

Controle do escoamento superficial em diferentes escalas em uma comunidade urbana via simulação por eventos e simulação contínua

Control of surface runoff at different scales in an urban community through event-based and continuous simulations

Altair Maciel de Barros¹ , Marllus Gustavo Ferreira Passos das Neves² 

¹Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico – ANA, Brasília, DF, Brasil. E-mail: altair.barros@ana.gov.br

²Universidade Federal de Alagoas – UFAL, Maceió, AL, Brasil. E-mail: marllus.neves@ctec.ufal.br

Como citar: Barros, A. M., & Neves, M. G. F. P. (2025). Controle do escoamento superficial em diferentes escalas em uma comunidade urbana via simulação por eventos e simulação contínua. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 22, e9.
<https://doi.org/10.21168/rega.v22e9>

RESUMO: As infraestruturas verde e azul integram medidas ecossistêmicas no planejamento urbano para imitar o ciclo natural da água, controlando o escoamento na origem e atenuando as vazões de pico. Contudo, sua implementação em comunidades urbanas consolidadas pode enfrentar desafios devido à limitação de espaço e restrições socioeconômicas, que dificultam sua instalação e manutenção. Diante disso, este estudo avaliou o desempenho de dispositivos de controle de escoamento na sub-bacia Grota do Cigano (SBGC), uma comunidade urbana em Maceió-AL, utilizando o SWMM para calibrar um modelo hidrológico-hidráulico ao cenário atual, que possui um ponto crítico de transbordamento no exutório, e simulando quatro cenários de intervenção. Nos cenários I e II, microrreservatórios de detenção (MRD) foram simulados em lotes residenciais, e nos cenários III e IV, reservatórios de detenção (RD) foram simulados próximos ao exutório. Nos cenários I e III, os dispositivos foram dimensionados com base na capacidade do canal de drenagem ($68,9 \text{ l.s}^{-1}.\text{ha}^{-1}$), enquanto nos cenários II e IV, os dispositivos foram dimensionados com base na vazão de pré-urbanização ($10,22 \text{ l.s}^{-1}.\text{ha}^{-1}$). Os RD mostraram-se mais viáveis, controlando o escoamento de toda a SBGC e ocupando menos espaço. Além disso, os dispositivos dimensionados com base na capacidade do canal de drenagem foram mais práticos, equilibrando eficiência no controle de vazões e menor uso de espaço.

Palavras-chave: Drenagem Urbana; Manejo das Águas Pluviais; SWMM; Microrreservatório de Detenção; Reservatório de Detenção.

ABSTRACT: Green and blue infrastructures integrate ecosystem-based measures into urban planning to mimic the natural water cycle, controlling runoff at its source and reducing peak flows. However, their implementation in consolidated urban communities can face challenges due to limited space and socioeconomic constraints, which hinder installation and maintenance. In this context, this study evaluated the performance of runoff control devices in the Grota do Cigano sub-basin (SBGC), an urban community in Maceió-AL, using SWMM to calibrate a hydrological-hydraulic model for the current scenario, which has a critical overflow point at its outlet, and simulating four intervention scenarios. In scenarios I and II, detention micror reservoirs (MRD) were simulated in residential lots, while in scenarios III and IV, detention reservoirs (RD) were simulated near the outlet. In scenarios I and III, the devices were sized based on the drainage channel capacity ($68,9 \text{ l.s}^{-1}.\text{ha}^{-1}$), whereas in scenarios II and IV, they were designed according to pre-urbanization flow rates ($10,22 \text{ l.s}^{-1}.\text{ha}^{-1}$). The RD proved to be more viable, effectively controlling runoff across the entire SBGC while occupying less space. Additionally, devices designed based on drainage channel capacity were more practical, balancing flow control efficiency with minimal space usage.

Keywords: Urban Drainage; Stormwater Management; SWMM; Detention Microreservoirs; Detention Reservoir.

INTRODUÇÃO

A expansão urbana associada a um planejamento que pouco considera os processos naturais preexistentes, ao promover a impermeabilização do solo, pode provocar alterações no regime hidrológico, reduzindo a capacidade de infiltração do solo e aumentando o volume escoado

Recebido: Janeiro 20, 2025. Revisado: Abril 09, 2025. Aceito: Maio 09, 2025.



Este é um artigo publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença [Creative Commons Attribution](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/) (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>), que permite uso, distribuição e reprodução em qualquer meio, sem restrições desde que o trabalho original seja corretamente citado.

superficialmente (Wang et al., 2020; Chaves et al., 2021; Zia et al., 2021; Bibi et al., 2023; Kimbi et al., 2024). Além disso, no Brasil, poucas cidades adotam medidas de controle do escoamento na origem, de maneira que o manejo do volume excedente que escoa superficialmente é tradicionalmente realizado através de condutos que visam eliminar a água o mais rápido possível do local onde é gerada. Essa abordagem não soluciona de maneira sustentável os efeitos dos alagamentos em áreas urbanas, apenas o transfere para jusante (Francisco et al., 2023; Silva et al., 2024).

Essa situação agrava-se em áreas de grotas e encostas, como acontece na cidade de Maceió-AL, onde a topografia íngreme favorece o escoamento rápido das águas pluviais geradas nas regiões mais elevadas do tabuleiro costeiro em direção à planície litorânea. Cerca de 12% da população maceioense vive em 187 comunidades urbanas, onde o processo de ocupação urbana ocorreu de forma desordenada e carente de infraestrutura. Dessa comunidades urbanas, mais da metade situam-se em áreas de grotas e encostas, resultando em um sistema de drenagem vulnerável, podendo ocasionar alagamentos durante períodos de chuvas intensas (ONU-Habitat, 2020). Associa-se a esse contexto fatores como a insuficiência das redes de drenagem e a carência em sua manutenção, havendo por isso em Maceió cerca de 29 pontos críticos de alagamento (Maceió, 2018).

Diante dessas limitações, um novo paradigma no planejamento urbano e na gestão da água surgiu visando promover um ambiente urbano adaptado para imitar as características naturais do ciclo hidrológico: as infraestruturas verde e azul (IVA). Essas infraestruturas utilizam medidas ecossistêmicas para fornecer múltiplos benefícios como o armazenamento da água da chuva, a atenuação das vazões de pico e a recarga das águas subterrâneas através de dispositivos implantados em rede, focados no controle do escoamento na origem, maximizando a eficácia e minimizando os custos (Pochodyla et al., 2021; Almaaitah et al., 2021).

Estudos têm demonstrado as vantagens do uso de IVA para o controle do escoamento em áreas urbanizadas. Técnicas como a desconexão de telhados, células de biorretenção, telhados verdes, valas de infiltração, pavimentos permeáveis, barris de chuva ou cisternas, jardins de chuva e valas vegetativas têm se mostrado eficazes no controle do escoamento gerado em áreas impermeáveis de lotes residenciais, resultando em reduções na vazão de pico de até 60% (Rosa et al., 2020, 2022; Pampaloni et al., 2024). Segundo Rosa et al. (2022), a desconexão dos telhados do sistema de drenagem tradicional aliada à aplicação de vala vegetativa se destaca como a técnica mais eficiente, oferecendo o menor custo e um maior controle do escoamento superficial gerado no lote.

Apesar dos benefícios, a implementação de IVA podem enfrentar desafios significativos em áreas de grotas e encostas. Essas regiões, frequentemente caracterizadas por ocupações irregulares e de baixa renda, apresentam limitações físicas e socioeconômicas que podem dificultar a aplicação dessas soluções (Drumond et al., 2022). O padrão de ocupação densa e desordenada limita a disponibilidade de espaço para a instalação dos dispositivos, enquanto as condições socioeconômicas restritas podem dificultar a mobilização de recursos financeiros para investimentos iniciais e a manutenção contínua das estruturas. Além disso, a vulnerabilidade dessas áreas a movimentos de massa e deslizamentos de terra exige soluções que levem em consideração a estabilidade geotécnica local, o que pode aumentar a complexidade e os custos de implantação.

Diante disso, dispositivos como o reservatório de detenção (RD), destinado ao armazenamento temporário das águas pluviais quando o escoamento supera a capacidade do canal de drenagem, podem reparar os efeitos da urbanização sobre as águas pluviais ao resgatar as funções hidrológicas naturais, sem a necessidade de promover a infiltração, o que poderia fragilizar o solo. Estudos evidenciaram os efeitos de RD no controle do escoamento superficial e na mitigação de alagamentos em áreas urbanas, apresentando reduções de até cerca de 80% nas vazões transportadas em canais de drenagem (Silva & Cabral, 2014; Silva Júnior et al., 2017; Souza et al., 2019; Silva et al., 2020; Shen et al., 2021; Gomes Júnior et al., 2024). No entanto, alguns autores atentaram para os elevados custos de implantação e para a manutenção periódica exigida por esse tipo de dispositivo.

Outra técnica voltada ao controle do escoamento na fonte, aplicada de forma descentralizada ao longo da bacia, é o microrreservatório de detenção (MRD). Estudos realizados para avaliar a eficácia desse dispositivo em lotes residenciais indicam que ele pode reduzir a vazão de pico na saída da bacia em até cerca de 50% (Tassi & Villanueva, 2004; Silva & Cabral, 2014; Di Matteo et al., 2019; Qin et al., 2019). No entanto, a implementação dessa medida requer investimento e engajamento da comunidade, podendo ser incentivada através de descontos nos impostos municipais (Tassi & Villanueva, 2004; Silva & Cabral, 2014).

Esses estudos demonstram que é viável controlar a geração do escoamento em áreas urbanas por meio de estratégias em diferentes escalas. Nesse contexto, este estudo avalia o desempenho de RD e MRD no controle do escoamento superficial em uma área de gruta com ocupação consolidada situada

em Maceió-AL, através de simulações por eventos sintéticos e por simulação contínua com dados reais, observando a diferença na demanda das duas abordagens por área superficial, de modo a mitigar transbordamentos no canal que drena a região.

METODOLOGIA

O fluxograma da Figura 1 apresenta as etapas da metodologia deste estudo, que incluem: coleta e preparação dos dados de entrada; modelagem no SWMM; geração dos cenários de simulação; simulação empregando chuvas de projeto (eventos) e eventos monitorados (contínua); e obtenção de resultados e análises.

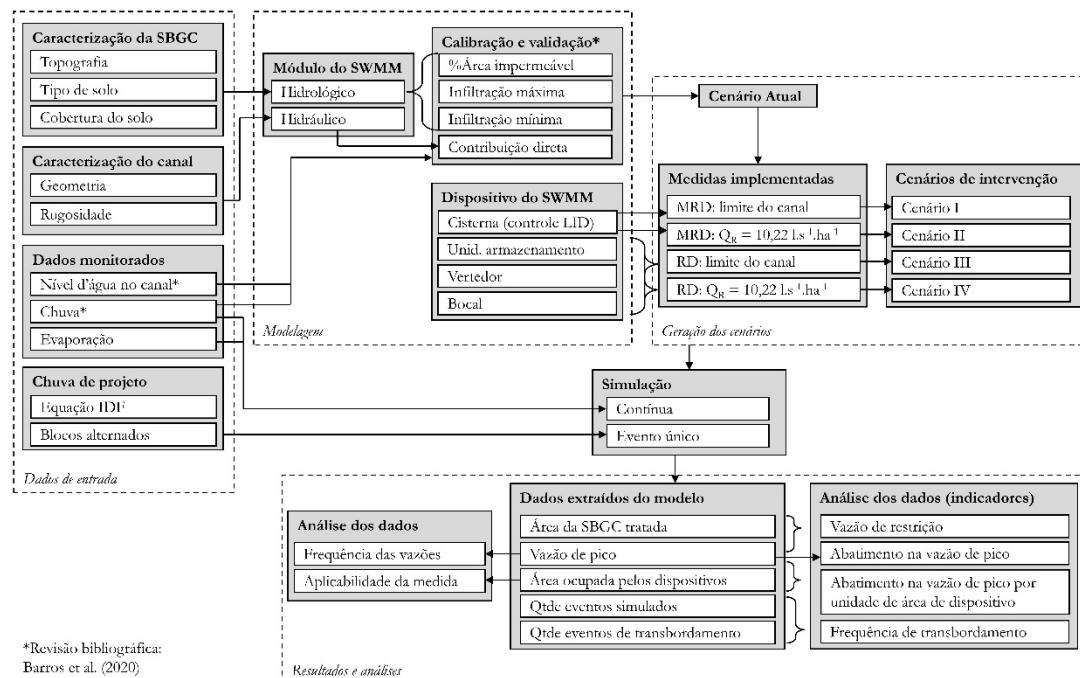


Figura 1. Fluxograma com as etapas da metodologia do estudo. Fonte: os autores (2025)

Inicialmente, a coleta de dados da bacia hidrográfica (topografia, solo e cobertura) e do canal de drenagem (geometria e rugosidade) foram necessárias para elaborar o modelo no SWMM. Com os dados monitorados de chuva e nível d'água, realizou-se a calibração e validação do modelo, ajustando os parâmetros mais sensíveis.

Após calibrar e validar o modelo ao cenário atual, foram propostos quatro cenários de intervenção com medidas de controle do escoamento: MRD e RD. O MRD foi modelado no SWMM com o controle LID cisterna (*rain barrel*), enquanto o RD utilizou uma unidade de armazenamento (*storage unit*), vertedor (*weir*) e bocal (*outlet*).

