipitação pluvial utilizada na simulação do modelo.



Fonte: Do autor (2023).

Para a propagação do fluxo, escolheu-se o método da onda dinâmica por ser o método que produz os resultados teoricamente mais precisos, e que pode ser aplicado a qualquer *layout* de rede (ROSSMAN, 2017). As séries de vazão nos exutórios do sistema de drenagem de águas pluviais após a simulação do cenário controle, ou seja, sem a modelagem das práticas LID, podem ser vistas na Figura 19.

Figura 19 – Séries de vazão obtidas após a simulação do cenário controle do modelo para os exutórios (a) O001, (b) O022, (c) O050 e (d) O226.



Fonte: Do autor (2024).

Devido à ausência de dados de vazão observados para o local estudado, não foi possível realizar a calibração e validação do modelo. Durante a análise de sensibilidade e calibração da modelagem de três diferentes áreas utilizando o *software* SWMM, Krebs et al. (2014) constataram que, tanto em seus resultados como na comparação com outros trabalhos, entre outras variáveis da modelagem, a que mais impactou os resultados foi a proporção de áreas permeáveis, que no presente caso, foi obtida a partir dos dados de uso, cobertura e ocupação do solo. Niazi et al. (2017), baseado em um estudo conduzido para uma bacia hidrográfica de 2,3 km², constataram que, para a estimativa da quantidade de escoamento superficial direto gerado em uma área urbana, são necessários dados de alta resolução de uso, cobertura e ocupação do solo, e que modelos não calibrados com informações suficientes do uso, cobertura e ocupação do solo, podem atingir desempenhos comparáveis aos calibrados.

Diante do exposto, reforça-se que, neste trabalho, os valores referentes a características do uso, cobertura e ocupação do solo, são oriundas de dados de alta resolução, o que traz

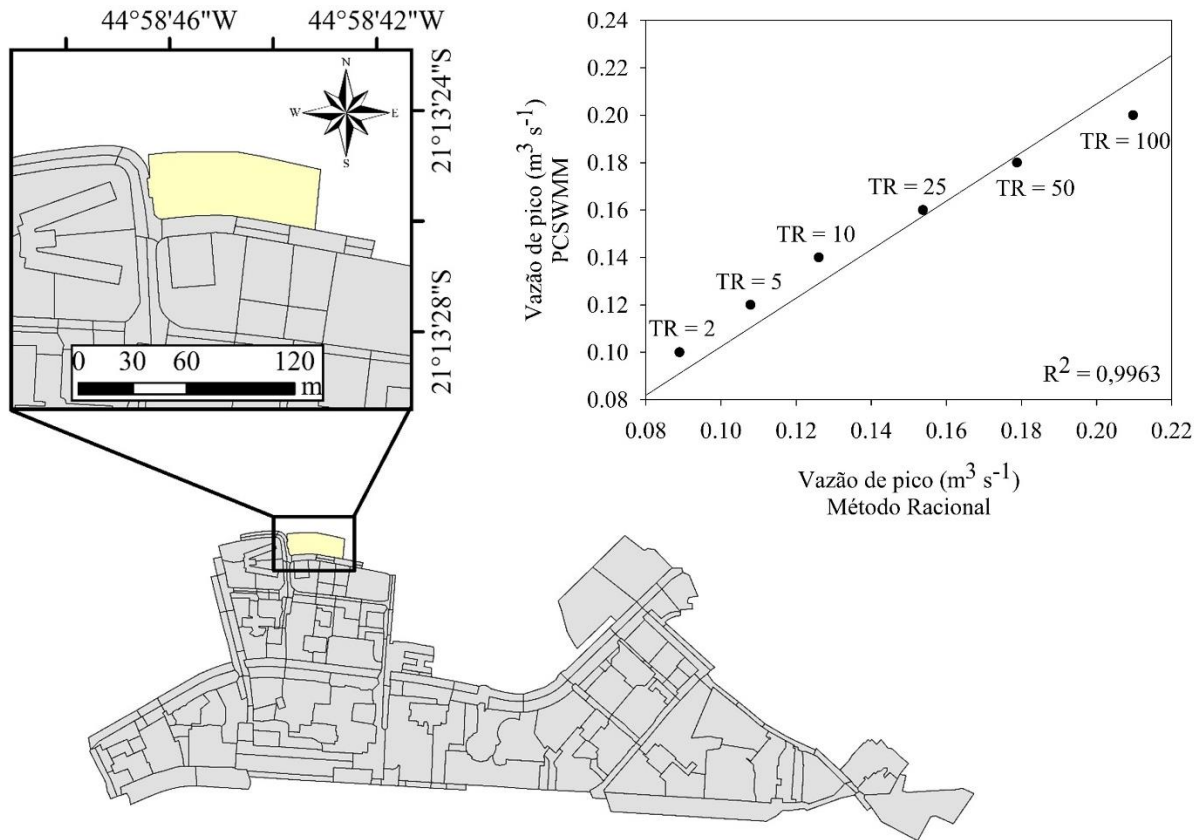
confiabilidade ao modelo desenvolvido. Além disso, de acordo com Kourtis, Tsihrintzis e Baltas (2020), quando o objetivo é comparar diferentes alternativas, e não testar o desempenho do modelo, a ausência de calibração deixa de ser uma limitação do modelo.

Entretanto, a fim de validar a magnitude das vazões de pico geradas pelo modelo, comparou-se os valores determinados pelo modelo à valores calculados utilizando o Método Racional para uma sub-bacia. Esta foi selecionada aleatoriamente entre aquelas que possuíam apenas um valor de coeficiente de *runoff*, isto é, apenas um tipo de uso, cobertura e ocupação. O cálculo do tempo de concentração da sub-bacia foi realizado utilizando a Equação de Kirpich. As descrições e aplicações do Método Racional e da Equação de Kirpich podem ser vistas em Mello, Silva e Beskow (2020).

Para esta simulação, foram utilizadas precipitações com TRs de 2, 5, 10, 25, 50 e 100 anos, ao utilizar valores do coeficiente de *runoff* do Método Racional tabelados para estes tempos de retorno que podem ser encontrados em Mello, Silva e Beskow (2020). A intensidade da precipitação referente a cada TR foi calculada utilizando os parâmetros da Equação de Chuvas Intensas (Intensidade-Duração-Frequência – IDF) para Lavras - MG, apresentados por Oliveira (2019). O tempo de duração utilizado para o cálculo da intensidade foi igual ao tempo de concentração calculado para a sub-bacia (MELLO; SILVA; BESKOW, 2020).

A localização geográfica da sub-bacia selecionada e o gráfico que relaciona a vazão de pico fornecida pelo modelo à calculada pelo Método Racional podem ser vistas na Figura 20. Por meio do alto coeficiente de determinação (R^2) obtido do ajuste de um modelo de primeiro grau aos dados de vazão de pico fornecidos pelo modelo e calculados pelo Método Racional para os diferentes tempos de retorno, é possível afirmar que, apesar de não ter sido possível a calibração do modelo controle, os resultados fornecidos por este são confiáveis.

Figura 20 – Localização geográfica da sub-bacia selecionada e gráfico que relaciona a vazão de pico fornecida pelo modelo à calculada pelo Método Racional.



Fonte: Do autor (2024).

3.4. Análise de sensibilidade das variáveis estimadas

Com o objetivo de verificar o impacto que as incertezas relacionadas às características estimadas podem gerar nos resultados do modelo, foi conduzida uma análise de sensibilidade. Para isso, foi utilizada a ferramenta *Sensitivity-based Radio Tuning Calibration (SRTC)*, integrada ao PCSWMM. Com esta ferramenta, o PCSWMM altera os valores dos parâmetros a serem avaliados, dentro da respectiva faixa de incerteza atribuída, e executa os cálculos referentes ao modelo implementado. O efeito da alteração dos valores dos parâmetros pode ser verificado nas respostas do modelo, que pode ser comparada às respostas fornecidas anteriormente à modificação.

As características utilizadas na análise de sensibilidade foram: (1) largura característica, isto é, o comprimento perpendicular ao comprimento do fluxo; (2) armazenamento em depressão da área permeável e impermeável; e (3) coeficiente de rugosidade de Manning (n de Manning) da área permeável e impermeável e condutos de drenagem. Os valores de incerteza

referentes às características adotadas foram sugeridos por James (2005), e podem ser vistos na Tabela 4. A sensibilidade do modelo, à estas características, foi avaliada por estas não terem sido determinadas em campo, mas sim adotados de acordo com o estabelecido na literatura técnica e científica consultada.

Tabela 4 – Valores, em porcentagem, de incerteza atribuídos às variáveis estimadas.

Elemento	Característica	Incerteza (%)
Sub-bacias	Largura característica	100
	Armazenamento em depressão (permeável)	50
	Armazenamento em depressão (impermeável)	50
	n de Manning (permeável)	25
Conduitos	n de Manning (impermeável)	25
	n de Manning	25

Fonte: Adaptado de James (2005); Do autor (2023).

Além disso, há um grau de incerteza relacionado aos valores de CN, em função da espacialização dos valores de K_{sat} . Porém, a incerteza atribuída pela K_{sat} aos valores CN ocorre apenas nos diferentes tipos de área permeável (32,72% da área total).

Em análise preliminar, verificou-se que a maior sensibilidade ao valor de CN ocorre quando estes são maiores. Sendo assim, admitindo uma situação extrema, em que os valores interpolados de K_{sat} poderiam levar um solo do grupo hidrológico D a ser enquadrado no grupo hidrológico A, a variação máxima do valor de CN seria, aproximadamente, de 105, 71 e 31% para as áreas com grama com cobertura >75%, 50-75% e <50%, respectivamente. Desta forma, o cálculo da incerteza do valor de CN, para cada sub-bacia, foi realizado conforme a Equação 21.

$$In = \left(1 - \frac{CN_p}{CN_{p\text{máx}}} \right) 100 \quad (21)$$

Em que: In é o valor da incerteza para cada sub-bacia, em porcentagem; CN_p é o valor de CN ponderado para cada sub-bacia (Equação 19), adimensional; e $CN_{p\text{máx}}$ é o valor de CN para cada sub-bacia, ponderado após a multiplicação do valor pela variação máxima, respeitando os valores limites estabelecidos no método CN, adimensional.

A sensibilidade foi testada quanto à série de vazão nos diferentes exutórios do sistema. As características foram ajustadas dentro da faixa de sensibilidade, buscando a maior diferença possível, visto que pode não haver linearidade entre o aumento da variação e da diferença entre os valores das características. Enquanto a análise de sensibilidade foi conduzida para uma

determinada característica, as demais permaneceram inalteradas (KREBS et al., 2013; XU et al., 2019; ZAKIZADEH et al., 2022).

Para verificar os impactos gerados nas séries temporais de vazão após a atribuição da incerteza às variáveis, foi utilizado o coeficiente de Nash-Sutcliffe, descrito pela Equação 22.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_i - Q'_i)^2}{\sum_{i=1}^n (Q_i - Q_m)^2} \quad (22)$$

Em que NSE é o coeficiente de Nash-Sutcliffe, adimensional; Q_i é a vazão de saída i do modelo antes do ajuste da variável, em $m^3 s^{-1}$; Q'_i é a vazão de saída i do modelo após o ajuste da variável, em $m^3 s^{-1}$; Q_m é a vazão média da série temporal antes do ajuste da variável, $m^3 s^{-1}$; e n é o número de vazões da série temporal.

Visto que o coeficiente de Nash-Sutcliffe avalia a qualidade de uma simulação, adotou-se a classificação proposta por Van Liew et al. (2007), na qual: (1) $NSE = 1$ indica que o modelo não é sensível à variável ajustada; (2) $0,75 \leq NSE < 1$ indica que o modelo é pouco sensível à variável ajustada; (3) $0,35 \leq NSE < 0,75$ indica que o modelo é sensível à variável ajustada; e (4) $NSE < 0,35$ indica que o modelo é muito sensível à variável ajustada.

Ainda, para uma avaliação mais aprofundada e proporcional entre características, foram extraídos do *software* PCSWMM os valores de sensibilidade média normalizada (SMN), que são calculados por meio da Equação 23 (ZHANG; VALEO, 2022).

$$SMN = \frac{MáxS - MínS}{S} \quad (23)$$

Em que MáxS e MínS são os valores máximo e mínimo da saída, respectivamente, obtidos modificando o valor da característica em análise, dentro do intervalo de incerteza; e S é o valor da saída sem qualquer modificação do valor da característica em análise.

3.5. Simulação da implantação de práticas LID

As variáveis das práticas LID, implementados no *software* PCSWMM, foram adotadas de acordo com os intervalos de valores usuais referendados pela literatura técnica e científica, que foram compilados e podem ser vistos na Tabela 5.

Tabela 5 – Valores usuais para as variáveis adotadas em práticas LID.

Camada	Variável	Valor (Fonte)				
		Célula de biorretenção	Jardim de chuva	Trincheira de infiltração	Pavimento permeável	Vala vegetada
Superfície	Profundidade da camada (mm)	230 (d)	230 (d)	150,0 (f)	1,27 (d)	31,75 (d)
	Cobertura vegetal (fração volumétrica)	0,1 (c, d)	0,1 (b, d, g)	0 (f)	-	0,1 (d)
	Rugosidade da superfície (n de Manning)	0,03 (e)	0,03 (d)	0,013 (f)	0,014 (g)	0,115 (d)
	Inclinação da superfície (%)	0 (c)	0 (a)	5 (f)	1 (e, g)	1,75 (d)
	Inclinação lateral (%)	-	-	-	-	30 (d)
Solo	Profundidade da camada (mm)	900 (d)	900 (d)	-	254,0 (d)	-
	Porosidade (fração volumétrica)	0,52 (d)	0,52 (a, d)	-	0,3 (d)	-
	Capacidade de campo (fração volumétrica)	0,15 (d)	0,15 (d)	-	0,2 (d)	-
	Ponto de murcha (fração volumétrica)	0,08 (d)	0,08 (d)	-	0,075 (d)	-
	K_{sat} (mm h ⁻¹)	120 (d)	120 (d)	-	444,5 (d)	-
	Declividade da condutividade	39,3 (d)	39,3 (d)	-	42,5 (d)	-
	Potencial matricial (mm)	48,3 (d)	48,3 (d)	-	76,2 (d)	-
Pavimento	Profundidade da camada (mm)	-	-	-	139,7 (d)	-
	Índice de vazios	-	-	-	0,20 (d)	-
	Fração impermeável da superfície	-	-	-	0 (c, d, g)	-
	Permeabilidade (mm h ⁻¹)	-	-	-	711,2 (d)	-
	Fator de colmatção	-	-	-	0 (g)	-
Armazenamento	Profundidade da camada (mm)	530 (d)	-	450 (c)	533,4 (d)	-
	Índice de vazios	0,3 (d)	-	0,30 (d)	0,3 (d)	-
	Taxa de infiltração (mm h ⁻¹)	*	*	*	*	-
	Fator de colmatção	0 (c)	-	0 (f)	0 (g)	-
Dreno	Coefficiente de drenagem (mm h ⁻¹)	0,5 (b)	-	-	-	-
	Expoente de drenagem	0,5 (c)	-	-	-	-
	Altura em relação ao fundo (mm)	150 (b)	-	-	-	-

Legenda: * – variável de acordo com o solo da sub-bacia; a – Ahiablame e Shakya (2016); b – Randall et al. (2019); c – Rossman (2015); d – Rossman e Huber (2016b); e – Sarminingsih, Samudro e Mas'adah (2019); f – Song, Chung e Kim (2018); g – Wu, Yang e Song (2018).

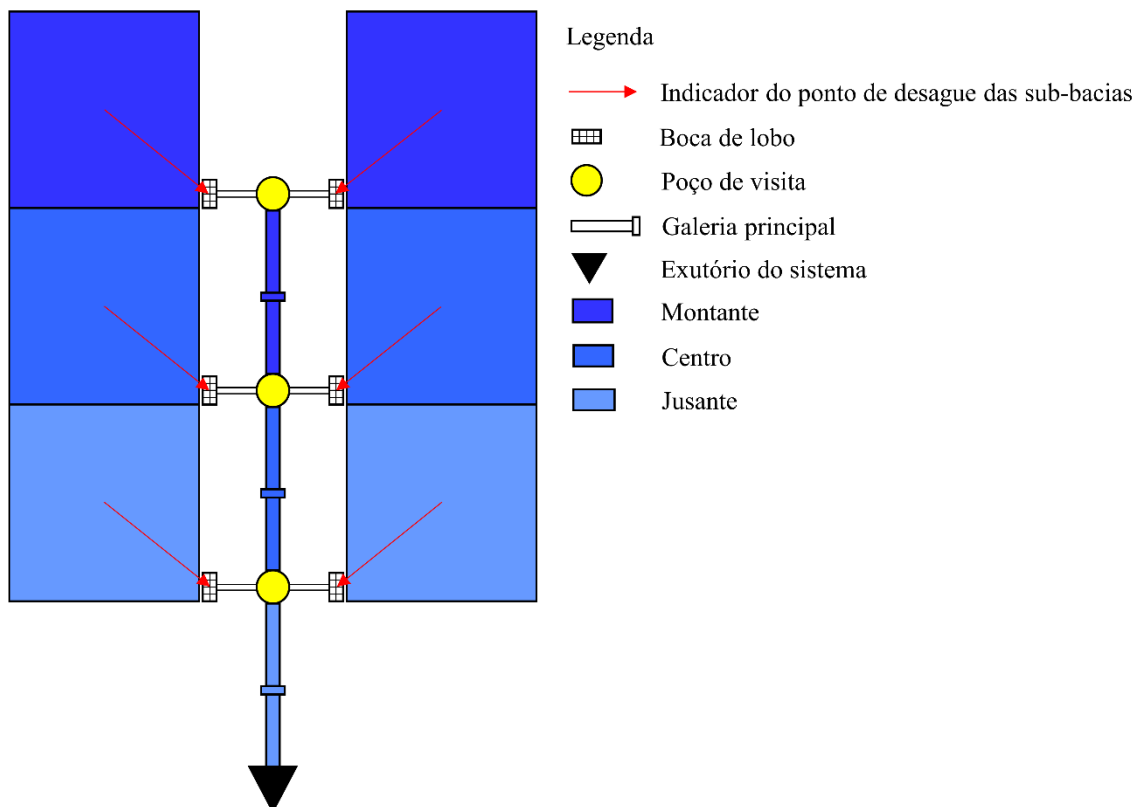
Fonte: Do autor (2023).

3.5.1. Simulação da implantação de práticas LID sob diferentes estratégias de posicionamento

Com o objetivo de encontrar a estratégia de posicionamento que proporciona maior eficiência às práticas LID, as sub-bacias foram divididas em três grupos espaciais: montante, centro e jusante. Para isso, o comprimento total das galerias principais do sistema de drenagem, referentes a cada exutório, foi subdividido em três partes de igual comprimento: montante, centro e jusante, responsáveis por atribuir tal característica às suas respectivas bacias de contribuição, conceito este aplicado por Tansar, Duan e Mark (2022). Para dividir a galeria principal do sistema em jusante, centro e montante, não foi considerada a acumulação do escoamento nos trechos, isto é, as sub-bacias contribuirão com apenas um trecho (jusante, centro ou montante).

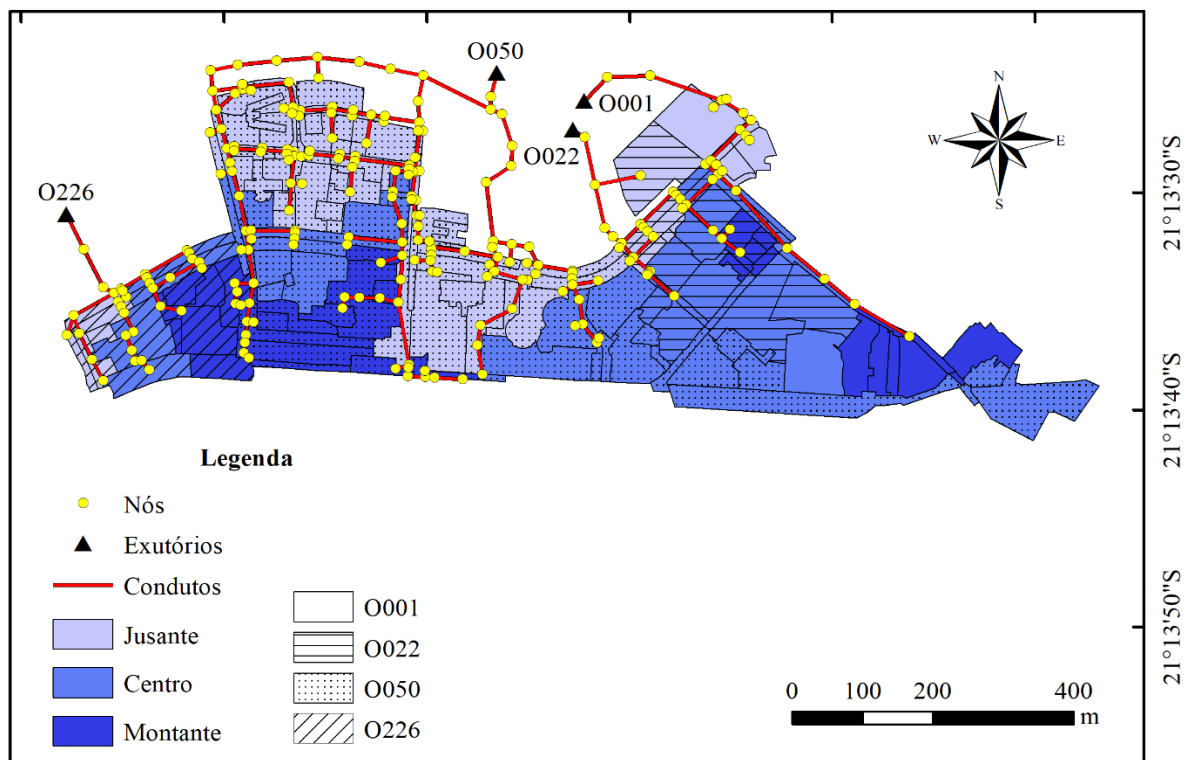
Um exemplo de atribuição da característica de posição às sub-bacias pode ser visto na Figura 21, e as características de posição, atribuídas às sub-bacias da área objeto de estudo, podem ser vistas na Figura 22.

Figura 21 – Exemplo de atribuição da característica posição às sub-bacias contribuintes de um sistema de drenagem de águas pluviais.



Fonte: Do autor (2022).

Figura 22 – Característica de posição, atribuídas às sub-bacias da área objeto de estudo.



Fonte: Do autor (2023).

O número de sub-bacias, suas áreas de drenagem (em km² e porcentagem), área impermeável (em km² e porcentagem), CN médio, e comprimento dos condutos (km²), referente às sub-bacias de cada estratégia de posicionamento, contribuintes de cada exutório, podem ser vistos na Tabela 6.

Tabela 6 – Características das sub-bacias, de cada estratégia de posicionamento, contribuintes de cada exutório.

