

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Instituto de Geociências
Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais

Bárbara Roberta Morais

**USO DE TÉCNICAS DE MODELAGEM E ANÁLISE ESPACIAL PARA
AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE APLICAÇÃO DE INFRAESTRUTURAS
VERDES: ESTUDO DE CASO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO DA
RESSACA, BELO HORIZONTE - MG.**

Belo Horizonte

2022

Bárbara Roberta Morais

**USO DE TÉCNICAS DE MODELAGEM E ANÁLISE ESPACIAL PARA
AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE APLICAÇÃO DE INFRAESTRUTURAS
VERDES: ESTUDO DE CASO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO DA
RESSACA, BELO HORIZONTE - MG.**

Versão final

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais.

Orientador: Marcelo Antonio Nero

Coorientador: Diego Rodrigues Macedo

Belo Horizonte

2022

M827u
2022

Morais, Bárbara Roberta.

Uso de técnicas de modelagem e análise espacial para avaliação do potencial de aplicação de infraestruturas verdes [manuscrito] : estudo de caso da bacia hidrográfica do Córrego da Ressaca, Belo Horizonte – MG. / Bárbara Roberta Moraes. – 2022.

104 f., enc.: il. (principalmente color.)

Orientador: Marcelo Antônio Nero.

Coorientador: Diego Rodrigues Macedo.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, 2022.

Bibliografia: f. 99-103.

Inclui anexo.

1. Modelagem de dados – Aspectos ambientais – Teses. 2. Inundações – Teses. 3. Regiões metropolitanas – Teses. 4. Ressaca, Córrego da (Belo Horizonte, MG) – Teses. 5. Previsão hidrológica – Teses. I. Nero, Marcelo Antônio. II. Macedo, Diego Rodrigues. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Geociências. IV. Título.

CDU: 911.2:519.6(815.1)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
COLEGIADO DO CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ANÁLISE E MODELAGEM EM SISTEMAS AMBIENTAIS

FOLHA DE APROVAÇÃO

USO DE TÉCNICAS DE MODELAGEM E ANÁLISE ESPACIAL PARA AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE APLICAÇÃO DE INFRAESTRUTURAS VERDES: ESTUDO DE CASO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO DA RESSACA, BELO HORIZONTE - MG.

BÁRBARA ROBERTA MORAIS

Dissertação submetida à Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, como requisito para obtenção do grau de Mestre em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, área de concentração ANÁLISE, MODELAGEM E GESTÃO DE SISTEMAS AMBIENTAIS.

Aprovada em 25 de maio de 2022, pela banca constituída pelos membros:

Prof. Marcelo Antonio Nero - Orientador
UFMG

Prof. Diego Rodrigues Macedo - Co-orientador
UFMG

Prof. Nestor Alonso Mancipe Muñoz
Universidad Nacional de Colombia

Prof. Ricardo Alexandrino Garcia
Universidade Federal de Minas Gerais

Belo Horizonte, 25 de maio de 2022.



Documento assinado eletronicamente por **Marcelo Antonio Nero, Professor do Magistério Superior**, em 06/06/2022, às 10:36, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Ricardo Alexandrino Garcia, Professor do Magistério Superior**, em 10/06/2022, às 16:46, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Nestor Alonson Mancipe Munoz, Usuário Externo**, em 09/07/2022, às 13:51, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Diego Rodrigues Macedo, Professor do Magistério Superior**, em 11/07/2022, às 11:40, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1484887** e o código CRC **F2BD8776**.

Referência: Processo nº 23072.230643/2022-51

SEI nº 1484887

Dedico aos meus pais, que acompanharam cada dia dessa trajetória, acreditando e lutando para que eu pudesse chegar até aqui.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus que esteve comigo em todos os momentos desta jornada, sem ele nada teria sido possível. Aos meus pais, Nerivaldo e Sandra, que acompanharam cada dia dessa trajetória, acreditando e lutando para que eu pudesse chegar até aqui. Aos meus irmãos, Dayane e Samir, pelo companheirismo e amor de sempre. Ao meu noivo, Bruno, pelo apoio e incentivo constante.

Agradeço em especial aos meus orientadores, prof. Marcelo Nero e prof. Diego Macedo, por todos os ensinamentos, dedicação e pela excelente orientação durante esses dois anos. A todos os professores e amigos do PPG-AMSA que contribuíram para a minha formação.

A todos os funcionários da Sudecap que prontamente forneceram os dados necessários possibilitando a pesquisa. Agradeço a toda equipe do Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais do Instituto de Geociências da Universidade Federal de Minas Gerais.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado que permitiu a realização do trabalho.

RESUMO

Um dos grandes problemas da atualidade está relacionado à urbanização frequente das bacias hidrográficas urbanas, fato este que tem causado grande impacto ao meio ambiente, principalmente devido ao processo de desencadeamento de inundações. Atualmente, Belo Horizonte – MG conta com 80 locais mapeados com riscos de inundações. Alternativas de desenho e desenvolvimento urbano de baixo impacto, como as tecnologias verdes, têm se mostrado eficientes no processo de gestão das águas pluviais urbanas. Diante do exposto, o processo de modelagem de técnicas compensatórias tem sido objeto de estudo em vários locais do mundo. Por esses motivos, o objetivo desta pesquisa consiste em avaliar a eficiência dos telhados verdes, pavimentos permeáveis e parques lineares como medida sustentável e mitigadora do escoamento urbano na Bacia Hidrográfica do Córrego da Ressaca em Belo Horizonte-MG, Brasil. Para isso, foi construído um modelo hidrológico e hidráulico da bacia e realizado simulações com cenários que representam as tecnologias verdes na gestão da bacia da Ressaca. Os cenários simulados foram: implantação de telhados verdes; combinação de telhados verdes e pavimentos permeáveis; construção de parques lineares nos canais de drenagem com secção do tipo aberta; emprego conjunto de telhados verdes, pavimentos permeáveis e parques lineares. Para a modelagem hidrológica e hidráulica foi empregado o *Storm Water Management Model* (Modelo de Gestão das Águas Urbanas - SWMM). Foram utilizados eventos contínuos de precipitação, sendo o método de calibração manual, por tentativa e erro, empregado para o ajuste dos dados do nível da água. O modelo alcançou um desempenho satisfatório, obtendo um coeficiente de Nash-Sutcliffe de 0,86 para a calibração e 0,75 para a validação. Precipitações de projeto com tempo de retorno de 2, 10, 20, 50 e 100 anos com tempo crítico de duração de 60 minutos foram analisadas para todos os cenários. Para o resultado, foi observado para os telhados verdes uma redução média de 8,62 % na vazão de pico e 17,72 % no volume escoado. Para o cenário combinando os pavimentos permeáveis e telhados verdes foi verificado uma redução média de 10 % na vazão de pico e 20,07 % no volume escoado. A criação de parques lineares alcançou uma eficiente resposta com uma redução na vazão de pico de 20,73 % e no volume escoado de 1,29 %. Já a combinação de todos os cenários, com a união de todas as três tecnologias verdes, obteve o melhor resultado com uma diminuição média de 27,35 % na vazão de pico e 21,07 % no volume escoado. Contudo, os resultados evidenciaram a eficiência das tecnologias, principalmente combinadas, na retenção das águas pluviais urbanas.

Palavras-chave: Inundações urbanas. Telhados verdes. Parques lineares. Modelagem hidrológica.

ABSTRACT

One of the major problems today is related to the frequent urbanization of urban watersheds, a fact that has caused a great impact on the environment, mainly due to the process of triggering floods. Currently, Belo Horizonte - MG has 80 mapped locations with flood risks. Low-impact urban design and development alternatives, such as green technologies, are efficient in the urban stormwater management process. Given the above, the process of modeling compensatory techniques has been the object of study in several places around the world. For these reasons, the objective of this research is to evaluate the efficiency of green roofs, permeable pavements, and linear parks as a sustainable and mitigating measure of urban runoff in the Córrego da Ressaca Watershed in Belo Horizonte-MG, Brazil. For this, a hydrological and hydraulic model of the basin was built and simulations were carried out with scenarios that represent green technologies in the management of the Ressaca basin. The simulated scenarios were: the implementation of green roofs; the combination of green roofs and permeable pavements; the construction of linear parks in the drainage channels with an open section; joint use of green roofs, permeable pavements, and linear parks. For the hydrological and hydraulic modeling, the Storm Water Management Model (SWMM) was used. Continuous precipitation events were used, and the manual calibration method, by trial and error, was used to adjust the water level data. The model achieved a satisfactory performance, obtaining a Nash-Sutcliffe coefficient of 0.86 for calibration and 0.75 for validation. Project precipitations with a return time of 2, 10, 20, 50, and 100 with a critical time duration of 60 minutes were analyzed for all scenarios. For the result, it was observed for the green roofs an average reduction of 8.62% in the peak flow and 17.72% in the drained volume. For the scenario combining permeable pavements and green roofs, an average reduction of 10% in peak flow and 20.07% in runoff volume was verified. The creation of linear parks achieved an efficient response with a reduction in peak flow of 20.73% and the volume drained of 1.29%. The combination of all scenarios, with the union of all three green technologies, obtained the best result with an average decrease of 27.35% in peak flow and 21.07% in drained volume. However, the results showed the efficiency of technologies, mainly combined, in the retention of urban rainwater.

Keywords: Urban floods. Green roofs. Linear parks. Hydrological modeling.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Quadro 1 – Textos governamentais acerca dos telhados verdes	25
Quadro 2 – Características da Bacia do Córrego da Ressaca	42
Figura 1 – Principais Pontos de Alagamento em Belo Horizonte	18
Figura 2 – Componentes que compõem o telhado verde	20
Figura 3 – Representação de pavimentos permeáveis	22
Figura 4 – Modelo de reservatório não linear	29
Figura 5 – Ajuste dos parâmetros da sub-bacia após a inserção dos LIDs	31
Figura 6 – Evolução da quantidade de publicações por ano	38
Figura 7 – Localização da área de estudo	42
Figura 8 – Discretização da Bacia do Córrego da Ressaca	45
Figura 9 – Delimitação espacial das estações para as sub-bacias.....	49
Figura 10 – Hidrograma de projeto para diferentes durações para o TR de 50 anos.....	52
Figura 11 – Mapa de litologia da Bacia do Córrego da Ressaca	55
Figura 12 – Representação de um canal aberto com seção do tipo trapezoidal	57
Figura 13 – Representação de trechos do canal de drenagem.....	58
Figura 14 – Representação da Bacia do Córrego da Ressaca no SWMM	58
Figura 15 – Análise de sensibilidade	65
Figura 16 – Hidrograma da calibração pela vazão	67
Figura 17 – Hidrograma da calibração pelo nível da água.....	67
Figura 18 – Hidrograma da validação pela vazão	68
Figura 19 – Hidrograma da validação pelo nível da água.....	69
Figura 20 – Hidrograma da calibração pelo nível da água.....	71
Figura 21 – Hidrograma da validação pelo nível da água.....	72
Figura 22 – Telhados Verdes.....	75
Figura 23 – Pavimentos Permeáveis	77
Figura 24 – Parques Lineares	79
Figura 25 – Área tratada por sub-bacia	80
Figura 26 – Porcentagem de área tratada por sub-bacia	80
Figura 27 – Resultado das simulações dos cenários para o TR de 2 anos	83
Figura 28 – Resultado das simulações dos cenários para o TR de 10 anos	86
Figura 29 – Resultado das simulações dos cenários para o TR de 20 anos	88
Figura 30 – Resultado das simulações dos cenários para o TR de 50 anos	91
Figura 31 – Resultado das simulações dos cenários para o TR de 100 anos	93

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Distribuição das manchas de inundação de acordo com a regional	17
Tabela 2 – Classificação dos tipos de sistemas de telhados verdes	20
Tabela 3 – Descrição dos módulos do software SWMM.....	27
Tabela 4 – Resumos dos dados de Precipitação	48
Tabela 5 – Localização das estações do Sistema de Monitoramento Hidrológico	48
Tabela 6 – Distribuição espacial das estações do monitoramento hidrológico	49
Tabela 7 – Evaporação Potencial (mm) de Belo Horizonte	50
Tabela 8 – Intensidade de precipitação (mm/h).....	51
Tabela 9 – Precipitação de projeto (mm)	51
Tabela 10 – Chuva de projeto de 60 min de duração para os TR 2, 10 e 20 anos.....	53
Tabela 11 – Chuva de Projeto de 60 min de duração para TR de 50 e 100 anos	53
Tabela 12 - Valores dos parâmetros LIDs considerados nas simulações do modelo SWMM.	61
Tabela 13 – Índice de Sensibilidade	64
Tabela 14 – Erro Relativo para os picos máximos de vazão e nível da água.....	69
Tabela 15 – Erro Relativo para os picos máximos de nível da água	73
Tabela 16 – Representação dos Telhados Verdes.....	74
Tabela 17 – Representação dos Pavimentos Permeáveis	76
Tabela 18 – Representação dos Parques Lineares	77
Tabela 19 – Mudança nos parâmetros das sub-bacias	78
Tabela 20 – Resultado quantitativo das simulações dos cenários para o TR de 2 anos	83
Tabela 21 – Resultado quantitativo das simulações dos cenários para o TR de 10 anos.....	86
Tabela 22 – Resultado quantitativo das simulações dos cenários para o TR de 20 anos.....	88
Tabela 23 – Resultado quantitativo das simulações dos cenários para o TR de 50 anos.....	91
Tabela 24 – Resultado quantitativo das simulações dos cenários para o TR de 100 anos.....	93

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Ai – Área impermeável
CN – Curve Number
CPRM – Serviço Geológico Nacional
di – armazenamento em depressão da área impermeável
dp – armazenamento em depressão da área permeável
Drenurbs – Programa de Recuperação Ambiental de Belo Horizonte
ER – Erro Relativo
IDF – Intensidade-Duração-Frequência
INMET – Instituto Nacional de Meteorologia
LID – Low Impact Development
LiDAR – Light Detention and Ranging
MDT – Modelo Digital de Terreno
NA – Nível da água
n-imper – Coeficiente de Manning para a área impermeável
n-perm – Coeficiente de Manning para a área permeável
NRCS – Natural Resources Conservation Service
NSE – Nash-Sutcliffe efficiency
Pbias – Percent bias
PBH – Prefeitura Municipal de Belo Horizonte
Prodabel – Empresa de Informática e Informação do Município de Belo Horizonte
RMBH – Região Metropolitana de Belo Horizonte
S – Declividade
SCS – Serviço de Conservação do Solo
Sudecap – Superintendência de Desenvolvimento da Capital.
SUDS – Sustainable Urban Drainage Systems
SWAT – Soil and Water Assessment Tool
SWMM – Storm Water Management Model
USDA – United States Department of Agriculture
UTM – Universal Transversa de Mercator
Z – Armazenamento em depressão
W – Largura da sub-bacia
WSUD – Water Sensitive Urban Design

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	13
1.1. Objetivo Geral.....	14
1.2. Objetivos Específicos	14
1.3. Organização do Trabalho	15
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	16
2.1. Problema de Interesse.....	16
2.2. Infraestrutura Verde	18
2.2.1. Telhados Verdes	19
2.2.2. Pavimentos Permeáveis.....	21
2.2.3. Reabilitação dos Rios Urbanos e Parques Lineares.....	23
2.3. Políticas Públicas e os Telhados Verdes	24
2.4. Modelagem Hidrológica-Hidráulica.....	27
2.4.1. Modelo de Chuva-Vazão	29
2.4.2. Modelo de Infiltração Escoamento	31
2.4.3. Modelo de Propagação de Fluxos.....	32
2.5. Modelagem de Técnicas Compensatórias	33
2.6. Análise do Desempenho do Modelo.....	34
2.7. Análise da Sensibilidade do Modelo	36
2.8. Trabalhos Relacionados.....	37
2.8.1. Modelagem no SWMM	38
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	42
3.1. Área de Estudo.....	42
3.2. Processamento de dados	44
3.2.1. Classificação do Uso e Cobertura do Solo	44
3.2.2. Modelo Digital de Terreno (MDT) e Declividade.....	44
3.2.3. Discretização da Área de Estudo	45
3.2.4. Caracterização dos Parâmetros da Bacia	46
3.3. Dados Pluviométricos e Fluviométricos	47
3.3.1. Evaporação	50
3.3.2. Precipitação de Projeto	50
3.4. Curva-chave para a Bacia do Córrego da Ressaca.....	54
3.5. Parâmetro de Curva Número (CN).....	54

3.6.	Construção do modelo Hidrológico e Hidráulico.....	56
3.7.	Análise de Sensibilidade	59
3.8.	Calibração e Validação	59
3.9.	Modelagem Compensatória	60
3.10.	Simulação de Cenários.....	63
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	64
4.1.	Análise da Sensibilidade	64
4.2.	Calibração e Validação	65
4.2.1.	Bacia Antiga.....	66
4.2.2.	Bacia Atual.....	70
4.3.	Caracterização dos Cenários.....	73
4.3.1.	Caracterização do Cenário com Telhados Verdes.....	73
4.3.2.	Caracterização do Cenário com Pavimentos Permeáveis	75
4.3.3.	Caracterização do Cenário com Parques Lineares	77
4.3.4.	Resumo dos Cenários.....	79
4.4.	Modelagem dos Cenários.....	81
4.4.1.	Modelagem de cenários para o TR de 2 anos.....	81
4.4.2.	Modelagem de cenários para o TR de 10 anos.....	83
4.4.3.	Modelagem de cenários para o TR de 20 anos.....	86
4.4.4.	Modelagem de cenários para o TR de 50 anos.....	89
4.4.5.	Modelagem de cenários para o TR de 100 anos.....	91
4.4.6.	Resumo dos cenários	94
5.	CONCLUSÕES.....	96
5.1.	Trabalhos Futuros	97
	REFERÊNCIAS.....	99
	ANEXO	104

1. INTRODUÇÃO

Atualmente, um dos maiores problemas das áreas urbanas são as inundações, sendo elas intensificadas por ações antrópicas no ambiente, as quais consideram a intensa concentração de edificações e áreas pavimentadas, a crescente urbanização das bacias hidrográficas e o uso e ocupação inadequados do solo.