Finalmente, empregando seis chuvas de projeto com diferentes TR (simulação de eventos) e dados de chuvas monitoradas ao longo de sete anos (simulação contínua) nos cinco modelos (cenário atual e cenários de intervenção), avaliou-se a aplicabilidade das medidas e o impacto nas vazões de pico e eventos de transbordamento.

Mais detalhes da metodologia serão apresentados a seguir.

Caracterização da área de estudo

A área de estudo é a sub-bacia Grota do Cigano (SBGC), uma comunidade urbana de 47,9 ha localizada na cidade de Maceió-AL, na cabeceira da bacia do riacho do Sapo (BHRS) (Figura 2).

Situada entre o tabuleiro costeiro e a planície litorânea (Figura 3a), a SBGC apresenta relevo accidentado (Figuras 2a, 2b e 2d), com declividade média de 24%. 62% da SBGC têm relevo plano a ondulado, representando o tabuleiro costeiro e a planície litorânea, enquanto 38% possuem relevo forte ondulado e escarpado, caracterizando a região de transição, conhecida como grota (Figura 3b) (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2018).

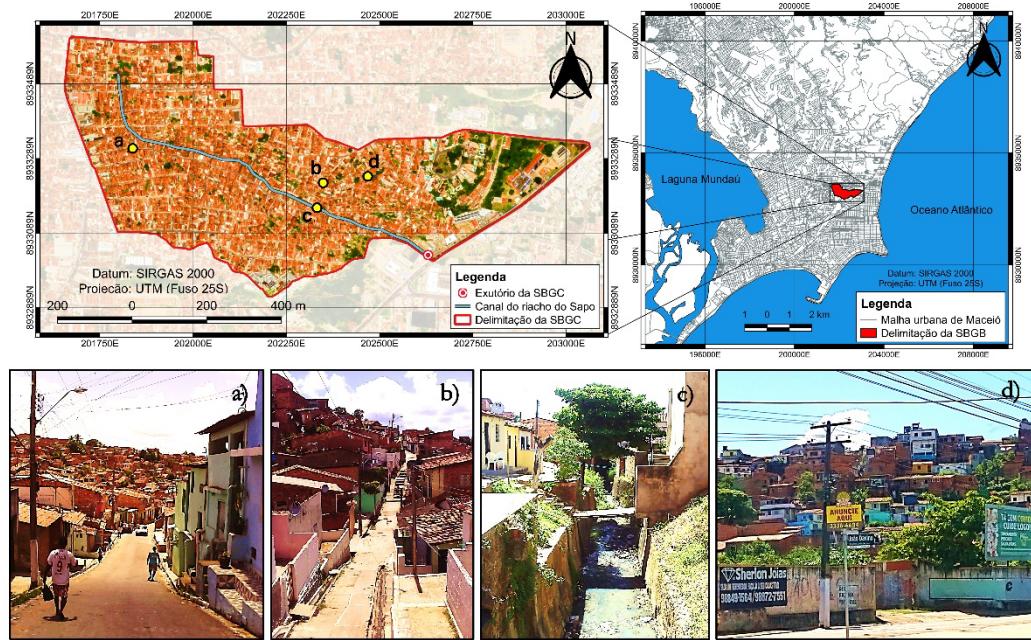


Figura 2. Localização da SBGC, do seu exutório e do riacho do Sapo. As imagens a), b) e d) mostram as características da ocupação na SBGC, e a imagem c) apresenta características do riacho do Sapo.
Fonte: os autores (2025).

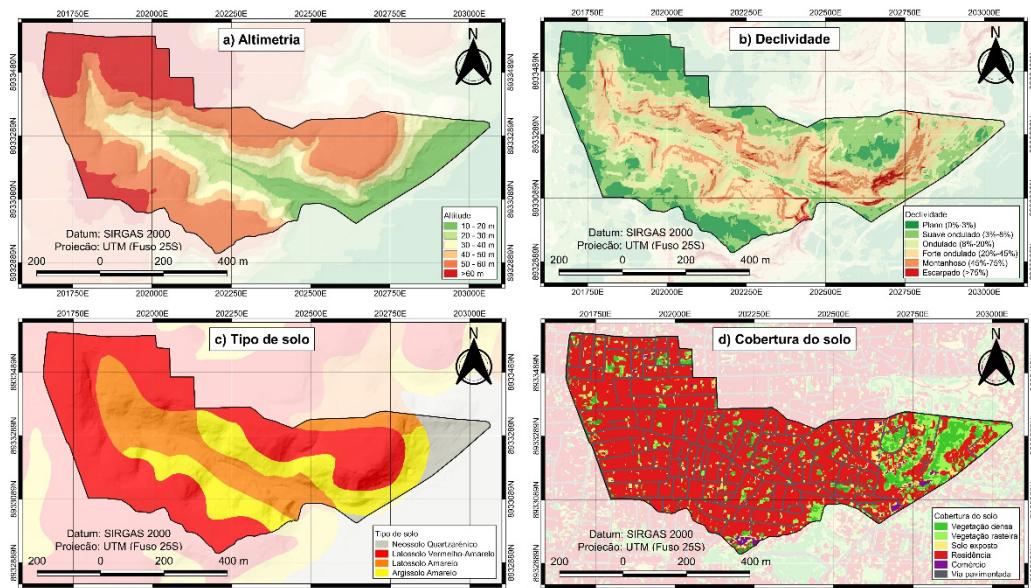


Figura 3. Mapas de (a) altimetria, (b) declividade, (c) tipo de solo e (d) cobertura do solo na SBGC.
Fonte: os autores (2025).

Os solos predominantes na SBGC são latossolos amarelo e vermelho-amarelo (74,1%), seguidos de argissolo amarelo (20,9%) e neossolo quartzárênico (5,0%) (Figura 3c). Sendo assim, predominam na SBGC os solos do grupo hidrológico A (baixo potencial de escoamento), seguido pelo grupo hidrológico C (alto potencial de escoamento) e uma pequena fração do grupo hidrológico B (moderado potencial de escoamento) (Sartori et al., 2005).

Embora tenha solo majoritariamente com baixo potencial para escoamento, a SBGC possui uma alta impermeabilização. Mais de 80% da sua área é ocupada por residências (66%), vias pavimentadas (14%) e comércio (1%) (Figura 3d). O padrão de ocupação residencial é de adensamento médio, com pequenos lotes (Figura 2) (Barros et al., 2016; ONU-Habitat, 2020). Segundo o Censo de 2010 (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2011), a densidade habitacional na SBGC é de 85 unid/ha, e a densidade demográfica é de 297 hab/ha.

A combinação de alta declividade e impermeabilização na SBGC gera um escoamento rápido, com tempo de concentração de 17 min, estimado pela equação de Carter (Silveira, 2005).

O sistema de drenagem da SBGC inclui uma rede de microdrenagem conectada ao riacho do Sapo, um canal de drenagem aberto de 1,0 km e declividade média de 3,4% (Figura 2c). Devido à insuficiência no saneamento, o riacho recebe efluentes domésticos e resíduos sólidos, impactando a drenagem (Silva, 2014; Agra, 2017).

Peplau & Neves (2014) identificaram um ponto crítico de transbordamento com TR de 5 anos no exutório da SBGC, cuja capacidade é de 3,3 m³/s ou 68,9 l.s⁻¹.ha⁻¹. Barros et al. (2020) analisaram o funcionamento desse canal via simulação contínua das chuvas de 2014 a 2020 e constataram transbordamentos anuais no exutório da SBGC, evidenciando os desafios no manejo das águas pluviais na SBGC. Contudo, a SBGC tem potencial para aplicação de MRD nos lotes residenciais, devido à densidade habitacional, e de um RD no exutório, onde há uma região plana disponível para implantação.

Modelagem hidrológico-hidráulica no SWMM

Para modelagem hidrológico-hidráulico, utilizou-se o *Storm Water Management Model* (SWMM) versão 5.2, desenvolvido pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA). Esse modelo dinâmico chuva-vazão é usado na gestão da drenagem urbana, simulando a quantidade e qualidade do escoamento superficial em eventos de chuva ou simulações contínuas (Rossman, 2015). O modelo requer parâmetros relacionados à bacia como: área de drenagem (A), declividade (S), largura (W), percentual de área impermeável (%AI), coeficiente de Manning da área impermeável (n_i) e permeável (n_p), profundidade de armazenamento da área impermeável (d_i) e permeável (d_p), e parâmetros de infiltração.

Os parâmetros A e S da SBGC foram estimados através de um modelo digital de elevação gerado com base em curvas de nível de 1 metro (Maceió, 1999). A largura (W) foi obtida pela razão entre o parâmetro A e o comprimento máximo do escoamento superficial na SBGC (Rossman, 2015). O %AI, equivalente à área impermeável diretamente conectada ao sistema de drenagem (AIDC) (Huber & Dickinson, 1992), foi estimado pela média ponderada dos coeficientes de escoamento (C) das coberturas do solo identificadas na SBGC (Tabela 1) (Garotti & Barbassa, 2010).

Tabela 1. Valores de referência de C para cada tipologia de cobertura do solo.

Cobertura do solo	C
Solo exposto e áreas verdes	0,10
Comércio e indústria	0,66
Residência	0,80
Edifício verticalizado	0,75
Rua/calçada	0,78

Fonte: Garotti & Barbassa (2010).

A caracterização da cobertura do solo na SBGC foi realizada por classificação visual de uma imagem de satélite do *Google Earth Pro* com resolução espacial de 1 m, complementadas por verificações *in loco*. Para os parâmetros n_i , n_p , d_i e d_p , adotaram-se os valores recomendados no manual do SWMM: 0,015, 0,24, 1,5 mm e 7,6 mm, respectivamente (Rossman 2015).

Para a simulação da infiltração no SWMM, empregou-se o método de Horton, sendo necessário informar a taxa de infiltração máxima (f_0) e mínima (f_c), e a constante de decaimento (k). Esses parâmetros dependem do tipo de solo (Figura 3c) e sua cobertura (Figura 3d), empregando-se os valores de referência da Tabela 2 (Rossman, 2015).

Tabela 2. Valores de referência para os parâmetros do método de infiltração de Horton.

Grupo hidrológico do solo	Condição de cobertura do solo	f_0 (mm/h)	f_c (mm/h)	k (1/h)
A	Exposto ou com pouca vegetação	127,0	36,1	2
	Vegetação densa	254,0		
B	Exposto ou com pouca vegetação	127,0	25,4	4
	Vegetação densa	254,0		
C	Exposto ou com pouca vegetação	25,4	20,8	5
	Vegetação densa	50,8		

Fonte: Adaptado de Rossman (2015).

Com base na Tabela 2, os parâmetros foram calculados por média ponderada considerando somente a área permeável.

A Tabela 3 resume os 11 parâmetros do SWMM empregados na modelagem hidrológica da SBGC.

Tabela 3. Parâmetros do modelo hidrológico no SWMM estimados para a SBGC.

A (ha)	S (%)	W (m)	%AI	n _i	n _p	d _i (mm)	d _p (mm)	f _o (mm/h)	f _c (mm/h)	k (1/h)
47,9	24,1	690	71	0,015	0,24	1,5	7,6	132	31	3,1

Fonte: os autores (2025).

Na modelagem hidráulica, o SWMM demanda parâmetros do canal: formato, profundidade máxima ($h_{máx}$), comprimento (L), coeficiente de Manning (n), cotas na entrada (h_i) e saída (h_f). Os dados h_i , h_f , $h_{máx}$ e L foram obtidos via levantamento topográfico, enquanto o n foi estimado pelo método de Cowan (Cowan, 1956). Avaliações em campo definiram n como 0,025 para trechos abertos e 0,045 para fechados, considerando os materiais constituintes do canal (concreto ou enrocamento), sua forma e condições de manutenção (presença de vegetação, resíduos e irregularidades).

Por fim, empregou-se o método da onda dinâmica para simular a propagação do escoamento.

Calibração e validação do modelo

Atualmente, o riacho do Sapo não conta com monitoramento fluirométrico ou limimétrico. Historicamente, foram realizadas tentativas de monitoramento por meio da instalação de sensores de pressão para registro contínuo dos níveis d'água, além de campanhas para aferição da descarga líquida (vazão) com o objetivo de estabelecer uma curva-chave em seções específicas. No entanto, tais esforços não obtiveram êxito. Em uma dessas tentativas, o sensor foi vandalizado após um curto período de operação. Para contornar esse problema, buscou-se instalar sensores de pressão em locais mais protegidos dentro do canal, o que, apesar de aumentar a segurança do equipamento, tornou o processo mais oneroso, inviabilizando a atividade a longo prazo.

Dificuldades semelhantes no monitoramento limimétrico e, principalmente, fluirométrico em canais urbanos são relatados na literatura (Lima et al., 2019; Fava et al., 2024). Além dos desafios operacionais, as características do escoamento em canais urbanos, como a presença de resíduos sólidos, fluxos rápidos, turbulentos e efêmeros, dificultam ou até mesmo inviabilizam o uso de dispositivos convencionais para a aferição da descarga líquida em cursos d'água, como os medidores acústico doppler. Diante dessas limitações, estudos desenvolvidos na BHRS que demandaram a calibração de modelos hidrológicos utilizaram registros de níveis d'água (limnigramas), em vez de vazões (hidrogramas) (Peplau & Neves, 2014; Barros et al., 2020).