Variável	Exutório											
	O001			O022			O050			O226		
	J	C	M	J	C	M	J	C	M	J	C	M
Nº de sub-bacias	6	4	8	7	16	7	75	36	16	7	8	8
Área (km ²)	0,013	0,009	0,018	0,014	0,040	0,005	0,086	0,084	0,029	0,006	0,017	0,016
Área (%)	32	23	45	23	68	9	43	42	15	16	42	41
Área imp. (km ²)	0,009	0,005	0,012	0,012	0,024	0,004	0,062	0,047	0,025	0,006	0,010	0,011
Área imp. (%)	69	58	66	90	59	77	73	56	86	88	61	66
CN médio	86	90	87	89	84	87	89	80	94	94	89	86
Condutos (km)	0,45	0,21	0,15	0,38	0,19	0,18	2,52	0,82	0,79	0,39	0,18	0,22

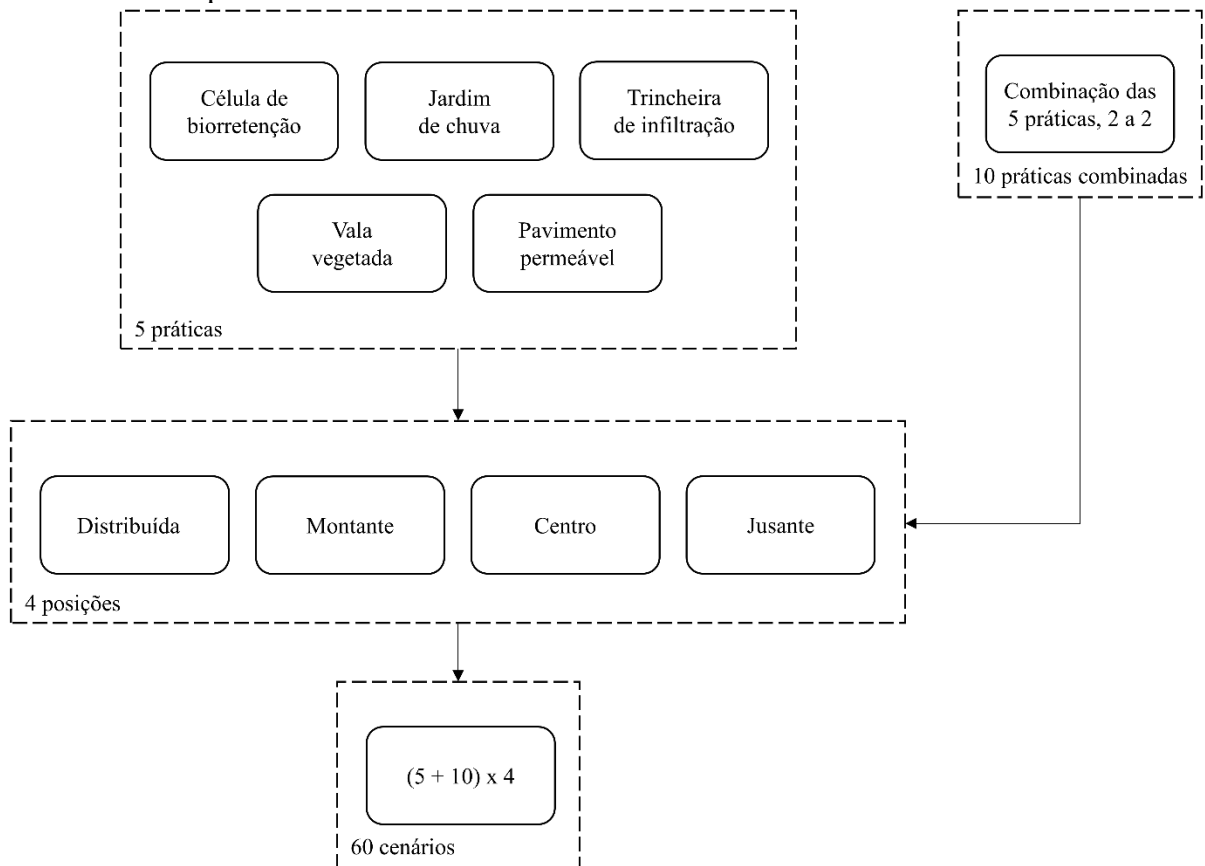
Legenda: J – Jusante, C – Centro e M – Montante.

Fonte: Do autor (2023).

Foram simuladas as seguintes práticas LID: (1) célula de biorretenção (CB); (2) jardim de chuva (JC); (3) trincheira de infiltração (TI); (4) pavimento permeável (PP); e (5) vala vegetada (VV), individualmente, e combinadas duas a duas. Nas combinações cada prática ocupou metade da área que foi destinada às práticas atuando individualmente, isto é, nas combinações de LIDs, dos 10% foram destinados 5% para cada prática. Tais práticas LID foram escolhidas pois, além de capturar a água precipitada diretamente sobre elas, capturam também o escoamento superficial direto.

As práticas LID foram modeladas de forma concentrada, isto é, em apenas um grupo espacial de sub-bacias por vez (jusante – J, centro – C ou montante – M); e de forma distribuída (D), nos três grupos espaciais de sub-bacias. Na modelagem distribuída, a área destinada às práticas concentradas foi dividida, igualmente, entre as sub-bacias de montante, centro e jusante, resultando em 60 cenários diferentes. O fluxograma com a contabilização dos cenários LID simulados nas diferentes estratégias de posicionamento pode ser visto na Figura 23.

Figura 23 – Fluxograma dos cenários LID simulados nas diferentes estratégias de posicionamento.



Fonte: Do autor (2022).

A área destinada à implantação das práticas LID, foi definida como 10% da área impermeável das sub-bacias contribuintes de cada exutório, implantada em área permeável. Exemplificando, para as sub-bacias contribuintes do exutório O001, foi contabilizado 10% da área impermeável total. Esta porcentagem foi escolhida dentre as avaliadas por Tansar, Duan e Mark (2022). Após isso, para cada um dos cenários, implantou-se práticas LID, respeitando as estratégias de posicionamento, isto é, 10% da área total nas sub-bacias de montante, ou de centro, ou de jusante, ou de forma distribuída, com 1/3 dos 10% em cada estratégia de posicionamento. A implantação das práticas LID nas sub-bacias foi realizada utilizando o menor número de sub-bacias possíveis, prioritariamente nas que possuíam maior área.

Após a simulação de todos os cenários LID propostos, as séries de vazão e vazão de pico obtidas, em cada exutório, foram comparadas entre si e àquelas obtidas nos exutórios correspondentes do cenário controle, isto é, sem emprego de práticas LID. Para a análise da vazão de pico, foram selecionadas as vazões correspondentes às 10 maiores lâminas de precipitação no cenário controle.

Para verificar a existência de diferença significativa entre as séries de dados geradas, a partir dos efeitos dos cenários simulados sobre as variáveis respostas e as séries controle, foi realizado o teste de Kruskal-Wallis ao nível de significância de 5%. Nos casos em que se constatou tal diferença, foi realizado o teste *post-hoc* de Dunn, ao nível de significância de 5%. Para que não ocorresse distorção do teste, foram excluídos os registros de vazão zero tanto do cenário controle como os correspondentes nos cenários simulados. Além disso, foram comparadas as reduções percentuais médias das séries de vazão e vazão de pico.

Por fim, para o sistema de drenagem como um todo, isto é, sem a separação por exutório, foram comparados a redução percentual da quantidade de nós inundados, do tempo sob inundação e do volume inundação do sistema de drenagem, em relação ao cenário controle, após a implantação das práticas LID nas diferentes estratégias de posicionamento.

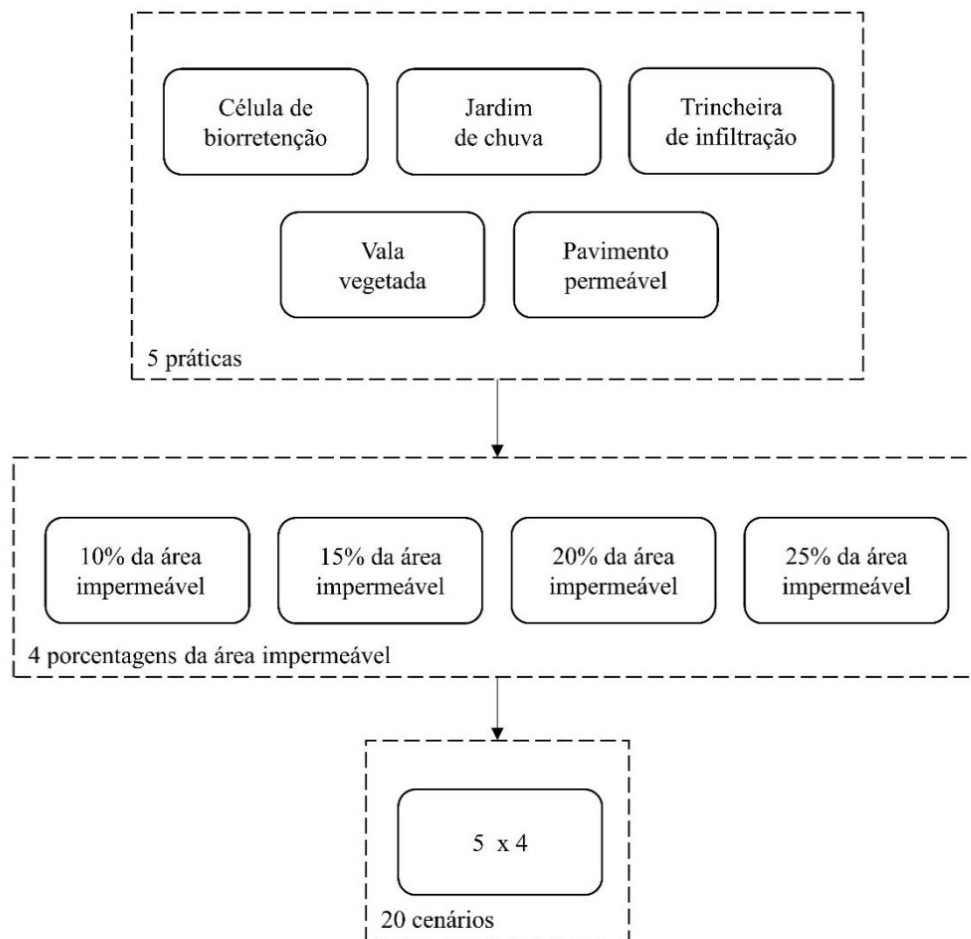
Dessa forma, foi então apontada a prática LID mais eficiente na otimização das variáveis respostas analisadas, atuando individualmente e de forma combinada, além da estratégia (distribuída ou concentrada – montante, centro e jusante, no cenário de posicionamento concentrado) mais favorável para o posicionamento das práticas LID. Avaliando os resultados obtidos foi analisada a dinâmica de influência das diferentes estratégias de posicionamento das práticas LID sobre o sistema de drenagem.

3.5.2. Simulação da implantação de práticas LID em diferentes porcentagens da área impermeável das sub-bacias

Após a definição da melhor estratégia de posicionamento das práticas LID, foram testadas quatro diferentes porcentagens de implantação de área LID: 10, 15, 20 e 25% da área impermeável, implantadas em área permeável, distribuindo-as em todas as sub-bacias. Estas porcentagens foram escolhidas dentre as avaliadas por Tansar, Duan e Mark (2022). Para essa avaliação, foram utilizadas as seguintes práticas LID atuando individualmente: (1) célula de biorretenção (CB), (2) jardim de chuva (JC), (3) trincheira de infiltração (TI), (4) pavimento permeável (PP) e (5) vala vegetada (VV).

A combinação entre as práticas LID e as porcentagens implantação de área LID resultou em 20 cenários diferentes, conforme o fluxograma apresentado por meio da Figura 24.

Figura 24 – Fluxograma dos cenários LID simulados, implantados em diferentes porcentagens da área impermeável das sub-bacias.



Fonte: Do autor (2023).

Após a simulação de todos os cenários propostos, as séries de vazão e vazão de pico obtidas, em cada exutório, para a mesma porcentagem de implantação LID, foram comparadas entre si e àquelas obtidas nos exutórios correspondentes do cenário controle. Para a análise da

vazão de pico, foram selecionadas as vazões correspondentes às 10 maiores lâminas de precipitação no cenário controle.

Para verificar a existência de diferença significativa entre as séries de dados geradas, a partir dos efeitos dos cenários simulados sobre as variáveis respostas e as séries controle, foi realizado o teste de Kruskal-Wallis e, nos casos em que se constatou tal diferença, foi realizado o teste *post-hoc* de Dunn, ambos ao nível de significância de 5%. Para que não ocorresse distorção do teste, foram excluídos os registros de vazão zero tanto do cenário controle como de seus correspondentes nos cenários LID simulados. Além disso, foram comparadas as reduções percentuais médias nas séries de vazão e vazão de pico.

Para o sistema de drenagem como um todo foram comparadas, as variáveis resposta: redução percentual em relação ao cenário controle da quantidade de nós inundados, do tempo sob inundação e do volume inundação do sistema de drenagem.

Dessa forma, foi então apontada a prática LID mais eficiente na otimização das variáveis respostas analisadas. Além disso, foi explorada a dinâmica entre porcentagem da área impermeável implantada e seu efeito sobre as variáveis resposta analisadas.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Análise de sensibilidade do modelo à modelagem física do sistema de drenagem

Na Tabela 7 são apresentados os valores de NSE, obtidos utilizando as séries temporais de vazão do cenário controle antes e após a atribuição dos valores de incerteza às características estimadas.

Tabela 7 – Coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE), obtidos utilizando as séries temporais de vazão do cenário controle antes e após a atribuição dos valores de incerteza às características estimadas para cada exutório.

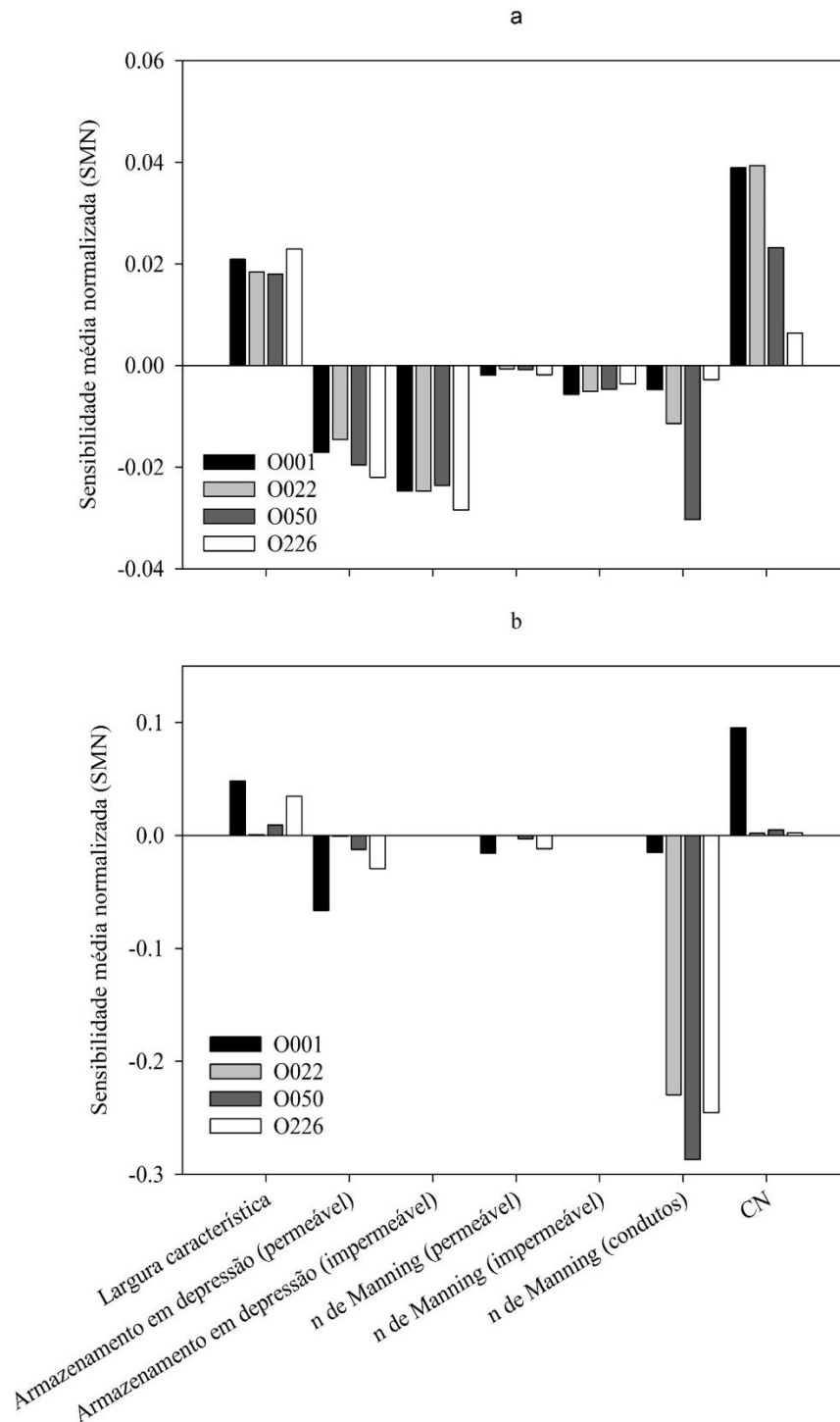
Característica	Exutório			
	O001	O022	O050	O226
Largura característica	0,99970	0,99973	0,99976	0,99938
Armazenamento em depressão (permeável)	0,99879	0,99975	0,99974	0,99908
Armazenamento em depressão (impermeável)	0,99988	0,99987	0,99984	0,99982
n de Manning (permeável)	0,99998	0,99999	0,99999	0,99998
n de Manning (impermeável)	0,99999	0,99999	0,99999	0,99999
n de Manning (condutos)	0,99910	0,99874	0,99461	0,99854
CN	0,99752	0,99812	0,99965	0,99996

Fonte: Do autor (2023).

É possível notar que todos os valores de NSE, para todas as características, foram aproximadamente iguais a 1. Portanto, de acordo com a classificação estabelecida, o modelo não é sensível às características estimadas. Assim, pode-se afirmar que, respeitando os intervalos de incerteza atribuídos, os resultados do modelo não seriam significativamente afetados, mesmo que algum erro na obtenção dos dados tenha ocorrido.

Já os valores da sensibilidade média normalizada (SMN) para a vazão média (a) e máxima (b) para os exutórios analisados, podem ser vistos na Figura 25.

Figura 25 – Sensibilidade média normalizada para a vazão média (a) e máxima (b) para os exutórios analisados.



Fonte: Do autor (2023).

Com a análise dos valores de SNM para a vazão média (Figura 25a), nota-se que, em geral, estes são baixos, e até mesmo desprezíveis para algumas variáveis, como o n de Manning para as superfícies permeáveis e impermeáveis. Ao realizarem a análise de sensibilidade para um modelo de alta resolução de uma pequena bacia altamente urbanizada, localizada no Sul da

Finlândia, Krebs et al. (2013) relataram que variáveis referentes à área permeável, como o n de Manning, não impactaram os valores de saída do modelo. Ainda de acordo com esses autores, a ausência de sensibilidade pode ser explicada pela maior proporção de áreas impermeáveis na área analisada, o que também acontece neste estudo (Tabela 6).

Para o exutório O050, a variável n de Manning para os condutos obteve uma SNM relativamente maior. A maior influência dessa variável é explicada pela rede que contribui para o exutório O050 possuir o maior comprimento linear de condutos, comportamento esse também observado por Krebs et al. (2013).

Em geral, o modelo foi mais sensível ao CN, já que sob menores intensidades de precipitação, como as que ocasionaram as vazões médias, o solo é capaz de infiltrar, proporcionalmente, uma maior quantidade de água.

Analogamente ao ocorrido para a vazão média, para a vazão máxima (Figura 25b), o modelo apresentou sensibilidade desprezível para o n de Manning para as superfícies permeáveis e impermeáveis, em relação às demais variáveis. Além disso, variáveis como o armazenamento em depressão para áreas permeáveis e impermeáveis e o CN – que para a vazão média obtiveram valores maiores de SNM, em comparação com as demais – atuaram como coadjuvantes. Estes resultados podem ser explicados a partir da análise da precipitação ocorrida: para precipitações menores, ou seja, que geraram as vazões médias, o armazenamento de água nas depressões da superfície é proporcionalmente maior, o que leva a um maior impacto nos resultados do modelo.

Porém, sob altas intensidades de precipitação, com uma maior lâmina de água precipitada, como ocorreu na geração das vazões máximas, o volume necessário para preencher as depressões da superfície é proporcionalmente menor, o que reduz a influência desta variável nas vazões máximas geradas pelo modelo (SKOTNICKI; SOWIŃSKI, 2013). O resultado encontrado é condizente com o observado em Hossain, Hewa e Wella-Hewage (2019), Krebs et al. (2013) e Zakizadeh et al. (2022), nos quais as variáveis n de Manning e armazenamento em depressão para as áreas permeáveis não causaram impacto na variável de saída do modelo, isto é, valores de vazão.

Comparando-se a SNM para as vazões médias (Figura 25a) e máximas (Figura 25b), pode ser constatada a redução da importância do CN para o modelo, pois a intensidade de precipitação é maior que a taxa de infiltração durante as precipitações responsáveis pelas vazões máximas, o que ocasiona a geração de escoamento superficial direto, antes mesmo que o solo esteja saturado. Tal fato não é exclusivo na simulação da infiltração pelo método CN-SCS. Irvine et al. (2023) modelaram uma bacia hidrográfica no centro da cidade de Singapura,

utilizando o modelo de Horton para simular o processo de infiltração. Durante a análise de sensibilidade, os autores observaram que as variáveis desse modelo tiveram maior impacto sobre o volume total precipitado, quando comparado à vazão de pico. Ao utilizar modelo de Green-Ampt para simular o processo de infiltração, Krebs et al. (2013) atribuíram às variáveis do modelo valores de um intervalo que compreendia a caracterização da areia à argila, e constataram que, devido à baixa proporção de área permeável, não houve alteração nos valores de vazão produzidos pelo modelo.

Por outro lado, como já esperado, percebeu-se uma maior relevância dos valores de n de Manning para os condutos. O valor de SNM máximo foi obtido com valores maiores de rugosidade, o que corrobora com o obtido por Quang et al. (2022), ao aplicarem um modelo numérico, a fim de investigar a influência do depósito de sedimentos no desempenho de condutos do sistema de drenagem, na cidade de Ho Chi Minh, Vietnam. Os autores obtiveram uma redução de, aproximadamente, 12% na vazão de pico para um aumento de 25% no valor do n de Manning (mesmo valor de incerteza utilizado neste estudo).

Já Feng et al. (2020) avaliaram o impacto de práticas LID sobre variáveis hidrológicas de duas bacias hidrográficas na cidade de Daejeon, Coreia do Sul. Durante a análise de sensibilidade, os autores obtiveram que, entre as variáveis analisadas, o n de Manning foi a que mais impactou a vazão de pico. Ao aumentar-se a vazão de escoamento em um conduto, há um incremento na seção molhada e perímetro molhado na seção avaliada, e conseqüentemente ocorre o aumento da resistência ao escoamento. Sendo assim, ao realizar-se uma modelagem, destaca-se a importância de verificarem-se os materiais de fabricação dos condutos, além de considerar outros fatores que também podem afetar o valor do n de Manning, como tempo de utilização e estado de conservação do sistema.

4.2. Simulação de práticas LID e suas combinações, implantadas em diferentes estratégias de posicionamento

4.2.1. Séries temporais de vazão

De acordo com o teste de Kruskal-Wallis (Tabela A1 – APÊNDICE A), pelo menos uma das séries temporais de vazão foi significativamente diferente das demais, para os quatro exutórios do sistema de drenagem (O001, O022, O050 e O226), sendo verificadas as diferenças por meio teste *post-hoc* de Dunn, como pode ser visto nas Tabelas A2 a A5, no Apêndice A.

Ao analisar os resultados do teste de Dunn, nota-se que para todos os exutórios do sistema houve cenários em que os valores de vazão das séries foram significativamente menores em relação aos valores do cenário controle (45 cenários para o O001, 40 para o O050 e 30 para o O022 e O226). Houve ainda cenários que apresentaram maior eficiência no aumento da detenção e infiltração da precipitação, o que resultou em séries temporais com menores valores de vazão (15 cenários para o O001 e O226, 20 para o O022 e 14 para o O050).