A impermeabilidade do solo urbano associada aos altos índices pluviométricos aumenta, consideravelmente, o volume de escoamento superficial que desencadeia o processo de inundação das cidades. Segundo Catimay et al. (2019) uma das formas de amenizar esses problemas é através dos Sistemas Sustentáveis de Drenagem Urbana (SUDS) que, desde meados da década de 70, vem sendo estudados e aplicados com o intuito de solucionar os problemas relacionados com a gestão das águas pluviais urbanas. Ainda de acordo com os autores, os SUDS também adquiriram o nome de Desenvolvimento de Baixo Impacto (LID) na América do Norte.

A tecnologia LID é uma prática sustentável de drenagem urbana que tem como premissa a manutenção da paisagem natural e a redução de áreas impermeáveis. O uso de pavimentos permeáveis, jardins de infiltrações domiciliares ou condominiais e telhados verdes correspondem às alternativas de LID (Alamy Filho et al., 2016).

A implantação de telhados verdes por meio do SUDS ou LID é caracterizada como uma prática alternativa de baixo impacto que contribui de maneira eficiente na diminuição das inundações urbanas. Este fato é devido à capacidade dos telhados verdes em filtrar, reter e armazenar as águas pluviais, fazendo com que ocorra uma diminuição no volume e na velocidade da água escoada e, também, um atraso no pico de escoamento. Segundo Vijayaraghavan (2016) os telhados verdes são pensados e projetados com o intuito de diminuir os impactos ambientais negativos da urbanização.

Outra técnica compensatória de drenagem urbana muito difundida são os pavimentos permeáveis. De acordo com Barros e Boaventura (2020) além do benefício de atuar no gerenciamento das águas pluviais urbanas, através da redução dos impactos acarretados pela impermeabilização do solo, os pavimentos permeáveis podem ser utilizados para atender a legislação brasileira que exige uma área de 15 a 30 % do terreno destinada a infiltração das águas pluviais, isto é, uma área livre de coberturas impermeáveis. Portanto, além de ser empregado como pavimentação está tecnologia LID também opera na atenuação dos danos causados pelas as águas pluviais.

Além destas técnicas, outra medida que tem desempenhado grande papel na atenuação dos impactos causados pelas cheias em áreas de ocupação de fundo de vale são os parques lineares. Segundo Brasil (2021) os parques lineares são estruturas de manejo das águas pluviais instalados em corpos hídricos urbanos. Estes sistemas contribuem para evitar a ocupação irregular da área de várzea, atuam na ampliação das zonas de inundação e reduzem à vazão e a velocidade da água a jusante durante eventos hidrológicos impactantes como enxurrada, alagamentos e enchentes.

O Município de Belo Horizonte, capital de Minas Gerais, apresenta características que favorecem a incidência de enchentes, inundações e alagamentos, devido à presença de vários cursos de água, relevo acidentado, bem como pela existência de problemas com a drenagem das águas pluviais. De acordo com a Carta de Inundações de Belo Horizonte, existem, atualmente, 80 locais, distribuídos em 9 regiões, com riscos de inundações (Belo Horizonte, 2009a). Os impactos desse fenômeno no município estão altamente relacionados aos danos ambientais, sociais e econômicos da região.

Neste contexto, em tempos de crescente urbanização e necessidade de desenvolvimento sustentável, o emprego de processos alternativos de drenagem visando à atenuação das inundações na cidade de Belo Horizonte deve ser um tema que sirva como objeto de estudo tanto para fins acadêmicos, políticos e socioambientais.

1.1. Objetivo Geral

A presente pesquisa tem por objetivo geral avaliar, através de simulações computacionais, o impacto ambiental da inserção de telhados verdes, pavimentos permeáveis e parques lineares na mitigação das inundações na bacia hidrográfica do Córrego da Ressaca em Belo Horizonte - MG.

1.2. Objetivos Específicos

- Avaliar a efetividade das obras de ampliação do canal de drenagem do Córrego da Ressaca na atenuação das vazões de pico e escoamento superficial;
- Avaliar o efeito da implantação de técnicas alternativas de drenagem sustentável na atenuação das vazões de pico de volume escoado;
- Avaliar o efeito da criação de parques lineares na atenuação das vazões de pico e de

volume escoado.

- Analisar a combinação do modelo criado para a instalação dos parques lineares e a implantação dos telhados verdes e pavimentos permeáveis.

1.3. Organização do Trabalho

Essa dissertação está organizada da seguinte forma:

No capítulo 2 é apresentado o referencial teórico, em que são definidos importantes conceitos para o bom entendimento do trabalho, como o problema de interesse; o que são telhados verdes, pavimentos permeáveis e parques lineares; as legislações brasileiras acerca dos telhados verdes; processo de modelagem hidrológica-hidráulica da bacia de estudo; simulação das tecnologias LID na bacia hidrográfica; avaliação do desempenho do modelo, bem como o estado da arte através da discussão dos resultados obtidos por outros autores com o emprego das técnicas de drenagem sustentável na atenuação das inundações urbanas.

O capítulo 3 apresenta os materiais e os métodos utilizados no desenvolvimento deste trabalho, como a base de dados empregada, os passos seguidos para a construção do modelo hidrológico e a realização das simulações de cenários. Neste capítulo encontram-se todos os dados, parâmetros e métodos utilizados na pesquisa de maneira que o estudo possa ser replicado por outros pesquisadores.

O capítulo 4 tem-se os resultados obtidos após calibração e validação do modelo e a construção dos cenários que foram discutidos na sessão 3. Neste espaço encontram-se também a discussão dos resultados obtidos nesta pesquisa e a comparação com outros estudos publicados acerca do tema.

No capítulo 5 são apresentadas as conclusões da pesquisa assim como as limitações encontradas e a indicação de novos possíveis trabalhos.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Problema de Interesse

As inundações urbanas são problemas comumente descritos e encontrados em diversas cidades do Brasil e do Mundo. O município de Belo Horizonte, Minas Gerais, consiste em um típico exemplo de cidade com frequente ocorrência de inundações, alagamentos e enchentes. Reis et al. (2012) relatam que o processo de inundação de Belo Horizonte está relacionado a fatores como a impermeabilização do solo causada pela urbanização e, também, devido à localização geográfica do município, uma vez que a cidade encontra-se em uma região de relevo acidentado e ondulado.

Segundo Lucas et al. (2015) as variações dos níveis hipsométricos (680 m a 1480 m) no município, também favorecem o aumento do escoamento superficial e, com isso, potencializa as inundações e enchentes nas regiões mais planas do relevo.

Outro fator considerado forte condicionante das inundações em Belo Horizonte são os diversos cursos d'água que percorrem a região. Segundo Aroeira (2010) a hidrografia do município compreende uma extensão de 700 km de córregos, dos quais 300 km estão dentro de áreas de preservação permanente e 400 km inseridos na malha urbana da cidade, sendo 200 km canalizados e 200 km em leito aberto.

As inundações são responsáveis por causar diversos danos. De acordo com Jonov et al. (2013) as inundações podem ser classificadas em danos tangíveis e intangíveis, sendo a última dividida em diretos e indiretos. Os danos tangíveis são aqueles que podem ser contabilizados em termos monetários. Os danos intangíveis diretos são aqueles que resultam do contato físico da água de inundação com as pessoas e os bens. Já os danos intangíveis indiretos são decorrentes de interrupções e perturbações das atividades econômicas e sociais durante e após o processo de inundações. Ainda de acordo com Sousa e Gonçalves (2018), as inundações promovem uma série de perdas para o município, como a destruição da infraestrutura afetada, prejuízos agrícolas, propagação de doenças, geração de desabrigados, mortos e feridos.

Belo Horizonte sofre com inundações desde a sua fundação em 1897, sendo as ocorrências mais frequentes nas décadas de 1980 e 1990, com a ampliação do sistema de drenagem da região central e com a expansão urbana para as áreas periféricas. Ainda na década de 1990, na zona sul da cidade, começaram a acontecer problemas com os afluentes do

Ribeirão Arrudas, atingindo locais intensamente povoados e valorizados. Uma das situações de calamidade registrada foi à ocorrência de janeiro de 1983, que deixou um número de 70 vítimas fatais (Champs, 2012). Desse período até os dias atuais são constante todos os anos a incidência de inundações no município, ocasionando prejuízos tangíveis assim como os intangíveis.

A Superintendência de Desenvolvimento da Capital - Sudecap, através do Programa de Recuperação Ambiental de Belo Horizonte - Programa Drenurbs, criou por meio de um estudo de modelagem hidrológica e hidráulica A Carta de Inundação de Belo Horizonte, instrumento este, que permite maior conhecimento das bacias hidrológicas da cidade possibilitando a identificação dos locais críticos ou potencialmente sujeitos às inundações em todo o município (Belo Horizonte, 2009a). A Tabela 1 apresenta a quantidade de áreas com risco de inundação por regionais, sendo em todo o município relatado cerca de 80 áreas sujeitas à inundação.

Tabela 1 – Distribuição das manchas de inundação de acordo com a regional

Regional	Manchas de Inundação
Barreiro	14
Centro-Sul	2
Leste	3
Nordeste	9
Noroeste	6
Norte	15
Oeste	10
Pampulha	11
Venda Nova	10
Total	80

Fonte: Adaptado de Belo Horizonte (2009a).

A Prefeitura Municipal de Belo Horizonte - PBH realizou o mapeamento dos principais pontos de alagamentos do município para manter a população em alerta e com isso diminuir os impactos das fortes chuvas no início de 2020. Este levantamento faz parte do Plano Emergencial elaborado pela própria prefeitura, conforme ilustra a Figura 1.

Figura 1 – Principais Pontos de Alagamento em Belo Horizonte



Fonte: Belo Horizonte (2020c).

2.2. Infraestrutura Verde

O processo de evolução do tratamento das águas urbanas passa por três períodos. O primeiro ocorreu no início do século XX, o processo dessa época visava minimizar a proliferação de doenças e, para isso, a política de saneamento consistia na evacuação dos efluentes urbanos o mais depressa possível para jusante. A segunda fase aconteceu no final da

década de 1960, foi nesse período que evidenciou-se os prejuízos causados pela adoção da estratégia adotada anteriormente, os impactos observados remetem à degradação dos corpos d'água receptores, além de danos sociais, econômicos e culturais causados pelas inundações. A partir desse período, alguns países começaram a adotar medidas sanitárias como o tratamento de esgoto e controle de águas pluviais, fazendo uso, principalmente, de estruturas de armazenamento. A terceira fase ocorreu no final dos anos 1990, foi nessa época que a ciência passou a reconhecer o importante papel dos sistemas naturais de drenagem, solo e vegetação, no controle das águas pluviais. Sendo os sistemas LID (americano), WSUD (australiano) e SUDS (britânico) os que mais se destacaram e avançaram no seguimento de drenagem urbana sustentável (Souza, Cruz & Tucci, 2012).

2.2.1. Telhados Verdes

Os telhados verdes tiveram sua origem na mesopotâmia por volta de 2.500 a.C. A técnica se deu através da utilização de vegetação nas construções arquitetônicas dos templos religiosos conhecidos como Zigurates. Além desse primeiro marco, posteriormente na Babilônia, foi construído o monumento mais famoso da antiguidade que fez uso dos telhados verdes, sendo estes os jardins suspensos da babilônia. Acredita-se que essa obra foi construída pelo imperador Nabucodossor II, no século VI a.C, para homenagear a sua esposa Amytis. Os jardins suspensos da babilônia são apontados como uma das sete maravilhas do mundo antigo, sendo considerado um marco para as práticas ambientalistas (Osmundson, 1999 *apud* Almeida, Brito & Santos, 2017).

Na atualidade, diferente dos primeiros modelos de telhados verdes utilizados na história da humanidade, o objetivo não mais consiste em uma questão de benefício estético, mas sim na necessidade de atenuar os impactos negativos provenientes da revolução industrial e do crescimento urbano (Almeida, Brito & Santos, 2017).

O telhado verde pode ser definido como uma cobertura vegetal que é implantada sobre as superfícies dos telhados convencionais, constituído basicamente por vegetação, substrato, camada filtrante, camada drenante, camada protetora, manta de impermeabilização e estrutura do telhado convencional (Tassi et al., 2014). Neste seguimento, Vijayaraghavan (2016) descreve que dependendo da localização e dos requisitos, o ecotelhado pode ser composto por vários componentes, conforme ilustra a Figura 2.


Figura 2 – Componentes que compõem o telhado verde



Fonte: Adaptado de Vijayaraghavan (2016).

Os telhados verdes também são denominados como ecotelhados, telhados com vegetação, teto verde, telhados vivos e podem ser classificados conforme Banting et al. (2005) em três categorias diferentes, sendo elas: o sistema extensivo, sistema semi-intensivo e sistema intensivo (Tabela 2).

Tabela 2 – Classificação dos tipos de sistemas de telhados verdes



	Sistema extensivo	Sistema semi-intensivo	Sistema intensivo
Manutenção	Baixa	Periodicamente	Alta
Irrigação	Não	Periodicamente	Regularmente
Vegetação	Suculentas, ervas e gramíneas	Gramíneas, ervas e arbustos	Gramíneas, plantas perenes, arbustos e árvores
Altura	60 a 200 mm	120 a 250 mm	150 a 1000 mm
Peso	60 a 150 kg/m ²	120 a 200 kg/m ²	180 a 500 kg/m ²
Custos	Baixo	Médio	Baixo
Uso	Camada de proteção ecológica	Telhado verde projetado	Parque como jardim

Fonte: Adaptado de Igra (2012, *apud* Raji, Tenpierik & Van Den Dobbelsteen, 2015).

Telhados intensivos assemelham-se aos jardins convencionais, sendo compostos por árvores grandes e arbustos. Devido ao tipo vegetacional empregado, tal construção exige uma maior quantidade de substrato, além de requerer mão de obra qualificada, manutenção constante e irrigação regular. Telhados extensivos são projetados para serem praticamente autossustentáveis e requerer uma manutenção mínima. Para este tipo de estrutura, a camada de substrato necessária é menor e o tipo de vegetação comportada, ficando limitado às forrações, como o sedum, devido às restrições de carga de peso na estrutura do edifício (Molineux, Fentimanb & Gangea, 2009; Bianchini & Hewage, 2012). O telhado verde semi-intensivo contém uma camada de substrato com espessura moderada e é composto por pequenas plantas, pequenos arbustos e grama. Este tipo de telhado demanda manutenções regulares e um capital de investimento alto, mas menor que o sistema intensivo (Shafique, Kim & Rafiq, 2018).

Na literatura, os telhados verdes destacam-se pelos seus benefícios ambientais, sociais e econômicos. Dentre as diversas vantagens dessa estrutura nas edificações é importante ressaltar: a redução do efeito das ilhas de calor, melhoria do microclima do ambiente, diminuição do consumo de energia, redução do ruído, melhoria da qualidade e umidade do ar, reaproveitamento da água da chuva, atenuação das inundações pela microdrenagem das águas pluviais, formação de novos ecossistemas, construção de *habitat* para diversas espécies, desenvolvimento da agricultura urbana, paisagismo e arborização das cidades (Berardi et al., 2014; de Mendonça & de Melo, 2017; Nunes et al., 2017).