Para este trabalho, como não há monitoramento no trecho estudado do riacho do Sapo, adotaram-se alguns parâmetros do modelo já calibrado para a BHRS desenvolvido por Barros et al. (2020). Nesse modelo, a BHRS foi dividida em sub-bacias, sendo a SBGC a primeira, localizada mais a montante.

A calibração do modelo baseou-se em dados de uma estação limimétrica localizada 3,3 km a jusante do exutório da SBGC e livre de efeitos de jusante. A calibração foi inicialmente realizada para o período seco e, depois, para o período chuvoso. No período seco, a calibração considerou a afluência de esgoto doméstico ao riacho do Sapo através do ajuste do parâmetro contribuições diretas de vazão (DI) do SWMM, inicialmente estimado a partir de dados populacionais, contribuição de esgoto e cobertura da rede de esgotamento sanitário (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2011; Brasil, 2021; Maceió, 2018), conforme a Equação 1.

$$DI = \frac{P \cdot q \cdot CR \cdot (100 - C)}{8640000} \quad (1)$$

Onde: DI é a contribuição direta de vazão (l/s), P é a população (hab), q é o consumo *per capita* de água (l.hab⁻¹.dia⁻¹), CR é o coeficiente de retorno (adotado como 0,8) e C é a cobertura de esgotamento sanitário (%).

As DI foram inseridas nos nós que representam os exutórios das sub-bacias, de modo a reproduzir o escoamento monitorado no período seco. Para a SBGC, estimou-se um valor de 26 l/s para a DI, o que já foi considerado satisfatório, uma vez que resultou em um erro médio (E_m) de 0,0 cm entre os limnigramas observados e simulados (Barros et al., 2020).

No período chuvoso, a calibração ajustou manualmente os parâmetros hidrológicos mais sensíveis e estimados com maior incerteza conforme detalhado anteriormente: %AI, f_0 e f_c (Garcia & Paiva, 2006), resultando em 64%, 102 mm/h e 7,3 mm/h, respectivamente. O modelo inicial (pré-calibração) já apresentou um bom desempenho, com coeficientes de determinação (R^2) e coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (COE) de 0,90, além de um erro no nível máximo (E_p) de 4,3% para um evento pluviométrico ocorrido em 13/04/2014 (Figura 4a). Após a calibração do modelo para esse evento, o R^2 e o COE permaneceram praticamente inalterados, mas o E_p reduziu para -1,3% (Figura 4a). A validação do modelo foi realizada para um evento pluviométrico ocorrido em 01/05/2014. O modelo conseguiu representar satisfatoriamente a forma do hidrograma observado, apresentando um R^2 e um COE de 0,95. No entanto, superestimou o nível máximo, resultando em um E_p de 7,9% (Figura 4b) (Barros et al., 2020).

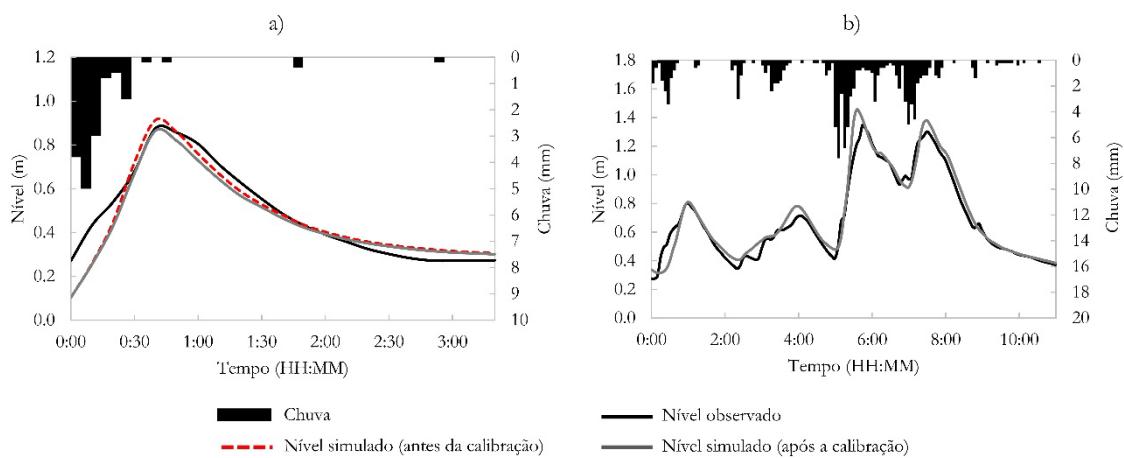


Figura 4. Limnogramas observados e simulados para o período chuvoso durante a a) calibração do modelo para o evento pluviométrico do dia 13 de abril de 2014 e b) validação do modelo para o evento pluviométrico do dia 01 de maio de 2014. Fonte: Barros et al. (2020).

Para mais detalhes sobre a metodologia envolvida na calibração e validação do modelo, recomenda-se a leitura do estudo de Barros et al. (2020).

Dados pluviométricos, chuvas de projeto e dados evaporimétricos

Para gerar seis chuvas de projeto com TR de 2, 5, 10, 20, 50 e 100 anos, e duração de 17 minutos (equivalente ao tempo de concentração da SBGC), empregou-se a equação IDF da Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (2015) para Maceió (Equação 2). A distribuição temporal das chuvas seguiu o método dos blocos alternados em intervalos de um minuto.

$$i = \frac{100,4 \cdot TR^{0,2156}}{t^{0,2722}} \quad (2)$$

Onde: i é a intensidade (mm/h), TR é o tempo de retorno (anos) e t é a duração (min).

Para a simulação contínua de eventos históricos na SBGC, foram utilizados dados de chuva registrados por dois pluviômetros: um para a simulação propriamente dita e outro para auxílio no preenchimento de falhas do primeiro. O primeiro deles é um pluviômetro de bascula, instalado a aproximadamente 1,8 km do centroide da SBGC, com a série de dados mais extensa e completa, no período de março/2014 a abril/2021. Barros et al. (2020) identificaram nessa série uma falha de 2 meses e 20 dias em 2018, que foi preenchida pelo segundo, operado pelo Centro Nacional de Monitoramento e Alerta de Desastres Naturais (2023), localizado a 740 m do primeiro equipamento e a 2,4 km da SBGC. No mesmo período de mais de 2 meses, o pluviômetro do Cemaden registrou 350 mm. Ao final do processo, uma série de sete anos, com dados organizados em intervalos de cinco minutos ficou disponível.

A análise dos resultados exigiu a separação desse período em eventos menores, sendo utilizado o critério do tempo mínimo entre eventos (TEEV). Adotou-se um TEEV de 8,0 h conforme Uchôa & Neves (2020), que realizaram uma análise estatística das chuvas de Maceió no período avaliado.

Na simulação contínua, o SWMM considerou as perdas por evaporação em áreas empoçadas e unidades de armazenamento. Para isso, a evaporação média mensal foi estimada com dados de um evaporímetro de piché da estação Maceió (código 82994), localizada a 11 km da SBGC, de março/2014 a junho/2020 (Instituto Nacional de Meteorologia, 2023).

Cenários simulados e implementação dos dispositivos de detenção

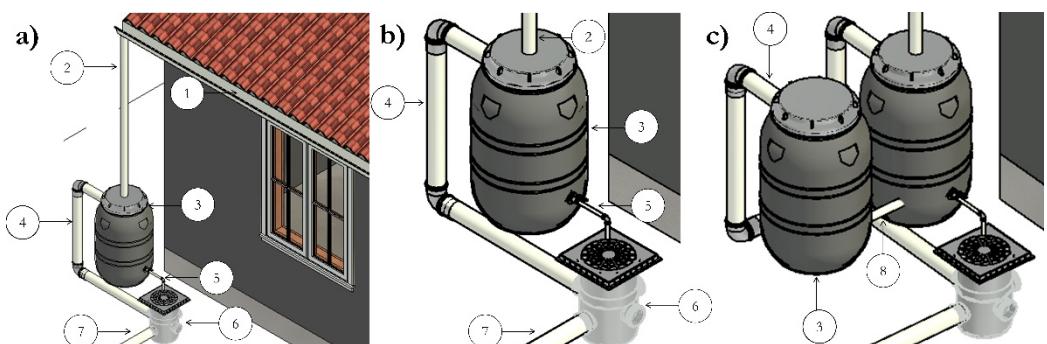
Foram definidos cinco cenários para a modelagem e simulação hidrológica. O cenário atual não incluiu medidas de controle do escoamento. Nos cenários I e II, simulou-se MRD em lotes residenciais com vazão de restrição (Q_R) baseada na: i) capacidade do canal de drenagem no exutório da SBGC, correspondendo a $68,9 \text{ l.s}^{-1}.\text{ha}^{-1}$ (cenário I); e ii) condição pré-urbanização proposta por Antonio & Neves (2018), correspondendo a $10,22 \text{ l.s}^{-1}.\text{ha}^{-1}$ (cenário II). Nos cenários III e IV, modelou-se RD offline no entorno do exutório da SBGC com Q_R baseada na: iii) capacidade do canal de drenagem (cenário III); e iv) condição pré-urbanização proposta por Antonio & Neves (2018) (cenário IV).

Nos cenários I e II, foi necessário caracterizar o lote padrão, dimensionar o MRD e modelá-lo no SWMM. Nos cenários III e IV, foi preciso localizar o RD na SBGC, dimensioná-lo e modelá-lo no SWMM.

Caracterização do lote padrão

No SWMM, para simular o MRD, é necessário informar a quantidade e dimensões dos dispositivos. A SBGC possui milhares de lotes com dimensões variadas, tornando inviável modelar cada um. Assim, definiu-se um lote padrão com base na área residencial da SBGC (31,7 ha) e no cadastro de 4052 domicílios (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2011), estimando uma área média de 78 m^2 para o lote médio (padrão).

Devido à baixa renda da população da SBGC e ao adensamento médio (ONU-Habitat, 2019, 2020), propôs-se usar barris de polietileno de alta densidade (PEAD) de 240 l, com 1,01 m de profundidade e 0,55 m de diâmetro (Figura 5), como MRD estanques. Instalados entre o condutor vertical e horizontal, os barris direcionam a água pluvial ao sistema público por um bocal e incluem tubo extravasor para evitar transbordamento (Figura 5b).



Legenda: 1 – Calha, 2 – Condutor vertical, 3 – Barril, 4 – Tubo extravasor, 5 – Descarregador de fundo, 6 – Caixa de areia, 7 – Condutor horizontal e 8 – Conduito de interligação.

Figura 5. Modelo de MRD empregando barril de PEAD de 240 l: a) vista geral e b) em detalhe. Em c) está representada a associação em paralelo de dois barris para o aumento do volume de detenção.
Fonte: os autores (2025).

Caso o volume necessário exceda 240 l, é possível associar barris em paralelo (Figura 5c). Posicionados entre o telhado e o terreno, os barris operam por gravidade e dispensam movimentação de terra, estruturas resistentes ou ajustes no greide, reduzindo custos.

Dimensionamento e modelagem do MRD (cenários I e II)

O dimensionamento de dispositivos de detenção parte da definição de uma vazão de restrição (Q_R). Em algumas cidades brasileiras, a Q_R varia entre 20 e $30 \text{ l.s}^{-1}.\text{ha}^{-1}$ (Tabela 4), estabelecida por normativos (Porto Alegre, 2005; Juiz de Fora, 2011; Campo Grande, 2015; Curitiba, 2017; Tubarão, 2018; Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal, 2023). Como não há normativo para a Q_R em Maceió, considerou-se $68,9 \text{ l.s}^{-1}.\text{ha}^{-1}$ nos cenários I e III, correspondentes à capacidade do canal de drenagem (Peplau & Neves, 2014), e $10,22 \text{ l.s}^{-1}.\text{ha}^{-1}$ nos cenário II e IV, referente à situação pré-urbanização (Antonio & Neves, 2018).

Tabela 4. Vazão de restrição (Q_R) adotada em alguns municípios brasileiros.

Cidade	Vazão de restrição ($\text{l.s}^{-1}\text{.ha}^{-1}$)	Fonte
Brasília	24,4	Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (2023)
Campo Grande	28,3	Campo Grande (2015)
Curitiba	27,0	Curitiba (2017)
Juiz de Fora	26,6	Juiz de Fora (2011)
Porto Alegre	20,8	Porto Alegre (2005)
Tubarão	20,6	Tubarão (2018)

Fonte: os autores (2025).

Seis MRD foram simulados para cada cenário, considerando chuvas de projeto. Ajustaram-se manualmente características como descarregador de fundo e volume de detenção para respeitar a Q_R e evitar sobrecargas. O volume de detenção foi sempre múltiplo de 240 l, com barris associados em paralelo.

No SWMM, os MRD foram modelados como cisternas (*rain barrel*), coletando a água pluvial e controlando a sua saída (Rossman, 2015). Para essa modelagem, foi necessário fornecer a profundidade da cisterna ($H_c = 1,01 \text{ m}$), a cota de referência do descarregador de fundo ($h_c = 0 \text{ cm}$, ou seja, descarregador no fundo do dispositivo), o tempo de retardo para o início da descarga ($t = 0 \text{ h}$), o expoente da equação de descarga ($d_c = 0,5$, tornando-o um orifício) e o coeficiente de descarga (C_{dc}), que variou entre 19,1 e 300,3 no cenário I e entre 4,5 e 13,4 no cenário II (Tabela 5).