Ao verificar quais práticas, ou combinações destas, foram mais eficientes na redução dos valores de vazão, notou-se que cada uma esteve, ao menos uma vez, entre as mais eficientes, independentemente do exutório analisado, com exceção da vala vegetada atuando separadamente para o exutório O050. Constatou-se então que, para este estudo de caso, não houve diferença significativa entre práticas LID, ou suas combinações, para a melhor estratégia de posicionamento, ou seja, as maiores reduções das vazões foram alcançadas independentemente da prática ou combinação LID.

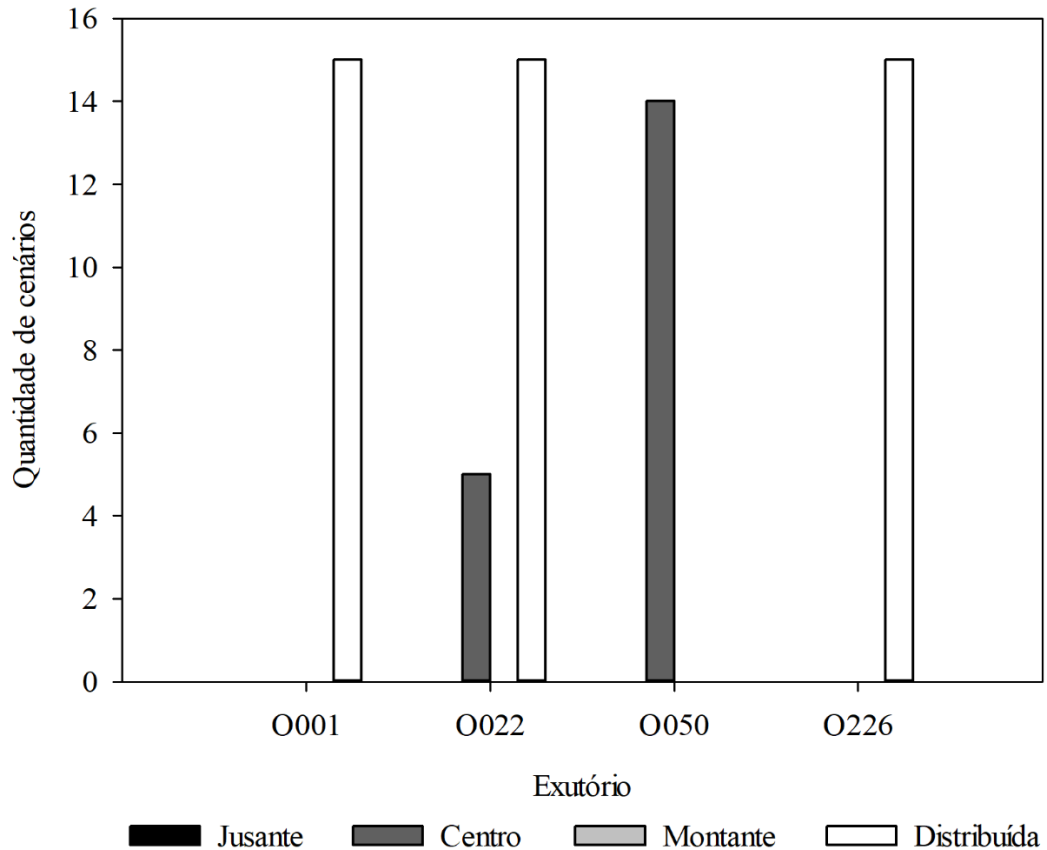
Tansar, Duan, and Mark (2022) simularam a implantação das práticas LID – célula de biorretenção, telhado verde, pavimento permeável e jardim de chuva – atuando de forma individual e combinadas, implantadas em diferentes porcentagens da área impermeável da sub-bacia, em diferentes estratégias de posicionamento (jusante, centro, montante e distribuída), sob precipitações pluviais com TR entre 3 e 50 anos. Ao implantar as práticas LID em 10% da área impermeável, os autores observaram que o jardim de chuva e pavimento permeável resultaram em reduções similares de escoamento superficial direto. Dessa forma, a igualdade estatística entre práticas e combinações LID encontrada neste estudo pode ser justificada pela quantidade de área LID implantada (10%).

É consensual em muitas referências na literatura que a eficiência de práticas LID diminui conforme o TR da precipitação aumenta (ARVAND et al., 2023; CHEN, et al., 2021; FAN et al., 2022; FIORI; VOLPI, 2020; KOURTIS; TSIHRINTZIS; BALTAS, 2020; TANSAR; DUAN; MARK, 2022; ZHANG, et al., 2022). Dessa forma, outra possível explicação para não ter sido observada diferença significativa entre as diferentes práticas e combinações LID avaliadas neste estudo, é o fato de o modelo ter sido simulado utilizando uma série de precipitação com dois anos de dados, compensando a redução da eficiência que ocorre devido a eventos de precipitação com alto TR, durante a ocorrência de eventos de precipitação com baixo TR, nos quais as práticas LID são mais eficientes.

Ao analisar os resultados produzidos pelas diferentes estratégias de posicionamento das práticas LID, foi possível identificar a ocorrência de um determinado padrão: para os exutórios O001, O022 e O226, os menores valores de vazão foram obtidos para a estratégia de

posicionamento “distribuída”. Além disso, para o cenário O022, foram encontrados cinco cenários com a estratégia de posicionamento “centro” entre aqueles que obtiveram os menores valores de vazão. Para o exutório O050, os menores valores de vazão foram obtidos utilizando a estratégia de posicionamento “centro”. Tal comportamento pode ser visto na Figura 26.

Figura 26 – Quantidade de cenários mais eficientes na redução da vazão para cada estratégia de posicionamento das práticas LID.



Fonte: Do autor (2023).

Apesar dos sistemas contribuintes de cada exutório possuírem distribuição, tanto de área permeável e impermeável quanto de área total, diferentes entre si para cada estratégia de posicionamento (Tabela 6), a estratégia “distribuída” obteve resultados melhores para os exutórios O001, O022 e O226. Observou-se também que, para o exutório O050, as sub-bacias da estratégia “centro” possuem quantidade intermediária de área, maior que as sub-bacias da estratégia de “montante” e menor que de “jusante” (Tabela 6). Assim, percebe-se que a quantidade de área de cada estratégia de posicionamento, não é uma variável determinante para a implantação de práticas LID, objetivando a otimização da vazão.

Tansar, Duan e Mark (2022) obtiveram melhor desempenho na redução do escoamento superficial direto utilizando a estratégia de posicionamento “distribuída” e atribuem a redução do escoamento superficial direto à capacidade de captura de escoamento pela LID e à variação na taxa de infiltração. Ao contrário do que ocorre na estratégia “distribuída”, nas estratégias de posicionamento “concentradas” (jusante, centro e montante) a capacidade de retenção das práticas LID possui menores chances de ser totalmente aproveitada. Por exemplo, sob precipitações com menores intensidades, a LID implantada de forma concentrada, com uma maior área, coletará apenas o que foi precipitado naquele grupo de sub-bacias, que pode não ser o suficiente para esgotar a sua capacidade de armazenamento. Por outro lado, se implantada de forma distribuída nos três grupos de sub-bacias, com menores áreas, a probabilidade de a capacidade de armazenamento ser totalmente utilizada aumenta. Ainda, segundo o estudo de Tansar, Duan, and Mark (2022), a taxa de infiltração foi maior quando a implantação seguiu a estratégia “distribuída”, o que foi crucial para o desempenho durante precipitações com maiores TR. Tais justificativas vão de encontro aos resultados obtidos neste estudo para os exutórios O001, O022 e O226, porém contrariam os resultados obtidos para o exutório O050.

Sabe-se então que a eficiência da LID também pode ser atribuída à taxa em que a precipitação capturada infiltra no solo, e que o valor da K_{sat} tende à taxa em que a água é infiltrada quando o solo está saturado. Ao sobrepor as características de posição das sub-bacias, isto é, a estratégia de posicionamento (Figura 22) e os valores espacializados de K_{sat} para a área de estudo (Figura 15), nota-se que as sub-bacias de “centro” contribuintes ao exutório O050, estão, em grande parte, sobre solos com valores de K_{sat} mais altos. Portanto, justifica-se que as sub-bacias de “centro” do exutório O050 possuam maior capacidade de infiltrar a água capturada no solo nativo, e, conseqüentemente, maior eficiência na redução da vazão que chega no exutório, principalmente sob precipitações com maiores TR.

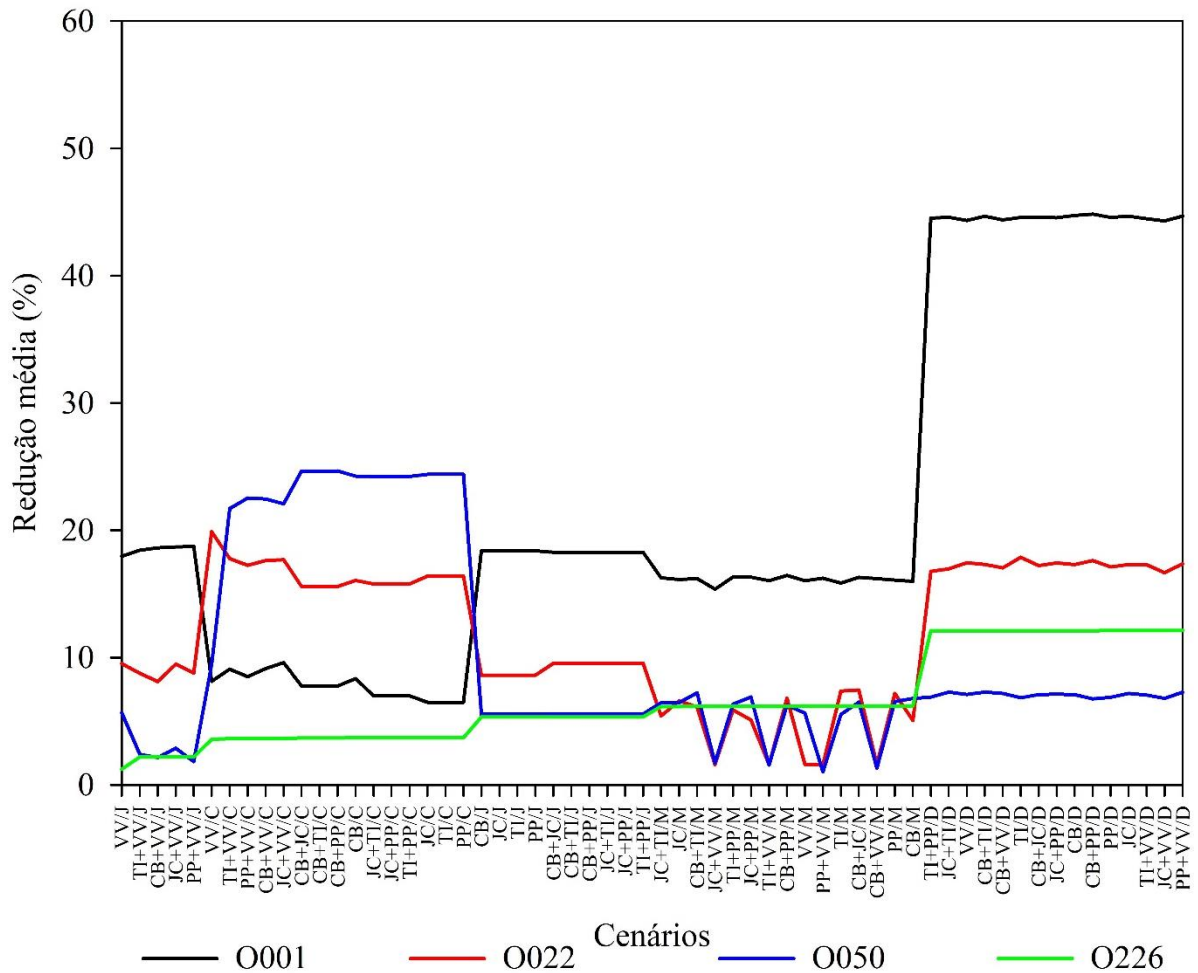
Para os demais exutórios, além de haver uma maior uniformidade, os valores de K_{sat} são menores para as sub-bacias com as diferentes estratégias de posicionamento. O mesmo pode ser sustentado em relação ao desempenho superior de cinco cenários que utilizaram a estratégia “centro” para exutório O022, uma vez que parte das sub-bacias desta estratégia está sobre solos com maiores valores de K_{sat} .

Ainda sobre a quantidade de água infiltrada em solo nativo, ressalta-se a importância da análise da eficiência de práticas LID sob precipitação contínua, que também engloba precipitações com TR menores, pois as maiores proporções da precipitação são infiltradas sob tais precipitações (FENG et al., 2020). Concomitantemente, há o aumento da recarga de água subterrânea e do escoamento base (GU et al., 2019). Mesmo para solos com altos valores de

K_{sat} , nos quais já se espera um maior volume infiltrado, as práticas LID podem ser hidrológicamente benéficas, principalmente naqueles em que outras características não são favoráveis, como em terrenos que possuam maiores declividades, transversais e longitudinais (HOU et al., 2019).

Na Figura 27 é apresentada a redução percentual média da vazão, em função da prática ou combinação LID e estratégia de posicionamento utilizada, para cada exutório do sistema de drenagem.

Figura 27 – Redução percentual média da vazão, em função da prática ou combinação LID e estratégia de posicionamento utilizada, em relação ao cenário controle, para cada exutório do sistema de drenagem.



Legenda: CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada; D – Distribuída; J – Jusante, C – Centro; e M – Montante.
Fonte: Do autor (2023).

Confirmando o que foi constatado pelo teste de Dunn, percebe-se ao analisar a Figura 27, que, em geral, os cenários simulados foram distinguidos pela estratégia de posicionamento, em que os valores máximos de redução percentual média de vazão nos exutórios O001, O022

e O226 ocorreram para a estratégia de posicionamento “distribuída” e no exutório O050, para a de “centro”.

Nota-se também que, apesar de haver diferença significativa dos valores de vazão entre os cenários implantados na estratégia “centro” e “distribuída” para o exutório O022, a redução percentual média é semelhante. Este fato comprova que o valor de K_{sat} dos solos em que a prática LID é implantada influencia de forma direta na sua eficiência.

Apesar da baixa porcentagem de área LID adotada (10% da área impermeável), percebe-se que é possível obter reduções expressivas dos valores de vazão afluentes ao exutório. Para uma precipitação com TR de 3 anos, Tansar, Duan, and Mark (2022) encontraram reduções percentuais de vazão mínimas de 3,5; 2; 2 e 1,3 e máximas de 11,8; 9,4; 7,2 e 8, para as práticas LID célula de biorretenção, jardim de chuva, pavimento permeável e telhado verde, respectivamente. As reduções máximas de vazão obtidas no presente estudo foram expressivamente maiores quando comparadas às obtidas por Tansar, Duan e Mark (2022), contudo, ressalta-se que tal fato ocorreu, pois, ao realizar a simulação contínua, o modelo foi submetido a precipitações com TR menores que 3 anos, nas quais as práticas LID possuem capacidade de infiltrar uma maior quantidade do escoamento. De acordo com Damodaram et al. (2010), diferentes práticas e características LID geram diferentes resultados sobre a redução do escoamento superficial direto, contudo, todas são capazes de reduzir o escoamento superficial direto para menores TR, isto é, práticas LID são mais eficazes para menores TR.

Ainda por meio da análise da Figura 27, foi possível constatar uma alteração no padrão de agrupamento por estratégia de implantação: para os exutórios O022 e O050 há um decréscimo na redução percentual dos valores de vazão quando foi utilizada a vala vegetada, ou alguma de suas combinações, para as estratégias de posicionamento de “jusante” e “montante”.

A partir da análise dos resultados calculados pelo modelo, verificou-se que para as sub-bacias de “jusante” e “montante”, a média dos coeficientes de escoamento – calculado dividindo-se a lâmina de escoamento superficial pela lâmina de precipitação – são maiores do que a média das sub-bacias de “centro”. Conseqüentemente, a lâmina de escoamento afluente às práticas LID nestas estratégias de posicionamento também é maior. Assim, a menor redução atribuída à vala vegetada nos grupos de sub-bacias de “jusante” e “montante” é devida à maior vazão de escoamento, combinado ao fato das valas vegetadas não serem dotadas das camadas de solo e de armazenamento (SAMPLE; FOX; HENDRIX, 2019), como pode ser visto na Tabela 5.

4.2.2 Series de vazão de pico

De acordo com o teste de Kruskal-Wallis, pelo menos uma das séries de vazão de pico é significativamente diferente das demais, para os exutórios O001 e O022 (Tabela A6 – APÊNDICE A). Segundo Tansar, Duan e Mark (2022), quando as práticas LID foram implantadas em uma das menores porcentagens de área por eles avaliadas, isto é, em 10% da área impermeável – que coincide com a utilizada neste estudo – a eficiência na redução da vazão de pico é consideravelmente limitada. Tal fato pode explicar a não detecção de diferença significativa pelo teste de Kruskal-Wallis nas vazões de pico para os exutórios O050 e O226.

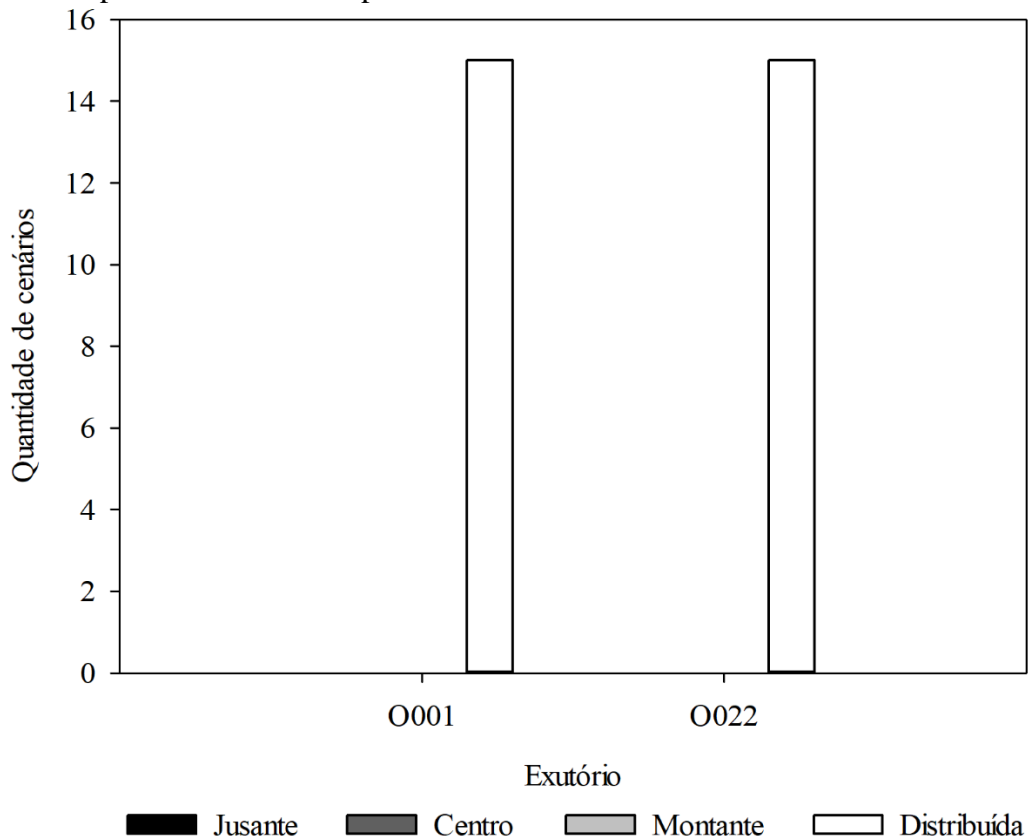
Além disso, as sub-bacias dos exutórios O050 e O226 possuem as maiores médias de declividade. Hou et al. (2019) investigaram os efeitos de práticas LID, sobre os picos de vazão, sob diferentes precipitações e condições de terreno, isto é, declividades, em um modelo experimental baseado em uma das 30 cidades-piloto do programa cidade esponja da China. Nesse estudo, os autores mostraram que, para uma mesma intensidade de precipitação, a redução da vazão de pico foi mais significativa para declividades transversais ou longitudinais mais suaves, e que com o aumento da intensidade da precipitação houve uma perda de eficiência das práticas LID na redução dos picos de vazão. Sendo assim, a maior declividade das sub-bacias associada ao aumento da intensidade da precipitação pode ter provocado a não detecção de diferença significativa para os exutórios O050 e O226.

Para os exutórios com diferença significativa entre, pelo menos, duas das séries de vazão de pico (O001 e O022), os resultados do teste *post-hoc* de Dunn, podem ser vistos nas Tabelas A7 e A8, no Apêndice A. Ao observar os resultados obtidos, nota-se que 60 e 45 cenários, para o exutório O001 e O022 respectivamente, obtiveram uma redução das vazões de pico significativa em relação ao cenário controle (CON). Para ambos, entre os cenários que se diferiram do cenário controle, 15 mostraram maior eficiência, isto é, obtiveram os menores valores de soma dos ranques, e são estatisticamente diferentes dos demais.

Ao verificar quais práticas LID foram implantadas nos cenários mais eficientes, percebeu-se que todas foram contempladas. Dessa forma, como acontece para a série de vazão, têm-se que não há diferença significativa entre práticas LID para uma mesma estratégia de posicionamento, ou seja, a prática ou combinação adotada não influenciou na obtenção de menores valores de vazão de pico. Assim como para as séries temporais de vazão, este fato pode ter ocorrido devido à baixa taxa de implantação das práticas LID nas sub-bacias, ou mesmo pela predominância de precipitações com TR menores na série temporal.

Ao avaliar qual estratégia de posicionamento obteve o melhor desempenho, percebe-se que os cenários que se destacaram como mais eficientes, em ambos os exutórios em que se detectou diferenças significativas, utilizaram a estratégia “distribuída” (Figura 28).

Figura 28 – Cenários mais eficientes na redução da vazão de pico para cada estratégia de posicionamento das práticas LID.