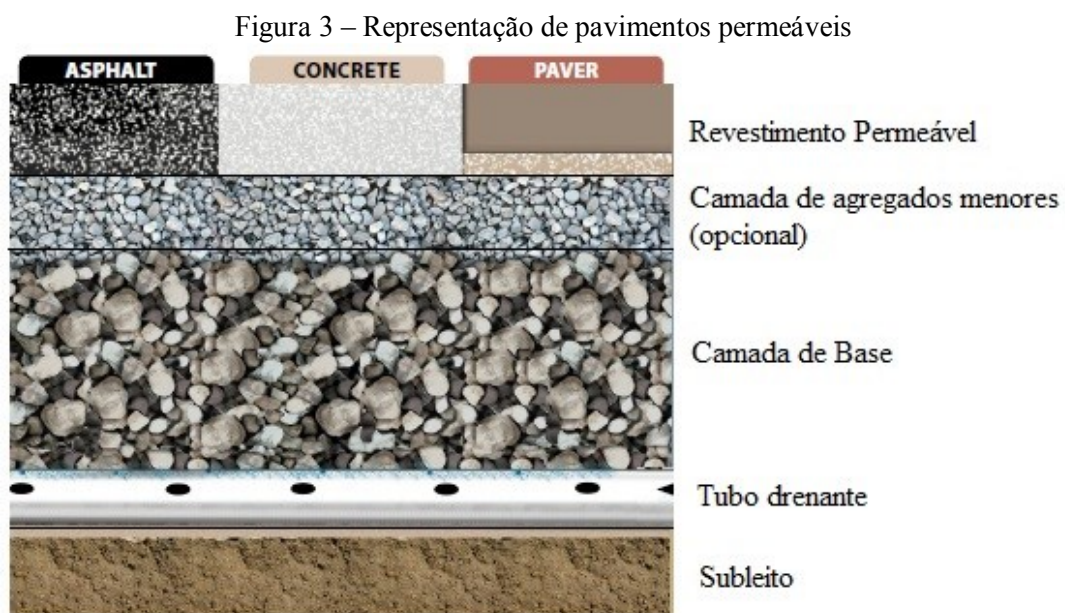
2.2.2. Pavimentos Permeáveis

Os pavimentos permeáveis atuam como um mecanismo sustentável de drenagem urbana. Esta técnica compensatória de drenagem pode ser utilizada em diversos locais, tais como passeios, calçadas, estacionamentos, pátios residenciais, comerciais e industriais com tráfego leve de veículos, depósitos de armazéns, arena de esportes, entre outros (ASCE, 1992 *apud* Pinto, 2011; Barros & Boaventura, 2020).

De acordo com Costa Junior e Barbassa (2006) são considerados pavimentos permeáveis superfícies porosas ou perfuradas que possibilitam a passagem de parte da água pluvial para dentro de uma camada reservatório localizada sob o terreno. Esta camada é formada por diferentes granulometrias de pedras que acabam sendo absorvidas pelo solo e que precisam ser adequadamente protegidas contra a colmatação.

Os pavimentos permeáveis se usados da forma correta, com manutenções periódicas para evitar o entupimento dos espaços porosos, conseguem proporcionar uma redução do escoamento superficial em condições similares ou até melhores, a depender do subsolo, que as de pré-desenvolvimento (condição natural da bacia, antes da utilização do solo). O funcionamento desta estrutura é basicamente dividido em três etapas, primeiramente o escoamento infiltra rapidamente no revestimento poroso passando pelo filtro de agregados chegando ao reservatório de pedras. No reservatório a água pode ser infiltrada para o subsolo ou direcionada para uma saída através de condutos de drenagem. Logo, a capacidade de armazenamento deste LID é determinada pela espessura do reservatório mais a perda por infiltração no solo (Araujo, Tucci & Goldenfum, 2000).

Os pavimentos permeáveis são classificados em três tipos principais, sendo eles: pavimento de concreto poroso, pavimento de asfalto poroso e pavimentos de blocos vazados preenchidos com areia ou material vegetal como a grama (Urbonas & Stahre, 1993 *apud* Araujo, Tucci & Goldenfum, 2000). A Figura 3 mostra um exemplo das possíveis camadas de um pavimento permeável.



Fonte: Adaptado de Eisenberg et al. (2015).

Para a implantação dos pavimentos permeáveis alguns requisitos devem ser considerados. Atualmente tem-se a ABNT NBR 16416 de 2015 que estabelece as normas a serem seguidas como requisito mínimo para a implantação e manutenção desse tipo de estrutura. Dentre os requisitos gerais de projeto destacam-se alguns critérios, como: distância

mínima de 0,60 m da parte mais alta do lençol freático e declividade máxima de 5 % do terreno (ABNT, 2015).

2.2.3. Reabilitação dos Rios Urbanos e Parques Lineares

A reabilitação consiste em um processo que busca a recuperação parcial dos corpos d'água, de modo a aproximar o sistema fluvial o mais próximo de sua condição natural. Ressalta-se que na reabilitação o intuito não é recuperar a paisagem original, antes das intervenções humanas, mas buscar uma melhoria que seja alcançável no estado e funcionamento dos cursos de água (Macedo & Magalhães, 2020).

Neste segmento, o Plano Diretor de Belo Horizonte vem buscando um maior equilíbrio ambiental dos seus rios urbanos. Segundo o documento fica limitado a canalização e proibido o tamponamento de córregos que ainda estão em seu leito natural, além de determinar um aumento nas áreas verdes e taxas de permeabilidade dos solos urbanos (Belo Horizonte, 2019).

Destaca-se ainda, as áreas de conexão ambiental denominadas como conexão verde e conexão de fundo de vale. De acordo com o documento de Lei nº 11.181/19 as conexões de fundo de vale são definidas como os cursos de água e dentre as recomendações previstas estão: restauração da qualidade dos cursos d'água, necessidade de contenção de cheias, recuperação de ambientes hídricos e a intervenção em áreas de preservação permanente, a fim de permitir a implantação de parques lineares (Belo Horizonte, 2019).

De acordo com Corrêa et al. (2018) no cenário internacional existem atualmente vários exemplos da aplicação de parques lineares como medida de intervenção nos fundos de vales urbanos. Sendo o projeto de Seul, Coreia do Sul, uma das experiências de grande repercussão mundial por se tratar da reabilitação de um rio canalizado, na década de 1960, para instalação de um viaduto expresso no centro da cidade.

No Brasil existem atualmente 302 municípios com parques lineares em suas áreas urbanas, representando 7,3 % das cidades amostradas (Nordeste 1,9 %, Norte 6,5 %, Sul 8,3 %, Centro-Oeste 9,7% e Sudeste 75%). Dentre as capitais, o percentual das que informaram possuir essa infraestrutura foi de 71,1 % (Nordeste 2,2 %, Centro-Oeste e Sudeste 75%, Norte 83,3 % e Sul 100%) (Brasil, 2021). O estado de São Paulo se destaca pela quantidade declarada de parques lineares em comparação com os demais estados do país. De acordo com o SNIS-AP 2019, os três estados que declararam a maior quantidade de parques lineares são:

São Paulo com 151 parques, Paraná com 63 parques e Minas Gerais com 53 parques (Brasil, 2020).

Na atualidade, os parques lineares são considerados um objeto estruturador de programas ambientais urbanos, sendo muito aplicados no planejamento e gestão das áreas marginais aos cursos de água por buscar conciliar os aspectos urbanos e ambientais dessas áreas com a legislação vigente e a realidade existente. Ressalta-se ainda, que para a implantação dos parques lineares o projeto precisa estar inserido dentro de uma política pública a nível governamental, estruturada com a iniciativa privada. Ademais, a introdução dessa infraestrutura é facilitada quando ocorre a regulamentação na legislação municipal e do planejamento antecipado, evitando assim altos custos com desapropriações (Friedrich, 2007).

Os parques lineares são planejados ao longo das margens de um rio, córrego ou canal com o intuito de preservar e conservar os recursos naturais. Um grande benefício desta solução é a proteção das áreas ribeirinhas contra a ocupação irregular, o que contribui para o não confinamento de um fluxo de água e também com a não redução da largura que um curso d'água poderia ocupar. Com isso, os impactos sociais e econômicos negativos são minimizados em casos de eventos hidrológicos críticos, como enchentes e inundações (Brasil, 2020).

2.3. Políticas Públicas e os Telhados Verdes

Diversos autores destacam a eficiência dos ecotelhados na retenção e retardo do escoamento superficial, além de salientarem a importância de políticas públicas no incentivo de práticas sustentáveis, considerando-se a adoção de telhados verdes como forma de diminuir os impactos ambientais da urbanização sem o correto planejamento.

Atualmente, existem no Brasil, práticas governamentais que estabelecem a instalação de telhados verdes em determinados locais (condomínios acima de 3 pavimentos ou com áreas maiores de 400 m²). Já outras, atuam no incentivo fiscal com a redução da cobrança do Imposto sobre a Propriedade Predial e Territorial Urbana (IPTU) e na preferência nos processos de licenciamento do empreendimento. Outro benefício é a atribuição de selos e certificados sustentáveis, que agregam essas e outras vantagens aos imóveis (MORAIS et al., 2021). Ainda segundo os autores, no atual cenário, tem-se vigente nacionalmente as leis e decretos, em que se identificam tais iniciativas, destacando-se alguns municípios, a saber, e, que serão relatados a seguir (Quadro 1).

Quadro 1 – Textos governamentais acerca dos telhados verdes

Leis e Decretos	Município	Descrição
Lei nº 6.793/2010	Guarulhos-SP	O município de Guarulhos – SP, através da Lei nº 6.793, de 28 de dezembro de 2010 concede desconto de 3% no valor do IPTU anual devido, pelo período de cinco exercício consecutivos, caso o imóvel adote duas medidas sustentáveis previstas na lei, entre elas a instalação de telhados verdes em todas as coberturas disponíveis da construção (Guarulhos (SP), 2010).
Lei nº 7.031/ 2012	Guarulhos-SP	A Lei nº 7031, de abril de 2012, dispõe nos termos do Art. 1º, sobre a obrigatoriedade da instalação de telhado verde em construções edificadas com mais de três pavimentações (Guarulhos (SP), 2012).
Lei nº 235/2012	Goiânia-GO	A Lei complementar nº 235 de 28 de dezembro de 2012 do município de Goiânia-GO, institui o Programa “IPTU VERDE”. Conforme disposto no Art. 2º, será concedido um desconto de 3% no IPTU para os imóveis que fizerem uso de no mínimo duas boas práticas sustentáveis, entre elas a instalação de telhado verde em todos os telhados disponíveis para esse tipo de cobertura no imóvel (Goiânia (GO), 2012).
Decreto nº 29.100/2017	Salvador – BA	Em Salvador – BA, o Programa de Certificação Sustentável “IPTU VERDE” regulamentado no Decreto nº 29.100, de 06 de novembro de 2017, concede alguns benefícios aos imóveis que aderirem ao programa, tais como: tramitação prioritária nos processos de licenciamento e desconto de 5 a 10% no valor do IPTU. Um dos critérios pontuados para conseguir a certificação, consiste na adoção de projetos sustentáveis como a implantação de telhado verde em pelo menos 25% da área do teto da edificação (Salvador (BA), 2017).
Lei nº 913/2015	Santos - SP	Em Santos – SP, a lei complementar nº 913, de 21 de dezembro de 2015, no Município de Santos – SP, incentiva a implantação de coberturas verdes e concede o benefício de 1,5 a 10% de desconto no valor do IPTU aos edifícios com três ou mais pavimentos, podendo variar de três a dez exercícios fiscais (Santos (SP), 2015, Art. 1º, 7º e 8º).
Decreto nº 35.745/2012	Rio de Janeiro – RJ	No Rio de Janeiro – RJ, o Decreto Municipal nº 35.745, de 06 de junho de 2012, atribui o selo

		<p>“Qualiverde” aos empreendimentos que fazem uso de práticas sustentáveis destinadas à redução dos impactos ambientais. Como benefício, os imóveis certificados passam a ter prioridade no processo de licenciamento. Uma das práticas sustentáveis que é pontuada para a aquisição do selo “Qualiverde” é a implantação dos telhados verdes no teto do último pavimento da edificação (Rio de Janeiro (RJ), 2012).</p>
Lei nº 5.840/2014	Canoas – RS	<p>A lei municipal de Canoas – RS, Lei nº 5.840, de 27 de maio de 2014, permite a utilização dos telhados verdes como forma de compensar parcialmente a Área Livre Obrigatória (ALO) exigida e que não puder ser executada no lote. Terrenos com até 1.500m² de área, poderão receber uma compensação de no máximo 50% de sua ALO, conforme disposto nos Art. 1º e 8º, por exemplo. No Art. 10º, a instalação de telhado verde fica obrigatória aos imóveis que tenham causado danos ambientais no processo de construção (Canoas (RS), 2014).</p>
Decreto nº 17.273/2020	Belo Horizonte - MG	<p>Em Belo Horizonte - MG, o Decreto nº 17.273 de 04 de fevereiro de 2020, regulamenta o parcelamento, ocupação e uso do solo em áreas de interesse ambiental e patrimônio cultural e urbano no município. No parágrafo 1 do artigo 75 da seção 3 (taxa de permeabilidade e do controle de drenagem), encontra-se descrito que telhados verdes e jardins verticais são dispositivos passíveis de serem utilizados em complementos da caixa de captação. Caixa esta, que será exigida em todo o território municipal, exceto para as Zonas Especiais de Interesse Social (ZEIS) ou Áreas de Especial Interesse Social (AEIS), conforme previsto no art. 161 da Lei nº 11.181, de 2019 (Belo Horizonte (MG), 2020).</p>
Lei nº 18.112/2015	Recife - PE	<p>No mesmo segmento, a Lei nº 18.112 de 12 de janeiro de 2015, de Recife - PE, estabelece que os projetos de edificações habitacionais multifamiliares com mais de quatro pavimentos e não habitacionais com mais de 400m² de área de coberta deverão prever a implantação de telhado verde para sua aprovação (Recife (PE), 2015).</p>

Fonte: Moraes et al. (2021).

Nesse sentido, destaca-se o Decreto nº 17.273 de 04 de fevereiro de 2020 de Belo Horizonte – MG (Belo Horizonte, 2020a). Além de se tratar de uma legislação acerca do problema de interesse, mostra a disposição do município em adotar medidas alternativas e sustentáveis que visam dar aporte as já existentes redes fluviais e, com isso, contribuir com a diminuição dos danos tangíveis e intangíveis causados pelas inundações urbanas.

2.4. Modelagem Hidrológica-Hidráulica

A modelagem hidrológica consiste em uma prática que busca representar os sistemas hidrológicos, da transformação da precipitação em escoamento, infiltração e evaporação. Na atualidade, são diversos os modelos hidrológicos de chuva-vazão que estão sendo utilizados em simulações de vazões e cheias (Niquini, et al., 2019). Segundo Maksimovic (2001) a escolha pelo modelo a ser utilizado vai depender de uma série de fatores, tais como: objetivo da modelagem, cobertura espacial, disponibilidade de dados e tecnologia, mas na maioria das vezes do conhecimento, habilidades e experiência do modelador.

O *Storm Water Management Model* (Modelo de Gestão das Águas Urbanas - SWMM) da *United States Environmental Protection Agency* (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos - EPA) foi desenvolvido em 1971 e desde então, passa por constantes atualizações. O SWMM configura-se como um software público, gratuito e de código aberto. O programa possui ainda a possibilidade de simular infraestruturas de LID (Rossman, 2015).

Conforme Huber & Dickinson (1992) o Modelo SWMM é composto por 9 módulos ou blocos, sendo 5 módulos de serviço e 4 módulos de cálculo computacional, além do módulo executivo. Segundo Nunes (2017), os blocos do segmento computacional são responsáveis pela execução dos principais cálculos e os blocos de serviço desenvolvem a função de auxiliar os módulos computacionais. Na Tabela 3 são representados os módulos, bem como as suas principais funções.

Tabela 3 – Descrição dos módulos do software SWMM

Módulo	Descrição
Computacional	
Chuva-vazão	Responsável pela geração do escoamento superficial e subsuperficial com base na definição de um hidrograma, condições antecedentes de umidade do solo, uso do solo e topografia.

Transporte	Trata da propagação do escoamento na rede de drenagem segundo o conceito de onda cinemática
Transporte nos Conduitos	Considera os fenômenos mais complexos no escoamento em condutos e canais, incluindo o escoamento sob pressão.
Armazenamento/ Tratamento	Caracteriza os efeitos dos dispositivos de controle da vazão e qualidade da água.
<hr/>	
Serviço	
Estatístico	Possui diversas funções tais como avaliação dos resultados da simulação para o passo de tempo estabelecido e classificação de eventos de acordo com algum critério adotado (e.g. vazão de pico e carga poluidora).
Gráfico	Trata da representação dos resultados de séries temporais na forma de gráficos.
Combinação	Agrega resultados de várias execuções anteriores para entrada em módulos subsequentes.
Chuva e Temperatura	Tratam da organização dos dados de precipitação e temperatura, respectivamente.
<hr/>	
Executivo	Dentre suas inúmeras funções é responsável pela geração de arquivos de saída, verificação dos erros de entrada e controle da sequência dos módulos a serem executados.

Fonte: Adaptado de Nunes (2017).