Tabela 5. C_{dc} estimados para os MRD nos cenários I e II para chuvas de projeto com diferentes TR.

TR (ano)	Coeficiente de descarga (C_{dc})	
	Cenário I	Cenário II
2	300,3	13,4
5	127,1	9,8
10	84,7	8,2
20	47,7	6,9
50	21,2	5,5
100	19,1	4,5

Fonte: os autores (2025).

Para configurar a implantação dos MRD na SBGC, o SWMM requer o percentual da área impermeável tratada pelos dispositivos (%AT), o número de dispositivos empregados (N) e a área de cada dispositivo (A_d). Como está sendo simulado o emprego de MRD somente na área residencial, o %AT representa a parcela residencial da área impermeável (Equação 3), o N foi estimado considerando a aplicação de MRD nos 4052 lotes residenciais da SBGC (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2011) e a A_d foi definida com base na quantidade de barris necessária para atender o volume afluente considerando o regime de descarga de cada cenário.

$$\%AT = \frac{\%AR}{\%AI} \cdot 100 \quad (3)$$

Onde: %AR é o percentual de área residencial (%) e %AI é o percentual de área impermeável (%).

Cenário de intervenção empregando RD (cenários III e IV)

A proposta dos cenários III e IV foi construir um RD *offline* no entorno do exutório da SBGC, integrando-o ao Parque Linear da Grotta do Cigano, área de lazer de 0,60 ha em terreno plano de 1,5 ha, adequado à intervenção (Figura 6).

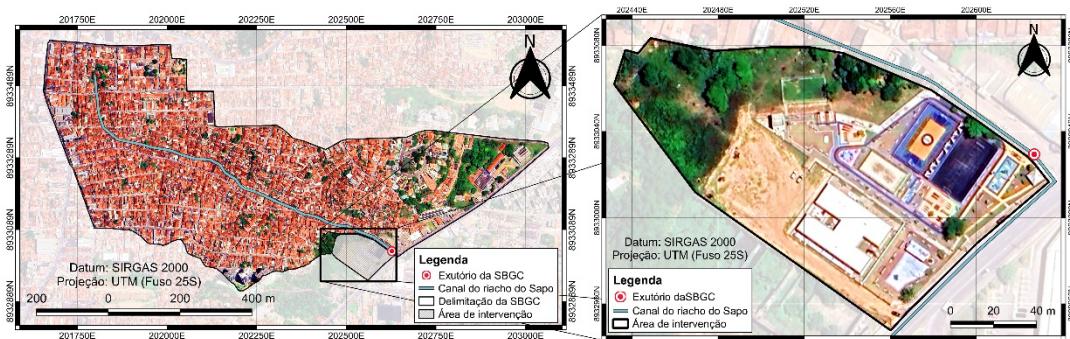


Figura 6. Localização da área próxima ao exutório da SBGC, integrada ao Parque Linear Grota do Cigano, disponível para a construção do RD *offline* (área de intervenção). Fonte: os autores (2025).

O RD recebe o excesso de escoamento da SBGC por um vertedor lateral à margem direita do canal. Durante cheias, o canal transporta uma vazão residual via *by-pass*, enquanto o excesso é vertido ao RD e retorna controlado ao canal em uma seção a jusante do ponto crítico por um bueiro (Figura 7). O controle da vazão descarregada garante que a soma à vazão residual do *by-pass* não exceda a capacidade do canal.

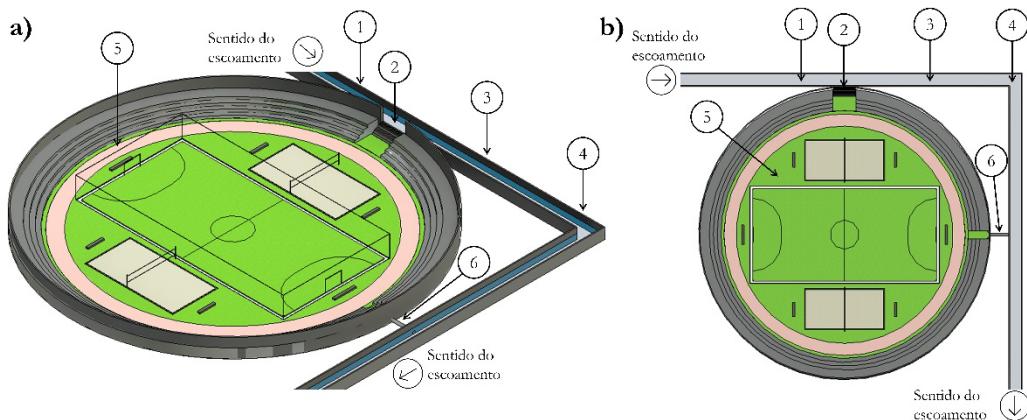


Figura 7. Modelo do sistema de drenagem no exutório da SBGC com RD *offline* proposto para intervenção nos cenários III e IV: a) vista em perspectiva e b) vista em planta. Fonte: os autores (2025).

Dimensionamento e modelagem do RD

O dimensionamento do RD foi realizado via simulações iterativas no SWMM para ajustar as dimensões dos dispositivos de entrada (vertedor) e saída (bueiro), minimizando o volume de detenção necessário para evitar transbordamento (cenário III) e atingir a Q_R de pré-urbanização (cenário IV). O vertedor escolhido foi do tipo lateral e retangular, enquanto o bueiro, circular, no fundo do RD (Figura 7).

A Tabela 6 sintetiza os parâmetros geométricos dos dispositivos obtidos. Devido à baixa declividade do terreno e canal, a profundidade máxima do RD foi limitada a 2,60 m, permitindo operação por gravidade e evitando custos com elevatórias ou alterações no greide da rede.

Tabela 6. Parâmetros geométricos do vertedor lateral e bueiro dimensionados para os RD dos cenários III e IV para chuvas de projeto com diferente TR.

TR (ano)	Cenário III			Cenário IV		
	Vertedor lateral		Bueiro	Vertedor lateral		Bueiro
	Altura (m)	Comprimento (m)	Diâmetro (m)	Altura (m)	Comprimento (m)	Diâmetro (m)
2	1,72	3,00	0,30	2,12	55	0,10
5	1,72	3,00	0,35	2,12	75	0,10
10	1,72	5,50	0,40	2,12	95	0,10
20	1,72	7,50	0,45	2,12	120	0,10
50	1,72	10,0	0,50	2,12	160	0,10
100	1,72	13,0	0,55	2,12	205	0,10

Fonte: os autores (2025).

A modelagem no SWMM utilizou unidades de armazenamento (*storage units*), vertedores (*weirs*) e bocais (*outlets*). Para as unidades de armazenamento, adotaram-se altura máxima (H_{ua}) de 2,60 m, cota de fundo (h_{ua}) de 3,60 m abaixo da cota do vertedor e formato cilíndrico com diâmetro ajustado conforme as simulações.

Os vertedores modelados foram do tipo lateral com formato retangular, comprimento (L_v) e altura (h_v) definidos por simulação iterativa (Tabela 6) e coeficiente de descarga (C_{dv}) estimado em 1,45 (Rossman, 2015).

O bocal foi modelado com cota de entrada (h_b) zero, evitando o acúmulo de água parada no RD. O SWMM solicita ainda que seja informada a relação entre a vazão de descarga (Q_b) e carga hidráulica (h_b) do bocal segundo a Equação 4.

$$Q_b = X \cdot h_b^Y \quad (4)$$

Onde: X e Y são constantes fornecidas.

Neste estudo, a relação entre Q_b e h_b foi estabelecida pela fórmula geral para bocais (Equação 5) (Azevedo Netto & Fernández, 2015).

$$Q_b = C_{db} \cdot A \cdot \sqrt{2 \cdot g \cdot h_b} \quad (5)$$

Onde: Q_b é a vazão de descarga (m^3/s), C_{db} é o coeficiente de descarga, adotado 0,82 (Azevedo Netto & Fernández, 2015), A é a área do bocal (m^2), g é a aceleração da gravidade ($9,81 m/s^2$) e h_b é a carga hidráulica (m).

Comparando as Equações 4 e 5, obtiveram-se os parâmetros X e Y da Tabela 7, que exibe ainda outros dados dos dispositivos dos cenários III e IV.

Tabela 7. Dados dos vertedores e bocais dos RD nos cenários III e IV simulados no SWMM para chuvas de projeto com diferentes TR.

TR (ano)	Cenário III						Cenário IV					
	Vertedor			Bocal			Vertedor			Bocal		
	h_v (m)	L_v (m)	C_{dv}	h_b	X	Y	h_v (m)	L_v (m)	C_{dv}	h_b	X	Y
2	1,72	3,00	1,45	0	0,26	0,5	2,12	55,0	1,45	0	0,025	0,5
5	1,72	3,00	1,45	0	0,35	0,5	2,12	75,0	1,45	0	0,025	0,5
10	1,72	5,50	1,45	0	0,46	0,5	2,12	95,0	1,45	0	0,025	0,5
20	1,72	7,50	1,45	0	0,58	0,5	2,12	120,0	1,45	0	0,025	0,5
50	1,72	10,00	1,45	0	0,71	0,5	2,12	160,0	1,45	0	0,025	0,5
100	1,72	13,00	1,45	0	0,86	0,5	2,12	205,0	1,45	0	0,025	0,5

Fonte: os autores (2025).

Análise dos resultados

A análise dos resultados comparou os dados de entrada (área total dos dispositivos nos cenários de intervenção e área tratada na SBGC) e de saída (quantidade de eventos simulados, eventos de transbordamento e vazão de pico) dos cinco modelos: cenário atual e quatro de intervenção. A análise foi dividida em duas etapas: simulações com chuvas de projeto com diferentes TR (eventos) e eventos monitorados de março/2014 a abril/2021 (contínua).

Na primeira etapa, comparou-se a área dos dispositivos nos cenários de intervenção para avaliar o cenário com dispositivo mais compacto e viável de implantar na SBGC, dada sua ocupação consolidada. Também foi utilizado o indicador de abatimento na vazão de pico (ΔQ_p) no exutório da SBGC, medido como a relação percentual entre a redução na vazão de pico devido à intervenção e a vazão de pico no cenário atual (sem intervenção) (Equação 6).

$$\Delta Q_p = \frac{Q_{P,0} - Q_{P,1}}{Q_{P,0}} \cdot 100 \quad (6)$$

Onde: ΔQ_p é o abatimento na vazão de pico no exutório da SBGC (%), $Q_{P,0}$ é a vazão de pico no exutório da SBGC no cenário atual (m^3/s), e $Q_{P,1}$ é a vazão de pico no exutório da SBGC no cenário de intervenção (m^3/s).

Para compatibilizar a análise da área de dispositivo empregado na SBGC com o seu impacto na vazão de pico, utilizou-se o indicador abatimento na vazão de pico por unidade de área de dispositivo (Δq_P) (Equação 7).

$$\Delta q_P = \frac{Q_{P,0} - Q_{P,1}}{A_{d,T}} \cdot 1000 \quad (7)$$

Onde: Δq_P é o abatimento na vazão de pico no exutório da SBGC por unidade de área de dispositivo ($\text{l.s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$), $Q_{P,0}$ é a vazão de pico no exutório da SBGC no cenário atual (m^3/s), $Q_{P,1}$ é a vazão de pico no exutório da SBGC no cenário de intervenção (m^3/s), e $A_{d,T}$ é a área total de dispositivo empregado na SBGC (m^2).

Na segunda etapa, além dos indicadores ΔQ_p e Δq_P avaliados para cada evento ocorrido entre março/2014 a abril/2021, avaliou-se a frequência de transbordamento (F_T) no exutório da SBGC. A F_T foi calculada pela relação percentual entre a quantidade de eventos de transbordamento (E_T) e a quantidade total de eventos (E_S) (Equação 8).

$$F_T = \frac{E_T}{E_S} \cdot 100 \quad (8)$$

Também foi elaborada a curva de permanência das vazões de pico dos eventos simulados em cada um dos cenários, comparando as frequências das vazões de pico no cenário atual com os cenários de intervenção, e verificando os abatimentos nas vazões de pico proporcionados pelos dispositivos simulados.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Análise do funcionamento dos MRD e RD mediante chuvas de projeto (simulação de eventos)

A Figura 8 mostra a quantidade de barris por lote padrão (QB) necessária para compor o MRD nos cenários I e II, considerando chuvas de projeto com seis diferentes TR, além da área ocupada pelos MRD.

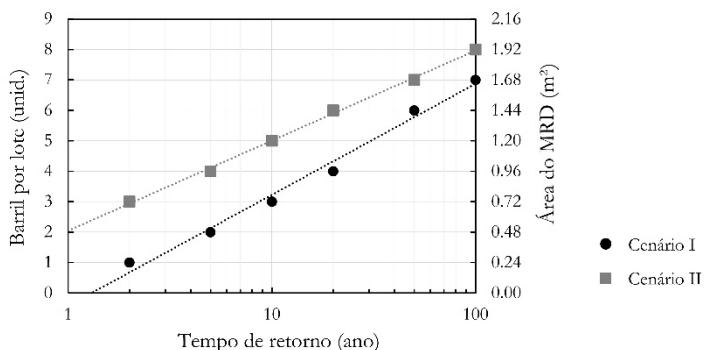


Figura 8. Quantidade de barris por lote padrão necessária para compor um MRD e sua área ocupada.
Fonte: os autores (2025).