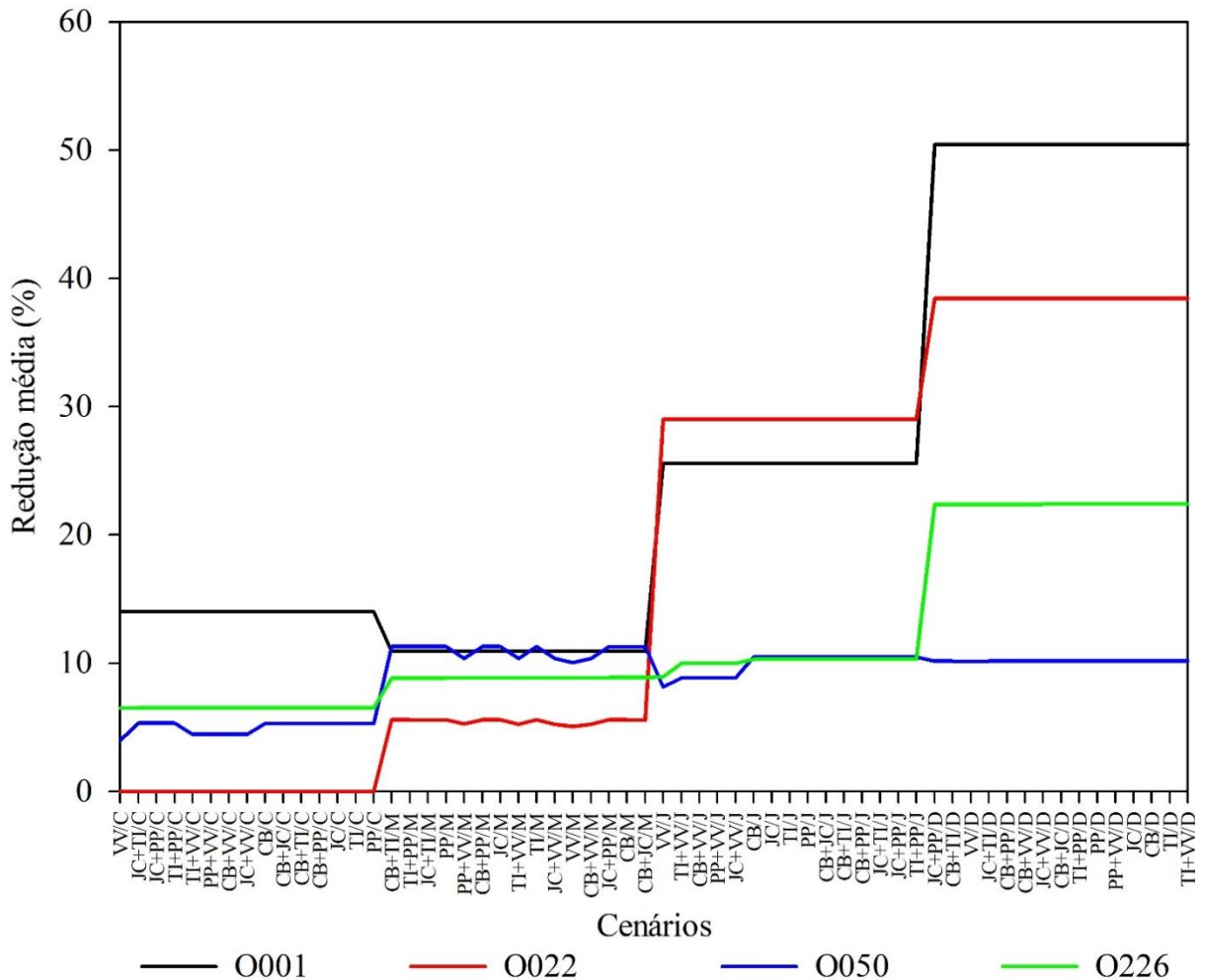


Fonte: Do autor (2023).

A razão pela qual a estratégia de posicionamento distribuída se destaca é semelhante ao que acontece para as séries de vazões. Ao posicionar as práticas LID ao longo do sistema, os espaços vazios das camadas de solo e armazenamento têm maiores chances de serem totalmente preenchidos, isto é, coletar um maior volume de escoamento superficial direto, o que não acontece para as estratégias concentradas (jusante, centro e montante), que coletam o escoamento superficial direto apenas do seu grupo de sub-bacias (TANSAR; DUAN; MARK, 2022).

Na Figura 29 é mostrada a redução percentual média da vazão de pico, em função da prática ou combinação LID e estratégia de posicionamento utilizada, para cada exutório do sistema de drenagem.

Figura 29 – Redução percentual média da vazão de pico, em função da prática ou combinação LID e estratégia de posicionamento utilizada, em relação ao cenário controle, para cada exutório do sistema de drenagem.



Legenda: CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada; D – Distribuída; J – Jusante, C – Centro; e M – Montante.
Fonte: Do autor (2023).

Apesar de haver diferença significativa entre séries de vazão de pico apenas para os exutórios O001 e O022, nota-se que para os exutórios O050 e O226 também houve reduções percentuais consideráveis (até 11,30 e 22,42%, respectivamente), contudo, insuficientes para a detecção de diferença significativa pelo teste de Kruskal-Wallis. Corroborando com o resultado obtido pelo teste de Dunn, é possível perceber que, para todos os exutórios, a prática ou combinação LID implantada não afetou de forma expressiva o resultado, havendo diferenciações apenas ao modificar a estratégia de posicionamento.

Assim como para os exutórios O001 e O022, para o exutório O226, a redução máxima da vazão de pico ocorreu utilizando a estratégia de posicionamento “distribuída”. Já para o exutório O050, as reduções máximas ocorreram quando foi utilizada a estratégia de

posicionamento “montante”. Para o exutório O050, em oposição ao resultado encontrado para as séries de vazões (Figura 26 e 27), a estratégia de posicionamento “centro” foi a que apresentou a menor redução percentual da vazão de pico. Sabendo-se que a maior eficiência das práticas LID ocorre sob menores intensidades de precipitação, quando a vazão alcançou seu valor de pico não havia mais capacidade de armazenamento nas LIDs alocada na estratégia de “centro”, como encontrado também por Tansar, Duan e Mark (2022). Além disso, a redução da eficiência da estratégia “centro” – onde ocorre os maiores valores de K_{sat} – pode ser devida a ocorrência de precipitações com intensidades que superam a taxa de infiltração do solo, fazendo com que o escoamento seja gerado independentemente de o solo estar saturado ou não. Isso também ocorreu para os cenários que seguiram a estratégia “centro” no exutório O022, nos quais a vazão de pico não foi afetada. Nota-se que para a estratégia de posicionamento “distribuída” foram obtidos bons desempenhos na redução das séries de vazão e da vazão de pico. Isto acontece pois, mesmo que para as LIDs implantadas em um determinado grupo de sub-bacias seja alcançada ou mesmo se esteja próximo da capacidade máxima armazenar o escoamento, as LIDs alocadas nos demais grupos são responsáveis pela redução do escoamento, o que não ocorre para as estratégias concentradas (jusante, centro ou montante).

Em relação à redução obtida para as séries de vazão (Figura 27), houve uma melhora substancial no desempenho das práticas LID alocadas na estratégia “jusante” na redução da vazão de pico (Figura 29). Ao não esgotar totalmente a capacidade de capturar escoamento durante menores intensidades de precipitação, o que pode ser visto pelo baixo desempenho em reduzir os valores das séries de vazão (Figura 27), houve disponibilidade de armazenamento para captar a vazão de pico na estratégia “jusante”.

Por haver redução da eficiência de práticas LID de acordo com o aumento da lâmina precipitada, esperava-se que o valor da redução percentual dos picos de vazão seria menor que das vazões (KOURTIS; TSIHRINTZIS; BALTAS, 2020). Entretanto, tal fato não ocorreu para os exutórios O001, O022 e O226. Ao realizar o cálculo dos TRs associados às lâminas precipitadas que geraram as vazões de pico, obteve-se um valor máximo de, aproximadamente, 10 anos. Mesmo sendo associado à maior lâmina precipitada, o TR pode não ter sido alto o suficiente para reduzir, significativamente, a eficiência das práticas LID.

4.2.3. Variáveis associadas à inundação

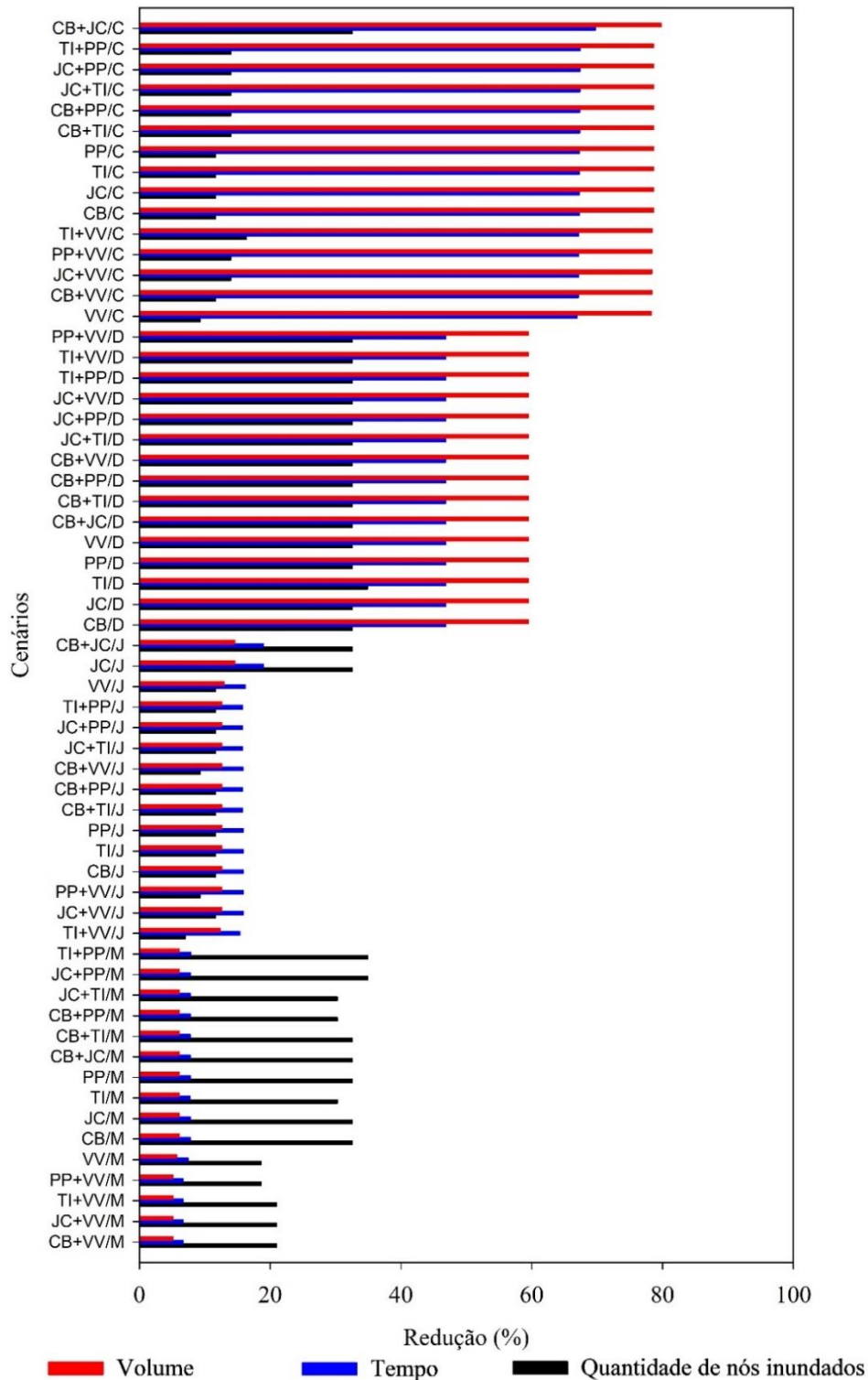
É importante esclarecer que o termo inundação, utilizado neste trabalho, não necessariamente significa que houve uma área inundada na área objeto de estudo, mas que o

nível d'água excedeu a cota da superfície dos poços de visita (PV) ou bocas de lobo, que, no modelo desenvolvido, são representados por “nós”. Por ser comum a utilização de tampas com um peso elevado, muitas das vezes fixadas à estrutura do PV, a água que excede a cota da superfície pode não extravasar e ser armazenada a montante do próprio sistema.

Durante o período de simulação foram detectadas, em algum momento, inundações para 41 nós do sistema de drenagem, sendo: 23 localizados a jusante, 14 no centro e 4 a montante. Devido ao acúmulo de escoamento de montante para jusante e este último trecho ser propenso à maiores cargas piezométricas, era esperado um maior número de nós inundados a jusante, seguido pelo centro e, por fim, a montante.

Na Figura 30 é mostrado a redução percentual do volume de inundação, tempo sob inundação e quantidade de nós inundados no sistema de drenagem avaliado em relação ao cenário controle, em função da prática ou combinação LID e estratégia de posicionamento utilizada.

Figura 30 – Redução percentual do volume de inundação, tempo sob inundação e quantidade de nós inundados em relação ao cenário controle no sistema de drenagem avaliado, em função da prática ou combinação LID e estratégia de posicionamento utilizada.



Legenda: CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada; D – Distribuída; J – Jusante, C – Centro; e M – Montante.
Fonte: Do autor (2023).

Observa-se que as práticas LID e suas combinações pouco interferiram nos resultados referentes às inundações, apresentando reduções semelhantes quando implantadas na mesma estratégia de posicionamento.

Analogamente ao que ocorreu para a redução da vazão e da vazão de pico, este resultado mostra que a escolha da prática LID não é determinante para a mitigação das variáveis relacionadas às inundações. Ao analisar o impacto de diferentes práticas LID sobre eventos de inundação, em uma bacia hidrográfica localizada no sudoeste do Novo Distrito de Guang-Ming, Qin, Li e Fu (2013) encontraram resultados semelhantes para todas as práticas simuladas (vala vegetada, pavimento permeável e telhado verde) quando a lâmina precipitada era referente a TRs mais baixos, mesmo para áreas de implantação diferentes para cada prática.

A similaridade nos resultados encontrados entre práticas LID neste estudo pode ter se dado pelo mesmo motivo, visto que a série temporal utilizada é contínua, com predominância de valores menores de lâminas precipitadas.

Para as diferentes estratégias de implantação, observa-se comportamentos distintos da redução de acordo com a variável avaliada. Quanto ao volume de inundação e tempo sob inundação, observa-se o seguinte comportamento da redução: centro > distribuída > jusante > montante. Apesar de ter uma quantidade de nós inundados intermediária, os nós localizados na estratégia de posicionamento “centro”, que, no geral, drenam uma maior quantidade de área (Tabela 6), foram submetidos aos maiores volumes de inundação. Ao concentrar-se a implantação das práticas LID na estratégia “centro”, capturou-se a maior quantidade de escoamento superficial direto possível, o que justifica a maior redução do volume inundado.

Também com uma redução expressiva, a estratégia “distribuída” se mostrou eficaz para a redução do volume de inundação. Este fato se deu, pois, ao distribuir as práticas LID ao longo do sistema, a chance de estas capturarem um maior volume de escoamento superficial direto aumenta em relação à implantação concentrada, isto é, em apenas um grupo de sub-bacias. Sendo assim, se os volumes de inundação observados nos nós pertencentes às diferentes estratégias de posicionamento fossem uniformes, infere-se que a estratégia de posicionamento “distribuída” seria mais eficiente em comparação às “concentradas”. Para as estratégias “jusante” e “montante” os resultados foram menos expressivos.

Quanto à quantidade de nós inundados, observa-se o seguinte comportamento da redução: distribuída \approx montante > centro \approx jusante. Novamente, os resultados comprovam que ao distribuir a área das práticas LID ao longo de todo o sistema, há um aumento no volume de escoamento superficial direto captado, o que, provavelmente, atribuiu a maior redução percentual à estratégia de posicionamento distribuída.

Também é natural que, ao reduzir o volume de escoamento drenado a montante, a carga piezométrica nas seções inferiores seja reduzida e que haja uma diminuição de nós inundados (TANSAR; DUAN; MARK, 2022). Entretanto, apesar da menor quantidade de nós inundados, a estratégia “montante” foi a que proporcionou a menor redução do volume de inundação. Este fato pode ser explicado, pois, os menores volumes de escoamento superficial direto foram gerados nas sub-bacias de montante, o que fez com que o potencial da prática LID não fosse totalmente explorado. Dessa forma, é possível concluir que a redução da quantidade de nós inundados ao utilizar a estratégia de “montante” se deu durante as precipitações que, entre as que ocasionaram inundação, possuíam os menores TRs, nas quais as práticas implantadas nas demais estratégias também não foram totalmente exploradas. Ainda, segundo Fiori e Volpi (2020), quando as práticas LID estão posicionadas na parte montante de um sistema de drenagem, seu impacto sobre a redução da inundação é limitado, a menos que a prática LID cubra, pelo menos, 50% da área das sub-bacias de montante.

Já a estratégia de posicionamento “jusante” se apresentou entre os piores resultados em todas as variáveis relativas à inundação analisadas, devido ao fato de que estão situadas em cotas altimétricas menores. Consequentemente, as sub-bacias de jusante são mais sujeitas à eventos de inundação, o que influencia no desempenho das práticas LID nesse aspecto (HAGHIGHATAFSHAR et al., 2018; TANSAR; DUAN; MARK, 2022).

Apesar da expressiva redução do volume de inundação, tempo sob inundação e quantidade de nós inundados, as práticas LID não foram capazes de sanar completamente os problemas de inundação, tanto sob as condições analisadas neste estudo quanto em outros (AHIABLAME; SHAKYA, 2016; ARVAND et al., 2023; QIN; LI; FU, 2013; TANSAR; DUAN; MARK, 2022). Portanto, para o controle de inundações, é importante utilizar a associação das práticas LID com medidas convencionais (FENG et al., 2020), como o próprio sistema de drenagem, bacias de detenção e retenção (CHEN; CHEN; LIN, 2022; OSUIDE, 2022; SINGH; SINGH; SHISHIR, 2023), principalmente devido às precipitações com maior intensidade e/ou duração (QIN; LI; FU, 2013; XIAN et al., 2021).

4.3. Simulação de práticas LID, implantadas em diferentes porcentagens da área impermeável das sub-bacias

4.3.1. Séries temporais de vazão

De acordo com o teste de Kruskal-Wallis (Tabelas B1, B6, B11 e B16 – APÊNDICE B), pelo menos uma das séries temporais de vazão foi significativamente diferente das demais, em todas as porcentagens de implantação (10, 15, 20 e 25%), para os quatro exutórios do sistema de drenagem (O001, O022, O050 e O226). As diferenças foram verificadas por meio do teste *post-hoc* de Dunn, como pode ser visto nas Tabelas B2 a B5, B7 a B10, B12 a B15 e B17 a B20 (APÊNDICE B) para as porcentagens de implantação de 10, 15, 20 e 25%, respectivamente.

Ao analisar os resultados do teste de Dunn, nota-se que, para todos os exutórios do sistema, em todas as porcentagens de área LID implantada, houve cenários em que os valores da série de vazão foram significativamente menores em relação aos valores do cenário controle. Houve ainda cenários que apresentaram maior eficiência no aumento da retenção e infiltração da precipitação, o que resultou em séries temporais com menores valores de vazão. Para todas as porcentagens de área LID implantada, em todos os exutórios, as práticas LID jardim de chuva (JC), trincheira de infiltração (TI) e pavimento permeável (PP) se destacaram, sendo que, sem exceção, o jardim de chuva ocupou a posição de prática LID mais eficiente, seguido pelas outras duas, que se alternaram em nível de eficiência a depender da porcentagem de área LID implantada e exutório analisado.

Já para as séries de vazão obtidas ao implantar a célula de biorretenção, para os exutórios O022 e O226, na porcentagem de 10% de área LID implantada, não houve diferença significativa em relação ao cenário controle. De acordo com o aumento da porcentagem de área LID implantada, a célula de biorretenção mostrou uma melhora na eficiência em relação às práticas LID mais eficientes, passando a ser estatisticamente igual à estas para as porcentagens de 20 e 25% de área LID implantada, para alguns exutórios.

Tansar, Duan e Mark (2022) avaliaram a eficiência das práticas LID célula de biorretenção, jardim de chuva e pavimento permeável na redução do escoamento superficial direto, nas porcentagens de implantação de 5, 10, 15, 20 e 25% da área impermeável, em uma bacia hidrográfica urbanizada, em Xangai, China. De acordo com os autores, para todas as porcentagens de área LID implantada, a célula de biorretenção foi a mais eficiente, seguida pelo jardim de chuva e pavimento permeável, resultado que diverge deste estudo quanto à célula de biorretenção. A menor eficiência constatada para a célula de biorretenção neste estudo é atribuída à sua camada de drenagem, a qual, para o software SWMM e PCSWMM, é responsável por conduzir parte da água coletada para o exutório da sub-bacia, ou seja, diretamente para o sistema de drenagem.

Desta forma, se o objeto de análise neste estudo fosse a redução do escoamento superficial direto que chega no exutório de cada sub-bacia, como em Tansar, Duan e Mark (2022), infere-se que a eficiência da célula de biorretenção seria igual ou até maior em comparação às práticas mais eficientes. Por outro lado, sob um contexto hidrológico, ao conduzir parte do escoamento coletado diretamente para o sistema de drenagem, haveria uma menor recarga da água subterrânea, devido ao menor volume de água exfiltrada da LID e infiltrada em solo nativo. Além disso, sob um contexto hidráulico, tal prática poderia apenas transferir um possível problema de inundação para bacias hidrográficas a jusante.

A LID que obteve o pior desempenho foi a vala vegetada, sendo estatisticamente igual ao cenário controle em todos os exutórios para 10% de área LID implantada, e em alguns exutórios para 15% de área LID implantada. A diferença estatística foi constatada, para todos os exutórios, a partir de 20% de área LID implantada. Esse fato se deve à particularidade das valas vegetadas de não serem dotadas das camadas de solo e de armazenamento (SAMPLE; FOX; HENDRIX, 2019), como pode ser visto na Tabela 5, sendo a redução do escoamento superficial direto atribuída apenas ao armazenamento em depressão e à infiltração.

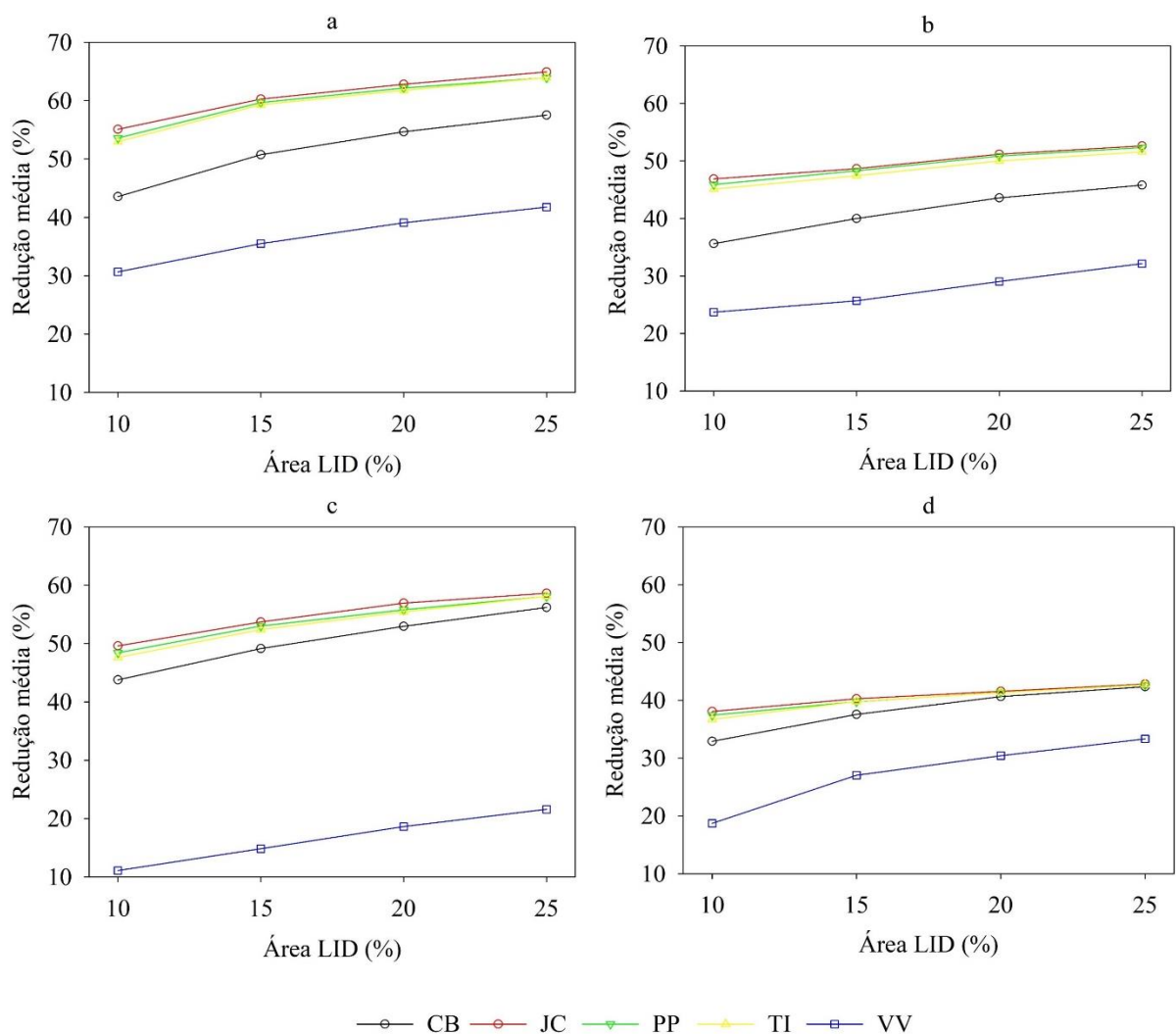
Sob precipitações com TR menores, ao aumentar a porcentagem de área LID implantada, as práticas mais eficientes não utilizam de toda sua capacidade de armazenamento do escoamento superficial direto coletado, isto é, parte de sua capacidade fica ociosa. Enquanto há ociosidade nas práticas mais eficientes, o aumento da área LID implantada faz com que a vala vegetada continue aumentando o percentual de redução devido à maior área disponível para que ocorra a infiltração e o armazenamento em depressão. Tal fato explica a melhora no desempenho da vala vegetada, em relação às demais práticas, com o aumento da porcentagem de área LID implantada.