Algumas opções de simulação e diferentes metodologias matemáticas encontram-se disponíveis no SWMM, sendo o processo de modelagem da bacia hidrográfica dividido, basicamente, em três etapas: Modelo do Processo Físico, Modelo de Infiltração e Modelo de Propagação de Fluxo. Para o Modelo do Processo Físico tem-se as opções de trabalhar com os métodos de Chuva-Vazão, Degelo de Neve, Águas Subterrâneas, Propagação de Fluxos e Qualidade da Água. A Modelagem de Infiltração pode ser realizada por quatro diferentes métodos, sendo eles: Horton, Horton Modificado, Green-Ampt e Serviço de Conservação do Solo (SCS). Para o Modelo de Propagação de Fluxo, pode-se trabalhar considerando ou não o escoamento não permanente, para a opção de não considerar o escoamento estão disponíveis as equações do Regime Uniforme e da Onda Cinemática, já para a propagação considerando o escoamento não permanente, tem-se o método da Onda Dinâmica.

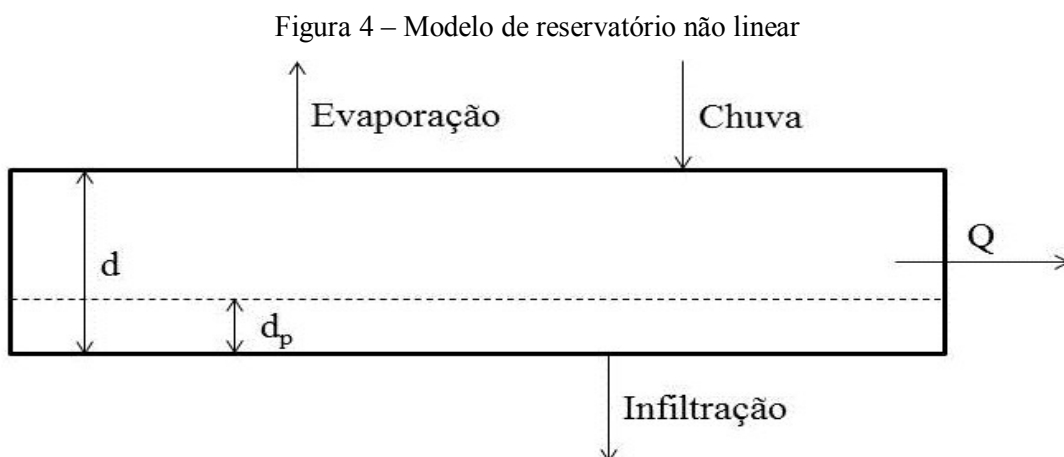
O SWMM possibilita ainda, trabalhar com a Modelagem de Técnicas Compensatórias de Drenagem Urbana, os LIDs. Os controles de LIDs disponíveis para a simulação no software são: células de biorretenção, jardins de chuva, telhados verdes, trincheiras de infiltração, pavimentos permeáveis, reservatórios individuais, desconexão de telhados e valas de infiltração (Rossman, 2015).

Para tanto, conforme os objetivos desta pesquisa, a seguir serão descritos os conceitos e os modelos de cálculo dos processos escolhidos, dentre os citados anteriormente, para modelar a bacia hidrográfica elementar do Córrego da Ressaca assim como a implantação das estruturas LIDs e parques lineares para essa região.

2.4.1. Modelo de Chuva-Vazão

O SWMM consiste em um modelo dinâmico de Chuva-Vazão que simula a quantidade e a qualidade do escoamento superficial, podendo ser aplicado para dois tipos de simulações de precipitação: um único evento chuvoso ou contínuo de longo prazo (Rossman, 2010).

Para a conversão da precipitação em escoamento superficial, a área de estudo, inicialmente, é dividida em sub-bacias de formato irregular para o melhor entendimento do efeito que as variações topográficas, redes de drenagem, cobertura do solo e características do solo têm na geração do escoamento. A sub-bacia é conceituada como um reservatório abstrato e não linear que tem inclinações uniformes, uma largura W e que realiza a drenagem para um único canal de saída, conforme ilustra a Figura 4 (Rossman & Huber, 2016).



Fonte: Adaptado de Rossman (2015).

Toda a entrada no reservatório é proveniente de precipitações e de outras sub-bacias designadas à montante. Já os fluxos de saída são oriundos de infiltração, evaporação e escoamento superficial. O termo “dp” representa a capacidade do reservatório que consiste no valor máximo de armazenamento em depressões. O excesso de líquido que se acumula no topo da sub-bacia é descrito por “d”. O escoamento superficial por unidade é caracterizado por “Q”, sendo este processo acarretado somente quando a profundidade de água no reservatório extrapola “dp” (Rossman, 2015).

Para o cálculo do escoamento superficial de cada bacia o SWMM faz uso da combinação das equações de Conservação de Massa (Contiguidade) e de Manning, conforme ilustra a Equação 1 (Garcia, 2005):

$$\frac{dd}{dt} = i^* - \frac{W}{A \cdot n} (d - d_p)^{\frac{5}{3}} S^{\frac{1}{2}} \quad \text{Equação 1}$$

onde,

W = largura representativa da sub-bacia;

n = coeficiente de rugosidade de Manning;

A = área da sub-bacia;

S = declividade da sub-bacia;

Dp = altura do armazenamento;

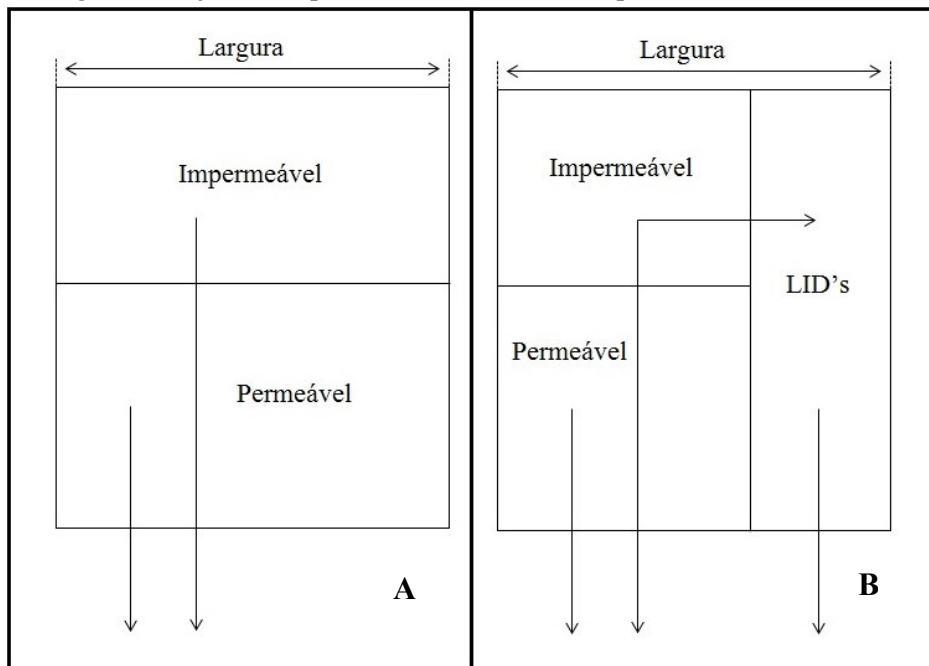
i* = precipitação efetiva;

d = profundidade da água no reservatório;

t = tempo.

Para a representação da parcela de escoamento da área de estudo, é necessário que cada sub-bacia seja dividida em duas categorias de cobertura do solo: uma porção permeável e uma porção impermeável, sendo a última separada em duas subáreas: com e sem a capacidade de armazenamento nas depressões. Portanto, observa-se na Figura 5A (vide Figura 5) que a área impermeável está conectada ao ponto de saída da sub-bacia. No entanto, quando se faz uso de tecnologias LID, o fluxo de escoamento da área impermeável divide-se em duas partes, sendo parte direcionada diretamente para o exutório e parte para as tecnologias compensatórias, conforme ilustra a Figura 5B (vide Figura 5). Com esse refinamento, a equação 1 é realizada para cada sub-bacia, sendo os resultados combinados para determinar um fluxo de escoamento total (Rossman, 2015).

Figura 5 – Ajuste dos parâmetros da sub-bacia após a inserção dos LIDs



Fonte: Adaptado de Rossman (2010).

2.4.2. Modelo de Infiltração Escoamento

Para essa pesquisa o método de Serviço de Conservação do Solo (SCS) foi escolhido para o cálculo de infiltração do modelo. O SCS foi selecionado devido a sua simplicidade, uma vez que o método exige apenas o parâmetro de Curva Número (CN), diferenciando dos outros métodos que necessitam da existência de uma série de dados coletados em campo, assim como descrito por Rosa (2017).

A fórmula do SCS utilizada no SWMM é uma equação incremental modificada do método original, pois a equação formal considera uma variável que é responsável por representar os mesmos parâmetros que são retratados no “dp”. O método SCS que atualmente é conhecido como *Natural Resource Conservation Service* (Serviço de Conservação de Recursos Naturais - NRCS) faz uso da Equação 2 e 3 (Rossman & Huber, 2016):

$$Q = \frac{P^2}{P + S_{max}}$$

Equação 2

onde,

Q = escoamento superficial;

P = precipitação total acumulada;

S_{max} = capacidade máxima de armazenamento no solo.

$$S_{max} = \frac{1000}{CN} - 10$$

Equação 3

onde, CN é a curva número.

A capacidade máxima de armazenamento de umidade do solo é proveniente da CN, parâmetro este que varia de acordo com o tipo de solo, sendo encontrado tabelado na literatura (Rossman, 2015). Segundo Niquini et al. (2019) o CN consiste em uma medida empírica que é utilizada com o intuito de obter previsões de escoamento superficial ou de infiltração, em razão do valor excedente de chuva. Sartori et al. (2005a) descreve que no Brasil existem solos que não se enquadram na classificação hidrológica do solo estabelecida pelo SCS para os EUA, e que isso caracteriza-se como uma dificuldade para estabelecer o CN no país. No entanto, isso foi discutido na Parte 1 do trabalho de Sartori et al. (2005b) que propuseram a classificação hidrológica do solo para as condições brasileiras.

Os valores de CN variam de 0 a 100, quanto menor o valor mais impermeável encontra-se a cobertura e quanto maior o valor de CN menos impermeável é a cobertura. Portanto, valores maiores de CN apresentam uma menor capacidade de retenção de água e consequentemente um maior volume escoado. Os valores de CN podem ser encontrados em NRCS (2004). Quando a sub-bacia apresenta características heterogêneas do tipo de solo, o valor final do CN será a média ponderada dos CNs correspondentes às várias regiões em que se pode subdividir o elemento de drenagem (Nunes, 2017).

2.4.3. Modelo de Propagação de Fluxos

O modelo de transporte da Onda Dinâmica foi escolhido dentre os demais para o desenvolvimento da pesquisa por resolver as equações completas unidimensionais de Saint Venant e, portanto, teoricamente, alcançar resultados mais precisos. A equação de Saint Venant é resultado da aplicação da equação de continuidade e da quantidade de movimento nos condutos e da equação de continuidade dos volumes nos nós (Rossman, 2015).

Segundo Garcia (2005) o sistema de drenagem é criado com uma série de vínculos (links ou condutos) e nós (poços de visita e exutórios), os condutos transmitem o fluxo entre os nós e os nós possuem função de armazenamento. As fórmulas detalhadas pelo autor, são representadas pelas Equações 4 e 5.

$$Q_{t+\Delta t} = \frac{1}{1 + (g \cdot n^2 \cdot \Delta t) \frac{|V|}{R^{-\frac{4}{3}}}} \left\{ Q_t + 2 \cdot \bar{V} \left(\frac{\Delta A}{\Delta t} \right)_t + \bar{V}^2 \left[\frac{(A_2 \cdot A_1)}{L} \right] \cdot \Delta t - g \bar{A} \left[\frac{(H_2 \cdot H_1)}{L} \right] \cdot \Delta t \right\} \quad \text{Equação 4}$$

onde,

g = aceleração de gravidade;

R = raio hidráulico;

A = superfície da seção transversal do conduto;

L = comprimento do conduto;

H = cota piezométrica;

V = velocidade no conduto.

Os valores das variáveis R, V e A são obtidos pelas médias ponderadas no extremo de jusante do conduto no tempo t. Os termos $Q_{t+\Delta t}$, H_2 e H_1 são as incógnitas da equação e os subíndices 1 e 2 referem-se aos extremos de montante e jusante do conduto, respectivamente. As variáveis V, R e A podem ser relacionadas com as variáveis Q e H. A relação entre estas variáveis é obtida da equação de continuidade aplicada aos nós, representado pela Equação 5 (Garcia, 2005).

$$H_{t+\Delta t} = H_t + \sum \left(Q_t \cdot \frac{\Delta t}{A_{ni}} \right) \quad \text{Equação 5}$$

onde, A_{ni} é a área superficial associada a cada nó.

Ainda segundo Garcia (2005), as duas equações são resolvidas em um processo iterativo, determinando a descarga em cada conduto e a cota piezométrica em cada nó, no final do passo de tempo.

2.5. Modelagem de Técnicas Compensatórias

O SWMM permite realizar a modelagem de técnicas sustentáveis de drenagem urbana e verificar o desempenho hidrológico desses dispositivos. Um dos métodos disponíveis no

software e, que também, vem ganhando grande destaque em pesquisas, consiste nos telhados verdes e os pavimentos permeáveis.

Segundo Rossman (2015) o telhado verde é representado por três camadas obrigatórias, sendo elas: superfície, solo e drenagem. A camada superfície é representada pelos parâmetros: profundidade de armazenamento de água, fração do volume de vegetação, coeficiente de rugosidade de Manning e declividade. A equação de infiltração para os telhados verdes é a de Green-Ampt (1911), portanto, para a camada solo tem-se os atributos: espessura, porosidade, capacidade de campo, ponto de murcha, condutividade hidráulica saturada, gradiente da curva de condutividade hidráulica, sucção capilar. Já o sistema de drenagem é representado pela espessura da camada drenante, fração de vazios, coeficiente de rugosidade de Manning.

Os pavimentos permeáveis são constituídos por cinco camadas, sendo três obrigatórias e duas optativas. Para os itens essenciais tem-se a camada de superfície, pavimento e armazenamento. A camada de superfície é composta pelos mesmos parâmetros dos telhados verdes. O item de pavimento é formado pelos atributos: espessura, índices de vazios, superfície impermeável, permeabilidade e fator de colmatação. Já o sistema de armazenamento é formado pela altura, índices de vazios, taxa de infiltração e fator de colmatação. As camadas optativas consistem no solo e no dreno profundo, sendo o solo composto pelos mesmos parâmetros dos telhados verdes e o sistema de dreno formado pelo coeficiente de fluxo, expoente de fluxo e altura de deslocamento (Rossman, 2015).

Com estes parâmetros definidos, o sistema LID de telhados verdes e pavimentos permeáveis podem ser atribuídos ao local de estudo de interesse.

2.6. Análise do Desempenho do Modelo

Para a construção dos modelos hidrológicos de chuva-vazão são utilizados diversos atributos para caracterização do comportamento das bacias hidrográficas. Estes parâmetros são divididos de acordo com o tipo de obtenção dos dados, podendo ser fixos, medidos e calibráveis. Os atributos fixos são aqueles obtidos com base na literatura, os medidos consistem nos dados observados em campo (*in loco*) e os calibráveis correspondem aos dados adquiridos por meio de ajustes matemáticos (Viola et al., 2009).

A verificação da qualidade do comportamento hidrológico da bacia hidrográfica deve ser feita através de comparações visuais e estatísticas entre os fluxos gerados pelo modelo e os

observados. Normalmente, o primeiro critério avaliado é o visual por apresentar uma noção geral do comportamento e desempenho do modelo. A comparação visual é realizada mediante a utilização principalmente de gráficos. O segundo passo consiste na análise estatística que pode utilizar um ou mais métodos de avaliação da qualidade do modelo (ASCE, 1993).

As medidas estatísticas de avaliação do desempenho hidrológico mais comumente utilizadas encontram-se descritas em Moriasi et al. (2007), dentre os métodos destacam-se o Índice de Eficiência Nash-Sutcliffe (NSE) e Percentual de Tendências (PBIAS). O Coeficiente de Nash-Sutcliffe consiste em uma métrica que determina o desempenho em termos da variância dos dados calculados em comparação com a variância dos dados observados, normalizando-as pela variância dos dados médios observados. Graficamente indica a aderência dos dados simulados em relação aos observados. O NSE varia de $-\infty$ a 1, sendo que quando mais próximo o valor for de 1, maior a eficiência do modelo, o $NSE = 1$ é considerado ideal. O NSE encontra-se representado pela Equação 6 (Moriasi et al., 2007; Nunes, 2018).

$$NSE = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Q_i^{obs} - Q_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_i^{obs} - Q^{mean})^2} \right] \quad \text{Equação 6}$$

onde,

Q_i^{obs} = iésimo dado observado;

Q_i^{sim} = iésimo dado simulado;

Q^{mean} = média dos dados observados;

n = número total de eventos.