A QB no cenário II foi sempre maior que no cenário I, principalmente para TR entre 2 e 20 anos, com diferença de duas unidades ($0,48 \text{ m}^2$). Para TR de 50 a 100 anos, a diferença foi de uma unidade ($0,24 \text{ m}^2$). Isso indica que, com o aumento da intensidade do evento, o dimensionamento do cenário I se aproxima do cenário II.

Em projetos de drenagem para bacias com área inferior a 2 km^2 , geralmente se adota um TR entre 2 e 10 anos para seleção dos eventos hidrológicos (Porto Alegre, 2005; Juiz de Fora, 2011; Campo Grande, 2015; Curitiba, 2017; Tubarão, 2018; Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal, 2023). Para um TR de 5 anos, o MRD no cenário I ocupou $0,48 \text{ m}^2$ (0,62% do lote padrão), enquanto no cenário II ocupou $0,96 \text{ m}^2$ (1,2% do lote padrão) (Figura 8). Estudos mostraram que MRD para lotes de 140 a 400 m^2 dimensionados para chuva de projeto com TR de 5 anos ocuparam 0,81% e 1,1% da área do lote (Costa Júnior & Barbassa, 2006; Silva & Cabral, 2014), o que posiciona o MRD do cenário II acima e o MRD do cenário I abaixo dos resultados obtidos em outras

cidades brasileiras, indicando que a metodologia empregada neste cenário I promoveu o dimensionamento de dispositivos mais compactos.

Nos cenários III e IV, a Figura 9 mostra que os RD ocuparam áreas menores, chegando a 0,21 ha e 0,37 ha para TR de 100 anos, respectivamente, representando 0,44% e 0,77% da SBGC. Isso indica que os RD são viáveis para implantação no Parque Linear Grotão do Cigano, que tem 1,5 ha.

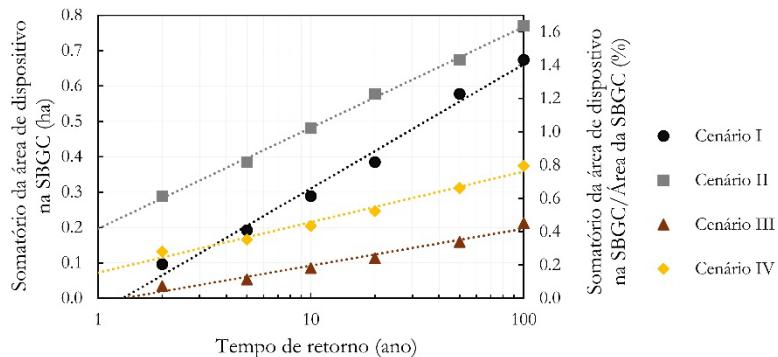


Figura 9. Área total ocupada pelos dispositivos implantados na SBGC nos cenários simulados.
Fonte: os autores (2025).

Na comparação entre os cenários de intervenção, os RD se mostraram mais compactos do que os MRD, sendo o cenário III aquele com os dispositivos de menores áreas (Figura 9). É importante destacar que, nos cenários I e II, a área ocupada pelos dispositivos na SBGC corresponde à soma das áreas dos MRD implantados nos lotes. Para eventos com TR de 10 anos, por exemplo, os MRD empregados nos cenários I e II ocuparam 0,60% e 1,0% da área da SBGC, respectivamente, enquanto os RD nos cenários III e IV ocuparam 0,18% e 0,43% da SBGC, respectivamente. Isso ocorreu devido à maior profundidade do RD (2,60 m) em comparação ao MRD (1,01 m), o que fez com que o RD ocupasse menor área do que o MRD.

A maior área exigida pelos MRD no cenário II resultou de uma Q_R mais baixa ($10,22 \text{ l.s}^{-1}.\text{ha}^{-1}$), cerca de 4 a 8 vezes menor que no cenário I (Figura 10). As Q_R no cenário II corresponderam à metade do limite inferior das empregadas no país (Tabela 4). Isso indica que a Q_R de pré-urbanização adotada no cenário II foi muito restritiva, mitigando os transbordamentos para chuvas de projeto com TR superior a 100 anos, mas exigindo MRD com área elevada.

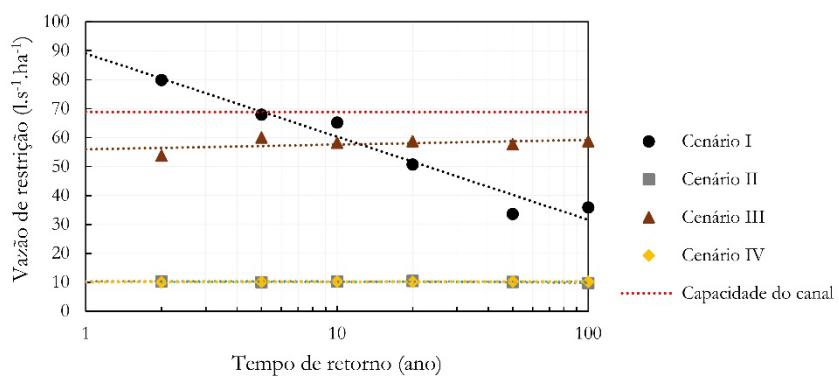


Figura 10. Vazão de restrição dos dispositivos implantados nos cenários simulados.
Fonte: os autores (2025).

Na Figura 10, nota-se que as Q_R dos cenários II e IV mantiveram-se em $10,22 \text{ l.s}^{-1}.\text{ha}^{-1}$, conforme definida para a condição de pré-urbanização. No cenário III, a Q_R variou entre $53,8 \text{ l.s}^{-1}.\text{ha}^{-1}$ e $60,0 \text{ l.s}^{-1}.\text{ha}^{-1}$, valores inferiores à capacidade do canal ($68,9 \text{ l.s}^{-1}.\text{ha}^{-1}$), atendendo ao critério estabelecido.

Já no cenário I, a Q_R reduziu com o aumento do TR (Figura 10). Isso ocorreu pois os MRD controlaram apenas o escoamento nos lotes residenciais (66% da SBGC). Com o aumento da intensidade das chuvas, a área controlada pelos MRD precisou realizar um controle mais rigoroso do

escoamento a fim de compensar as vazões geradas nas áreas não controladas. Já para chuvas de baixa intensidade, as Q_R no cenário I foram superiores à capacidade do canal ($68,9 \text{ l.s}^{-1}.\text{ha}^{-1}$), pois as vazões geradas nas áreas não controladas da SBGC, sobretudo na parcela permeável (19% da SBGC), foram naturalmente inferiores à capacidade do canal, contribuindo para equilibrar o escoamento gerado na SBGC e evitar transbordamentos no canal.

A Figura 11 ilustra o abatimento na vazão de pico (ΔQ_p) realizado pelos dispositivos propostos nos cenários de intervenção. Observa-se que o ΔQ_p promovido pelos MRD no cenário I foi inferior ao do cenário II para todas as chuvas de projeto simuladas, mas os valores de ΔQ_p dos dispositivos se aproximaram à medida que o TR aumentou (Figura 11).

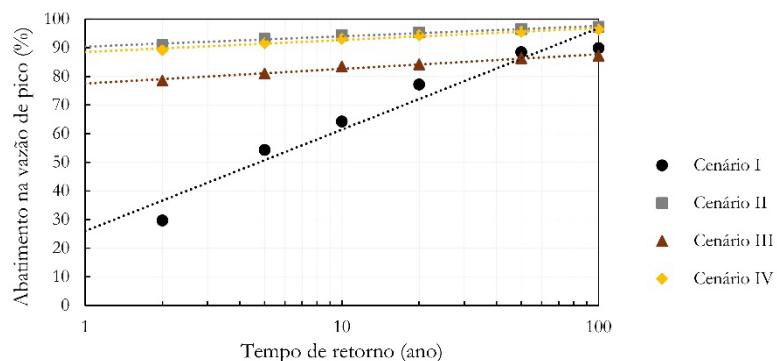


Figura 11. Abatimento na vazão de pico avaliado para os cenários simulados. Fonte: os autores (2025).

A eficiência dos MRD no cenário II foi superior a 90% para todos os eventos (Figura 11), indicando que a Q_R de pré-urbanização requer um alto desempenho dos MRD, reduzindo as vazões a níveis inferiores à capacidade do canal.

Já no cenário III, o RD promoveu um ΔQ_p que variou de 79% para uma chuva de projeto com TR de 2 anos a 87% para uma chuva com TR de 100 anos (Figura 11). Esses resultados estão alinhados com os obtidos por Silva & Cabral (2014) que, empregando RD, reduziram as vazões de pico no canal da Sanbra, no Recife-PE, em mais de 80%; e Silva et al. (2020), que reduziram os picos de cheia em quase 64% para chuva de projeto com TR de 2 anos ao simular o funcionamento de RD em áreas urbanizadas do Recife-PE.

No cenário IV, obteve-se uma alta eficiência dos RD no ΔQ_p , variando de 89% para chuvas de projeto com TR de 2 anos a 96% para chuvas com TR de 100 anos. Isso reforça que a Q_R de pré-urbanização é restritiva, exigindo dispositivos com elevada eficiência, áreas mais amplas e maior volume.

Como a área ocupada pelo dispositivo é um fator limitante para a efetivação da medida na SBGC, foi necessário avaliar o abatimento na vazão de pico por unidade de área de dispositivo (Δq_p) (Figura 12).

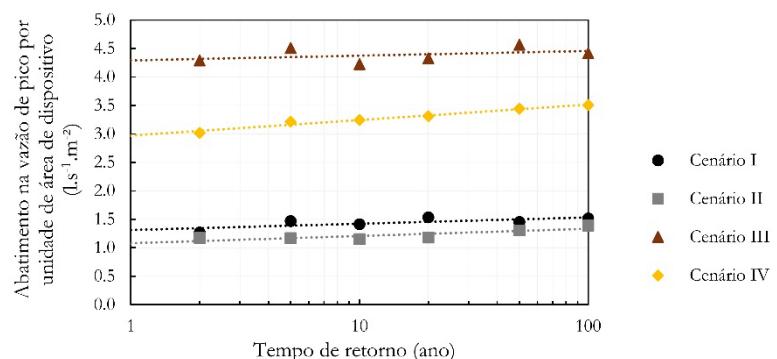


Figura 12. Abatimento na vazão de pico por unidade de área de dispositivo avaliado para os cenários simulados. Fonte: os autores (2025).

Apesar dos MRD no cenário II apresentarem maior ΔQ_p em comparação aos MRD no cenário I (Figura 11), essa eficiência foi superior no cenário I quando analisada por unidade de área (Δq_p)

(Figura 12). Isso indica que os MRD no cenário I foram mais compactos, demonstrando maior eficiência no abatimento da vazão por unidade de área ocupada.

Os RD nos cenários III e IV tiveram Δq_p mais elevados do que os MRD nos cenários I e II. No cenário III, o Δq_p variou entre 4,2 e 4,6 $l.s^{-1}.m^{-2}$, destacando que os RD são mais compactos do que os MRD, oferecendo um controle do escoamento por unidade de área ocupada mais eficiente.

Uma análise comparativa das Figuras 11 e 12 revela que, para um mesmo tipo de dispositivo, a metodologia baseada na Q_R de pré-urbanização (cenários II e IV) resultou em maiores ΔQ_p em comparação aos dispositivos dimensionados com base na capacidade do canal (cenários I e III). No entanto, essa abordagem apresenta maior demanda por área, o que reduz sua eficiência em termos de abatimento da vazão de pico por unidade de área do dispositivo (Δq_p).

Análise do funcionamento dos MRD e RD mediante eventos monitorados (simulação contínua)

Durante o monitoramento da chuva na SBGC, de março/2014 a abril/2021, com TEEV de 8,0 h, registraram-se 1250 eventos de chuva intercalados por períodos secos, utilizados na simulação contínua para analisar o desempenho da drenagem da SBGC nos cenários modelados.

A Tabela 8 apresenta os transbordamentos no canal de drenagem no exutório da SBGC, no cenário atual e nos cenários com intervenção, considerando os MRD e RD dimensionados um TR de 10 anos, critério comum em projetos de drenagem com área inferior a 200 ha (Porto Alegre, 2005; Juiz de Fora, 2011; Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal, 2023).

Tabela 8. Transbordamento simulado no exutório da SBGC entre março/2014 e abril/2021 no cenário atual (sem intervenção) e nos cenários com intervenção (I, II, III e IV).

Cenário	Eventos de transbordamento	Frequência de transbordamento (%)
Atual (sem intervenção)	54	4,3
I	7	0,56
II	10	0,80
III	0	0
IV	0	0

Fonte: os autores (2025).

Nos cenários I e II, empregando MRD, a frequência de transbordamento reduziu em mais de cinco vezes, para 0,56% e 0,80%, respectivamente, sendo menor no cenário I, apesar do MRD neste apresentar uma Q_R menor. Isso está relacionado ao tempo de esvaziamento (T_e) do MRD. Como o MRD no cenário II teve uma Q_R menor e um volume de detenção maior, seu T_e foi maior do que no cenário I.