Diferentemente do resultado que foi encontrado ao avaliar as diferentes estratégias de posicionamento, dentre elas a distribuída, na porcentagem de 10% de área LID implantada, neste caso, para os mesmos 10% de área LID implantada, houve diferença significativa entre práticas LID. A divergência é explicada pelo fato de que, mesmo adotando a estratégia “distribuída”, as práticas LID foram implantadas no menor número de sub-bacias possível, isto é, concentrando-as em um determinado número de sub-bacias ao longo do sistema. Devido a isso, estas eram capazes de captar apenas o escoamento superficial direto das sub-bacias em que foram implantadas, o qual, muitas das vezes, não era suficiente para esgotar a sua capacidade de armazenamento, explicando a igualdade estatística encontrada entre práticas LID. Enquanto isso, nas bacias em que não foram implantadas práticas LID, as quais eram maioria, o escoamento superficial direto permanecia o mesmo. Já neste caso, ao distribuir a área

de prática LID implantada em todas as sub-bacias, houve o melhor aproveitamento da capacidade de armazenamento, fazendo com que as diferenças construtivas entre práticas LID refletissem nos resultados.

Na Figura 31 é apresentada a redução percentual média da vazão, em relação ao cenário controle, em função da prática e porcentagem de área LID implantada, para cada exutório do sistema de drenagem.

Figura 31 – Redução percentual média da vazão em relação ao cenário controle, em função da prática e porcentagem de área LID implantada, para os exutórios (a) O001, (b) O022, (c) O050 e (d) O226.



Legenda: CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Ao analisar a Figura 31, percebe-se que, independentemente do exutório avaliado, o aumento da redução percentual média da vazão não é proporcional ao aumento da área LID implantada. Em contraste, Tansar, Duan e Mark (2022) ao avaliarem o efeito de diferentes porcentagens de área LID implantada sobre o escoamento superficial direto, utilizando chuvas de projeto com TR de 3 a 100 anos, constataram que o aumento da área foi proporcional ao aumento da redução do escoamento. Neste estudo, a não proporcionalidade é devida à simulação com precipitações de uma série histórica real, que, em grande parte, é formada por eventos de precipitação de baixa intensidade, com menores lâminas precipitadas, durante os quais as práticas LID, mesmo para a porcentagem de área implantada de 10%, foram capazes de captar a maior parte do escoamento superficial direto.

Os pequenos aumentos da redução percentual média, que ocorreram com o aumento da área LID implantada, aconteceram durante eventos de precipitação com TR mais altos, nos quais há um maior aproveitamento da capacidade de armazenamento das práticas LID implantadas. Reafirmando visualmente o que foi constatado pelo teste de Dunn, é possível perceber que com o aumento da porcentagem de área LID implantada, a redução percentual média das práticas LID mais eficientes aumenta em taxas menores em relação às menos eficientes, efeito provocado pela ociosidade do potencial de armazenamento nas práticas mais eficientes.

Para todos os exutórios e porcentagens de área LID implantada, a vala vegetada proporcionou a menor redução percentual média das séries de vazão. Por não serem dotadas das camadas de solo e armazenamento, a redução do escoamento superficial direto proporcionado é atribuída apenas ao armazenamento em depressão e à infiltração. Esse fato fica evidenciado ao observar que para o exutório O050 (Figura 31c), o qual possui a maior área drenada (Tabela 6), maior vazão (Figura 19c) e o maior volume de escoamento superficial direto, a vala vegetada obteve o seu pior desempenho. Além disso, para o exutório O226 (Figura 31d), o qual possui menor área drenada (Tabela 6) e o menor volume de escoamento superficial direto, o desempenho da vala vegetada foi mais próximo das demais práticas LID.

Percebe-se que, para a porcentagem de área LID implantada de 10%, as reduções percentuais alcançadas foram superiores àquelas obtidas ao simular as práticas LID e suas combinações, implantadas em mesma porcentagem de área, seguindo a estratégia de posicionamento “distribuída”. Para este último, apesar de seguir a estratégia “distribuída”, as práticas LID foram implantadas no menor número de sub-bacias possível, captando apenas o escoamento das poucas em que foram implantadas, o qual, na maior parte do tempo, não foi suficiente para esgotar a capacidade de armazenamento das práticas LID. Ao avaliar as

porcentagens de área LID implantadas, distribuindo-as em todas as sub-bacias, houve o aumento do volume de escoamento superficial direto captado e maior aproveitamento da capacidade de armazenamento das práticas LID.

4.3.2. Séries de vazão de pico

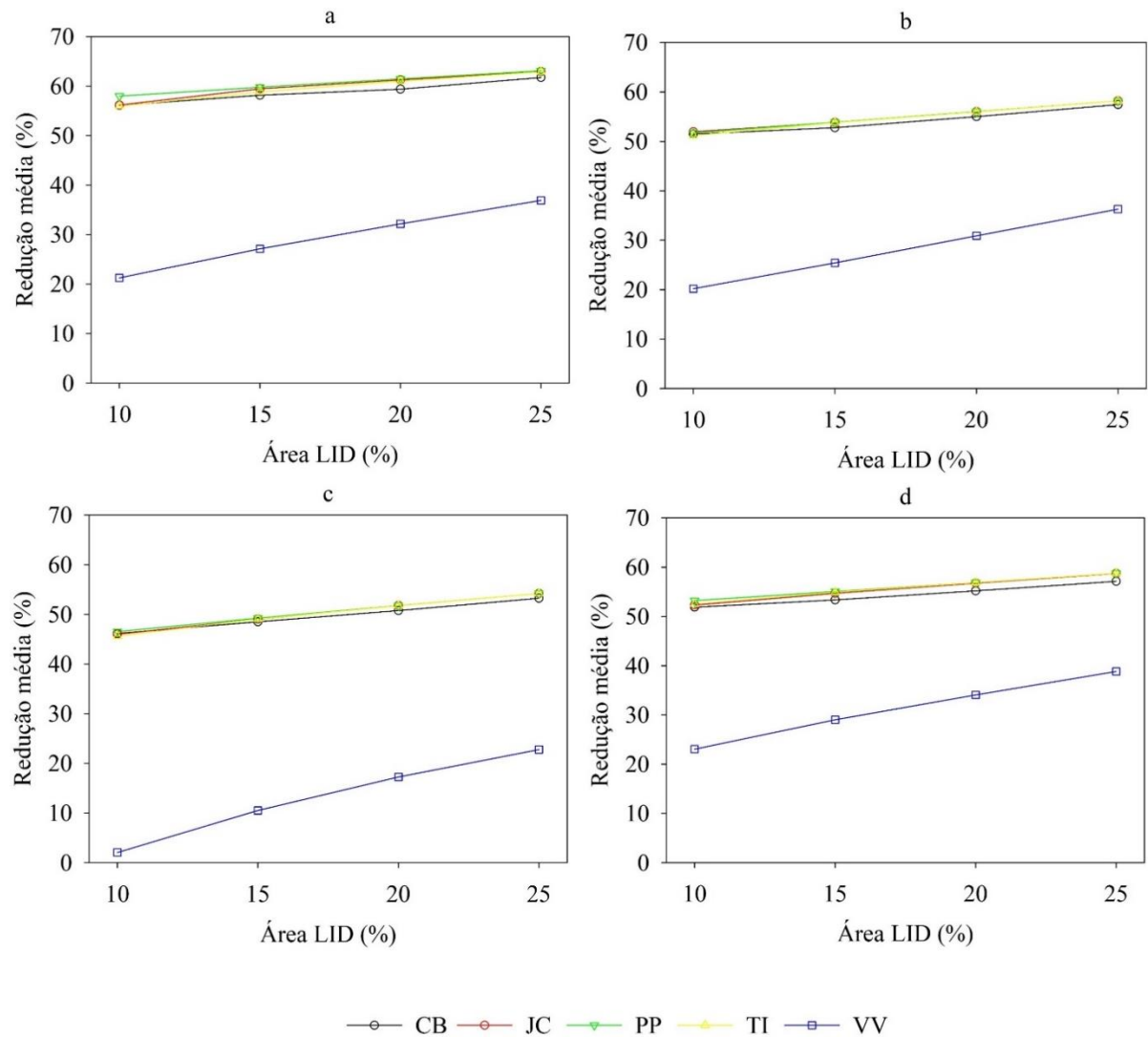
De acordo com o teste de Kruskal-Wallis (Tabela B21, B26, B31 e B36 – APÊNDICE B), pelo menos uma das séries de vazão de pico foi significativamente diferente das demais, em todas as porcentagens de implantação (10, 15, 20 e 25%), para os quatro exutórios do sistema de drenagem (O001, O022, O050 e O226). As diferenças foram verificadas por meio do teste *post-hoc* de Dunn, como pode ser visto nas Tabelas B22 a B25, B27 a B30, B32 a B35 e B37 a B40 (APÊNDICE B) para as porcentagens de implantação de 10, 15, 20 e 25%, respectivamente.

Para todas as porcentagens de área LID implantada, em todos os exutórios avaliados, as práticas LID célula de biorretenção (CB), jardim de chuva (JC), trincheira de infiltração (TI) e pavimento permeável (PP) obtiveram os melhores desempenhos em reduzir as vazões de pico. Diferente do ocorrido para as séries de vazão, mesmo para as menores porcentagens de área LID implantada, como 10 e 15%, a redução obtida ao implantar a célula de biorretenção foi estatisticamente igual a redução obtida ao implantar o jardim de chuva, trincheira de infiltração e pavimento permeável. Isto pode ser explicado pois, para as séries de vazão, o escoamento superficial direto captado pela célula de biorretenção era extravasado e conduzido para o sistema de drenagem, não havendo tempo suficiente para infiltrá-lo no solo nativo. Neste caso, durante as precipitações com TR mais altos que geraram as vazões de pico, em que a intensidade da precipitação pode exceder a taxa de infiltração dos solos nativos, o volume transbordado nas práticas LID que não possuem camada de drenagem, isto é, jardim de chuva, trincheira de infiltração e pavimento permeável, é conduzido, por meio da superfície, até o exutório da sub-bacia e adentra o sistema de drenagem, fazendo com que o desempenho destas quatro práticas LID se torne semelhante, mesmo com suas características distintas.

Para todos os exutórios e porcentagens de área LID implantada, as séries de vazão de pico dos cenários nos quais a vala vegetada foi implantada foram estatisticamente iguais às do cenário controle, sendo o efeito ocasionado por não existirem as camadas de solo e/ou armazenamento agravado. Assim, fica evidente que a eficiência das práticas LID para a redução do escoamento superficial direto, principalmente durante precipitações com maiores intensidades, está condicionada ao armazenamento do escoamento para posterior infiltração.

Na Figura 32 é mostrada a redução percentual média da vazão de pico em relação ao cenário controle, em função da prática e porcentagem de área LID implantada, para cada exutório do sistema de drenagem.

Figura 32 – Redução percentual média da vazão de pico em relação ao cenário controle, em função da prática e porcentagem de área LID implantada, para os exutórios (a) O001, (b) O022, (c) O050 e (d) O226.



Legenda: CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Com a análise da Figura 32, nota-se que não há variação expressiva da redução percentual média da vazão de pico entre as práticas LID célula de biorretenção, jardim de chuva, pavimento permeável e trincheira de infiltração, independentemente do exutório ou

porcentagem de área LID implantada avaliada. Ainda, mesmo para a vazão de pico, não houve ganhos expressivos de redução percentual média com o aumento da porcentagem de área LID implantada.

Tansar, Duan e Mark (2022) avaliaram a redução do pico de escoamento superficial direto proporcionado pela utilização de práticas LID, implantadas em 5, 10, 15, 20 e 25% da área impermeável das sub-bacias, sob precipitações com TR de 3 a 100 anos. É possível observar no gráfico que relaciona a porcentagem de área LID implantada e a redução do pico do escoamento superficial direto apresentado pelos autores que, para a prática LID mais eficiente, isto é, a célula de biorretenção, não houve ganho expressivo de redução para as porcentagens de área LID implantada de 20 e 25% para os TRs de 3, 5 e 10 anos. Semelhantemente ao ocorrido para as séries de vazão, este resultado pode ser explicado pelos eventos de precipitação simulados que ocasionaram vazões de pico serem associados à, no máximo, um TR de 10 anos, o qual pode não ter sido alto o suficiente para gerar um escoamento superficial direto capaz de utilizar de toda a capacidade de armazenamento das práticas LID, principalmente em maiores porcentagens de área LID implantada.

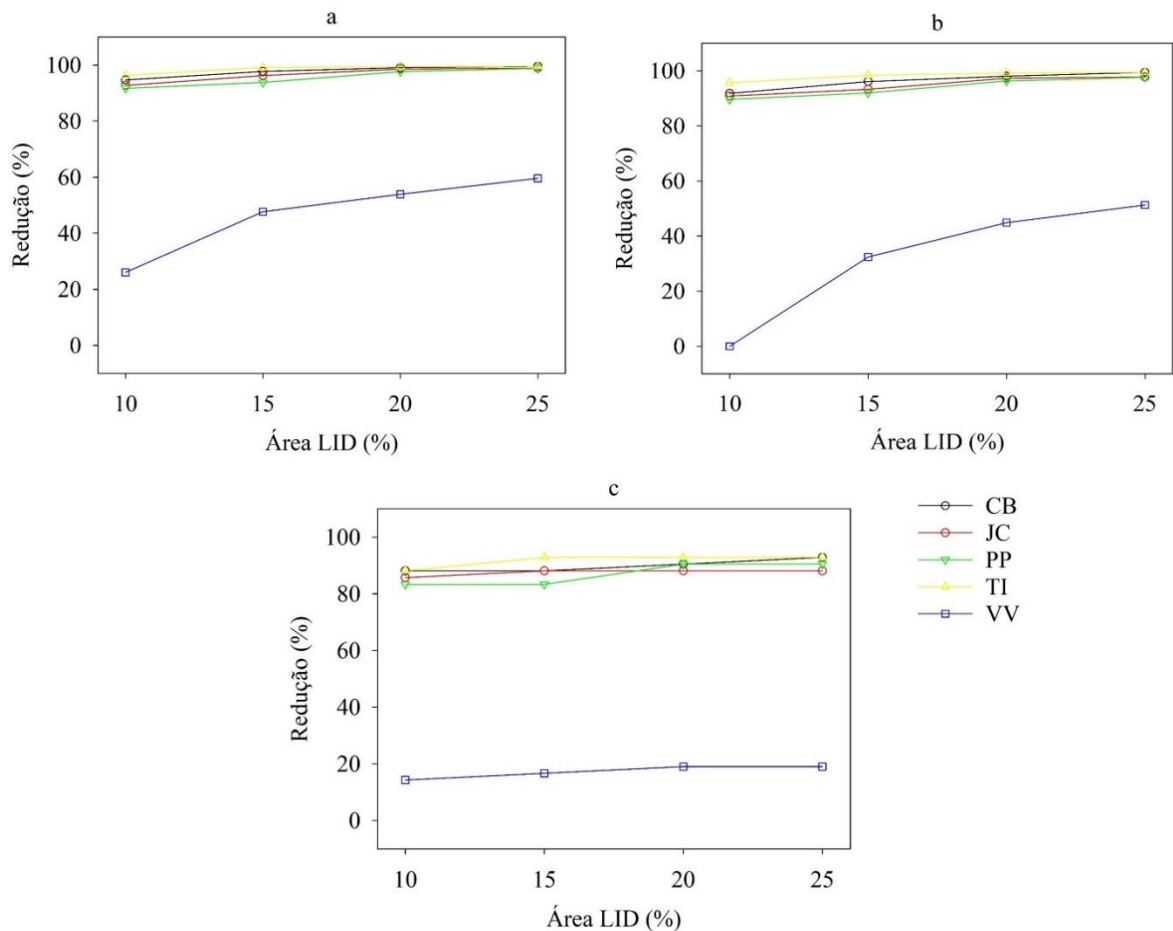
Por não contar com uma camada de solo e/ou armazenamento, a menor eficiência da vala vegetada na redução percentual média da vazão de pico é mais pronunciada quando comparado à redução percentual média da vazão, com reduções próximas à 0, como para a porcentagem de área LID implantada de 10% para o exutório O050 (Figura 32c).

Analogamente ao que foi observado para as séries de vazão, o fato de distribuir a área de práticas LID ao longo de todas as sub-bacias, fez com que, para a mesma porcentagem de área LID implantada, isto é, 10%, ocorresse maior redução percentual média das vazões de pico.

4.3.3. Variáveis associadas à inundação

Na Figura 33 é mostrada a redução percentual do volume de inundação, quantidade de nós inundados e tempo sob inundação em relação ao cenário controle no sistema de drenagem avaliado, em função da prática e porcentagem de área LID implantada.

Figura 33 – Redução percentual do volume de inundação (a), tempo sob inundação (b) e quantidade de nós inundados (c) em relação ao cenário controle no sistema de drenagem avaliado, em função da prática e porcentagem de área LID implantada.



Legenda: CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Analisando os resultados obtidos para o volume de inundação (Figura 33a), nota-se que, para a porcentagem de área LID implantada de 10%, as práticas LID célula de biorretenção, jardim de chuva, pavimento permeável e trincheira de infiltração foram capazes de reduzi-lo em mais de 90%, e foram visualmente semelhantes entre práticas. Devido à alta redução do volume de inundação obtido para a porcentagem de implantação de 10%, ao aumentar a área de práticas LID implantada, não houve ganhos expressivos de redução do volume.

As reduções superaram o valor de 98% para a porcentagem de área LID implantada de 25%, ao implantar as práticas LID célula de biorretenção, jardim de chuva, pavimento permeável e trincheira de infiltração. A alta redução obtida para o volume de inundação foi

devida à magnitude dos eventos de precipitação utilizados na simulação (TR máximo de 10 anos), o que também foi constatado por outros autores.

Ao simular o impacto de diferentes práticas LID sobre o volume de inundação, Tansar, Duan e Mark (2022) mostraram que a redução do volume de inundação foi, aproximadamente, 86% menor para um evento de precipitação com TR de 100 anos em comparação a um evento de precipitação com TR de 3 anos. Para a mesma avaliação, em uma bacia hidrográfica urbanizada em Pequim, China, Mei et al. (2018) obtiveram uma redução 63% menor para um evento de precipitação com TR de 100 anos em comparação a um evento de precipitação com TR de 2 anos. Ainda, para o mesmo objetivo, desta vez em uma bacia hidrográfica localizada no sudoeste do Novo Distrito de Guang-Ming, China, Qin, Li e Fu (2013) constataram que os resultados foram semelhantes para todas as práticas LID implantadas, quando o modelo foi simulado sob precipitações com TR mais baixos, mesmo para práticas LID com diferentes áreas de implantação.

O mesmo comportamento é observado para a quantidade de nós inundados (Figura 33b) e tempo sob inundação (Figura 33c), para a célula de biorretenção, jardim de chuva, pavimento permeável e trincheira de infiltração, com percentuais de redução acima de 83 e 89% para a quantidade de nós inundados e tempo sob inundação, respectivamente, para porcentagem de área LID implantada de 10%. As reduções percentuais para a quantidade de nós inundados e tempo sob inundação, na porcentagem de implantação de área LID de 25% foram superiores à 88 e 97%, respectivamente.

A vala vegetada apresentou os piores desempenhos, com reduções menores para todas as porcentagens de área LID implantada, que foram de 26 a 59% para o volume de inundação, 14 a 19% para a quantidade de nós inundados e 0 a 51% para o tempo sob inundação. Analogamente ao que ocorreu para as séries de vazão e vazão de pico, a menor redução foi reflexo da não existência das camadas de solo e armazenamento na vala vegetada. Ao aumentar a porcentagem de área LID implantada para a vala vegetada, ocorreram ganhos de redução relativamente maiores para o volume de inundação e quantidade de nós inundados.

Diferentemente das demais práticas LID, nas quais a eficiência é atribuída, principalmente, ao armazenamento do escoamento superficial direto captado, para a vala vegetada é atribuída apenas ao armazenamento em depressão e à infiltração, que, por sua vez, aumentam de acordo com a aumento da área permeável, ou seja, área LID implantada. Liu et al. (2021) realizaram uma revisão de literatura sistemática, elencando, entre outros aspectos, as vantagens e desvantagens da aplicação de diversas práticas LID. De acordo com os autores, com o aumento da intensidade da precipitação, a capacidade de retenção do escoamento

superficial direto da vala vegetada é rapidamente superada, e, por isso, tal prática não é utilizada para reduzir o volume, mas sim para a melhora da qualidade e redução da velocidade do escoamento superficial direto. Como um fator de segurança para grandes volumes de escoamento, é indicado que a vala vegetada seja projetada com uma profundidade adicional (JURRIES, 2003) – em inglês, *freeboard* – o que pode inviabilizar a sua implantação.

Ao comparar estes resultados aos obtidos nas práticas LID e suas combinações, implantadas seguindo estratégia de posicionamento distribuída, para os mesmos 10% de área LID implantada, obteve-se uma redução do volume de inundação, quantidade de nós inundados, e tempo sob inundação maiores. De forma análoga ao que ocorreu para as séries de vazão e vazão de pico, este aumento no percentual de redução das variáveis analisadas se deu pela maior distribuição da área LID implantada ao longo das sub-bacias, o que potencializou a capacidade de captar o escoamento superficial direto e utilizar a capacidade de armazenamento disponível nas práticas LID.

Apesar da grande redução percentual para as variáveis avaliadas, nota-se que, mesmo para a maior porcentagem de área LID implantada, não foi possível impedir totalmente as suas ocorrências, fato também apontado por outros estudos (AHIABLAME; SHAKYA, 2016; ARVAND et al., 2023; QIN; LI; FU, 2013; TANSAR; DUAN; MARK, 2022; YAO et al., 2022). Este resultado reforça o apontado anteriormente, que, para o controle de inundações, deve-se considerar a associação das práticas LID a medidas convencionais (FENG et al., 2020), como o próprio sistema de drenagem e bacias de detenção e retenção (CHEN; CHEN; LIN, 2022; OSUIDE, 2022; SINGH; SINGH; SHISHIR, 2023).

5. CONCLUSÃO

Ao realizar-se a análise de sensibilidade, verificou-se que o modelo construído não foi sensível às características avaliadas (largura característica, armazenamento em depressão para áreas permeáveis e impermeáveis e n de Manning para áreas permeáveis, impermeáveis e condutos). Porém, comparando-se as características avaliadas, proporcionalmente, para as vazões médias, detectou-se que o modelo é mais sensível ao valor de CN, e, em sistemas com grande extensão de condutos, ao n de Manning para condutos.

Já para a vazão máxima, isto é, de pico, há uma menor relevância para o valor de CN e de armazenamento em depressão. Além disso, mesmo em sistemas com extensão de condutos relativamente menores, há uma maior sensibilidade do modelo ao n de Manning para os condutos. Tanto para a vazão média quanto para a vazão máxima, a sensibilidade do modelo à variável n de Manning para as superfícies foi desprezível.