O Percentual de Tendências (PBIAS) é uma métrica que avalia a tendência média dos dados simulados serem maiores ou menores que os dados observados. Valores de baixa magnitude, próximos a zero, indicam uma precisa simulação do modelo. Valores positivos apontam subestimação enquanto valores negativos indicam superestimação do modelo. O valor ideal de $PBIAS = 0$, vide Equação 7 (Moriasi et al., 2007). Ainda segundo o autor, no geral a simulação pode ser considerada satisfatória se o $NSE > 0,50$ e o $Pbias \pm 25\%$.

$$PBIAS = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Q_i^{obs} - Q_i^{sim}) * (100)}{\sum_{i=1}^n (Q_i^{obs})} \right] \quad \text{Equação 7}$$

onde,

Q_i^{obs} = iésimo dado observado;

Q_i^{sim} = iésimo dado simulado;

n = número total de eventos.

Niazi et al. (2017) realizou uma revisão de mais 150 obras e constatou que a medida estatística de qualidade de ajuste mais utilizada pelos autores foi o Erro Relativo (ER) seguido do índice de Nash-Sutcliffe. O ER foi empregado em 83 artigos enquanto o NSE foi utilizado em 38 vezes. Segundo Siqueira (2017) o Erro Relativo mede a diferença entre os dados observados e os simulados (Equação 8).

$$ER = \left(\frac{Valor^{obs} - Valor^{sim}}{Valor^{obs}} \right) \quad \text{Equação 8}$$

onde,

$Valor^{obs}$ = valor observado;

$Valor^{sim}$ = valor simulado.

2.7. Análise da Sensibilidade do Modelo

A análise de sensibilidade tornou-se uma importante prática para o entendimento, aplicação e desenvolvimento de modelos (Wang et al., 2013). Através da análise de sensibilidade é possível verificar a relação entre as informações de entrada e as respectivas informações de saídas de um modelo, possibilitando compreender que variações nos dados de entrada do modelo estarão associadas a variações observadas nos dados de saída (Araújo, 2014).

Segundo Catimay et al. (2019) a análise de sensibilidade e a etapa de calibração são processos complementares e paralelos. Essa comparação se dá devido à calibração ser um estágio de estimativa de valores, para os parâmetros que não possuem informações concretas, e com isso analisar o comportamento dos parâmetros de entrada do modelo. Para Cândido (2015) a sensibilidade dos dados de entrada deve ser realizada para determinar os dados a serem calibrados. Os parâmetros mais sensíveis ao modelo devem ser calibrados, isto é, aqueles atributos que exercem maior influência sobre o hidrograma de saída devem ser ajustados.

Para o cálculo da sensibilidade é necessário ter os valores de Nash-Sutcliffe. Segundo Loucks et al. (2005 *apud* Siqueira, 2017) o método matemático para a determinação do índice de sensibilidade pode ser obtido pela Equação 9

$$IS = \frac{\left| \frac{NSE_{m\acute{a}x} - NSE_{m\acute{i}n}}{NSE_{m\acute{i}n}} \right|}{\left| \frac{Valor_{m\acute{a}x} - Valor_{m\acute{i}n}}{Valor_{m\acute{i}n}} \right|} \quad \text{Equação 9}$$

onde,

$NSE_{m\acute{a}x}$ = Coeficiente de Nash-Sutcliffe máximo;

$NSE_{m\acute{i}n}$ = Coeficiente de Nash-Sutcliffe mínimo;

$Valor_{m\acute{a}x}$ = Limite superior do parâmetro;

$Valor_{m\acute{i}n}$ = Limite Inferior do parâmetro.

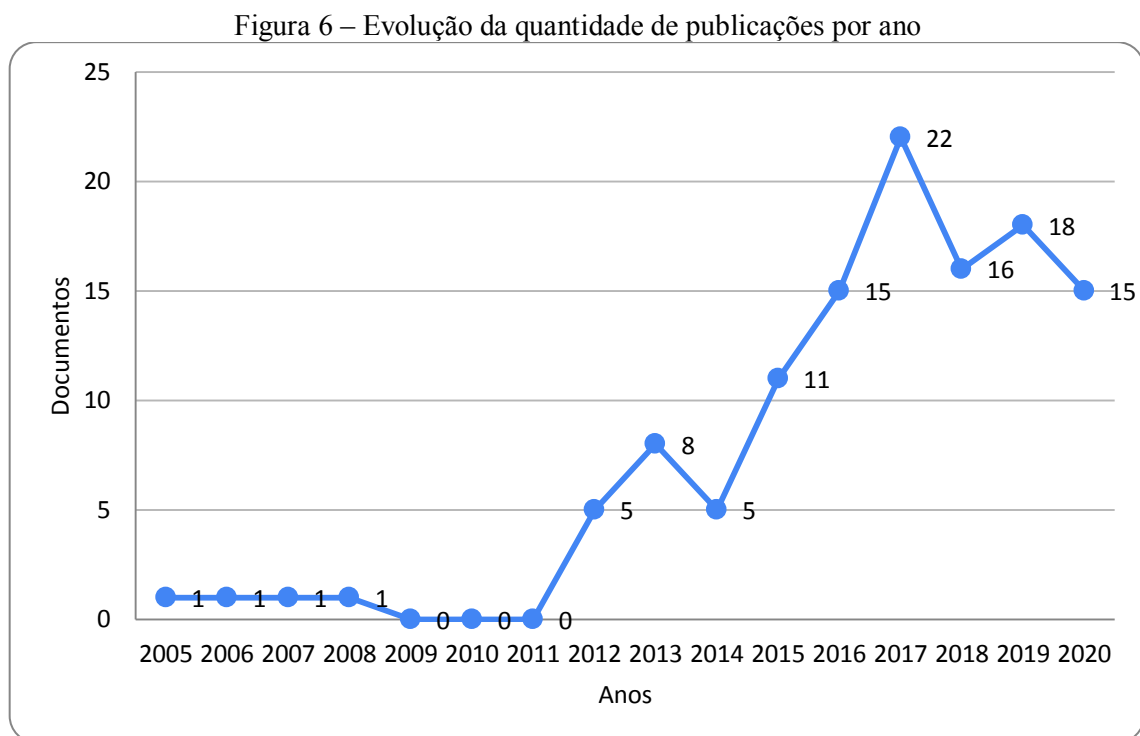
2.8. Trabalhos Relacionados

O processo de urbanização altera as condições hidrológicas dos sistemas fluviais através do aporte de poluentes através de fontes pontuais e o aumento da velocidade do fluxo superficial em eventos pluviométricos, que acarreta o estrangulamento na rede de drenagem e causando cheias e inundações. Alternativas de Desenvolvimento de Baixo Impacto, como as tecnologias verdes, tem se mostrado eficientes no processo de gestão das águas pluviais urbanas, sendo objeto de estudo em vários locais do mundo.

Com o intuito de relatar estudos cuja temática avaliou as inundações e os telhados verdes, foi realizada uma revisão sistemática dos artigos publicados nos últimos 15 anos acerca do tema. Para os critérios estabelecidos, como: repositórios de buscas (Scopus, Periódicos da Capes e Scielo), palavras chaves (green roofs, urban flooding, surface runoff e hydrological modeling), idioma (português, inglês e espanhol), e período de tempo (jan/2005 a jun/2020) retornaram o total de 118 artigos. Destes, foram selecionadas 33 obras para escrita da revisão (Figura 6).

De acordo com a revisão, os telhados verdes analisados conseguiram uma eficiência na retenção pluviométrica de 14,20 % a 91,70 %. Ainda no estudo, foi evidenciado que o comportamento de retenção e detenção do telhado verde é específico para cada local, sendo necessário o estudo de modelagem hidrológica para verificação desse comportamento para a área em específico. Ademais, foi observado que os telhados verdes de fato são eficientes na

gestão das águas pluviais urbanas, contribuindo não somente na mitigação das inundações das cidades, mas também com outros fatores ambientais. Por fim, concluiu-se que a combinação de mais de uma técnica sustentável de gestão das águas pluviais aumentam o desempenho na retenção e redução do escoamento superficial, sendo os pavimentos permeáveis muito utilizados nas pesquisas (Morais et al., 2021). O trabalho completo com a revisão das 33 obras pode ser consultado através da leitura do artigo de Morais et al. (2021).



Fonte: Morais et al. (2021).

2.8.1. Modelagem no SWMM

Nas últimas décadas vários autores se dedicaram a estudar o comportamento de bacias hidrográficas com a implantação de tecnologias de drenagem urbana sustentável de modo a avaliar a influência dessas técnicas, sozinhas ou combinadas, na redução das inundações através da redução do volume escoado e da diminuição da vazão de pico.

Cândido (2015) realizou a modelagem hidrológica e hidráulica da Bacia do Córrego da Ressaca utilizando o SWMM. No estudo ainda foi desenvolvida uma equação de curva-chave para avaliar os dados de vazão simulados e os observados. O modelo de infiltração escolhido foi o NRSC e, para isso, foi determinado o CN médio das sub-bacias através da utilização do mapa de uso do solo de Belo Horizonte desenvolvido por Texeira e Moura (2014). A classe

hidrológica do solo considerada para o cálculo do CN foi o solo classe B. No estudo, as áreas impermeáveis também foram consideradas para a determinação do CN.

Os parâmetros de entrada das sub-bacias como área, largura e declividade foram obtidos mediante técnicas de geoprocessamento no QGIS, sendo que, para a declividade foi utilizado os dados da Missão Topográfica Radar Shuttle (SRTM). Os demais parâmetros de entrada foram retirados do estudo de Silva (2014). Para os condutos e os nós a autora fez uso do cadastro de macrodrenagem (PBH, 2002) (Cândido, 2015).

A área de estudo foi subdividida em 23 sub-bacias com uma porcentagem de área permeável de 6,5 a 97,3% e CN médio variando de aproximadamente 83 a 98. Cândido (2015) constatou, através da análise de sensibilidade, que o coeficiente de Manning para a parcela permeável e o coeficiente de rugosidade de Manning para os condutos foram os que mais influenciaram o modelo. Por fim, após a realização da calibração e validação manual o modelo obteve um valor de NSE de 0,77, indicando uma qualidade do modelo (Cândido, 2015).

Nunes (2018) utilizou o modelo calibrado de Cândido (2015) para avaliar a implantação de telhados verdes e pavimentos permeáveis no local. Para a construção do cenário com a implantação de telhados verdes a autora selecionou as edificações com pedidos de regularização nos próximos 20 anos. A modelagem foi realizada com a IDF de Pinheiro e Naghettini (1998) e com a IDF não-estacionária desenvolvida na pesquisa. Portanto, foram modelados 6 cenários, sendo eles: cenário 1 e 4: sem técnica, cenário 2 e 5: telhados verdes e cenário 3 e 6: telhados verdes + pavimentos permeáveis. Cada cenário foi avaliado com a IDF da RMBH (Pinheiro & Naghettini, 1998) e com a IDF não-estacionária.

No estudo foram utilizados três períodos de retornos (2, 10 e 50 anos) para uma precipitação de 45 min de duração. Como resultado, a autora constatou que, para a IDF atualmente vigente no município, o melhor cenário foi o que simulou a implantação conjunta de telhados verdes e pavimentos permeáveis, apresentando uma redução de 8,3 % da vazão de pico e 11 % do volume escoado. Ademais, foi observado que o melhor resultado, para as vazões de pico, foi para o tempo de retorno de 2 anos, sendo que a eficiência tende a diminuir com o aumento do período analisado (Nunes, 2018).

Para a IDF desenvolvida no estudo foi verificado um aumento na vazão, na ordem de 44 %, no cenário sem técnicas quando comparado com a IDF da RMBH. Para o cenário que simulou a combinação de telhados verdes e pavimentos permeáveis a redução foi de 5,8 % da vazão de pico e 10,9 % do volume escoado. Por fim, Nunes (2018) concluiu que a

implantação de técnicas de drenagem urbana promovem o aumento da infiltração e, conseqüentemente, a redução do escoamento superficial. No entanto, foi considerado que a redução das vazões de pico e volume escoado não foi expressivamente elevada, indicando a necessidade de políticas públicas que incentivem o aumento de adesão das técnicas em uma maior área da bacia.

Rosa (2017) avaliou a resposta hidrológica da bacia hidrográfica do Córrego do Leitão, Belo Horizonte – MG, a eventos de chuva-vazão em diferentes cenários de uso e ocupação do solo. O modelo de infiltração foi o NRSC e para a determinação da classe hidrológica do solo foi utilizado o mapa litológico da região (CPRM, 2013) e a classificação dos solos desenvolvida por Costa (2002). De maneira geral, o resultado médio para todos os eventos foi de um NSE de 0,72 e 0,74 para a calibração e validação manual, respectivamente.

Para as simulações foram utilizados dois eventos de chuva reais e a IDF da RMBH para a determinação da precipitação de projeto, sendo utilizada uma chuva com duração de 60 min para períodos de retorno de 2, 10, 50 e 100 anos. Dentre os cenários, foi simulada a combinação da aplicação de pavimentos permeáveis, telhados verdes, reservatórios individuais, desconexão de telhados e trincheira de infiltração em 10, 50 e 100% da área impermeável (Rosa, 2017).

A eficiência das estruturas verdes na diminuição da vazão de pico permaneceu elevada para todas as chuvas de projeto simuladas. Foi observado uma variação na vazão de pico, para a combinação das estruturas em 100 % da área impermeável, de 73,8 % (TR de 2 anos) para 66,6 % (TR de 100 anos). Para os eventos de chuva reais, a eficiência observada foi menor. O primeiro evento alcançou uma redução na vazão de pico de 68,6 %, já o segundo evento a diminuição foi de 43,7 % (Rosa, 2017).

Nunes (2017) observou a necessidade de realizar a construção de um novo modelo para a bacia do Rio Morto, Rio de Janeiro – RJ, visto que o estudo anterior havia considerado para a discretização da bacia apenas a topografia da região. A calibração e validação do modelo foram precedidas da análise de sensibilidade. O método de calibração empregado consistiu no manual, por tentativa e erro. A calibração individual para o evento de dezembro 2008 obteve uma eficiência de 0,74 para o NSE e -1,12 para o Pbias, enquanto o evento de junho de 2010 alcançou um NSE de 0,76 e uma Pbias de 17,02.

Para a tentativa de calibração comum, com os mesmos parâmetros para os dois eventos, foi observado para 2008 um ajuste satisfatório (NSE de 0,79 e Pbias 24). No entanto, para 2010 o modelo superestimou as vazões de pico (NSE de -2,04 e Pbias de -43). A

validação realizada para o evento de abril de 2010 com os dados obtidos para a calibração individual de 2008 alcançou uma eficiência satisfatória com um NSE de 0,64 e Pbias de 3,21. Para a validação do mesmo período com os dados utilizados na calibração individual de 2010 o modelo obteve um NSE de 0,78 e um Pbias de 14,75 (Nunes, 2017).

As simulações de cenários aconteceram para a chuva de abril de 2010, com os parâmetros obtidos na calibração individual de 2008 e 2010 e, também, com os dados utilizados na calibração simultânea de 2008/2010. Foram observadas as respostas individuais de cada sub-bacia analisada e constatado para todas as simulações redução da vazão de pico e do volume escoado (Nunes, 2017).

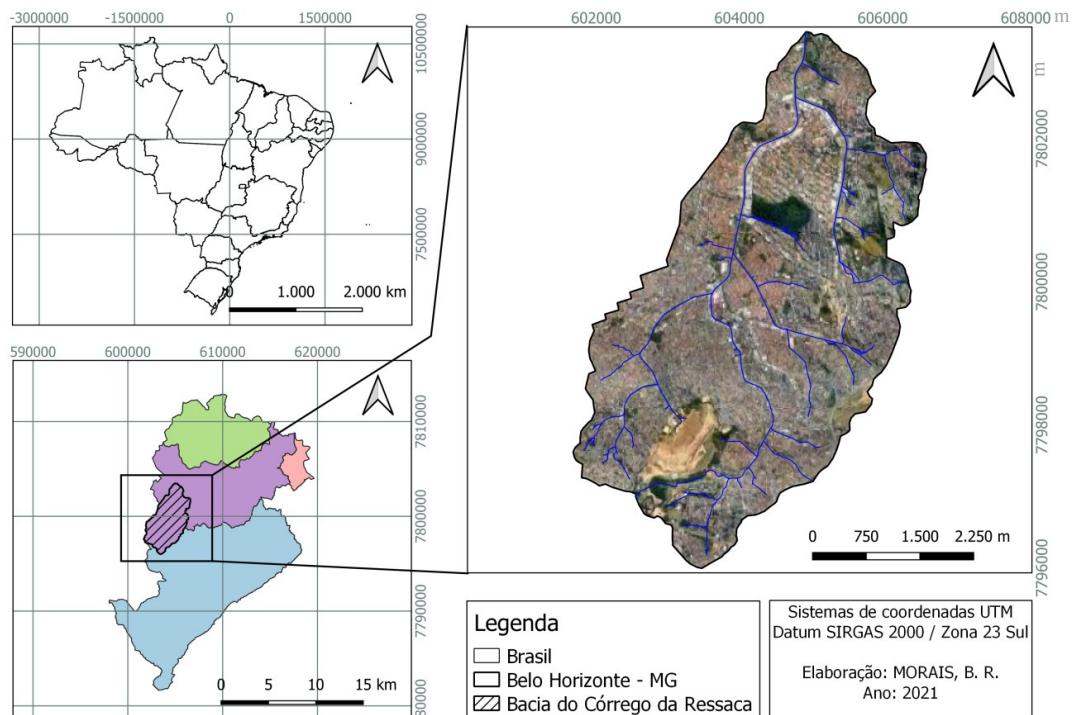
3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Área de Estudo

O município de Belo Horizonte (MG) possui uma área de 331 km², sendo considerado a sexta cidade mais populosa do Brasil com uma população de cerca de 2.521.564 habitantes, apresentando densidade demográfica de 7.160 pessoas / km² (IBGE, 2020).