O T_e no cenário I variou entre 2,0 h (TR de 2 anos) e 3,6 h (TR de 100 anos), enquanto no cenário II foi maior, 5,0 h (TR de 2 anos) e 12 h (TR de 100 anos) (Tabela 9).

Tabela 9. Tempo de esvaziamento dos MRD nos cenários I e II.

TR (ano)	Tempo de esvaziamento (h)	
	Cenário I	Cenário II
2	2,0	5,0
5	2,0	6,6
10	2,0	8,9
20	2,2	9,2
50	3,2	11
100	3,6	12

Fonte: os autores (2025).

No cenário II, para TR maiores que 10 anos, o T_e foi superior ao TEEV da SBGC (8,0 h). Assim, quando ocorrem eventos pluviométricos consecutivos, há a afluência de água ao MRD sem que ele tenha sido previamente esvaziado, devido a uma chuva anterior. Isso compromete a eficácia do MRD, já que o volume disponível para armazenamento é menor que a capacidade de projeto. Já no cenário I, o T_e foi inferior à metade do TEEV para todas as chuvas de projeto. Isso torna menos provável a entrada de águas no dispositivo decorrente de uma nova chuva sem que ele tenha sido previamente esvaziado.

A Figura 13 ilustra essa situação destacando dois eventos que resultaram em transbordamento no canal de drenagem no cenário II. Observa-se que, no cenário I, o MRD foi capaz de encher e esvaziar adequadamente entre chuvas sucessivas, mantendo sua funcionalidade. Em contrapartida, no cenário II, isso não ocorreu de forma eficiente, levando ao acúmulo progressivo de água no MRD, o que provocou sua sobrecarga e comprometeu sua eficácia.

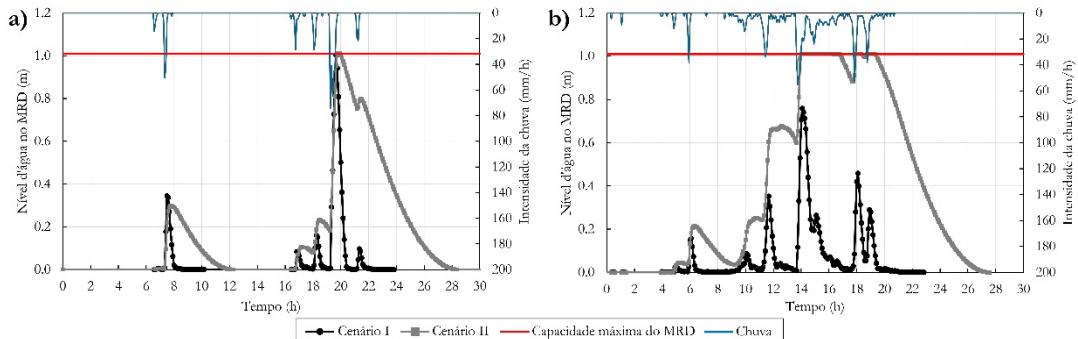


Figura 13. Nível d'água simulado no interior do MRD nos cenários I e II durante os eventos do dia a) 16/04/2020 e b) 30/04/2020. Fonte: os autores (2025).

Nos eventos de 16/04/2020 e 30/04/2020, o MRD no cenário I apresentou rápido esvaziamento, funcionando por 6,0 h e 13 h, respectivamente, enquanto no cenário II atuou por 15 h e 22 h. Esse esvaziamento mais lento do MRD no cenário II resultou em sua sobrecarga durante os eventos, levando ao extravasamento do dispositivo e contribuindo para o transbordamento no exutório da SBGC. Esses resultados mostram que o dimensionamento do MRD baseado na Q_R de pré-urbanização, associado à verificação de funcionamento baseado em uma chuva de projeto pode subestimar o volume de detenção ao desconsiderar os efeitos combinados de eventos sucessivos.

Nos cenários III e IV, não houve transbordamento no exutório da SBGC entre março/2014 e abril/2021 (Tabela 8), indicando que o RD é uma medida eficaz para mitigar transbordamentos no canal de drenagem. A simulação contínua revelou ainda que o RD no cenário III foi acionado em 0,38% do tempo, apresentando um nível máximo de água de 2,30 m (88% da capacidade). No cenário IV, o RD foi mais acionado, em 33% do período, atingindo um nível máximo de água de 2,40 m (92% da capacidade).

As curvas de permanência dos níveis máximos de água no RD (Figura 14) demonstram que os RD nos cenários III e IV foram pouco exigidos. No cenário III, o volume armazenado em metade dos eventos que geraram afluência ao RD correspondeu a pelo menos 6% da sua capacidade, enquanto o volume equivalente à metade de sua capacidade foi alcançado em 8% dos eventos. No cenário IV, o RD funcionou por um período mais longo e foi mais exigido. Em metade dos eventos, o volume armazenado atingiu pelo menos 9% da sua capacidade, e metade da sua capacidade foi atingida em 14% dos eventos.

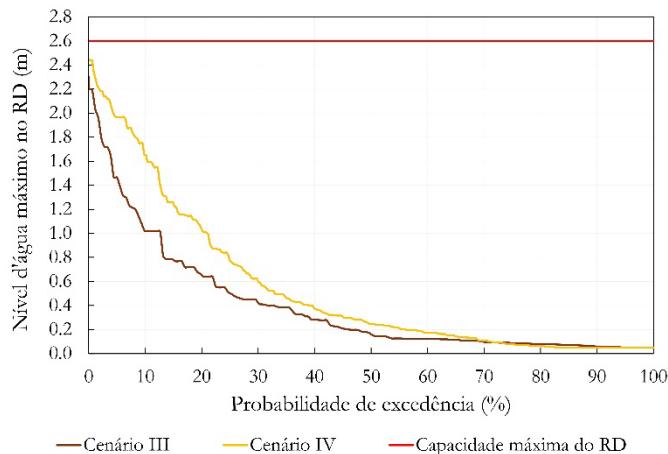


Figura 14. Curva de permanência do nível d'água máximo no RD nos cenários III e IV simulado para os eventos registrados entre março/2014 e abril/2021. Fonte: os autores (2025).

Embora os dispositivos tenham sido pouco demandados, no cenário IV, o RD apresentou maior utilização devido à menor Q_R , exigindo um controle mais rigoroso das vazões no canal de drenagem. Para isso, a Tabela 6 destaca que os vertedores e bueiros dos RD no cenário IV foram dimensionados para um maior rigor no controle das vazões, com vertedores mais altos e longos, e bueiros menores do que no cenário III. Essas adaptações refletem a necessidade de ajuste dos dispositivos hidráulicos às condições específicas de cada cenário.

A simulação contínua permitiu avaliar ainda o impacto dos dispositivos na frequência de vazões de pico no exutório da SBGC (Figura 15).

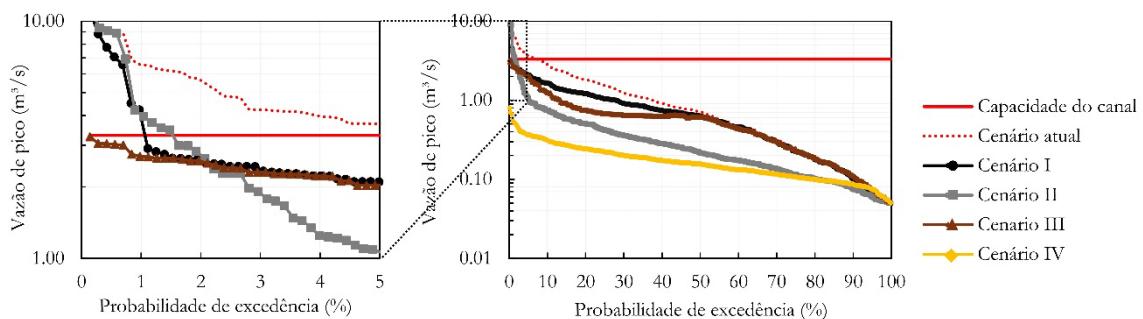


Figura 15. Curvas de permanência das vazões de pico simuladas no exutório da SBGC para os eventos registrados entre março/2014 e abril/2021 no cenário atual (sem intervenção) e nos cenários com intervenção (I, II, III e IV). Fonte: os autores (2025).

No cenário I, as vazões de pico dos eventos mais frequentes, com probabilidade de excedência superior a 55%, foram próximas às do cenário atual. Nesses eventos, o ΔQ_p apresentou uma média de 3,1%, indicando que o MRD desempenhou um papel próximo ao de uma caixa de passagem. Nos eventos com probabilidade de excedência inferior a 55%, o MRD no cenário I proporcionou um ΔQ_p médio de 33%. No cenário II, o ΔQ_p médio foi mais elevado (58%), no entanto, para eventos com probabilidade de excedência inferior a 2,5% essa tendência foi invertida, com as vazões de pico no cenário II superando as do cenário I (Figura 15). Isso reforça os resultados obtidos na análise da frequência de transbordamentos, destacando o T_e como um fator crítico a ser considerado no dimensionamento, aliado à avaliação do efeito combinado de eventos sucessivos de chuva.

No cenário III, o RD não atuou em metade dos eventos devido à sua configuração no sistema, *offline*, operando apenas quando a vazão do canal ultrapassou o nível do vertedor. Caso contrário, a vazão no canal de drenagem no cenário III foi igual à do cenário atual. Nos eventos em que a vazão de pico superou 0,60 m^3/s , o RD proporcionou um ΔQ_p médio de 29%, evitando o transbordamento no canal de drenagem.

Já no cenário IV, o RD operou em 95% dos eventos (Figura 15), proporcionando um ΔQ_p médio de 70%, evidenciando uma frequência de operação maior em comparação ao cenário III. Apenas em 5% dos eventos, as vazões no cenário IV foram iguais às do cenário atual, indicando que o RD não foi acionado nesses casos.

A Figura 16 compara os ΔQ_p no exutório da SBGC proporcionados nos cenários de intervenção entre março de 2014 e abril de 2021.

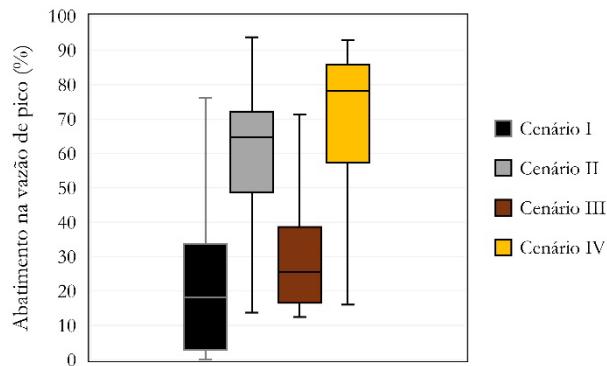


Figura 16. Abatimento na vazão de pico no exutório da SBGC simulado nos cenários de intervenção para os eventos registrados entre março/2014 e abril/2021. Fonte: os autores (2025).

Observa-se que os ΔQ_p promovidos pelos MRD no cenário I ($21\pm18\%$) foram equiparáveis aos do RD no cenário III ($29\pm15\%$), sendo este último ligeiramente superior. Por outro lado, os ΔQ_p proporcionados pelos MRD no cenário II ($58\pm20\%$) e pelo RD no cenário IV ($70\pm22\%$) foram significativamente superiores. Esses resultados reforçam a hipótese de que a adoção de uma Q_R baseada na condição de pré-urbanização promove um controle mais eficiente das vazões de pico no exutório da SBGC.

Como a área ocupada pelo dispositivo é um fator determinante para sua viabilidade na SBGC, torna-se importante analisar os efeitos da intervenção considerando esse parâmetro. Assim, avaliou-se o abatimento na vazão de pico por unidade de área de dispositivo (Δq_p) nos cenários de intervenção (Figura 17).

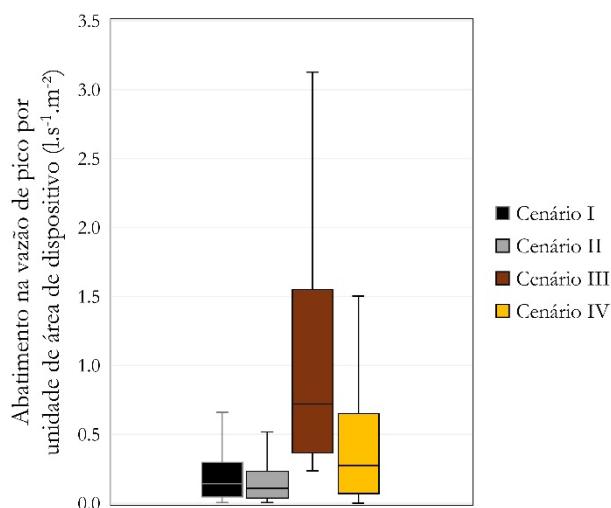


Figura 17. Abatimento na vazão de pico por unidade de área de dispositivo no exutório da SBGC simulado nos cenários de intervenção para os eventos registrados entre março/2014 e abril/2021. Fonte: os autores (2025).