Pode-se concluir ainda que, com exceção à vala vegetada para todas as variáveis e a célula de biorretenção para a vazão, a capacidade das práticas LID avaliadas de reduzir a vazão, vazão de pico, e mitigar inundações, não se diferenciam sob eventos de precipitação com baixos TR de precipitação. Ainda, devido à predominância de eventos com baixos TR na série de precipitação, o aumento da área LID implantada não foi proporcional ao aumento da redução das variáveis avaliadas. Dessa forma, recomenda-se que, entre as práticas LID que contam com a camada de solo e armazenamento, a escolha seja feita após considerações técnicas e econômicas, que não foram consideradas neste estudo e podem ser objeto de estudos posteriores.

Em geral, o posicionamento das práticas LID seguindo a estratégia “distribuída” obteve os melhores resultados. Entretanto, em locais onde havia maiores valores de K_{sat} , outras estratégias de posicionamento, como a de “centro”, obtiveram melhores desempenhos. Dessa forma, a escolha da estratégia de posicionamento deve ser feita observando as características do local de implantação, além do comportamento do tipo de escoamento para o qual se deseja redução, já que para as vazões de pico o tempo de oportunidade para a infiltração da água armazenada nas LIDs em solo nativo é inferior. Ainda, distribuir a área de práticas LID implantada ao longo de todas as sub-bacias, acarretou no aumento do volume de escoamento superficial direto captado e uso da capacidade de armazenamento, e, conseqüentemente, em porcentagens mais altas de redução para todas as variáveis avaliadas.

Apesar da redução expressiva do volume de inundação após o emprego de práticas LID, essas não se demonstraram capazes de impedir totalmente a sua ocorrência. Portanto, para

mitigar a inundação, a associação de práticas LID a métodos convencionais de drenagem, como bacias de retenção e o próprio sistema de drenagem, é uma opção que deve ser considerada.

Por meio deste estudo, é possível concluir que, da perspectiva de uma simulação contínua, isto é, de longa duração, a eficiência das práticas LID está ligada à estratégia de posicionamento adotada e à condutividade hidráulica do solo saturado do solo nativo sob a prática LID, em vez de estar ligada a uma prática LID específica. Dessa forma, tomadores de decisão poderão se apoiar neste estudo para garantir a maior eficiência das práticas LID no que tange ao seu posicionamento espacial, o que proporcionará o melhor funcionamento hidráulico e hidrológico do sistema de drenagem de águas pluviais.

Por meio dos resultados obtidos, pesquisas futuras podem complementar o conhecimento sobre a dinâmica de práticas LID alocadas em diferentes estratégias de posicionamento e porcentagens de implantação sob simulação temporal contínua, como, por exemplo, ao investigar a influência que a mudança no uso, cobertura e ocupação do solo exerce sobre o seu desempenho.

REFERÊNCIAS

- AHIABLAME, L. M.; ENGEL, B. A.; CHAUBEY, I. Effectiveness of low impact development practices in two urbanized watersheds: Retrofitting with rain barrel/cistern and porous pavement. **Journal of Environmental Management**, v. 119, p. 151–161, 2013.
- AHIABLAME, L. M.; SHAKYA, R. Modeling flood reduction effects of low impact development at a watershed scale. **Journal of Environmental Management**, v. 171, p. 81–91, 2016.
- AKHTER, M. S.; HEWA, G. A. The use of PCSWMM for assessing the impacts of land use changes on hydrological responses and performance of WSUD in managing the impacts at Myponga catchment, South Australia. **Water (Switzerland)**, v. 8, n. 11:511, 2016.
- ALAM, T. et al. A comparison of three types of permeable pavements for urban runoff mitigation in the semi-arid South Texas, U.S.A. **Water (Switzerland)**, v. 11, n. 10:1992, 2019a.
- ALAM, T. et al. WinSLAMM Simulation of Hydrologic Performance of Permeable Pavements — A Case Study in the Semi-Arid Lower Rio Grande Valley of South Texas, United States. **Water**, v. 11, n. 10:1865, 2019b.
- ARAVENA, J. E.; DUSSAILLANT, A. Storm-Water Infiltration and Focused Recharge Modeling with Finite-Volume Two-Dimensional Richards Equation: Application to an Experimental Rain Garden. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 135, n. 12, p. 1073–1080, 2009.
- ARENAS, J. P.; ASDRUBALI, F. Eco-materials with Noise Reduction Properties. In: MARTÍNEZ, L. M. T.; KHARISSOVA, O. V.; KHARISOV, B. I. **Handbook of Ecomaterials**. Cham: Springer International Publishing, 2020. cap. 5, p. 3051–3056.
- ARVAND, S. et al. Evaluating the impact of LID-BMPs on urban runoff reduction in an urban sub-catchment. **Urban Water Journal**, v. 20, n. 5, p. 604–615, 2023.
- BALLARD, B. W. et al. **The SuDS Manual**. Londres: CIRIA, 2015.
- BEGANSKAS, S. et al. Coupling PCSWMM and WASP to Evaluate Green Stormwater Infrastructure Impacts to Storm Sediment Loads in an Urban Watershed. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 57, n. 1, p. 134–153, 2021.
- BEHRENS. **Picking the right stone for your landscape project**. Disponível em: <https://behrenslandscape.com/diy-blog/sodinstructions-ddtaa>. Acesso em: 18 abr. 2022.
- BENSON, J. **Updated app, new rules & soggy summer: time for a rain garden**. Disponível em: <https://seagrant.uconn.edu/2021/07/19/updated-app-new-rules-soggy-summer-time-for-a-rain-garden/#>. Acesso em: 18 abr. 2022.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 10. ed. São Paulo: Ícone Editora, 2017.

- BOSLEY II, E. K. **Hydrologic evaluation of low impact development using a continuous, spatially-distributed model**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, 2008.
- BOTELHO, M. H. C. **Águas de chuva: engenharia das águas pluviais na cidade**. 4. ed. São Paulo: Blucher, 2018.
- 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.
- BROWN, R. A.; HUNT, W. F. Underdrain Configuration to Enhance Bioretention Exfiltration to Reduce Pollutant Loads. **Journal of Environmental Engineering**, v. 137, n. 11, p. 1082–1091, 2011.
- BUCCI, M. H.; DE OLIVEIRA, L. F. C. Índices de qualidade da água e de estado trófico na Represa Dr. João Penido (Juiz de Fora, MG). **Ambiente & Água**, v. 9, n. 1, p. 445–458, 2014.
- CAHILL, M.; GODWIN, D.; TILT, J. **Water-quality Swales: Low-impact development fact sheet**. Disponível em: <https://catalog.extension.oregonstate.edu/em9209/html>. Acesso em: 18 abr. 2022.
- CAMILO, M. et al. Computational modelling of urban drainage network using LID alternatives in a sub-basin in the city of Maringa, Parana, Brazil. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 24, e3, 2020.
- CHARALAMBOUS, K. et al. Stormwater Retention and Reuse at the Residential Plot Level—Green Roof Experiment and Water Balance Computations for Long-Term Use in Cyprus. **Water**, v. 11, n. 5:1055, 2019.
- CHEN, C.; CHEN, I.; LIN, J. Unused Raft Foundation Spaces as Detention Ponds to Mitigate Urban Flooding. **Current Trends in Civil & Structural Engineering**, v. 8, n. 5, p. 8–11, 2022.
- CHEN, Y. et al. Effectiveness evaluation of the coupled LIDs from the watershed scale based on remote sensing image processing and SWMM simulation. **European Journal of Remote Sensing**, v. 54, p. 77–91, 2021. Suplemento 2.
- CHI. **PCSWMM Features**. Disponível em: <https://www.pcswmm.com/Features>. Acesso em: 7 jan. 2022a.
- CHI. **Surface runoff**. Disponível em: <https://support.chiwater.com/77726/surface-runoff>. Acesso em: 17 out. 2022b.
- CHI. **Infiltration**. Disponível em: <https://support.chiwater.com/77723/infiltration>. Acesso em: 19 out. 2022c.
- CHI. **LID controls**. Disponível em: <https://support.chiwater.com/77701/lid-controls>. Acesso em: 28 out. 2022d.

- CHUI, T. F. M.; LIU, X.; ZHAN, W. Assessing cost-effectiveness of specific LID practice designs in response to large storm events. **Journal of Hydrology**, v. 533, p. 353–364, 2016.
- CHOW, V. T.; MAIDMENT, D. R.; MAYS, L. W. **Hidrología Aplicada**. Santafé de Bogotá: McGRAW-HILL, 1994.
- CHRISTOFIDIS, D. et al. A evolução histórica da drenagem urbana: da drenagem tradicional à sintonia com a natureza. **Saúde Debate**, v. 43, n. e3, p. 94–108, 2019.
- COLLODEL, M. G. **Aplicação do modelo hidrológico SWMM na avaliação de diferentes níveis de detalhamento da bacia hidrográfica submetida ao processo de transformação chuva-vazão**. 2009. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.
- DAMODARAM, C. et al. Simulation of combined best management practices and low impact development for sustainable stormwater management. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 46, n. 5, p. 907–918, 2010.
- DEBUSK, K. M.; HUNT, W. F.; LINE, D. E. Bioretention Outflow: Does It Mimic Nonurban Watershed Shallow Interflow? **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 16, n. 3, p. 274–279, 2010.
- DECINA, T. G. T.; BRANDÃO, J. L. B. Análise de desempenho de medidas estruturais e não estruturais de controle de inundações em uma bacia urbana. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 207–217, 2016.
- ECKART, K.; MCPHEE, Z.; BOLISETTI, T. Performance and implementation of low impact development – A review. **Science of the Total Environment**, v. 607–608, p. 413–432, 2017.
- EPA. **Low impact development: A literature review**. Washington, D. C.: EPA, 2000.
- FAN, G. et al. Effects of low impact development on the stormwater runoff and pollution control. **Science of the Total Environment**, v. 805, 150404, 2022.
- FENG, M. et al. Evaluation of the main function of low impact development based on rainfall events. **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 8:2231 2020.
- FENG, Y.; BURIAN, S.; POMEROY, C. Potential of green infrastructure to restore predevelopment water budget of a semi-arid urban catchment. **Journal of Hydrology**, v. 542, p. 744–755, 2016.
- FERRANCE-WU, A. **Rain Gardens**. Disponível em: <https://durhamnc.gov/787/Rain-Gardens>. Acesso em: 28 dez. 2021.
- FIA, R. et al. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 1, p. 267–275, 2015.
- FILENI, F. DE M.; COSTA, M. E. L.; ALVES, C. DE M. A. The application of lids in savanna region for mitigation of flooded areas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 24, p. 1–12, 2019.

FIORI, A.; VOLPI, E. On the Effectiveness of LID Infrastructures for the Attenuation of Urban Flooding at the Catchment Scale. **Water Resources Research**, v. 56, n. 5, p. 1–17, 2020.

FLETCHER, T. D. et al. SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. **Urban Water Journal**, v. 12, n. 7, p. 525–542, 2014.

FRITZEN, M.; BINDA, A. L. ALTERAÇÕES NO CICLO HIDROLÓGICO EM ÁREAS URBANAS: cidade, hidrologia e impactos no ambiente. **Ateliê Geográfico**, v. 5, n. 3, p. 239–254, 2011.

GAVRIĆ, S. et al. Processes improving urban stormwater quality in grass swales and filter strips: A review of research findings. **Science of the Total Environment**, v. 669, p. 431–447, 2019.

GEOSYNTHETIC SYSTEMS, G. **Permeable paving**. Disponível em: <https://fineartamerica.com/featured/permeable-paving-geosynthetic-systems.html>. Acesso em: 29 dez. 2021.

GIRÃO, L. F. DE O. et al. Modelação hidráulica e de qualidade da água dos sistemas de drenagem em meios urbanos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 351–360, 2017.

GONÇALVES, L. M.; BAPTISTA, L. F. DA S.; RIBEIRO, R. A. O uso de técnicas compensatórias de drenagem para controle dos impactos da urbanização. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 12, n. 1, p. 92–106, 2016.

GREENWAY, G. R. **Standard cross section - Trail with BMP**. Disponível em: <https://greatriversgreenway.org/design-guidelines/environmental/standard-cross-section-trail-bmp/>. Acesso em: 18 abr. 2022.

GRIBBIN, J. E. **Introdução a hidráulica, hidrologia e gestão de águas pluviais**. 4. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2014.

GU, C. et al. Modeling effects of low impact development on road salt transport at watershed scale. **Journal of Hydrology**, v. 574, p. 1164–1175, 2019.

GUO, T. et al. Evaluation of costs and efficiencies of urban low impact development (LID) practices on stormwater runoff and soil erosion in an urban watershed using the water erosion prediction project (WEPP) model. **Water (Switzerland)**, v. 13, n. 15:2076, 2021.

HAGHIGHATAFSHAR, S. et al. Efficiency of blue-green stormwater retrofits for flood mitigation – Conclusions drawn from a case study in Malmö, Sweden. **Journal of Environmental Management**, v. 207, p. 60–69, 2018.

HAN, W. S.; BURIAN, S. J. Determining Effective Impervious Area for Urban Hydrologic Modeling. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 14, n. 2, p. 111–120, 2009.

- HOSSAIN, S.; HEWA, G. A.; WELLA-HEWAGE, S. A comparison of continuous and event-based rainfall-runoff (RR) modelling using EPA-SWMM. **Water (Switzerland)**, v. 11, n. 3:611, 2019.
- HOU, J. et al. Experimental investigation for impacts of rain storms and terrain slopes on low impact development effect in an idealized urban catchment. **Journal of Hydrology**, v. 579, 124176, 2019.
- HU, M. et al. Evaluation of low impact development approach for mitigating flood inundation at a watershed scale in China. **Journal of Environmental Management**, v. 193, p. 430–438, 2017.
- IBGE. **Banco de dados geodésicos**. Disponível em: <http://www.bdg.ibge.gov.br/appbdg/>. Acesso em: 8 mar. 2023.
- INMET. **Normais Climatológicas do Brasil**. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/normais>. Acesso em: 9 jun. 2022.
- IRVINE, K. et al. Drivers of Model Uncertainty for Urban Runoff in a Tropical Climate: The Effect of Rainfall Variability and Subcatchment Parameterization. **Journal of Water Management Modeling**, v. 31, C496, 2023.
- ISHAQ, S. et al. State of provincial regulations and guidelines to promote low impact development (LID) alternatives across Canada: Content analysis and comparative assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 235, p. 389–402, 2019.
- JAMES, W. **Rules for Responsible Modeling**. 4. ed. Guelph: CHI, 2005.
- JAMES, W. et al. **User's guide to SWMM5**. 13. ed. Guelph: CHI Press Publication, 2010.
- JHA, A. K.; BLOCH, R.; LAMOND, J. **Cities and flooding: A guide to integrated urban flood risk management for the 21st century**. 8. ed. Washington: The World Bank, 2012.
- JIA, H. et al. LID-BMPs planning for urban runoff control and the case study in China. **Journal of Environmental Management**, v. 149, p. 65–76, 2015.
- JIANG, W. et al. Experimental study on filtration effect and mechanism of pavement runoff in permeable asphalt pavement. **Construction and Building Materials**, v. 100, p. 102–110, 2015.
- JURRIES, D. **Biofilters (Bioswales, Vegetative Buffers, & Constructed Wetlands) for Storm Water Discharge Pollution Removal**. Portland, Tillamook e Condado de Yamhill: DEQ Northwest Region, 2003.
- KAMALI, M.; DELKASH, M.; TAJRISHY, M. Evaluation of permeable pavement responses to urban surface runoff. **Journal of Environmental Management**, v. 187, p. 43–53, 2017.

KELSEY, J. **The downspout extender, part 1: Protect your home from the threat of basement flooding**. Disponível em: <https://www.gutterhelmet.com/blog/the-downspout-extender-part-1-protect-your-home-from-the-threat-of-basement-flooding/>. Acesso em: 18 abr. 2022.

KIM, H. et al. Considering the effect of groundwater on bioretention using the Storm Water Management Model. **Journal of Environmental Management**, v. 231, p. 1270–1276, 2019.

KOIDE, S. **Medidas de controle do impacto a montante**. Disponível em: http://www.abes-df.org.br/upload/documentos/2016_03_31/control-e-cheias-sergio-koide.pdf. Acesso em: 3 fev. 2022.

KOURTIS, I. M.; TSIHRINTZIS, V. A.; BALTAS, E. A robust approach for comparing conventional and sustainable flood mitigation measures in urban basins. **Journal of Environmental Management**, v. 269, 110822, 2020.

KREBS, G. et al. A high resolution application of a stormwater management model (SWMM) using genetic parameter optimization. **Urban Water Journal**, v. 10, n. 6, p. 394–410, 2013.

KREBS, G. et al. Spatial resolution considerations for urban hydrological modelling. **Journal of Hydrology**, v. 512, p. 482–497, 2014.

KREBS, G. et al. Parameterization of a hydrological model for a large, ungauged urban catchment. **Water (Switzerland)**, v. 8, n. 10, p. 1–23, 2016.

LEAL, L.; BIONDI, D.; BATISTA, A. C. Influência das florestas urbanas na variação termo-higrométrica da área intraurbana de Curitiba - PR. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 4, p. 807–820, 26 dez. 2014.

LEE, J. G. et al. A watershed-scale design optimization model for stormwater best management practices. **Environmental Modelling and Software**, v. 37, p. 6–18, 2012.

LEE, J. Y. et al. Quantitative analysis on the urban flood mitigation effect by the extensive green roof system. **Environmental Pollution**, v. 181, p. 257–261, 2013.

LI, F. et al. Assessing the Effectiveness and Cost Efficiency of Green Infrastructure Practices on Surface Runoff Reduction at an Urban Watershed in China. **Water**, v. 13, n. 1:24, 2021.

LI, J.; LI, Y.; LI, Y. SWMM-based evaluation of the effect of rain gardens on urbanized areas. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 1, p. 1–14, 2016.

LIANG, C. Y.; YOU, G. J. Y.; LEE, H. Y. Investigating the effectiveness and optimal spatial arrangement of low-impact development facilities. **Journal of Hydrology**, v. 577:124008, 2019.

LIAO, Z. L. et al. Analysis on LID for highly urbanized areas' waterlogging control: Demonstrated on the example of Caohejing in Shanghai. **Water Science and Technology**, v. 68, n. 12, p. 2559–2567, 2013.

- LIU, T. et al. Low Impact Development (LID) Practices : A Review on Recent Developments , Challenges and Prospects. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 232, 344, 2021.
- LOCATELLI, L. et al. Determining the extent of groundwater interference on the performance of infiltration trenches. **Journal of Hydrology**, v. 529, p. 1360–1372, 2015.
- MACHADO, V. DE S. **Princípios da climatologia e hidrologia**. Porto Alegre: SAGAH, 2017.
- MANCIPE-MUNOZ, N. A. et al. Calibration of Rainfall-Runoff Model in Urban Watersheds for Stormwater Management Assessment. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 140, n. 6:05014001, 2014.
- MARQUES, C. P. M.; MAGALHÃES JUNIOR, A. P. Artificialização de cursos d'água urbanos e transferência de passivos ambientais entre territórios municipais: Reflexões a partir do caso do Ribeirão Arrudas , Região Metropolitana de Belo Horizonte- MG. **Geografias: Artigos Científicos**, v. 10, n. 2, p. 100–117, 2014.
- MARTIN, N. Watershed-scale, probabilistic risk assessment of water resources impacts from climate change. **Water**, v. 13, n. 1:40, 2021.
- MARTINS, F. B. et al. Classificação climática de Köppen e de Thorntwaite para Minas Gerais: Cenário atual e projeções futuras. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 1, p. 149–164, 2018.
- MEI, C. et al. Integrated assessments of green infrastructure for flood mitigation to support robust decision-making for sponge city construction in an urbanized watershed. **Science of the Total Environment**, v. 639, p. 1394–1407, 2018.
- MELLO, C. R. DE; SILVA, A. M. DA; BESKOW, S. **Hidrologia de superfície: princípios e aplicações**. 2. ed. Lavras: Ed. UFLA, 2020.
- MELO, T. DOS A. T. DE et al. Jardim de chuva: sistema de biorretenção para o manejo das águas pluviais urbanas. **Ambiente Construído**, v. 14, n. 4, p. 147–165, 2014.
- MIGUEZ, M. G.; GREGORIO, L. T. DI; VERÓL, A. P. **Gestão de riscos e desastres hidrológicos**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2018.
- MIGUEZ, M. G.; VERÓL, A. P.; REZENDE, O. M. **Drenagem urbana - do projeto tradicional à sustentabilidade**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2015.
- MOREIRA, P. H. O. et al. Variação climática em sítios urbanos com diferentes níveis de cobertura vegetal como subsídio à formação de ilha de calor. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 07, 2020.
- MUNIR, B. A.; AHMAD, S. R.; HAFEEZ, S. Integrated hazard modeling for simulating torrential stream response to flash flood events. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 9, n. 1, 2020.

MUSTAFFA, N.; AHMAD, N. A.; RAZI, M. A. M. Evaluation on Flow Discharge of Grassed Swale in Lowland Area. **MATEC Web of Conferences**, v. 103, p. 1–8, 2017.

NIAZI, M. et al. Storm Water Management Model: Performance Review and Gap Analysis. **Journal of Sustainable Water in the Built Environment**, v. 3, n. 2: 04017002, 2017.

NIEMI, T. J. et al. Automated Urban Rainfall–Runoff Model Generation with Detailed Land Cover and Flow Routing. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 24, n. 5:04019011, 2019.

NUCASE. **Águas pluviais: técnicas compensatórias para o controle de cheias urbanas**. Belo Horizonte: ReCESA, 2007.

OHNUMA JÚNIOR, A. A.; MENDIONDO, E. M. Estudo de técnicas compensatórias de drenagem urbana como proposta de gestão das águas pluviais. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE DEFESA DO MEIO AMBIENTE, 11., 2015, Rio de Janeiro. **Anais [...]**. Rio de Janeiro: Clube de Engenharia, 2015.

OLIVEIRA, D. B. **Hidrologia**. São Paulo: Pearson, 2016.

OLIVEIRA, L. F. C. **Chuvas extremas no Brasil: modelos e aplicações**. Lavras: Ed. UFLA, 2019.

OPENDRONEMAP. **ODM**. , 2020. Disponível em: <https://opendronemap.org/>. Acesso em: 24 fev. 2023.

OSUIDE, E. E. Implementation of measures to mitigate the risk of pluvial flooding in urban areas. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 8, n. 3, p. 2897–2910, 2022.

PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the urban landscape. **Urban Ecology**, v. 32, p. 207–231, 2008.

PAULE-MERCADO, M. A. et al. Influence of land development on stormwater runoff from a mixed land use and land cover catchment. **Science of the Total Environment**, v. 599–600, p. 2142–2155, 2017.

PENG, Z. et al. Effects of low-impact development on urban rainfall runoff under different rainfall characteristics. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 28, n. 2, p. 771–783, 2019.

PENNY, J. **Top 5 green roof benefit**. Disponível em: <https://www.buildings.com/articles/27613/top-5-green-roof-benefits>. Acesso em: 18 abr. 2022.

PETIT-BOIX, A. et al. Environmental and economic assessment of a pilot stormwater infiltration system for flood prevention in Brazil. **Ecological Engineering**, v. 84, p. 194–201, 2015.

PIMENTEL, L. **Hidrologia** - Engenharia e meio ambiente. Rio de Janeiro: Elsevier, 2015.

QGIS. **QGIS Geographic Information System**, 2009. Disponível em: <http://qgis.org>. Acesso em: 12 mar. 2023.

QIN, H. PENG; LI, Z. XI; FU, G. The effects of low impact development on urban flooding under different rainfall characteristics. **Journal of Environmental Management**, v. 129, p. 577–585, 2013.