Belo Horizonte está inserida em três grandes bacias hidrográficas, sendo elas: Bacia do Ribeirão do Onça, calha Bacia do Ribeirão das Velhas e Bacia do Ribeirão Arrudas (Belo Horizonte, 2016a). Para o estudo, foi selecionada a bacia hidrográfica elementar do Córrego da Ressaca (Figura 7), situada na macrobacia do Ribeirão do Onça. O local possui uma área de 2.046 ha estando localizado nas regionais Noroeste e Pampulha (Belo Horizonte, 2008). A bacia hidrográfica do Córrego da Ressaca encontra-se em áreas de susceptibilidade a alagamentos e inundações conforme consta na Carta de Inundações (Belo Horizonte, 2019) e o Mapeamento dos Principais Pontos de Alagamentos (Belo Horizonte, 2020c).

Figura 7 – Localização da área de estudo



Fonte: Autora (2021).

As principais características da Bacia Elementar do Córrego da Ressaca encontram-se representadas pelo Quadro 2 (Belo Horizonte, 2008).

Quadro 2 – Características da Bacia do Córrego da Ressaca

Descrição		Und.	Resultado
L	Comprimento do Talvegue (L)	m	8135
L ₁	Comprimento do Curso D'água Principal (L1)	m	7811
H	Altura da Bacia (H)	m	168
d	Declividade Total da Bacia (d) - (H/L)	m/m	0,0207
A	Área da Bacia	ha	2046
A _i	Área Impermeabilizada	%	49,03
CN	Curva Número	-	82

Fonte: Belo Horizonte (2008).

O canal do Córrego da Ressaca vem passando por constantes alterações durante os últimos anos por se tratar de um local com grande incidência de alagamentos e inundações durante os períodos chuvosos. A primeira etapa da obra de contenção de enchentes foi concluída em 2012, dentre as melhorias foi realizada a modificação da seção do canal de trapezoidal para retangular na Avenida Heráclito Mourão Miranda, entre as ruas Florença e a Lagoa da Pampulha. A segunda fase de complemento do Córrego da Ressaca teve início em abril de 2015 e término em abril de 2017, a obra teve como um dos objetivos a ampliação e incremento na capacidade de escoamento do canal já existente na Avenida Heráclito Mourão Miranda, no bairro Santa Terezinha (Belo Horizonte, 2017). Após as intervenções foi observado que a capacidade de escoamento do canal dobrou, destacando-se ainda o alargamento do leito do canal de 18 m (Belo Horizonte, 2018). Em 2020 foi iniciado mais um empreendimento no canal, a obra consiste na ampliação e instalação da laje de fundo em uma passagem de aproximadamente 140 m, entre as ruas Felício dos Santos e Colonita. Ainda segundo a prefeitura foi finalizada em dezembro de 2019 a obra de ampliação que antecede este trecho, que vai da Rua Felício até a rotatória próxima ao Parque Ecológico (Belo Horizonte, 2020b).

3.2. Processamento de dados

3.2.1. Classificação do Uso e Cobertura do Solo

Para a determinação do uso e ocupação do solo foi realizado uma classificação supervisionada por meio de imagens provenientes de ortofotos de 2015 com resolução espacial original de 0,2 m. O processo de classificação foi desenvolvido através de um *script* de programação por meio do *software* R, com o uso das bibliotecas de funções específicas para a execução da classificação. Para atender aos objetivos da pesquisa, foi realizado um estudo inicial que avaliou o desempenho de 5 algoritmos de classificação de imagens para o mapeamento das classes de uso e cobertura da terra de duas regiões com características distintas de Belo Horizonte – MG.

Conforme resultado do estudo inicial, utilizou-se o classificador Random Forest para a caracterização das classes de cobertura. Foram necessárias 29 folhas de ortofotos para preencher o perímetro da Bacia do Córrego da Ressaca. Inicialmente, as imagens foram submetidas a uma reamostragem de *pixels*, devido à refinada resolução espacial das ortofotos, e conseqüentemente as limitações computacionais para processar tais dados. Logo, as imagens foram degradadas de 0,20 m para 1,00 m de resolução espacial. As classes representativas da imagem foram: vegetação arbórea, vegetação rasteira, solo exposto, água, ruas e telhados.

3.2.2. Modelo Digital de Terreno (MDT) e Declividade

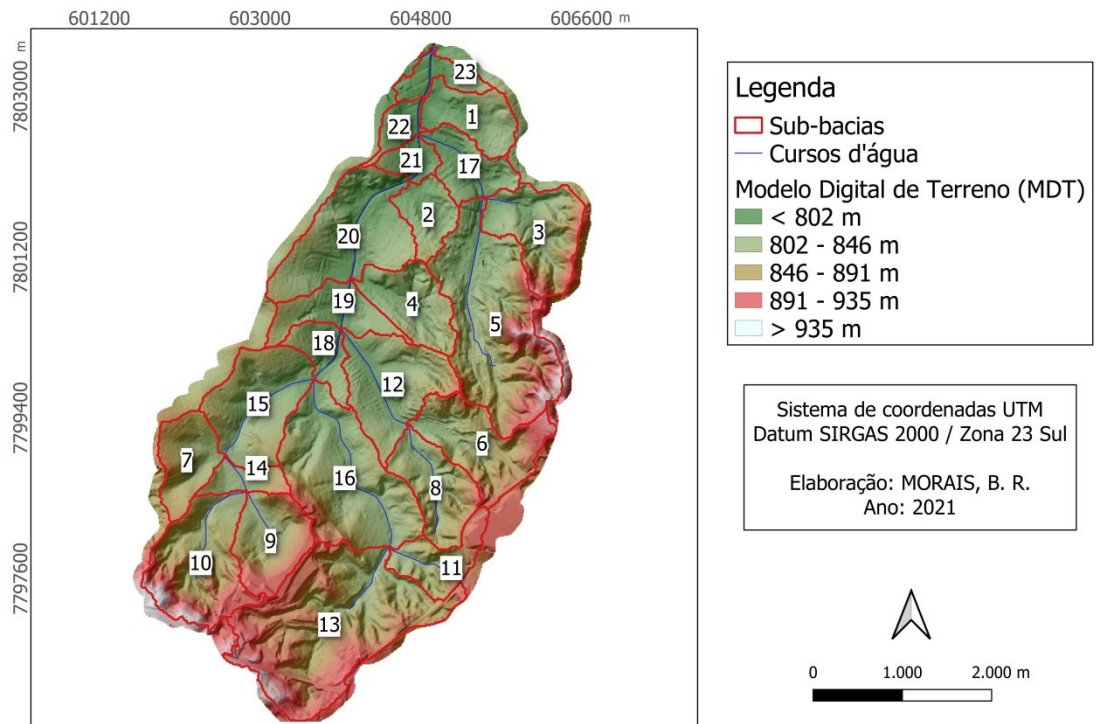
Para a representação do terreno foram utilizados os dados disponibilizados pela Prodabel. Os arquivos eletrônicos foram gerados através do levantamento topográfico por meio do sistema de varredura a laser aerotransportado baseado na tecnologia LIDAR (*Light Detection and Ranging*). Assim como as ortofotos, foram necessários 29 arquivos contendo as nuvens de pontos para cobrir toda a bacia.

No *software* QGis realizou-se a interpolação dos arquivos de pontos (geometria do tipo xyz) e com isso foi gerado o *raster* contendo o Modelo Digital de Terreno com a resolução espacial de 1 m. Posteriormente, por meio do MDT foi elaborado o mapa de declividade para a região. A distribuição das classes de declividade seguiu a metodologia de interpretação da Embrapa (2018).

3.2.3. Discretização da Área de Estudo

Para utilização do SWMM a bacia hidrográfica precisa ser discretizada em áreas homogêneas que são denominadas de sub-bacias. A delimitação das sub-bacias deve-se levar em consideração características como: topografia, uso e ocupação do solo, tipo do solo e topologia da rede de drenagem (Figura 8).

Figura 8 – Discretização da Bacia do Córrego da Ressaca



Fonte: Autora (2021).

O processo de discretização foi realizado por meio do modelo hidrológico SWAT com a interface QGis. Para o processo, foi utilizado o MDT da região com um *buffer* de 100 m com um recorte irregular da área. A primeira tentativa de criação das sub-bacias ocorreu com a resolução original do MDT, no entanto, o modelo não conseguiu criar todas as divisões para a bacia, ficando uma grande parte sem ser representada. O arquivo retornado consistia em apenas três sub-bacias, sendo estas criadas mais a jusante da bacia (próximas ao exutório).

Posteriormente, realizou-se a degradação da resolução inicial de 1,00 m para as resoluções de 3,00 m, 5,00 m, 8,00 m e 10,00 m, sendo que apenas com a resolução espacial de 10,00 m que foi possível gerar todas as divisões para a área.

Com as sub-bacias criadas, utilizou-se o mapa de uso e ocupação do solo e a disponibilidade do cadastro da rede de drenagem para avaliar o modelo gerado. Vale ressaltar que o mapa do tipo do solo não foi empregado em tal etapa, uma vez que, o local de estudo conta apenas com um tipo de solo.

Após análise, realizou-se a junção de três áreas. Como resultado, a Bacia da Ressaca ficou dividida em 23 sub-bacias. Com a discretização houve um aumento no limite do local, passando de 2.046 ha para 2.049 ha, essa alteração pode ser entendida uma vez que optou-se por deixar o delineamento do local ser gerado de acordo com o MDT utilizado, dessa forma não foi empregado o arquivo de contorno disponibilizado pela Prodabel.

3.2.4. Caracterização dos Parâmetros da Bacia

Os parâmetros de entrada para as sub-bacias foram obtidos, quase que em sua totalidade, por meio do processamento de dados no QGis. Os atributos que constroem as sub-bacias e que foram adquiridos por meio do geoprocessamento são: área (A), largura média (W), declividade (S), curva número (CN), porcentagem de área impermeável conectada diretamente à rede de drenagem (A_i), Manning para a área permeável (n-perm) e impermeável (n-imper).

Com a bacia discretizada a primeira etapa foi calcular a área e a largura das sub-bacias. Segundo Rossman e Huber (2016) a largura pode ser obtida pela divisão da área da sub-bacia pelo valor médio do comprimento máximo do escoamento superficial. Portanto, foram medidos manualmente todos os possíveis maiores caminhos de escoamento da água até a sua canalização e tirado a média aritmética destes. Por fim, foi realizada a divisão da área pelo comprimento médio, obtendo assim a largura hipotética para cada sub-bacia.

A declividade média foi calculada utilizando o mapa de declividade fazendo uso da função “Estatística da camada raster” que retorna os valores estatísticos básicos da camada. Para o CN, A_i , n-perm e n-imper, utilizou-se o mapa de uso e ocupação do solo. Primeiramente, para cada sub-bacia, foi calculada a área de cada classe no mapa e a porcentagem correspondente dessa área. Para a determinação do atributo A_i realizou-se a soma das porcentagens das classes impermeáveis (ruas e telhados). Para o n-perm e n-imper foi também utilizado, além do mapa de uso e ocupação do solo, a tabela de interpretação do Coeficiente de Manning de McCuen et al. (1996 apud Rossman & Huber, 2016). Para isso, cada classe no mapa recebeu um valor de Manning correspondendo ao tipo de superfície,

sendo posteriormente calculada a média ponderada para o grupo permeável e para o impermeável. Por fim, foi estimado o CN para as classes permeáveis de cada sub-bacia. Para esse processo utilizou-se a tabela de Curva Número do *Soil Conservation Service* da NRCS (2004) que atribui o valor de CN de acordo com o tipo hidrológico e o tipo de uso e ocupação do solo. Cada uma das três classes (vegetação arbórea, vegetação rasteira e solo exposto) recebeu um valor de CN, logo depois foi calculada a média ponderada desses valores para determinar o CN médio das sub-bacias.

3.3. Dados Pluviométricos e Fluviométricos

Os dados pluviométricos e fluviométricos da bacia em estudo foram disponibilizados pela Sudecap. O período de registro fornecido foi de setembro de 2011 a abril de 2021. Os dados das estações encontram-se discretizados em intervalos de 10 minutos. Logo, cada dia possui 144 leituras.

No entanto, apesar de uma ampla base de dados (com aproximadamente 9 anos de aquisição de informações), verificou-se que o número de falhas de longa duração era relativamente alto para vários meses e anos. No ano de 2011 não houve leituras na estação 17, em 2014 e 2015 foi identificado longos períodos de falhas nas estações 16 e 17, não foi realizado leituras nos anos de 2016, 2017 e até novembro de 2018 para a mesma estação. Ademais, foi observado em maio de 2019 que após 10 dias de falhas na leitura da estação 17, houve um aumento no nível médio da água de 12 cm para 34 cm.

Desta forma, adotou-se o mês de fevereiro de 2012 para aquecimento do modelo e o período de março de 2012 a novembro de 2013 para a análise de sensibilidade, calibração e validação do primeiro objetivo da pesquisa, construir o modelo da bacia antes das intervenções no leito do canal. Já para o desenvolvimento do segundo objetivo, representação da bacia após as obras de ampliação do trecho de drenagem, foi utilizado o período de novembro de 2018 a maio de 2019. Não foram utilizados os dados após esta data, visto que houve um aumento significativo no nível médio da água e, conseqüentemente, na vazão média de dias secos. No entanto, não foi identificada nenhuma possível alteração no canal que contribuísse para o aumento do nível d'água, uma vez que, até maio de 2019, grande parte do alargamento do canal já havia sido realizado e o nível médio da água mantinha-se por volta de 12cm. Os dados de chuva utilizados para a calibração e validação podem ser conferidos na Tabela 4.

Tabela 4 – Resumos dos dados de Precipitação

Descrição	Início da análise	Fim da análise	Precipitação Média Total
Sensibilidade	01/03/2012 às 00h00min	30/11/2013 às 23h50min	1800 mm
Calibração 1	01/03/2012 às 00h00min	28/02/2013 às 23h50min	1166 mm
Validação 1	01/03/2013 às 00h00min	30/11/2013 às 23h50min	635 mm
Calibração 2	24/11/2018 às 00h00min	28/02/2019 às 23h50min	690 mm
Validação 2	01/03/2019 às 00h00min	13/05/2019 às 23h50min	427 mm

Fonte: Autora (2021).

As estações do Sistema de Monitoramento de Belo Horizonte não possuem medição de vazão. Portanto, as estações pluviométricas disponibilizam os dados de precipitação (mm) e as estações fluviométricas fornecem os dados de precipitação (mm) e do nível da água (cm), através da utilização de réguas linimétricas. Salienta-se que não existe nas imediações do local de estudo estações pluviométricas do Inmet. Estas estações também poderiam ser utilizadas, uma vez que, possuem o mesmo tempo de discretização dos dados. As estações utilizadas neste estudo encontram-se descritas na Tabela 5.

Tabela 5 – Localização das estações do Sistema de Monitoramento Hidrológico

Nº Estação	Tipo	Bacia Hidrográfica	Regional	Coordenadas*	
				X	Y
15	Pluviométrica	Córrego Pastinho	Noroeste	605988,661	7798104,208
16	Fluviométrica	Córrego Ressaca da	Noroeste	603975,385	7800750,367
17	Fluviométrica	Córrego Ressaca da	Pampulha	604772,464	7802648,173
19	Pluviométrica	Córrego Ressaca da	Noroeste	602554,000	7797011,000

* Sistema de coordenadas UTM. Datum SIRGAS 2000 / Zona 23 Sul.