Nota-se que os Δq_p promovidos nos cenários I e II foram semelhantes, $0,22\pm0,20\ l.s^{-1}.m^{-2}$ no cenário I e $0,17\pm0,16\ l.s^{-1}.m^{-2}$ no cenário II, sendo ligeiramente superiores no primeiro. Apesar do cenário II apresentar maior ΔQ_p (Figura 16), o Δq_p foi mais equilibrado entre os dois cenários, indicando que o MRD no cenário I é mais compacto. Portanto, o controle do escoamento na SBGC pode ser mais eficiente ao adotar um MRD dimensionado com base na Q_R de pré-urbanização (cenário II), no entanto, essa abordagem exige áreas mais extensas, o que dificulta sua implementação em regiões densamente ocupadas. Por outro lado, o dimensionamento baseado em uma Q_R menos rigorosa, como a capacidade do canal de drenagem de $68,9\ l.s^{-1}.ha^{-1}$ (cenário I), requer menos espaço, reduzindo a vazão de pico de forma suficiente para mitigar problemas de transbordamento.

A Figura 17 mostra ainda que os Δq_p promovidos pelo RD no cenário III ($1,3\pm1,5\ l.s^{-1}.m^{-2}$) superaram 75% dos Δq_p promovidos proporcionados pelos MRD nos cenários I e II. Esses resultados indicam que, quando analisados por unidade de área, o RD no cenário III apresentou desempenho superior. Isso sugere que o RD no cenário III é mais compacto do que os MRD dos cenários I e II, exercendo maior controle sobre o escoamento quando avaliado por unidade de área de dispositivo.

Por outro lado, embora o RD no cenário IV tenha promovido o maior ΔQ_p entre os dispositivos avaliados, sua eficiência por unidade de área (Δq_p) foi inferior ($0,50\pm0,63\ l.s^{-1}.m^{-2}$) em comparação ao cenário III. Isso indica que, apesar de ser eficiente no controle do escoamento, o RD no cenário IV, dimensionado com base na Q_R pré-urbanização, exige uma área maior.

Ressalta-se que os efeitos globais no exutório da SBGC simulados nos cenários I e II resultam de ações locais realizadas nos lotes residenciais, que correspondem a 66% da SBGC. Assim, os indicadores discutidos (ΔQ_p e Δq_p) não representam os efeitos absolutos dos MRD, mas o reflexo da aplicação desses dispositivos na SBGC. Esses efeitos globais dependem também do que ocorre nas demais áreas (não residenciais) da SBGC, onde não houve intervenção. Desse modo, os efeitos absolutos do MRD tendem a ser atenuados quando avaliados no contexto global, em função das áreas da SBGC que não sofreram intervenção, principalmente das parcelas já urbanizadas.

Em contrapartida, o RD proposto nos cenários III e IV é um dispositivo centralizado destinado ao controle do escoamento gerado em toda a SBGC, apresentando maior potencial para mitigação dos

impactos da urbanização sobre o escoamento gerado em toda a região da SBGC, e não apenas na área residencial.

CONCLUSÕES

A aplicação de um modelo hidrológico-hidráulico no SWMM, calibrado para o cenário atual da SBGC, juntamente com simulações utilizando chuvas de projeto com diferentes TR e eventos monitorados durante sete anos (março/2014 a abril/2021), revelou um ponto crítico no exutório da SBGC, caracterizado por uma frequência de transbordamento de 4,3%.

Nos cenários I e II, a implantação de MRD em lotes residenciais reduziu a frequência de transbordamento no exutório para 0,56% e 0,80%, respectivamente. Embora o cenário I tenha sido mais eficiente na redução dos transbordamentos, o cenário II apresentou maiores abatimentos na vazão de pico, acima de 90% para as chuvas de projeto e 58% (média) para os eventos monitorados, ocupando 1,0% da SBGC para evento com TR de 10 anos. Já no cenário I, os abatimentos variaram de 30% a 91% para chuvas de projeto e 21% (média) para eventos monitorados, ocupando 0,60% da SBGC para evento com TR de 10 anos.

Apesar do cenário II promover maior abatimento, exigiu maior área. O cenário I, com menor área ocupada, teve abatimento na vazão de pico por unidade de área semelhante ao cenário II, com uma pequena vantagem. No cenário I, o abatimento por unidade de área variou de 1,3 a 1,5 $\text{l.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$ para as chuvas de projeto e média de 0,22 $\text{l.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$ para eventos monitorados; no cenário II, variou de 1,2 a 1,4 $\text{l.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$ para as chuvas de projeto, com média de 0,17 $\text{l.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$ para eventos monitorados.

Nos cenários III e IV, o RD *offline* no exutório da SBGC eliminou os transbordamentos. No cenário III, reduziu as vazões de pico entre 79% e 87% para chuvas de projeto, e 29% (média) para eventos monitorados. No cenário IV, as reduções foram de 89% a 96% para chuvas de projeto, e 70% (média) para eventos monitorados.

O RD demonstrou ser um dispositivo compacto e eficiente, ocupando 0,18% da SBGC no cenário III e 0,43 no cenário IV, para chuva de projeto com TR de 10 anos. No cenário III, o abatimento por unidade de área variou de 4,2 a 4,6 $\text{l.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$ para chuvas de projeto, com uma média de 1,3 $\text{l.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$ para eventos monitorados. No cenário IV, o abatimento por unidade de área variou entre 3,0 a 3,5 $\text{l.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$, com uma média de 0,50 $\text{l.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$ para os eventos monitorados.

O RD foi mais viável para implementação na SBGC, ocupando menos espaço e controlando o escoamento de toda região, contudo requer uma área concentrada, o que pode se tornar um desafio. Em contrapartida, os MRD atuam apenas sobre 66% da área, mas são mais flexíveis a diferentes configurações urbanas.

Dispositivos dimensionados com base na capacidade do canal de drenagem ($68,9 \text{ l.s}^{-1}.\text{ha}^{-1}$) foram mais eficientes, ocupando áreas menores e mitigando os transbordamentos. Por outro lado, a vazão de pré-urbanização ($10,22 \text{ l.s}^{-1}.\text{ha}^{-1}$) mostrou-se restritiva, resultando em dispositivos que ocupam áreas excessivas da sub-bacia, o que se torna uma limitação.

Este estudo concentrou-se na análise quantitativa do impacto do emprego dos dispositivos voltados ao controle do escoamento superficial (MRD e RD) em uma comunidade urbana. No entanto, sabe-se que esses dispositivos também podem realizar o tratamento das águas pluviais, melhorando a sua qualidade. Assim, destaca-se a necessidade de investigar os aspectos sanitários associados ao armazenamento temporário dessas águas, especialmente em RD, considerando a qualidade da água na SBGC, onde o sistema de drenagem recebe contribuições de efluentes domésticos e resíduos sólidos. Além disso, fatores econômicos, como os custos de implantação dos dispositivos, podem ser determinantes para a viabilidade dessas medidas, especialmente em regiões de baixa renda, como a SBGC.

Dessa forma, recomenda-se que estudos futuros ampliem a análise para outras bacias hidrográficas com ocupação urbana semelhante, incluindo a avaliação dos impactos dos dispositivos na qualidade da água pluvial, os riscos sanitários associados ao armazenamento temporário e a viabilidade econômica da adoção dessas soluções.

Adicionalmente, dada a carência de dados de nível d'água e vazão na BHRS e, especificamente, na SBGC, recomenda-se a implementação de um monitoramento fluviométrico e linimétrico, com o objetivo de calibrar o modelo para um maior número de eventos, considerando o intervalo de tempo desde o último evento registrado e a necessidade de contemplar eventos de diferentes magnitudes. O aprimoramento do monitoramento pluviométrico também contribuirá para a ampliação da série de dados de chuva na região, viabilizando simulações contínuas em períodos mais longos e permitindo uma análise mais abrangente do comportamento hidrológico da área estudada.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Financiadora de Estudos e Projetos (Finep) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (Redes Maplu-2 e Hidroeco), ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos (PPGRHS) do Centro de Tecnologia (CTEC) da Universidade Federal de Alagoas (UFAL), à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Alagoas (Fapeal) (Programa Primeiros Projetos) e à Prefeitura de Maceió pelo apoio institucional e pelo financiamento necessários para o desenvolvimento da pesquisa. Agradecem também aos alunos dos cursos de Engenharia Civil e de Engenharia Ambiental e Sanitária da UFAL, que, por meio dos projetos de pesquisa, auxiliaram nas atividades de campo e na coleta de dados que possibilitaram a realização deste trabalho.

REFERÊNCIAS

- Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal – ADASA. (2023). *Manual de drenagem e manejo de águas pluviais urbanas do Distrito Federal*. Brasília. Recuperado em 2 de maio de 2024, de <https://www.adasa.df.gov.br/regulacao-sdu/manual-de-drenagem-e-manejo-de-aguas-urbanas-sdu>
- Agra, C. C. (2017). *Metodologia para estimativa de cargas poluentes em bacias urbanas. Estudo de caso: bacia do riacho do Sapo* (Dissertação de mestrado). Universidade Federal de Alagoas, Maceió. Recuperado em 4 de junho de 2023, de <https://www.repositorio.ufal.br/jspui/handle/riufal/2897>
- Almaaitah, T., Appleby, M., Rosenblat, H., Drake, J., & Joksimovic, D. (2021). The potential of blue-green infrastructure as a climate change adaptation strategy: a systematic literature review. *Blue-Green Systems*, 3(1), 223-248. <http://doi.org/10.2166/bgs.2021.016>
- Antonio, G. B., & Neves, M. G. F. P. (2018). Fatores relevantes na estimativa do valor da vazão específica de restrição. Estudo de caso: bacia do rio Reginaldo em Maceió-AL. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, 6(2), 110-125. <http://doi.org/10.9771/gesta.v6i2.27019>
- Azevedo Netto, J. M., & Fernández, M. F. (2015). Orifícios, bocais e tubos curtos. In J. M. Azevedo Netto & M. F. Fernández (Eds), *Manual de hidráulica* (9ª ed., pp. 71-90). São Paulo: Blucher.
- Barros, A. M., Neves, M. G. F. P., & Henrique, D. C. (2016). Variabilidade e causas na geração de vazão em bacias urbanas: estudo de caso do riacho do Sapo, Maceió-AL. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, 4(2), 220-231. <http://doi.org/10.9771/gesta.v4i2.15636>
- Barros, A. M., Neves, M. G. F. P., & Uchôa, L. M. (2020). Modelagem hidrológico-hidráulica e simulação contínua para fins de gestão do regime hidrológico de bacias urbanas. In *Anais de XIII Encontro Nacional de Águas Urbanas*. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Recuperado em 4 de junho de 2023, de <https://anais.abrhidro.org.br/job.php?Job=7181>
- Bibi, T. S., Reddythta, D., & Kebebew, A. S. (2023). Assessment of the drainage systems performance in response to future scenarios and flood mitigation measures using stormwater management model. *City and Environment Interactions*, 19, 100111. <http://doi.org/10.1016/j.cacint.2023.100111>
- Brasil. Ministério do Desenvolvimento Regional. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. (2021). *Diagnóstico anual de água e esgotos 2021 (ano referência 2020): tabelas – informações e indicadores*. Brasília. Recuperado em 29 de agosto de 2023, de <http://antigo.snis.gov.br/diagnostico-anual-agua-e-esgotos>
- Campo Grande. (2015). Decreto nº 12 680, de 9 de julho de 2015. Aprova o Plano Diretor de Drenagem Urbana do Município de Campo Grande – MS. *Diário Oficial [de] Campo Grande*, Campo Grande. Recuperado em 26 de novembro de 2024, de https://diogrande.campogrande.ms.gov.br/download_edicao/eyJjb2RpZ29kaWEiOiIzMAD2In0%3D.pdf
- Centro Nacional de Monitoramento e Alerta de Desastres Naturais – CEMADEN. (2023). *Mapa interativo da rede observacional para monitoramento de risco de desastres naturais do Cemaden: download de dados de estações pluviométricas*. Recuperado em 31 de agosto de 2023, de <http://www.cemaden.gov.br/mapainterativo/#>
- Chaves, H. L. O., Costa, M. E. L., Koide, S., Almeida, T., & Cicerelli, R. E. (2021). Mapeamento de suscetibilidade à inundação utilizando o método da razão de frequência aplicado à bacia do riacho Fundo – Distrito Federal. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, 9(1), 148-166. <http://doi.org/10.9771/gesta.v9i1.42739>
- Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais – CPRM. (2015). *Atlas pluviométrico do Brasil: equações intensidade-duração-frequência (desagregação de precipitações diárias)*. Município: Maceió. Estação pluviométrica: Maceió. Código: 00935005. Porto Alegre. Recuperado em 20 de setembro de 2023, de <https://rigeo.sgb.gov.br/handle/doc/22825>