QUANG, C. N. X. et al. Effects of sediment deposit on the hydraulic performance of the urban stormwater drainage system. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 964:012020, 2022.

RALEIGH. **Permeable pavement: What you need to know**. Disponível em: <https://raleighnc.gov/water-and-sewer/permeable-pavement>. Acesso em: 18 abr. 2022.

RANDALL, M. et al. Geographic object based image analysis of world view-3 imagery for urban hydrologic modelling at the catchment scale. **Water (Switzerland)**, v. 11:1133, 2019.

RIVERSIDE COUNTY FLOOD CONTROL AND WATER CONSERVATION DISTRICT. **Design handbook for low impact development best management practices**. Riverside: Riverside County Watershed Protection, 2011.

ROCHA, M. DE J. D.; PEREIRA, S. P.; LIMA NETO, I. E. Integração do SWMM e ferramentas SIG para modelagem hidrológico-hidráulica de bacia complexa. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 26, n. 3, p. 451–459, 2021.

RODRIGUES, A. L. M.; DA SILVA, D. D.; MENEZES FILHO, F. C. M. Methodology for Allocation of Best Management Practices Integrated with the Urban Landscape. **Water Resources Management**, v. 35, p. 1353–1371, 2021.

RODRIGUES, L. L.; BLANCO, C. J. C. Vazão de pico em uma bacia hidrográfica com diferentes níveis de urbanização em Santarém/PA. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 9, n. 7, p. 62–75, 2018.

ROLA, S. M. **A Naturação, água e o futuro das cidades no contexto das mudanças ambientais e globais**. Tese (Doutorado em Ciências em Planejamento Energético) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

RONG, G. et al. Simulation and evaluation of low-impact development practices in university construction: A case study of Anhui University of Science and Technology. **Journal of Cleaner Production**, v. 294:12623, 2021.

ROSENBERGER, L. et al. Sustainable stormwater management under the impact of climate change and urban densification. **Journal of Hydrology**, v. 596:12613, 2021.

ROSSMAN, L. A. **Storm Water Management Model User's Manual Version 5.1**. Cincinnati: EPA, 2015.

ROSSMAN, L. A. **Storm Water Management Model Reference Manual Volume II - Hydraulics**. Cincinnati: EPA, 2017.

ROSSMAN, L. A.; HUBER, W. C. **Storm Water Management Model Reference Manual Volume III - Water Quality**. Cincinnati: EPA, 2016a.

ROSSMAN, L. A.; HUBER, W. C. **Storm Water Management Model Reference Manual Volume I - Hydrology**. Cincinnati: EPA, 2016b.

SAHU, R. K.; MISHRA, S. K.; ELDHO, T. I. An improved AMC-coupled runoff curve number model. **Hydrological Processes**, v. 24, n. 20, p. 2834–2839, 2010.

SALERNO, F. et al. Factors Controlling the Hydraulic Efficiency of Green Roofs in the Metropolitan Area of Milan (Italy). **Sustainability**, v. 13, n. 24:13638, 2021.

SAMPLE, D. J. Rooftop disconnection. **Virginia Cooperative Extension**, n. 426–120, 2013.
 SAMPLE, D. J.; FOX, L. J.; HENDRIX, C. **Best Management Practice Fact Sheet 3: Grass Channels**. Blacksburg: Virginia Cooperative Extension, 2019.

SANTOS, Á. R. DOS. **Como reter as águas de chuva em reservatórios domésticos e empresariais**. Disponível em: <https://vitruvius.com.br/revistas/read/drops/12.050/4120>. Acesso em: 28 dez. 2021.

SANTOS, G. et al. **Mapeamento do câmpus da UFLA aponta aumento nas áreas de vegetação natural**. Disponível em: <https://ciencia.ufla.br/reportagens/meio-ambiente/727-mapeamento-do-campus-da-ufla-aponta-aumento-nas-areas-de-vegetacao-natural>. Acesso em: 3 mar. 2022.

SANTOS, K. A.; RUFINO, I. A. A.; BARROS FILHO, M. N. M. Impactos da ocupação urbana na permeabilidade do solo: O caso de uma área de urbanização consolidada em Campina Grande – PB. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 5, p. 943–952, 2017.

SARMININGSIH, A.; SAMUDRO, G.; MAS'ADAH, A. Low Impact Development (LID) as an effort to achieve a sustainable urban drainage system (SUDS). Case Study: Left Side of Garang River Segment VI Semarang. **E3S Web of Conferences**, v. 125:07017, 2019.

SCDHEC, S. C. D. OF H. AND E. C. **South Carolina DHEC storm water management BMP field manual**. Colúmbia: South Carolina Department of Health and Environmental Control, 2005.

SCHUELER, T. The importance of imperviousness. **Watershed Protection Techniques**, v. 1, n. 3, p. 1–12, 2000.

SELBIG, W. R.; BUER, N.; DANZ, M. E. Stormwater-quality performance of lined permeable pavement systems. **Journal of Environmental Management**, v. 251:10951, 2019.

SEMCOG. **Low impact development manual for Michigan: A design guide for implementers and reviewers**. Detroit: Southeast Michigan Council of Governments Information Center, 2008.

SHAMSI, S. **PC-SWMM**. Disponível em: <https://www.openswmm.org/Topic/1606/pc-swmm>. Acesso em: 19 out. 2022.

- SILVA, K. C. DA; POLETO, C. Drenagem urbana sustentável: Aspectos hidrológicos, influência dos sedimentos e o reequilíbrio dos ciclos naturais. *In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE HIDROSEDIMENTOLOGIA*, 2., 2017, Foz do Iguaçu. **Anais [...]**. Foz do Iguaçu: Interciência, 2017.
- SINGH, A. S.; SINGH, A. G.; SHISHIR, A. Identifying Crucial Aspects in Formulating Urban Flood Mitigation Strategies. **International Journal for Research in Applied Science and Engineering Technology**, v. 11, n. 4, p. 3483–3486, 2023.
- SKOTNICKI, M.; SOWIŃSKI, M. The influence of depression storage on runoff from impervious surface of urban catchment. **Urban Water Journal**, v. 12, n. 3, p. 207–218, 2013.
- SOILMOISTURE EQUIPMENT CORP. **Guelph Permeameter** - Operating Instructions. Disponível em: https://www.soilmoisture.com/pdfs/Resource_Instructions_0898-2800_2800K1%20Guelph%20Permeameter%20.pdf. Acesso em: 19 mai. 2023.
- SONG, J. Y.; CHUNG, E. S.; KIM, S. H. Decision support system for the design and planning of low-impact development practices: The case of Seoul. **Water (Switzerland)**, v. 10:146, 2018.
- SOUZA, F. P. **Monitoramento e modelagem hidrológica da sub-bacia do Lago Paranoá - Brasília/DF - e avaliação de bacia de detenção**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Brasília, 2014.
- STRABAN TOWNSHIP. **Stormwater management design assistance manual**: For minor regulated activities in Straban Township Adams County, Pennsylvania. Disponível em: <https://www.strabantownship.com/wp-content/uploads/2009/03/AC-SWM-Plan-Simplified-Approach-Final-STRABAN.pdf>. Acesso em: 06 jan. 2022.
- SURIPIN, S. et al. Reducing Stormwater Runoff from Parking Lot with Permeable Pavement. **E3S Web of Conferences**, v. 73:05016, 2018.
- TANSAR, H.; DUAN, H.-F.; MARK, O. Catchment-Scale and Local-Scale Based Evaluation of LID Effectiveness on Urban Drainage System Performance. **Water Resources Management**, v. 36, n. 2, p. 507–526, 2022.
- TUCCI, C. M. **Inundações Urbanas**. Porto Alegre: ABRH/RHAMA, 2007.
- USDA. **Technical Release 55**: Urban hydrology for small watersheds, Washington, D. C., 1986.
- VAN LIEW, M. W. et al. Suitability of SWAT for the Conservation Effects Assessment Project: Comparison on USDA Agricultural Research Service Watersheds. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 12, n. 2, p. 173–189, 2007.
- VIRGINIA DEPARTMENT OF CONSERVATION AND RECREATION. **Draft VA DCR stormwater design specification**. Disponível em: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.626.7126&rep=rep1&type=pdf>. Acesso em: 30 dez. 2021.

WANG, Y. et al. A Diagnostic Decision Support System for BMP Selection in Small Urban Watershed. **Water Resources Management**, v. 31, n. 5, p. 1649–1664, 2017.

WEILER, M. et al. Subsurface Stormflow. *In*: Anderson, M. G.; MCDONNELL, J. J. **Encyclopedia of Hydrological Sciences**. Nova Jersey: Wiley, 2005. Capítulo 112.

WINSTON, R. J.; DORSEY, J. D.; HUNT, W. F. Quantifying volume reduction and peak flow mitigation for three bioretention cells in clay soils in northeast Ohio. **Science of the Total Environment**, v. 553, p. 83–95, 2016.

WU, J.; YANG, R.; SONG, J. Effectiveness of low-impact development for urban inundation risk mitigation under different scenarios: A case study in Shenzhen, China. **Natural Hazards and Earth System Sciences**, v. 18, n. 9, p. 2525–2536, 2018.

XIAN, B. C. C. et al. Evaluation of low impact development and best management practices on peak flow reduction using SWMM. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 646:012045, 2021.

XU, Z. et al. Runoff simulation of two typical urban green land types with the Stormwater Management Model (SWMM): sensitivity analysis and calibration of runoff parameters. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191:343, 2019.

YANG, H. et al. Field evaluation of a new biphasic rain garden for stormwater flow management and pollutant removal. **Ecological Engineering**, v. 54, p. 22–31, 2013.

YAO, Y. et al. Comprehensive performance evaluation of stormwater management measures for sponge city construction: A case study in Gui'an New District, China. **Journal of Flood Risk Management**, v. 15, n. 4, p. 1–16, 2022.

YUAN, Y. et al. Initial abstraction and curve numbers for semiarid watersheds in Southeastern Arizona. **Hydrological Processes**, v. 28, n. 3, p. 774–783, 2014.

ZAKIZADEH, F. et al. Efficient Urban Runoff Quantity and Quality Modelling Using SWMM Model and Field Data in an Urban Watershed of Tehran Metropolis. **Sustainability (Switzerland)**, v. 14:1086, 2022.

ZHANG, D. et al. Impacts of Rainstorm Characteristics on Runoff Quantity and Quality Control Performance Considering Integrated Green Infrastructures. **Sustainability (Switzerland)**, v. 14, n. 18, p. 20–23, 2022.

ZHANG, Z.; VALEO, C. Verification of PCSWMM's LID processes and their scalability over time and space. **Frontiers in Water**, v. 4:1058883, 2022.

APÊNDICE A – Teste de Kruskal-Wallis e Dunn para as diferentes estratégias de posicionamento avaliadas

Tabela A1 – Teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5%, realizado para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para as diferentes estratégias de implantação, para os exutórios O001, O022, O050 e O226.

Parâmetro	Exutório			
	O001	O022	O050	O226
K (valor observado)	3336,766	374,000	1218,003	525,549
K (valor crítico)	79,082	79,082	79,082	79,082
p-valor	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001

Fonte: Do autor (2023).

Tabela A2 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para o exutório O001, para as diferentes estratégias de implantação, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5% (Continua).

Prática LID/Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos
CB+PP/D	7050	1383627762,0	196259,3	A
CB+JC/D	7050	1383665216,0	196264,6	A
TI+PP/D	7050	1383695327,0	196268,8	A
CB/D	7050	1383702886,5	196269,9	A
PP/D	7050	1383721772,5	196272,6	A
JC+PP/D	7050	1383740555,5	196275,3	A
TI/D	7050	1383741896,0	196275,4	A
JC+VV/D	7050	1383747176,0	196276,2	A
CB+TI/D	7050	1383748890,5	196276,4	A
PP+VV/D	7050	1383753119,5	196277,0	A
TI+VV/D	7050	1383757856,0	196277,7	A
JC/D	7050	1383797661,5	196283,4	A
VV/D	7050	1383800238,5	196283,7	A
JC+TI/D	7050	1383805497,0	196284,5	A
CB+VV/D	7050	1383846614,5	196290,3	A
TI+VV/J	7050	1533697676,0	217545,8	B
JC+VV/J	7050	1533723108,5	217549,4	B
PP+VV/J	7050	1533738449,5	217551,6	B
CB+VV/J	7050	1533764427,5	217555,2	B
VV/J	7050	1533840141,5	217566,0	B
CB+JC/J	7050	1533907779,0	217575,6	B
CB+TI/J	7050	1533907779,0	217575,6	B
CB+PP/J	7050	1533907779,0	217575,6	B
JC+TI/J	7050	1533907779,0	217575,6	B
JC+PP/J	7050	1533907779,0	217575,6	B
TI+PP/J	7050	1533907779,0	217575,6	B
CB/J	7050	1533958133,5	217582,7	B

Tabela A2 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para o exutório O001, para as diferentes estratégias de implantação, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5% (Conclusão).

Prática LID/Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos	
JC/J	7050	1533958133,5	217582,7	B	
TI/J	7050	1533958133,5	217582,7	B	
PP/J	7050	1533958133,5	217582,7	B	
JC+PP/M	7050	1565057721,0	221994,0	B	
CB+JC/M	7050	1565075496,0	221996,5	B	
JC+TI/M	7050	1565130456,5	222004,3	B	
TI+PP/M	7050	1565133832,5	222004,8	B	
CB/M	7050	1565207185,0	222015,2	B	
CB+TI/M	7050	1565225347,0	222017,8	B	
TI/M	7050	1565228919,0	222018,3	B	
CB+PP/M	7050	1565238022,0	222019,6	B	
JC/M	7050	1565243240,5	222020,3	B	
VV/M	7050	1565260814,5	222022,8	B	
TI+VV/M	7050	1565268147,0	222023,9	B	
CB+VV/M	7050	1565270028,5	222024,1	B	
PP/M	7050	1565314198,5	222030,4	B	
JC+VV/M	7050	1565371388,5	222038,5	B	
PP+VV/M	7050	1565400025,0	222042,6	B	
CB+VV/C	7050	1573048077,5	223127,4	B	C
JC+VV/C	7050	1573054312,5	223128,3	B	C
TI+VV/C	7050	1573066005,5	223129,9	B	C
PP+VV/C	7050	1573085491,0	223132,7	B	C
CB+JC/C	7050	1573190075,0	223147,5	B	C
CB+TI/C	7050	1573190075,0	223147,5	B	C
CB+PP/C	7050	1573190075,0	223147,5	B	C
CB/C	7050	1573201866,0	223149,2	B	C
JC/C	7050	1573249749,0	223156,0	B	C
TI/C	7050	1573249749,0	223156,0	B	C
PP/C	7050	1573249749,0	223156,0	B	C
VV/C	7050	1573250051,0	223156,0	B	C
JC+TI/C	7050	1573410161,0	223178,7	B	C
JC+PP/C	7050	1573410161,0	223178,7	B	C
TI+PP/C	7050	1573410161,0	223178,7	B	C
CON	7050	1630840215,0	231324,9		C

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada; D – Distribuída; J – Jusante, C – Centro; e M – Montante.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela A3 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para o exutório O022, para as diferentes estratégias de implantação, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5% (Continua).

Prática LID/ Posição Espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos		
VV/C	9734	2839364345,5	291695,5	A		
VV/D	9734	2843767162,0	292147,8	A		
CB+TI/D	9734	2844515835,0	292224,8	A		
TI/D	9734	2844735472,5	292247,3	A		
CB+VV/D	9734	2844830028,0	292257,0	A		
TI+PP/D	9734	2844866172,0	292260,8	A		
CB/D	9734	2844919495,0	292266,2	A		
JC/D	9734	2844989038,5	292273,4	A		
PP/D	9734	2845040079,0	292278,6	A		
TI+VV/D	9734	2845044666,0	292279,1	A		
JC+PP/D	9734	2845320822,0	292307,5	A		
CB+PP/D	9734	2845602283,0	292336,4	A		
JC+TI/D	9734	2845922176,5	292369,2	A		
PP+VV/D	9734	2846056582,0	292383,0	A		
CB+JC/D	9734	2846076966,5	292385,1	A		
JC+VV/D	9734	2846187862,0	292396,5	A		
JC+VV/C	9734	2849876740,5	292775,5	A		
PP+VV/C	9734	2850624951,5	292852,4	A		
TI+VV/C	9734	2851635199,0	292956,2	A		
CB+VV/C	9734	2851856982,0	292978,9	A		
JC+TI/C	9734	2861037032,0	293922,0	A	B	
JC+PP/C	9734	2861037032,0	293922,0	A	B	
TI+PP/C	9734	2861037032,0	293922,0	A	B	
JC/C	9734	2861499610,5	293969,6	A	B	
TI/C	9734	2861499610,5	293969,6	A	B	
PP/C	9734	2861499610,5	293969,6	A	B	
CB/C	9734	2861608211,0	293980,7	A	B	
CB+JC/C	9734	2861867211,0	294007,3	A	B	
CB+TI/C	9734	2861867211,0	294007,3	A	B	
CB+PP/C	9734	2861867211,0	294007,3	A	B	
JC+VV/J	9734	2910445835,0	298997,9	A	B	C
TI+VV/J	9734	2911395177,5	299095,5	A	B	C
CB+VV/J	9734	2912422702,5	299201,0	A	B	C
PP+VV/J	9734	2912630424,5	299222,4	A	B	C
VV/J	9734	2913043906,5	299264,8	A	B	C
CB+JC/J	9734	2913736381,0	299336,0	A	B	C
CB+TI/J	9734	2913736381,0	299336,0	A	B	C
CB+PP/J	9734	2913736381,0	299336,0	A	B	C
JC+TI/J	9734	2913736381,0	299336,0	A	B	C

Tabela A3 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para o exutório O022, para as diferentes estratégias de implantação, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5% (Conclusão).

Prática LID/ Posição Espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos		
JC+PP/J	9734	2913736381,0	299336,0	A	B	C
TI+PP/J	9734	2913736381,0	299336,0	A	B	C
CB/J	9734	2913859337,5	299348,6	A	B	C
JC/J	9734	2913859337,5	299348,6	A	B	C
TI/J	9734	2913859337,5	299348,6	A	B	C
PP/J	9734	2913859337,5	299348,6	A	B	C
CB+TI/M	9734	2921701247,5	300154,2	A	B	C
CB+PP/M	9734	2922238991,0	300209,5	A	B	C
CB+JC/M	9734	2922757435,0	300262,7	A	B	C
JC+TI/M	9734	2922847450,5	300272,0	A	B	C
PP/M	9734	2923234016,5	300311,7	A	B	C
TI/M	9734	2923365919,5	300325,2	A	B	C
TI+PP/M	9734	2923728387,5	300362,5	A	B	C
JC/M	9734	2923888002,0	300378,9	A	B	C
CB/M	9734	2924045500,5	300395,1	A	B	C
JC+PP/M	9734	2924177445,5	300408,6	A	B	C
CB+VV/M	9734	2953911573,0	303463,3		B	C
JC+VV/M	9734	2953944611,0	303466,7		B	C
TI+VV/M	9734	2954892960,5	303564,1		B	C
PP+VV/M	9734	2955311039,0	303607,1		B	C
VV/M	9734	2995123302,0	307697,1			C
CON	9734	3005064232,0	308718,3			C

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada; D – Distribuída; J – Jusante, C – Centro; e M – Montante.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela A4 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para o exutório O050, para as diferentes estratégias de implantação, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5% (Continua).

Prática LID/Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos		
JC/C	9015	2352620756,0	260967,4	A		
TI/C	9015	2352620756,0	260967,4	A		
PP/C	9015	2352620756,0	260967,4	A		
CB+JC/C	9015	2352629124,5	260968,3	A		
CB+TI/C	9015	2352629124,5	260968,3	A		
CB+PP/C	9015	2352629124,5	260968,3	A		
CB/C	9015	2352797092,5	260986,9	A		
JC+TI/C	9015	2352870917,0	260995,1	A		
JC+PP/C	9015	2352870917,0	260995,1	A		
TI+PP/C	9015	2352870917,0	260995,1	A		
PP+VV/C	9015	2380075644,0	264012,8	A		
CB+VV/C	9015	2380151360,0	264021,2	A		
JC+VV/C	9015	2380151679,5	264021,3	A		
TI+VV/C	9015	2380296416,0	264037,3	A		
VV/C	9015	2426428137,5	269154,5	A	B	
JC/M	9015	2501861872,5	277522,1		B	C
CB/M	9015	2501907415,5	277527,2		B	C
CB+PP/M	9015	2501969237,0	277534,0		B	C
JC+TI/M	9015	2501971080,5	277534,2		B	C
PP/M	9015	2501981474,5	277535,4		B	C
JC+PP/M	9015	2501996841,0	277537,1		B	C
TI/M	9015	2502050402,5	277543,0		B	C
CB+JC/M	9015	2502074523,5	277545,7		B	C
CB+TI/M	9015	2502078510,0	277546,1		B	C
TI+PP/M	9015	2502266091,5	277567,0		B	C
JC+TI/D	9015	2503661237,5	277721,7		B	C
JC+PP/D	9015	2503673311,5	277723,1		B	C
PP/D	9015	2503674715,0	277723,2		B	C
CB+JC/D	9015	2503684671,0	277724,3		B	C
JC/D	9015	2503687971,0	277724,7		B	C
CB/D	9015	2503708261,5	277726,9		B	C
CB+PP/D	9015	2503715651,5	277727,7		B	C
TI+VV/D	9015	2503737342,5	277730,2		B	C
PP+VV/D	9015	2503758833,0	277732,5		B	C
CB+VV/D	9015	2503781648,0	277735,1		B	C
CB+TI/D	9015	2503807996,0	277738,0		B	C
TI/D	9015	2503835695,5	277741,1		B	C
JC+VV/D	9015	2503899989,5	277748,2		B	C
VV/D	9015	2503967905,5	277755,7		B	C

Tabela A4 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para o exutório O050, para as diferentes estratégias de implantação, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5% (Conclusão).

Prática LID/Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos	
TI+PP/D	9015	2504007284,5	277760,1	B	C
PP+VV/M	9015	2519023672,0	279425,8		C
TI+VV/M	9015	2519083761,5	279432,5		C
CB+VV/M	9015	2519216779,5	279447,2		C
JC+VV/M	9015	2519329320,0	279459,7		C
CB/J	9015	2524539049,5	280037,6		C
JC/J	9015	2524539049,5	280037,6		C
TI/J	9015	2524539049,5	280037,6		C
PP/J	9015	2524539049,5	280037,6		C
CB+JC/J	9015	2524775024,5	280063,8		C
CB+TI/J	9015	2524775024,5	280063,8		C
CB+PP/J	9015	2524775024,5	280063,8		C
JC+TI/J	9015	2524775024,5	280063,8		C
JC+PP/J	9015	2524775024,5	280063,8		C
TI+PP/J	9015	2524775024,5	280063,8		C
JC+VV/J	9015	2536267007,0	281338,5		C
TI+VV/J	9015	2536334809,0	281346,1		C
PP+VV/J	9015	2536378948,5	281351,0		C
CB+VV/J	9015	2536407251,0	281354,1		C
VV/M	9015	2551743303,0	283055,3		C
VV/J	9015	2563776106,5	284390,0		C
CON	9015	2568138583,0	284873,9		C

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada; D – Distribuída; J – Jusante, C – Centro; e M – Montante.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela A5 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para o exutório O226, para as diferentes estratégias de implantação, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5% (Continua).