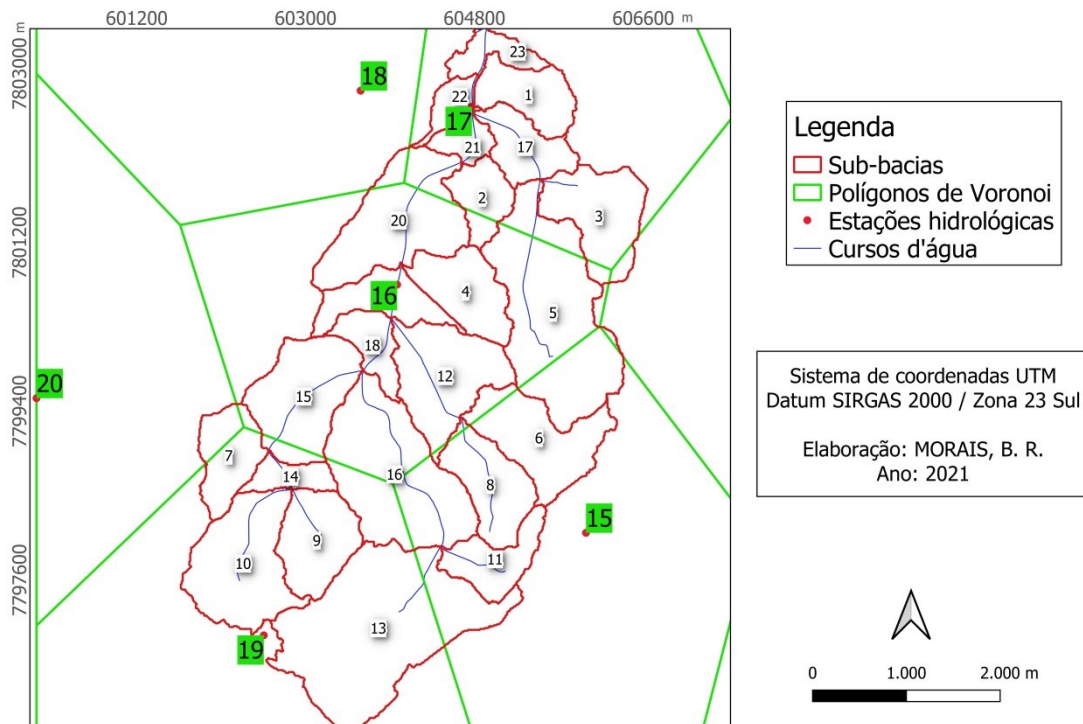
Fonte: Belo Horizonte (2014). Org. Autora (2021).

Os dados de precipitação e nível da água passaram por análises de consistência e ocorrência de falhas nas leituras. O tratamento das lacunas de leituras dos dados foi realizado manualmente através do preenchimento de falhas de curta duração por meio de interpolação entre os valores vizinhos. Para os dados utilizados na calibração, constatou-se dois longos períodos de falhas, já para a validação foram encontrados quatro períodos. Para estes

intervalos de dados, optou-se por não realizar o preenchimento das lacunas, pois se tratavam de períodos chuvosos de longa duração que poderiam acarretar dados interpolados imprecisos.

Para a determinação da distribuição espacial das estações de monitoramento hidrológico nas sub-bacias, fez-se uso da equação de Voronoi para delimitação da abrangência de cada estação. Com isso, considerou-se para cada sub-bacia a estação mais próxima e que abrangesse a maior extensão de sua área (Figura 9).

Figura 9 – Delimitação espacial das estações para as sub-bacias



Fonte: Autora (2021).

As estações 18 e 20 foram descartadas, uma vez que abrangeram uma pequena área da bacia. Para as sub-bacias que ficaram situadas em mais de um polígono, foi realizada a divisão da área e considerada a estação cujo polígono envolveu a maior extensão da sub-bacia. A Tabela 6 mostra a distribuição espacial das estações.

Tabela 6 – Distribuição espacial das estações do monitoramento hidrológico

Estação	15			16				17				19		
Sub-bacia	6	8	11	4	5	12	15	1	2	3	17	7	9	10
				16	18	19	20	21	22	23		13	14	

Fonte: Autora (2021).

3.3.1. Evaporação

A evaporação utilizada na pesquisa consiste na Normal Climatológica do Brasil (1981 – 2010) para o Município de Belo Horizonte, tais dados foram obtidos pelo Instituto Nacional Meteorologia (Inmet). Para o estudo foram utilizadas as taxas médias de evaporação para cada mês do ano, conforme consta representado pela Tabela 7. Neste estudo, a evaporação foi considerada apenas para o período seco, isto é, para os dias sem eventos de precipitação.

Tabela 7 – Evaporação Potencial (mm) de Belo Horizonte

Evaporação		
Mês	Mensal	Média
Jan	126,3	4,07
Fev	130,3	4,65
Mar	128,2	4,14
Abr	130,2	4,34
Mai	129,3	4,17
Jun	126,6	4,22
Jul	151,0	4,87
Agos	177,4	5,72
Set	180,8	6,03
Out	172,7	5,57
Nov	130,9	4,36
Dez	117,7	3,80
Média Mensal		4,66
Soma Anual		1701,4

Fonte: Adaptado do INMET (2010).

3.3.2. Precipitação de Projeto

A previsão da chuva de projeto foi obtida por meio da Equação 10 de curva Intensidade-Duração-Frequência (IDF) proposta por Pinheiro & Naghettini (1998) sendo aplicada para a Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH).

$$\hat{I}_{T,d,j} = 0,76542d^{-0,7059}Pj^{0,5360}\mu_{T,d} \quad \text{Equação 10}$$

onde,

$\hat{I}_{T,d,j}$ = intensidade de precipitação média de duração d, do local j, associada ao período de retorno T (mm/h ou mm/min);

d = duração de precipitação (h ou min, coerentemente com as unidades de intensidade);

P_j = precipitação total anual média (mm) do local j , extraída de um mapa isoietal;

$\mu_{T,d}$ = quantil adimensional regional, obtido por meio de tabela.

No cálculo das chuvas de projeto foi adotada a precipitação total anual média de 1400 mm, assim como consta no mapa isoietal da RMBH de Pinheiro & Naghettini (1998). Os tempos de retorno escolhidos foram os de 2, 10, 20, 50 e 100 anos para as durações de 10, 15, 30, 45, 60, 120, 180 e 240 minutos.

A Tabela 8 ilustra a intensidade de precipitação resultante da equação IDF-RMBH para as várias durações e tempos de retorno.

Tabela 8 – Intensidade de precipitação (mm/h)

Duração (min)	Tempo de Retorno (TR)				
	2	10	20	50	100
10	131,54	185,43	205,95	232,57	252,56
15	100,19	140,64	156,07	176,05	191,09
30	61,42	85,25	94,41	106,17	115,02
45	46,13	65,13	72,37	81,75	88,76
60	37,69	53,71	59,85	67,77	73,71
120	23,11	32,79	36,51	41,32	44,89
180	17,36	24,73	27,56	31,2	33,94
240	14,15	20,01	22,23	25,12	27,29

Fonte: Autora (2021).

Em seguida, os valores obtidos para as intensidades de chuva foram utilizados para estimar as precipitações máximas. Para isso, realizou-se a multiplicação do valor obtido para intensidade pelo tempo de duração da chuva em horas. A Tabela 9 representa as lâminas de precipitação para as várias durações e tempos de retorno.

Tabela 9 – Precipitação de projeto (mm)

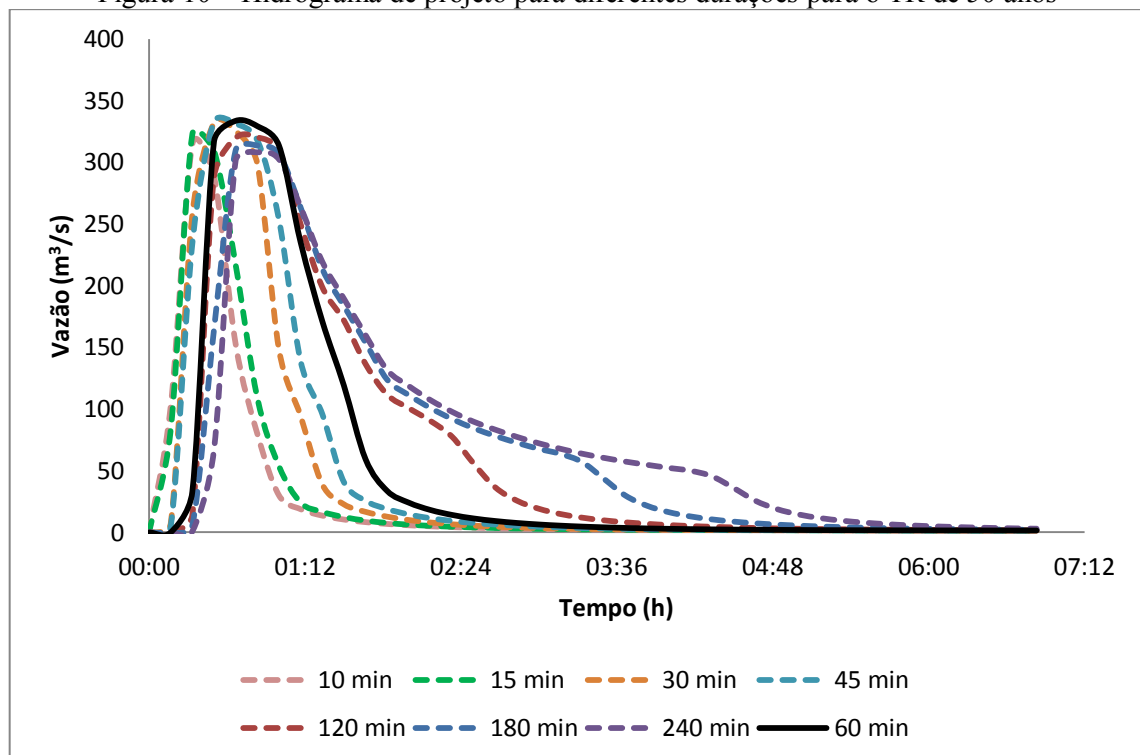
Duração (min)	Tempo de Retorno (TR)				
	2	10	20	50	100
10	21,92	30,91	34,33	38,76	42,09
15	25,05	35,16	39,02	44,01	47,77

30	30,71	42,63	47,21	53,09	57,51
45	34,60	48,85	54,28	61,31	66,57
60	37,69	53,71	59,85	67,77	73,71
120	46,22	65,58	73,02	82,64	89,78
180	52,08	74,19	82,68	93,60	101,82
240	56,60	80,04	88,92	100,48	109,16

Fonte: Autora (2022).

A distribuição temporal dos eventos de chuva foi determinada pelos hietogramas de projeto adimensionais do método de Huff (1967) e recomendado por Pinheiro e Naghettini (1998) para a RMBH. No presente estudo, foram adotados os hietogramas de projetos com 50 % de probabilidade de ocorrência e para o 1º quartil. A aplicação dessa equação resultou nas tabelas de chuvas sintéticas para os diferentes tempos de retorno e duração. Por fim, a chuva de projeto escolhida foi aquela cuja precipitação obteve maiores vazões de pico no exutório da bacia. A Figura 10 ilustra o resultado para o tempo de retorno de 50 anos, no entanto o comportamento foi o mesmo para todos os TR analisados.

Figura 10 – Hidrograma de projeto para diferentes durações para o TR de 50 anos



Fonte: Autora (2022).

Observa-se então, que a precipitação com duração de 60 minutos foi a com duração mais crítica, produzindo a maior vazão de pico. Portanto, nas simulações hidrológicas, foram utilizadas precipitações sintéticas com tempo de retorno de 2, 10, 20, 50 e 100 anos e com duração de 60 minutos. Neste contexto, as Tabelas 10 e 11 ilustram a variação da taxa de precipitação.

Tabela 10 – Chuva de projeto de 60 min de duração para os TR 2, 10 e 20 anos

TR	2		10		20	
Tempo (min)	PP (mm)	Δ PP (mm)	PP (mm)	Δ PP (mm)	PP (mm)	Δ PP (mm)
00:00	0	0	0	0	0	0
00:10	18,3613	18,3613	26,1646	26,1646	29,1564	29,1564
00:20	25,9124	7,5512	36,9251	10,7604	41,1472	11,9908
00:30	30,3295	4,4171	43,2195	6,2944	48,1613	7,0141
00:40	33,4636	3,1340	47,6855	4,4660	53,1379	4,9766
00:50	35,8945	2,4309	51,1496	3,4641	56,9981	3,8602
01:00	37,8807	1,9862	53,9799	2,8304	60,1521	3,1540
Total	-	37,8807	-	53,9799	-	60,1521

*PP = Precipitação acumulada. Δ PP = Precipitação no passo de tempo.

Fonte: Autora (2021).

Tabela 11 – Chuva de Projeto de 60 min de duração para TR de 50 e 100 anos

TR	50		100	
Tempo (min)	PP (mm)	Δ PP (mm)	PP (mm)	Δ PP (mm)
00:00	0	0	0	0
00:10	33,0140	33,0140	35,9086	35,9086
00:20	46,5914	13,5774	50,6761	14,7675
00:30	54,5337	7,9423	59,3145	8,6384
00:40	60,1688	5,6351	65,4436	6,1291
00:50	64,5397	4,3709	70,1977	4,7541
01:00	68,1110	3,5713	74,0820	3,8844
Total	-	68,1110	-	74,0820

*PP = Precipitação acumulada. Δ PP = Precipitação no passo de tempo.

Fonte: Autora (2021).

3.4. Curva-chave para a Bacia do Córrego da Ressaca

Por se tratar de um procedimento oneroso e lento a determinação da vazão é em grande parte realizada por meio da estimação indireta através de uma curva-chave (ou curva cota-vazão). Essa metodologia consiste em estimar a descarga líquida em uma determinada seção transversal por meio da leitura da cota do nível da água em uma régua linimétrica (Brusa & Clarke, 1999).

A curva-chave utilizada no presente estudo foi a desenvolvida por Cândido (2015) para a Bacia do Córrego da Ressaca (Equação 11). Esta equação foi adaptada da curva-chave elaborada por Nogueira (2015) que trazia como resultado a cota em função da vazão. Ressalta-se que essa metodologia foi utilizada para avaliar o desempenho apenas do primeiro modelo da bacia, visto que, a equação foi construída com dados coletados em 2014, antecedendo da ampliação do canal próximo à estação.

$$Q = 12,054H^2 + 14,143H - 0,4098 \quad \text{Equação 11}$$

onde,

Q = Vazão (m³/s)

H = Nível da água (m)

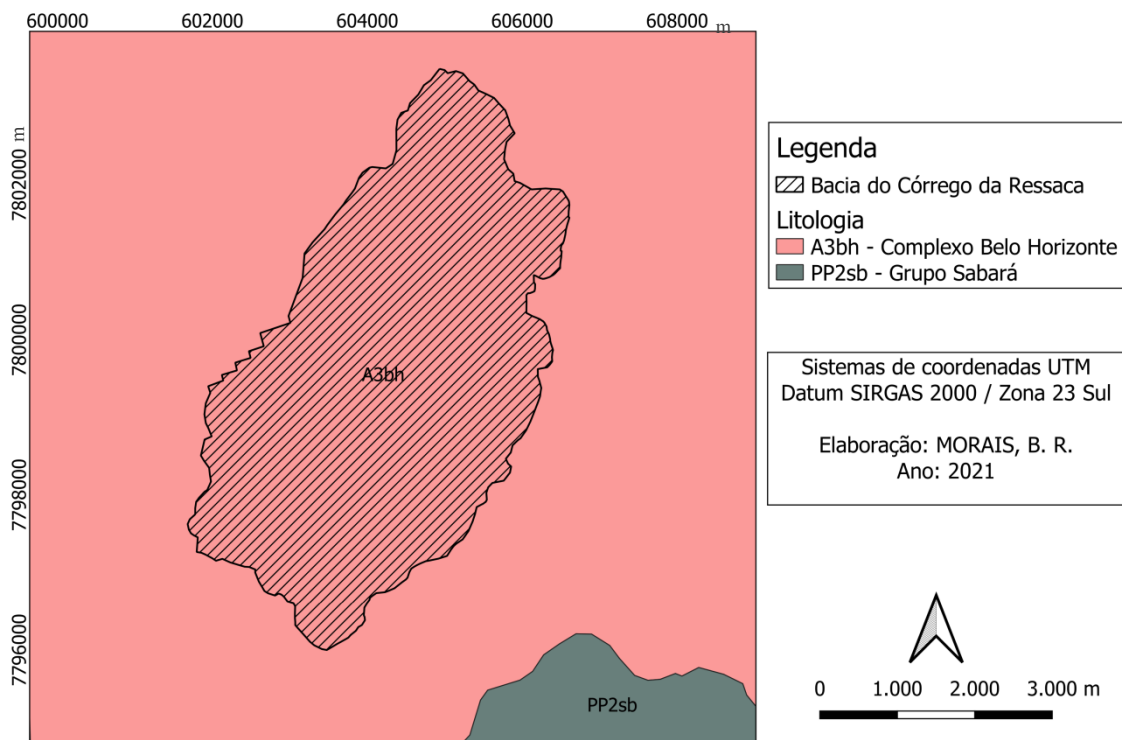
Após a estimação da vazão por meio da curva-chave verificou-se que alguns valores apresentaram-se negativos para o período de calibração e validação. Feito uma análise para identificar a causa de o cálculo ter retornado estes números, identificou-se que leituras do nível da água menores que 3 cm resultaram em vazões negativas. Visto que estas leituras foram minoria e que a vazão no local não apresentou valores nulos durante o período, conforme observado por Cândido (2015), optou-se por ajustar os valores de vazões negativas para o menor valor positivo retornado pela equação.