- Costa Júnior, L. L., & Barbassa, A. P. (2006). Parâmetros de projeto de microrreservatório, de pavimentos permeáveis e de previsão de enchentes urbanas. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 11(1), 46-54. <http://doi.org/10.1590/S1413-41522006000100007>
- Cowan, W. L. (1956). Estimating hydraulic roughness coefficients. *Agricultural Engineering*, 37(7), 473-475.
- Curitiba. Secretaria Municipal de Meio Ambiente. (2017). *Plano Diretor de Drenagem Urbana de Curitiba: volume IV – manual de drenagem*. Curitiba. Recuperado em 26 de setembro de 2023, de <https://www.curitiba.pr.gov.br/conteudo/volume-iv-manual-de-drenagem/3230>
- Di Matteo, M., Liang, R., Maier, H. R., Thyer, M. A., Simpson, A. R., Dandy, G. C., & Ernst, B. (2019). Controlling rainwater storage as a system: an opportunity to reduce urban flood peaks for rare, long duration storms. *Environmental Modelling & Software*, 111, 34-41. <http://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.09.020>
- Drumond, P. P., Moura, P. M., Silva, T. F. G., Ramires, J. C., & Silva, L. R. V. (2022). Citizens's perception on stormwater management and use of on-site stormwater detention in Belo Horizonte/Brazil. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 27, e10. <http://doi.org/10.1590/2318-0331.272220210137>
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa. (2018). Critérios para distinção de fases de unidades de mapeamento. In Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Ed.), *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos* (5ª ed., pp. 291-296). Brasília. Recuperado em 4 de junho de 2023, de <https://www.embrapa.br/solos/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1094003/sistema-brasileiro-de-classificacao-de-solos>
- Fava, M. C., Vasconcelos, A. F., & Souza, M. F. (2024). Aplicabilidade de curvas-chave teóricas: o caso do córrego do Monjolinho, São Carlos – SP. In *Anais do XV Encontro Nacional de Águas Urbanas*. Recife: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Recuperado em 8 de março de 2025, de <https://anais.abrhidro.org.br/job.php?Job=16663>
- Francisco, T. H. S., Menezes, O. V. C., Guedes, A. L. A., Maquera, G., Vivas Neto, D. C., Longo, O. C., Chinelli, C. K., & Soares, C. A. P. (2023). The main challenges for improving urban drainage systems from the perspective of brazilian professionals. *Infrastructures*, 8(1), 5. <http://doi.org/10.3390/infrastructures8010005>
- Garcia, J. I. B., & Paiva, E. M. C. D. (2006). Monitoramento hidrológico e modelagem da drenagem urbana da bacia do arroio Cancela – RS. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 11(4), 99-108. <http://doi.org/10.21168/rbrh.v11n4.p99-108>
- Garotti, L. M., & Barbassa, A. P. (2010). Estimativa de área impermeabilizada diretamente conectada e sua utilização como coeficiente de escoamento superficial. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 15(1), 19-28. <http://doi.org/10.1590/S1413-41522010000100003>
- Gomes Júnior, M. N., Taha, A. F., Rápalo, L. M. C., Mendiondo, E. M., & Giacomoni, M. H. (2024). Real-time regulation of detention ponds via feedback control: balancing flood mitigation and water quality. *Journal of Hydrology (Amsterdam)*, 643, 131866. <http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.131866>
- Huber, W. C., & Dickinson, R. E. (1992). *Storm water management model, version 4: user's manual*. Recuperado em 21 de agosto de 2023, de <http://www.dynsystem.com/netstorm/docs/swmm4manuals.pdf>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. (2011). *Censo demográfico 2010: resultados do universo agregados por setor censitário*. Recuperado em 4 de junho de 2023, de <https://ibge.gov.br/estatisticas/downloads-estatisticas.html>
- Instituto Nacional de Meteorologia – INMET. (2023). *Banco nacional de dados meteorológicos*. Recuperado em 2 de setembro de 2023, de <https://bdmep.inmet.gov.br/#>
- Juiz de Fora. Secretaria de Planejamento e Desenvolvimento Econômico. (2011). *Plano de drenagem de Juiz de Fora: parte 1 – Zona Norte. Volume 3 – manual de drenagem*. Juiz de Fora. Recuperado em 26 de setembro de 2023, de https://www.pjf.mg.gov.br/secretarias/sepur/planos_programas/drenagem.php
- Kimbi, S. B., Onodera, S., Wang, K., Kaihotsu, I. W., & Shimizu, Y. (2024). Assessing the impact of urbanization and climate change on hydrological processes in a suburban catchment. *Environments*, 11(10), 225. <http://doi.org/10.3390/environments11100225>
- Lima, F. N., Fernandes, W., & Nascimento, N. (2019). Joint calibration of a hydrological model and rating curve parameters for simulation of flash flood in urban areas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 24, e24. <http://doi.org/10.1590/2318-0331.241920180066>
- Maceió. Secretaria Municipal de Controle do Convívio Urbano. (1999). *Base cartográfica numérica do município de Maceió. Escala 1:2000. Folhas: 201-932, 201-933, 202-932, 202-933 e 203-932. Conjunto de dados*. Maceió.
- Maceió. (2018). Lei nº 6 755, de 24 de maio de 2018. Estabelece a política municipal de saneamento básico do município de Maceió e dá outras providências. *Diário Oficial [de] Maceió*, Maceió. Recuperado em 11 de junho de 2023, de <https://www.maceio.al.leg.br/documentos/docs/doc.php?filepath=leis&id=2466>

- ONU-Habitat. (2019). *Projeto Prosperidade Urbana Sustentável e Inclusiva no Estado de Alagoas: Uma Iniciativa Integrada. Resultado 2: Melhorias das condições de vida dos habitantes de grotas. Produto: relatório contendo conjunto de dados atualizados sobre grotas. Subproduto: Mapa rápido participativo – Grotas do Cigano*. Recuperado em 25 de setembro de 2023, de <https://dados.al.gov.br/catalogo/dataset/886a9620-7a49-4b2e-aaf1-8ce95fc52009/resource/8ff20aa3-6379-42b1-b9bd-6352edb20fd4/download/mrpcomrelatoriodescritivogrotadocigano.pdf>
- ONU-Habitat. (2020). *Projeto Prosperidade Urbana Sustentável e Inclusiva no Estado de Alagoas: uma iniciativa integrada. Resultado 2: conhecimento e capacidades fortalecidas para a melhoria e prevenção de favelas e melhoria das condições de vida dos habitantes das grotas. Relatório integrado: estratégias para a prevenção e o melhoramento de grotas na cidade de Maceió, incluindo temas priorizados, prazos, orçamentos, responsabilidades e linhas de financiamento*. Recuperado em 9 de junho de 2023, de https://dados.al.gov.br/catalogo/dataset/grotas-estrategias-urbanas-e-habitacionais/resource/ed7c143d-58e6-4c10-ae3a-fd34d82d98ed?inner_span=True
- Pampaloni, M., Sordo-Ward, A., Lompi, M., Pacetti, T., Zubelzu, S., Rodríguez-Sinobas, L., Bianucci, P., Caporali, E., & Garrote, L. (2024). Performance of low impact development on peak flow reduction in an urban system. *Journal of the American Water Resources Association*, 60(2), 427-441. <http://doi.org/10.1111/1752-1688.13188>
- Peplau, G. J. R., & Neves, M. G. F. P. (2014). Análise de critérios para a determinação da vazão de restrição ao escoamento superficial urbano. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 19(4), 97-106. <http://doi.org/10.21168/rbrh.v19n4.p97-106>
- Pochodyła, E., Glińska-Lewczuk, K., & Jaszczałk, A. (2021). Blue-green infrastructure as a new trend and an effective tool for water management in urban areas. *Landscape Online*, 92, 1-20. <http://doi.org/10.3097/LO.202192>
- Porto Alegre. Departamento de Esgotos Pluviais. (2005). *Plano Diretor de Drenagem Urbana: manual de drenagem urbana – volume VI*. Porto Alegre: Rio Grande do Sul. Recuperado em 26 de setembro de 2023, de https://www2.portoalegre.rs.gov.br/dep/default.php?p_secao=66
- Qin, Y., Huang, Z., Yu, Z., Liu, Z., & Wang, L. (2019). A novel buffer tank to attenuate the peak flow of runoff. *Civil Engineering Journal*, 5(12), 2525-2534. <http://doi.org/10.28991/cej-2019-03091430>
- Rosa, D. W. B., Nascimento, N. O., Moura, P. M., & Macedo, G. D. (2020). Assessment of the hydrological response of an urban watershed to rainfall-runoff events in different land use scenarios – Belo Horizonte, MG, Brazil. *Water Science and Technology*, 81(4), 679-693. <http://doi.org/10.2166/wst.2020.148>
- Rosa, D. W. B., Silva, T. F. G., Chong, J., Giurco, D., & Nascimento, N. O. (2022). Hydrological response of implementing green and blue infrastructure – study of a Brazilian metropolis. *Urban Water Journal*, 20(10), 1348-1360. <http://doi.org/10.1080/1573062X.2022.2066549>
- Rossman, L. A. (2015). *Storm water management model: user's manual version 5.1*. EPA. Recuperado em 21 de agosto de 2023, de <https://www.epa.gov/water-research/storm-water-management-model-swmm-version-51-users-manual>.
- Sartori, A., Lombardi Neto, F., & Genovez, A. M. (2005). Classificação hidrológica de solos brasileiros para a estimativa da chuva excedente com o método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos parte 1: classificação. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 10(4), 5-18. <http://doi.org/10.21168/rbrh.v10n4.p5-18>
- Shen, T., Wang, R., Jiao, P., & Wang, Y. (2021). Evaluation of drainage water detention efficiency of off-line ditch-pond systems and its influencing factors. *Water*, 13(21), 3029. <http://doi.org/10.3390/w13213029>
- Silva Júnior, M. A. B., Silva, S. R., & Cabral, J. J. S. P. (2017). Compensatory alternatives for flooding control in urban areas with tidal influence in Recife - PE. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 22, e19. <http://doi.org/10.1590/2318-0331.011716040>
- Silva, D. F., Tucci, C. E. M., Kuele, P. M., Costa, M. E. L., Correa, A. C. S. S., Monteiro, M. P., & Araújo, L. M. N. (2024). Drenagem e manejo de águas pluviais no Brasil: conceitos, gestão e estudos de caso. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 21(1), 1. <http://doi.org/10.21168/rega.v21e1>
- Silva, L. (2014). *Quantificação e caracterização dos resíduos sólidos na drenagem urbana na bacia Grotas do Cigano – Maceió – Alagoas* (Dissertação de mestrado). Universidade Federal de Alagoas, Maceió. Recuperado em 4 de junho de 2023, de <https://www.repositorio.ufal.br/jspui/handle/riufal/5330>
- Silva, P. O., & Cabral, J. J. S. P. (2014). Atenuação de picos de vazão em área problema: estudo comparativo de reservatórios de detenção em lote, em logradouros e em grande área da bacia. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 19(2), 7-18. <http://doi.org/10.21168/rbrh.v19n2.p7-18>
- Silva, S. R., Silva Júnior, M. A. B., & Oliveira, R. L. M. (2020). Modelagem computacional de reservatório de detenção sob logradouro: uma alternativa para controle de alagamentos em área densamente urbanizada do Recife/PE. *Revista DAE*, 68(226), 196-212. <http://doi.org/10.36659/dae.2020.075>

- Silveira, A. L. L. (2005). Desempenho de fórmulas de tempo de concentração em bacias urbanas e rurais. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 10(1), 5-23. <http://doi.org/10.21168/rbrh.v10n1.p5-29>
- Souza, F. P., Costa, M. E. L., & Koide, S. (2019). Hydrological modelling and evaluation of detention ponds to improve urban drainage system and water quality. *Water*, 11(8), 1547. <http://doi.org/10.3390/w11081547>
- Tassi, R., & Villanueva, A. (2004). Análise do impacto dos microrreservatórios de lote nos custos de uma rede de drenagem urbana. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 9(3), 89-98. <http://doi.org/10.21168/rbrh.v9n3.p89-98>
- Tubarão. Secretaria de Proteção e Defesa Civil. (2018). *Plano Municipal de Macrodrainagem de Tubarão - SC: volume II – extensão e pesquisa: estudos para elaboração de Plano de Macrodrainagem de Tubarão - SC*. Tubarão. Recuperado em 26 de novembro de 2024, de https://drive.google.com/drive/folders/1ny5cL_p0CeflprEbLgOX224zhG_Bj2q_
- Uchôa, L. M., & Neves, M. G. F. P. (2020). Estudo de critérios para separação de eventos chuvosos. In *Anais de Encontro Nacional de Águas Urbanas*. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Recuperado em 29 de setembro de 2023, de <https://anais.abrhidro.org.br/job.php?Job=7121>
- Wang, J., Hu, C., Ma, B., & Mu, X. (2020). Rapid urbanization impact on the hydrological processes in Zhengzhou, China. *Water*, 12(7), 1870. <http://doi.org/10.3390/w12071870>
- Zia, S., Minallah, M. N., Tahir, M., & Hanif, A. (2021). Impact assessment of urban built-up area on groundwater level of District Faisalabad, Pakistan. *International Journal of Economic and Environmental Geology*, 12(4), 32-37. <http://doi.org/10.46660/ijeeg.v12i4.71>

Contribuições dos autores:

Altair Maciel de Barros: idealização do trabalho, desenvolvimento da metodologia, elaboração dos modelos, realização da coleta e análise de dados, análise formal do conteúdo, escrita e revisão do texto.

Marllus Gustavo Ferreira Passos das Neves: orientação na idealização do trabalho, no desenvolvimento da metodologia e na elaboração dos modelos, realização da coleta e análise de dados, análise formal do conteúdo e revisão do texto.