Prática LID/Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos	
JC+VV/D	8598	2188367719,5	254520,6	A	
CB+PP/D	8598	2188392285,5	254523,4	A	
CB+JC/D	8598	2188412646,5	254525,8	A	
TI+PP/D	8598	2188428028,5	254527,6	A	
TI+VV/D	8598	2188430351,0	254527,8	A	
PP+VV/D	8598	2188461797,5	254531,5	A	
PP/D	8598	2188474206,0	254532,9	A	
JC/D	8598	2188492814,0	254535,1	A	
TI/D	8598	2188502217,5	254536,2	A	
CB/D	8598	2188504582,0	254536,5	A	
JC+PP/D	8598	2188523653,5	254538,7	A	
VV/D	8598	2188555145,5	254542,4	A	
CB+TI/D	8598	2188566714,5	254543,7	A	
CB+VV/D	8598	2188576308,5	254544,8	A	
JC+TI/D	8598	2188581053,0	254545,4	A	
TI+PP/M	8598	2252000720,5	261921,5	A	B
JC+PP/M	8598	2252108131,5	261934,0	A	B
JC/M	8598	2252138993,5	261937,5	A	B
CB/M	8598	2252153076,5	261939,2	A	B
CB+JC/M	8598	2252205027,0	261945,2	A	B
JC+TI/M	8598	2252235389,0	261948,8	A	B
PP/M	8598	2252253735,0	261950,9	A	B
JC+VV/M	8598	2252256888,5	261951,3	A	B
CB+PP/M	8598	2252274447,0	261953,3	A	B
CB+VV/M	8598	2252275893,5	261953,5	A	B
TI+VV/M	8598	2252278446,0	261953,8	A	B
CB+TI/M	8598	2252291794,5	261955,3	A	B
PP+VV/M	8598	2252305601,0	261956,9	A	B
TI/M	8598	2252307033,0	261957,1	A	B
VV/M	8598	2252335696,5	261960,4	A	B
CB+JC/J	8598	2281928925,0	265402,3		B
CB+TI/J	8598	2281928925,0	265402,3		B
CB+PP/J	8598	2281928925,0	265402,3		B
JC+TI/J	8598	2281928925,0	265402,3		B
JC+PP/J	8598	2281928925,0	265402,3		B
TI+PP/J	8598	2281928925,0	265402,3		B
CB/J	8598	2281936827,5	265403,2		B

Tabela A5 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para o exutório O226, para as diferentes estratégias de implantação, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5% (Conclusão).

Prática LID/Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos
JC/J	8598	2281936827,5	265403,2	B
TI/J	8598	2281936827,5	265403,2	B
PP/J	8598	2281936827,5	265403,2	B
CB+VV/C	8598	2285481957,0	265815,5	B
JC+TI/C	8598	2285544760,5	265822,8	B
JC+PP/C	8598	2285544760,5	265822,8	B
TI+PP/C	8598	2285544760,5	265822,8	B
JC+VV/C	8598	2285545410,0	265822,9	B
JC/C	8598	2285559047,5	265824,5	B
TI/C	8598	2285559047,5	265824,5	B
PP/C	8598	2285559047,5	265824,5	B
PP+VV/C	8598	2285589765,0	265828,1	B
CB+JC/C	8598	2285618346,5	265831,4	B
CB+TI/C	8598	2285618346,5	265831,4	B
CB+PP/C	8598	2285618346,5	265831,4	B
CB/C	8598	2285675172,5	265838,0	B
TI+VV/C	8598	2285702981,5	265841,2	B
VV/C	8598	2286855079,5	265975,2	B
PP+VV/J	8598	2293584718,5	266757,9	B
JC+VV/J	8598	2293603760,5	266760,1	B
TI+VV/J	8598	2293604231,5	266760,2	B
CB+VV/J	8598	2293610150,5	266760,9	B
VV/J	8598	2318998256,5	269713,7	B
CON	8598	2330419278,5	271042,0	B

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada; D – Distribuída; J – Jusante, C – Centro; e M – Montante.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela A6 – Teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5%, realizado para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para as diferentes estratégias de implantação, para os exutórios O001, O022, O050 e O226.

Parâmetro	Exutório			
	O001	O022	O050	O226
K (valor observado)	282,647	434,685	35,268	68,795
K (valor crítico)	79,082	79,082	79,082	79,082
p-valor	<0,0001	<0,0001	0,995	0,204

Fonte: Do autor (2023).

Tabela A7 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para o exutório O001, para as diferentes estratégias de implantação, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5% (Continua).

Prática LID/Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos	
TI+VV/D	10	1041,5	104,2	A	
VV/D	10	1044,5	104,5	A	
CB+TI/D	10	1049,0	104,9	A	
CB+PP/D	10	1049,5	105,0	A	
CB+VV/D	10	1050,0	105,0	A	
CB/D	10	1051,0	105,1	A	
PP+VV/D	10	1052,0	105,2	A	
JC+TI/D	10	1059,0	105,9	A	
PP/D	10	1060,0	106,0	A	
TI/D	10	1061,5	106,2	A	
JC/D	10	1062,0	106,2	A	
JC+PP/D	10	1063,0	106,3	A	
JC+VV/D	10	1064,0	106,4	A	
TI+PP/D	10	1068,5	106,9	A	
CB+JC/D	10	1079,5	108,0	A	
PP+VV/J	10	3099,5	310,0	A	B
CB+VV/J	10	3105,0	310,5	A	B
JC+VV/J	10	3111,5	311,2	A	B
CB+JC/J	10	3124,0	312,4	A	B
CB+TI/J	10	3124,0	312,4	A	B
CB+PP/J	10	3124,0	312,4	A	B
JC+TI/J	10	3124,0	312,4	A	B
JC+PP/J	10	3124,0	312,4	A	B
TI+PP/J	10	3124,0	312,4	A	B
TI+VV/J	10	3124,5	312,5	A	B
CB/J	10	3131,0	313,1	A	B
JC/J	10	3131,0	313,1	A	B
TI/J	10	3131,0	313,1	A	B
PP/J	10	3131,0	313,1	A	B
VV/J	10	3166,5	316,7	A	B
JC+VV/C	10	3876,0	387,6	A	B
CB+VV/C	10	3880,5	388,1	A	B
VV/C	10	3889,5	389,0	A	B
CB/C	10	3890,0	389,0	A	B
PP+VV/C	10	3896,5	389,7	A	B
CB+JC/C	10	3903,0	390,3	A	B
CB+TI/C	10	3903,0	390,3	A	B
CB+PP/C	10	3903,0	390,3	A	B
JC+TI/C	10	3907,5	390,8	A	B

Tabela A7 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para o exutório O001, para as diferentes estratégias de implantação, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5% (Conclusão).

Prática LID/Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos	
JC+PP/C	10	3907,5	390,8	A	B
TI+PP/C	10	3907,5	390,8	A	B
JC/C	10	3931,5	393,2	A	B
TI/C	10	3931,5	393,2	A	B
PP/C	10	3931,5	393,2	A	B
TI+VV/C	10	3931,5	393,2	A	B
JC+PP/M	10	3998,0	399,8	A	B
TI+VV/M	10	4001,0	400,1	A	B
CB+TI/M	10	4002,0	400,2	A	B
JC+VV/M	10	4004,0	400,4	A	B
PP+VV/M	10	4009,5	401,0	A	B
TI+PP/M	10	4010,0	401,0	A	B
VV/M	10	4010,5	401,1	A	B
JC/M	10	4011,5	401,2	A	B
CB+VV/M	10	4013,0	401,3	A	B
TI/M	10	4014,5	401,5	A	B
CB+JC/M	10	4014,5	401,5	A	B
CB/M	10	4022,0	402,2	A	B
JC+TI/M	10	4023,5	402,4	A	B
CB+PP/M	10	4027,5	402,8	A	B
PP/M	10	4033,5	403,4	A	B
CON	10	4840,0	484,0		B

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada; D – Distribuída; J – Jusante, C – Centro; e M – Montante.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela A8 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para o exutório O022, para as diferentes estratégias de implantação, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5% (Continua).

Prática LID/Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos	
PP/D	10	1183,5	118,4	A	
JC+TI/D	10	1189,5	119,0	A	
CB+VV/D	10	1192,5	119,3	A	
JC+VV/D	10	1198,5	119,9	A	
CB+PP/D	10	1208,0	120,8	A	
JC+PP/D	10	1210,5	121,1	A	
CB+TI/D	10	1215,0	121,5	A	
VV/D	10	1220,0	122,0	A	
CB+JC/D	10	1220,0	122,0	A	
PP+VV/D	10	1225,0	122,5	A	
TI+VV/D	10	1225,5	122,6	A	
JC/D	10	1228,5	122,9	A	
TI/D	10	1229,0	122,9	A	
TI+PP/D	10	1236,0	123,6	A	
CB/D	10	1256,5	125,7	A	
JC+VV/J	10	1892,0	189,2	A	B
CB+VV/J	10	1898,0	189,8	A	B
CB/J	10	1913,0	191,3	A	B
JC/J	10	1913,0	191,3	A	B
TI/J	10	1913,0	191,3	A	B
PP/J	10	1913,0	191,3	A	B
PP+VV/J	10	1915,0	191,5	A	B
TI+VV/J	10	1930,0	193,0	A	B
VV/J	10	1932,0	193,2	A	B
CB+JC/J	10	1958,0	195,8	A	B
CB+TI/J	10	1958,0	195,8	A	B
CB+PP/J	10	1958,0	195,8	A	B
JC+TI/J	10	1958,0	195,8	A	B
JC+PP/J	10	1958,0	195,8	A	B
TI+PP/J	10	1958,0	195,8	A	B
JC/M	10	4220,0	422,0	A	B
CB+PP/M	10	4220,5	422,1	A	B
PP/M	10	4221,0	422,1	A	B
CB/M	10	4222,0	422,2	A	B
TI/M	10	4225,0	422,5	A	B
CB+TI/M	10	4225,5	422,6	A	B
TI+PP/M	10	4225,5	422,6	A	B
CB+JC/M	10	4236,5	423,7	A	B
JC+PP/M	10	4239,5	424,0	A	B

Tabela A8 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para o exutório O022, para as diferentes estratégias de implantação, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5% (Conclusão).

Prática LID/Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos	
JC+TI/M	10	4244,5	424,5	A	B
CB+VV/M	10	4311,0	431,1	A	B
PP+VV/M	10	4312,0	431,2	A	B
TI+VV/M	10	4316,0	431,6	A	B
JC+VV/M	10	4321,0	432,1	A	B
VV/M	10	4330,0	433,0	A	B
JC/C	10	4686,0	468,6		B
TI/C	10	4686,0	468,6		B
PP/C	10	4686,0	468,6		B
CB/C	10	4686,5	468,7		B
JC+VV/C	10	4698,0	469,8		B
VV/C	10	4706,0	470,6		B
TI+VV/C	10	4707,0	470,7		B
JC+TI/C	10	4709,0	470,9		B
JC+PP/C	10	4709,0	470,9		B
TI+PP/C	10	4709,0	470,9		B
CB+JC/C	10	4713,5	471,4		B
CB+TI/C	10	4713,5	471,4		B
CB+PP/C	10	4713,5	471,4		B
CB+VV/C	10	4720,0	472,0		B
PP+VV/C	10	4740,0	474,0		B
CON	10	4750,0	475,0		B

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada; D – Distribuída; J – Jusante, C – Centro; e M – Montante.

Fonte: Do autor (2023).

APÊNDICE B - Teste de Kruskal-Wallis e Dunn para as diferentes taxas de implantação avaliadas

Tabela B1 - Teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5%, realizado para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 10%, para os exutórios O001, O022, O050 e O226.

Parâmetro	Exutório			
	O001	O022	O050	O226
K (valor observado)	542,809	213,538	566,856	375,435
K (valor crítico)	11,070	11,070	11,070	11,070
p-valor	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B2 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 10%, para o exutório O001, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos
JC	7050	138478203,5	19642,3	A
TI	7050	140245965,5	19893,0	A
PP	7050	140857135,0	19979,7	A
CB	7050	152634584,0	21650,3	B
VV	7050	159659445,5	22646,7	C
CON	7050	162790816,5	23090,9	C

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B3 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 10%, para o exutório O022, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos
JC	9734	271733488,5	27915,9	A
TI	9734	275002701,5	28251,8	A
PP	9734	276977931,0	28454,7	A
CB	9734	291981558,0	29996,1	B
VV	9734	292913069,0	30091,7	B
CON	9734	296934062,0	30504,8	B

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B4 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 10%, para o exutório O050, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos
JC	9015	228315424,0	25326,2	A
TI	9015	231445028,0	25673,3	A
PP	9015	231574666,0	25687,7	A
CB	9015	246774213,0	27373,7	B
VV	9015	260981334,0	28949,7	C
CON	9015	263800430,0	29262,4	C

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B5 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 10%, para o exutório O226, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos
JC	8598	209806343,5	24401,8	A
PP	8598	211484822,5	24597,0	A
TI	8598	211710516,5	24623,2	A
CB	8598	229316085,0	26670,9	B
VV	8598	233627804,0	27172,3	B
CON	8598	234741094,5	27301,8	B

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B6 – Teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5%, realizado para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 15%, para os exutórios O001, O022, O050 e O226.

Parâmetro	Exutório			
	O001	O022	O050	O226
K (valor observado)	727,809	365,047	623,212	306,823
K (valor crítico)	11,070	11,070	11,070	11,070
p-valor	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B7 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 15%, para o exutório O001, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos
JC	7050	138558046,5	19653,6	A
TI	7050	139255632,5	19752,6	A
PP	7050	139303711,5	19759,4	A
CB	7050	149104332,5	21149,6	B
VV	7050	163024042,0	23124,0	C
CON	7050	165420385,0	23463,9	C

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B8 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 15%, para o exutório O022, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos
JC	9734	270046103,5	27742,6	A
TI	9734	272205777,0	27964,4	A
PP	9734	273578826,0	28105,5	A
CB	9734	288664771,0	29655,3	B
VV	9734	300272864,0	30847,8	C
CON	9734	300774468,5	30899,4	C

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B9 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 15%, para o exutório O050, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos
JC	9015	230073728,0	25521,2	A
PP	9015	231716439,5	25703,4	A
TI	9015	232286310,0	25766,6	A
CB	9015	241993536,5	26843,4	B
VV	9015	255335794,5	28323,4	C
CON	9015	271485286,5	30114,8	D

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B10 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 15%, para o exutório O226, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos
JC	8598	212772514,0	24746,7	A
TI	8598	213365099,5	24815,7	A
PP	8598	213708531,0	24855,6	A
CB	8598	221643210,5	25778,5	B
VV	8598	230164545,5	26769,5	C
CON	8598	239032765,5	27801,0	D

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B11 – Teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5%, realizado para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 20%, para os exutórios O001, O022, O050 e O226.

Parâmetro	Exutório			
	O001	O022	O050	O226
K (valor observado)	643,048	325,923	687,685	416,832
K (valor crítico)	11,070	11,070	11,070	11,070
p-valor	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B12 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 20%, para o exutório O001, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos
JC	7050	139696260,5	19815,1	A
PP	7050	140354217,5	19908,4	A
TI	7050	140508483,0	19930,3	A
CB	7050	148798046,0	21106,2	B
VV	7050	156755696,5	22234,9	C
CON	7050	168553446,5	23908,3	D

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B13 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 20%, para o exutório O022, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos
JC	9734	272252345,5	27969,2	A
PP	9734	274103421,5	28159,4	A
TI	9734	274147138,5	28163,9	A
CB	9734	288865325,0	29675,9	B
VV	9734	289470569,5	29738,1	B
CON	9734	306704010,0	31508,5	C

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B14 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 20%, para o exutório O050, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos
JC	9015	230819442,5	25603,9	A
PP	9015	232293784,0	25767,5	A
TI	9015	233117225,5	25858,8	A
CB	9015	239403059,0	26556,1	B
VV	9015	251570532,0	27905,8	C
CON	9015	275687052,0	30580,9	D

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B15 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 20%, para o exutório O226, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos
JC	8598	213878713,0	24875,4	A
PP	8598	214115072,0	24902,90	A
TI	8598	214194661,5	24912,2	A
CB	8598	217228622,5	25265,0	A
VV	8598	230390973,5	26795,9	B
CON	8598	240878623,5	28015,7	C

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B16 – Teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5%, realizado para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 25%, para os exutórios O001, O022, O050 e O226.

Parâmetro	Exutório			
	O001	O022	O050	O226
K (valor observado)	659,327	454,149	754,100	343,786
K (valor crítico)	11,070	11,070	11,070	11,070
p-valor	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B17 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 25%, para o exutório O001, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos
JC	7050	140395386,0	19914,2	A
TI	7050	141091607,0	20013,0	A
PP	7050	141190653,5	20027,0	A
CB	7050	148210313,5	21022,7	B
VV	7050	152872369,0	21684,0	C
CON	7050	170905821,0	24242,0	D

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B18 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 25%, para o exutório O022, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos
JC	9734	269177899,5	27653,4	A
PP	9734	270548590,5	27794,2	A
TI	9734	271096164,5	27850,4	A
CB	9734	293780162,5	30180,8	B
VV	9734	295395034,0	30346,7	B
CON	9734	305544959,0	31389,5	C

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B19 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 25%, para o exutório O050, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos
JC	9015	232243629,0	25761,9	A
PP	9015	233012624,5	25847,2	A
TI	9015	233209672,0	25869,1	A
CB	9015	237334674,5	26326,6	A
VV	9015	248152742,0	27526,7	B
CON	9015	278937753,0	30941,5	C

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B20 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 25%, para o exutório O050, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos
JC	8598	214455894,0	24942,5	A
TI	8598	214549270,0	24953,4	A
PP	8598	214746965,0	24976,4	A
CB	8598	216494098,0	25179,6	A
VV	8598	227772185,0	26491,3	B
CON	8598	242668254,0	28223,8	C

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B21 – Teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5%, realizado para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 10%, para os exutórios O001, O022, O050 e O226.

Parâmetro	Exutório			
	O001	O022	O050	O226
K (valor observado)	34,362	34,677	36,387	32,694
K (valor crítico)	11,070	11,070	11,070	11,070
p-valor	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B22 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 10%, para o exutório 0001, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos		
PP	10	189,0	18,9	A		
CB	10	212,0	21,2	A		
JC	10	224,0	22,4	A		
TI	10	227,0	22,7	A	B	
VV	10	455,0	45,5		B	C
CON	10	523,0	52,3			C

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B23 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 10%, para o exutório 0022, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos		
JC	10	188,5	18,9	A		
CB	10	210,5	21,1	A		
TI	10	226,0	22,6	A	B	
PP	10	227,0	22,7	A	B	
VV	10	449,0	44,9		B	C
CON	10	529,0	52,9			C

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B24 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 10%, para o exutório 0050, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos		
PP	10	204,5	20,5	A		
JC	10	210,0	21,0	A		
TI	10	210,5	21,1	A		
CB	10	211,0	21,1	A		
VV	10	484,0	48,4			B
CON	10	510,0	51,0			B

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B25 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 10%, para o exutório O226, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos		
PP	10	194,0	19,4	A		
TI	10	215,0	21,5	A	B	
JC	10	224,5	22,5	A	B	
CB	10	230,5	23,1	A	B	
VV	10	439,0	43,9		B	C
CON	10	527,0	52,7			C

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B26 – Teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5%, realizado para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 15%, para os exutórios O001, O022, O050 e O226.

Parâmetro	Exutório			
	O001	O022	O050	O226
K (valor observado)	34,380	33,185	35,418	32,697
K (valor crítico)	11,070	11,070	11,070	11,070
p-valor	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B27 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 15%, para o exutório O001, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos		
PP	10	201,0	20,1	A		
JC	10	203,5	20,4	A		
TI	10	221,5	22,2	A		
CB	10	226,0	22,6	A	B	
VV	10	452,0	45,2		B	C
CON	10	526,0	52,6			C

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B28 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 15%, para o exutório O022, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos
PP	10	203,5	20,4	A
JC	10	208,0	20,8	A
TI	10	221,0	22,1	A
CB	10	231,5	23,2	A
VV	10	430,0	43,0	A B
CON	10	536,0	53,6	B

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B29 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 15%, para o exutório O050, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos
PP	10	200,0	20,0	A
CB	10	212,0	21,2	A
JC	10	215,0	21,5	A
TI	10	217,0	21,7	A
VV	10	463,0	46,3	B
CON	10	523,0	52,3	B

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B30 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 15%, para o exutório O226, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos
JC	10	210,0	21,0	A
PP	10	210,5	21,1	A
TI	10	218,5	21,9	A
CB	10	229,0	22,9	A
VV	10	424,0	42,4	A B
CON	10	538,0	53,8	B

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B31 – Teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5%, realizado para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 20%, para os exutórios O001, O022, O050 e O226.

Parâmetro	Exutório			
	O001	O022	O050	O226
K (valor observado)	34,450	32,858	34,524	31,825
K (valor crítico)	11,070	11,070	11,070	11,070
p-valor	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B32 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 20%, para o exutório O001, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos		
PP	10	200,5	20,1	A		
JC	10	203,0	20,3	A		
TI	10	216,5	21,7	A	B	
CB	10	235,0	23,5	A	B	
VV	10	441,0	44,1		B	C
CON	10	534,0	53,4			C

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B33 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 20%, para o exutório O022, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos		
JC	10	202,5	20,3	A		
PP	10	211,0	21,1	A		
TI	10	223,0	22,3	A		
CB	10	231,5	23,2	A		
VV	10	423,0	42,3	A	B	
CON	10	539,0	53,9		B	

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B34 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 20%, para o exutório O050, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos		
TI	10	207,0	20,7	A		
JC	10	209,0	20,9	A		
PP	10	212,0	21,2	A		
CB	10	224,0	22,4	A	B	
VV	10	447,0	44,7		B	C
CON	10	531,0	53,1			C

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B35 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 20%, para o exutório O226, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos		
JC	10	206,5	20,7	A		
TI	10	214,5	21,5	A		
PP	10	216,5	21,7	A		
CB	10	238,5	23,9	A		
VV	10	415,0	41,5	A	B	
CON	10	539,0	53,9		B	

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B36 – Teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5%, realizado para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 25%, para os exutórios O001, O022, O050 e O226.

Parâmetro	Exutório			
	O001	O022	O050	O226
K (valor observado)	34,180	32,858	34,765	29,227
K (valor crítico)	11,070	11,070	11,070	11,070
p-valor	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B37 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 25%, para o exutório 0001, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos		
TI	10	203,5	20,4	A		
JC	10	211,0	21,1	A	B	
PP	10	211,5	21,2	A	B	
CB	10	231,0	23,1	A	B	
VV	10	437,0	43,7		B	C
CON	10	536,0	53,6			C

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B38 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 25%, para o exutório 0022, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos		
JC	10	202,5	20,3	A		
PP	10	211,0	21,1	A		
TI	10	223,0	22,3	A		
CB	10	231,5	23,2	A		
VV	10	423,0	42,3	A		B
CON	10	539,0	53,9			B

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B39 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 25%, para o exutório 0050, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos		
PP	10	201,5	20,2	A		
JC	10	215,0	21,5	A	B	
TI	10	217,0	21,7	A	B	
CB	10	218,5	21,9	A	B	
VV	10	443,0	44,3		B	C
CON	10	535,0	53,5			C

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).

Tabela B40 – Comparação múltipla realizada para as séries de vazão de pico do Cenário Controle e Cenários LID, para a taxa de implantação de 25%, para o exutório O226, utilizando o teste de Dunn, ao nível de significância de 5%.

Prática LID/ Posição espacial	Frequência	Soma dos ranques	Média dos ranques	Grupos	
JC	10	213,5	21,4	A	
PP	10	219,0	21,9	A	
TI	10	220,0	22,0	A	
CB	10	247,5	24,8	A	
VV	10	389,0	38,9	A	B
CON	10	541,0	54,1	B	

Legenda: CON – Controle; CB – Célula de biorretenção; JC – Jardim de chuva; TI – Trincheira de infiltração; PP – Pavimento permeável; VV – Vala vegetada.

Fonte: Do autor (2023).