3.5. Parâmetro de Curva Número (CN)

A litologia da Bacia do Córrego da Ressaca corresponde, em sua totalidade, ao Complexo Belo Horizonte, conforme mapeamento realizado pelo Serviço Geológico do Brasil - CPRM (2020) na escala de 1:1.000.000 (Figura 11). No trabalho de Costa (2002) foram

definidas as principais características dos grupos geológicos de Belo Horizonte. Segundo o autor, as principais unidades geológicas do município são o Complexo Belo Horizonte e o Supergrupo Minas, sendo o Complexo Belo Horizonte, responsável por 70% da área do município. Este grupo é constituído por rochas gnáissicas e migmatíticas, possui textura areno-argiloso e condutividade hidráulica de $1,1 \times 10^{-6}$ m/s.

Figura 11 – Mapa de litologia da Bacia do Córrego da Ressaca.



Fonte: Elaborado pela autora a partir dos dados da CPRM (2020).

O solo da região de Belo Horizonte é caracterizado em três tipos predominantes, sendo eles: Argissolo Vermelho-Amarelo, Latossolo Vermelho-Amarelo e Litólico. Sendo o Argissolo Vermelho-Amarelo definido como um solo distrófico, com horizonte A moderado, textura areno-argilosa, típico de relevo ondulado a fortemente ondulado, sendo resultante da alteração de gnaisses e migmatitos e com condutividade hidráulica média de $1,1 \times 10^{-6}$ m/s (Costa, 2002). Por possuir as mesmas características da litologia da região da bacia, como rocha de formação, condutividade hidráulica e textura, o solo Argissolo Vermelho-Amarelo foi empregado para a determinação do grupo hidrológico da bacia, assim como realizado por Rosa (2017).

Segundo a nova nomenclatura SIBCS (Sistema Brasileiro de Classificação de Solos), o solo supracitado é denominado atualmente como Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico

típico A moderado textura média/argilosa. Sendo, portanto, este solo pertencente ao grupo hidrológico C (Sartori, Lombardi Neto & Genovez, 2005). Desse modo, com a determinação do grupo hidrológico, torna-se possível estimar os valores de CN, conforme metodologia proposta pelo NCRS (2004).

3.6. Construção do modelo Hidrológico e Hidráulico

A construção do modelo hidrológico da área de estudo foi realizada por meio do programa computacional SWMM, atualização disponibilizada em 20 de junho de 2020, cuja versão 5.01.015. Inicialmente, realizou-se a representação topológica da Bacia da Ressaca com a representação das sub-bacias e da rede fluvial com indicação dos condutos, poços de visitas e exutório. Para a construção georreferenciada do modelo foi importado um recorte de imagem das ortofotos, contendo as localizações geográficas, para o SWMM. A imagem de fundo também contribuiu para o desenho das sub-bacias e dos condutos, pois foi salva com as camadas da rede de drenagem e dos limites das sub-bacia.

Os parâmetros de entrada para as sub-bacias foram: área (A) em hectares, largura média (W) em metros, declividade (S) em porcentagem, curva número (CN), porcentagem de área impermeável (A_i), Manning para a área permeável (n-perm) e impermeável (n-imper), porcentagem da área impermeável sem armazenamento em depressão (Z), armazenamento em depressão da área permeável (dp) e impermeável (di) em milímetros. Destes, apenas a Z, dp e di não foram adquiridos por meio do geoprocessamento. Para estes atributos foram utilizados, inicialmente, os dados disponibilizados por Rossman & Huber (2016). Os valores adotados inicialmente para as sub-bacias podem ser consultados no Anexo.

A próxima etapa consistiu na representação da rede de drenagem. Os condutos e os nós foram dimensionados conforme consta no “Atlas dos Diagramas dos Canais Revestidos do Sistema de Macrodrenagem da Bacia do Ribeirão da Onça” do Plano Diretor de Belo Horizonte (Belo Horizonte, 2002). O arquivo foi fornecido pela Sudecap com a extensão .pdf. A modificação nos trechos de drenagem, que ocorreram durante as obras de complemento do Córrego da Ressaca, foi realizada em um segundo momento. Para a identificação dos locais e a largura dos novos trechos foram utilizadas diferentes imagens de satélite de distintos períodos, além das publicações na página da prefeitura (Belo Horizonte, 2017, 2018 e 2019).

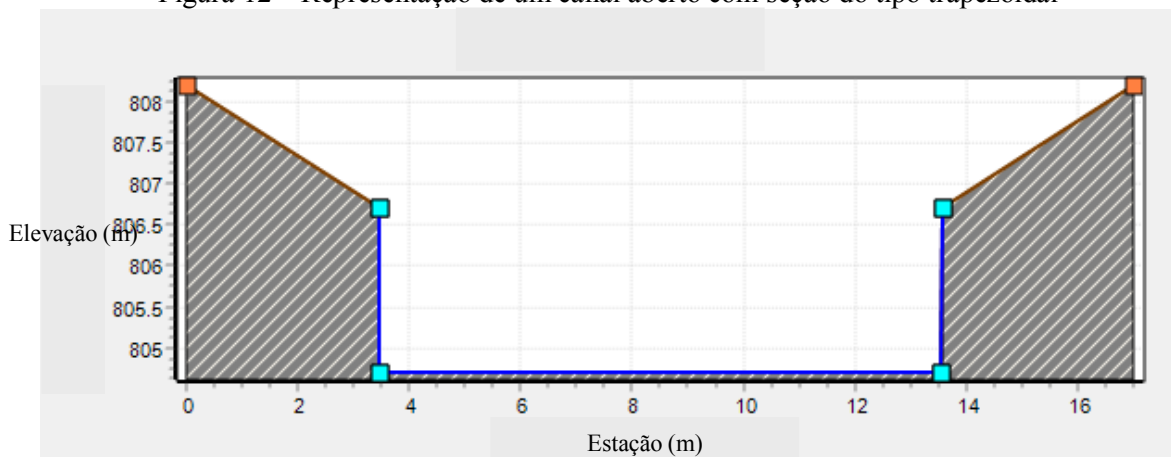
Primeiramente, foram informados os nós, que são as representações dos poços de visita e exutórios, além de retratarem as junções dos condutos ao longo da rede de drenagem.

Para cada nó foi informado o valor de elevação e da cota de fundo que consiste na profundidade máxima do canal. Para o nó localizado antes da estação de monitoramento 17 foi informado à afluência de tempo seco, que corresponde a uma fonte contínua de fluxo que entra no nó em um período sem precipitação. Para esse nó, foi observada uma vazão de escoamento de base de $1,63 \text{ m}^3/\text{s}$ para a bacia antiga e $1,4 \text{ m}^3/\text{s}$ para a bacia atual, estes valores foram obtidos através da observação da vazão média em dias secos para os anos analisados. Para o modelo foi criado um total de 175 nós.

Os condutos foram representados de acordo com a geometria do canal e o coeficiente de Manning. Para isso, foi determinado o tipo de seção transversal e as dimensões correspondentes desta forma, ou seja, para um conduto fechado com forma retangular, a largura da base e a profundidade máxima foram necessárias. A rugosidade do canal e das margens do canal (para seções abertas) foi retirada de Rossman e Huber (2016). A priori foi determinado para as seções fechadas um n de Manning de 0,011 e para as seções abertas valores diferentes para o canal e as margens. Para o modelo foram criados 176 condutos. A Figura 12 e 13 representa o recorte transversal e longitudinal de uma seção do canal.

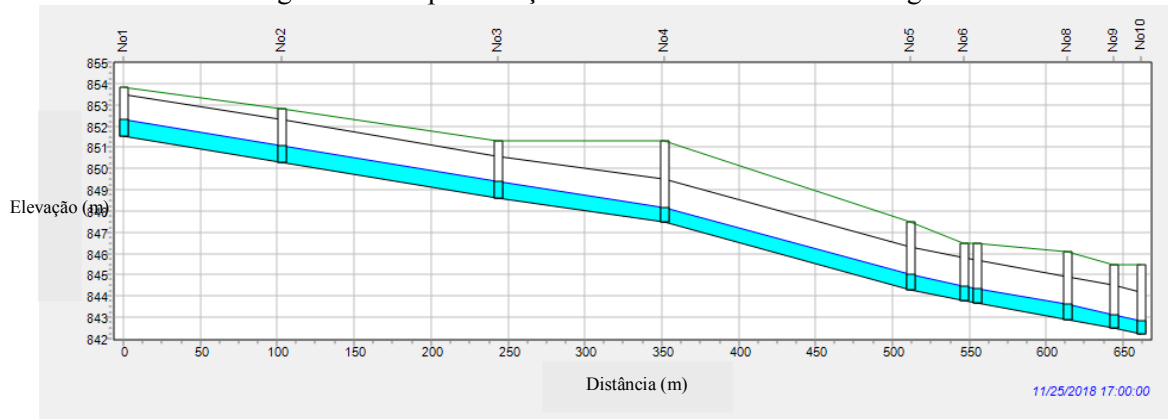
Por fim, foram informados os pluviômetros e os dados de entrada destes. Para o local de estudo foram cadastrados quatro pluviômetros, os dados de chuva foram os parâmetros de entrada, assim como o formato da precipitação (volume), intervalo da precipitação (10 min), unidade da precipitação (mm) e origem dos dados (externo para a calibração/validação e série temporal para a simulação).

Figura 12 – Representação de um canal aberto com seção do tipo trapezoidal



Fonte: Autora (2021)

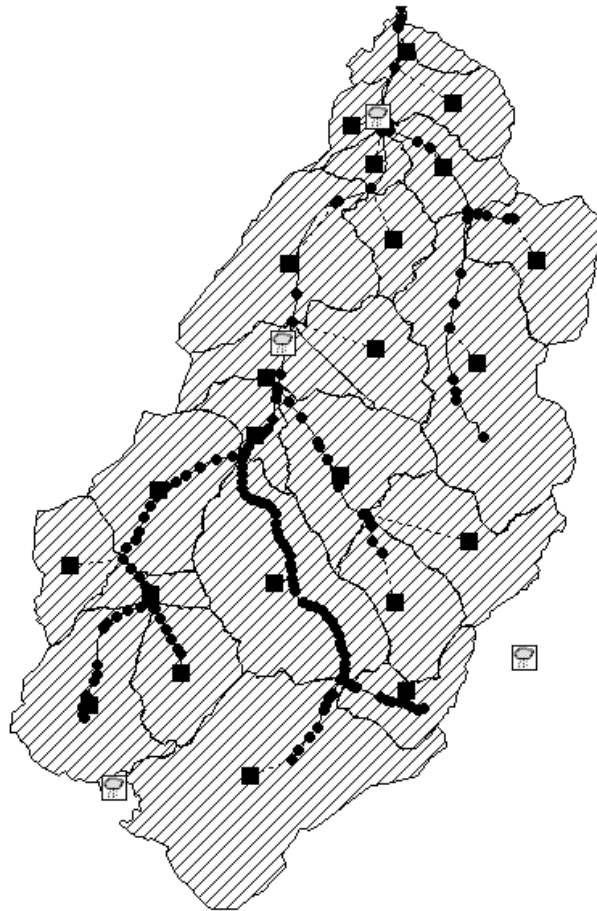
Figura 13 – Representação de trechos do canal de drenagem



Fonte: Autora (2021)

A Figura 14 ilustra a Bacia Hidrográfica do Córrego da Ressaca com a representação de todas as sub-bacias, canais de macrodrenagem, poços de visita e pluviômetros.

Figura 14 – Representação da Bacia do Córrego da Ressaca no SWMM



Fonte: Aurora (2021).

Vale ressaltar que após a simulação do modelo calibrado com as chuvas reais foram identificados alguns condutos com instabilidade e tempo crítico, após análise foi verificado

que os condutos que apresentavam problemas eram os que possuíam um menor comprimento de trecho. Portanto, para corrigir esses erros e melhorar o desempenho do modelo, realizou-se o ajuste dos condutos com comprimento menor que 8 m. Esse processo consistiu na união do trecho menor ao seu vizinho, cujas características da seção eram as mesmas. Portanto, após os ajustes realizados o modelo passou a ter 166 condutos e 166 nós mais o exultório.

3.7. Análise de Sensibilidade

A análise de sensibilidade é realizada a fim de verificar a influência dos atributos sobre o modelo. Através da análise é possível identificar os dados de entrada que merecem mais atenção no processo de calibração e validação. O período escolhido para a realização da análise foi de março de 2012 a novembro de 2013. Os parâmetros verificados foram o coeficiente de Manning para os condutos (n -cond) e os atributos das sub-bacias, com a largura média (W), declividade (S), curva número (CN), porcentagem de área impermeável (A_i), Manning para a área permeável (n -perm) e impermeável (n -imper), porcentagem da área impermeável sem armazenamento em depressão (Z), armazenamento em depressão da área permeável (dp) e impermeável (di).

Para a variação nos valores dos atributos foi admitido um valor inicial e final, sendo estes retirados do manual do SWMM. Os parâmetros foram testados individualmente, de forma que o valor de um atributo foi variado e dos demais não. Posteriormente, para os parâmetros que possuíam o mesmo valor para todas as sub-bacias foi calculado o Índice de Sensibilidade (IS). Para os dados cujos valores foram obtidos por meio do geoprocessamento e, conseqüentemente variaram de acordo com as características individuais de cada sub-bacia, a análise da sensibilidade foi realizada mediante gráficos de dispersão.

3.8. Calibração e Validação

O desempenho do modelo hidrológico foi verificado por meio da comparação do hidrograma do nível da água (NA) simulado e o observado na estação fluviométrica 17. Para a modelagem da bacia antes das obras de ampliação foi também verificado o hidrograma da vazão simulada (curva-chave SWMM) e a observada (curva-chave da Bacia da Ressaca). A quantificação do desempenho do modelo foi obtida por meio do coeficiente de Nash-Sutcliffe

(NSE), Percentual de Tendências (PBIAS) e o Erro Relativo (ER), que foi calculado para os maiores picos de vazão e NA, isto é, para os picos máximos de cada mês analisado.

O processo de calibração foi realizado por tentativa e erro, metodologia que consiste na variação manual dos parâmetros de entrada do modelo, semelhante à análise de sensibilidade. A calibração seguiu a ordem de sensibilidade dos parâmetros, iniciando-se pelos mais influentes na resposta do modelo. Após o ajuste de um atributo, o valor determinado tornava-se fixo e iniciava-se a calibração de outro atributo, até obter o melhor valor de ajuste para o modelo.

Para a validação, utilizou-se um período de dados de precipitação diferente dos empregados na calibração. Os parâmetros de entrada do modelo foram os mesmos obtidos na etapa de calibração. O desempenho foi verificado por meio da medição do ajuste do modelo através do coeficiente de NSE, Pbias e ER.

Alguns períodos foram excluídos da etapa de calibração e validação por apresentarem grandes períodos de falhas durante eventos chuvosos. Nestes casos não foram realizadas interpolações para não acarretar em dados imprecisos. Os períodos excluídos de tais etapas encontram-se descritos abaixo:

- 31/10/2012 às 00h10min até 08/11/2012 às 11h00min
- 04/09/2013 às 10h00min até 16/09/2013 às 04h30min
- 03/12/2018 às 07h30min até 03/12/2018 às 09h00min

3.9. Modelagem Compensatória

As estruturas de baixo impacto que foram hipoteticamente instaladas nas sub-bacias consistem nos telhados verdes extensivos e pavimentos permeáveis, além da simulação com o reflorestamento das margens dos rios através da implantação de parques lineares. Os parâmetros de entrada, assim como seus valores, para a caracterização das estruturas LID encontram-se descritos na Tabela 6.

Foi realizada uma revisão de algumas obras que determinaram os valores dos parâmetros de entrada para a simulação dos telhados verdes e pavimentos permeáveis no SWMM. A saber: Rossman (2015), Rossman e Huber (2016), Nunes (2017), Rosa (2018) e Catimay, Martínez e Munõz (2019).

Para a escolha do tipo de solo para as estruturas LID's considerou-se o solo classificado da região. No entanto, realizou-se um estudo das características físicas deste, pois

a estrutura do solo está diretamente ligada à capacidade de retenção da água. Portanto, solos argilosos não são indicados para esse tipo de estrutura, uma vez que, possuem grande capacidade de retenção e menor capacidade de drenagem da água.

O solo da região possui textura média-argilosa (Costa, 2002). Solos com textura média-argilosa compreende a classe franco-argiloarenosa, com composição granulométrica com conteúdo de argila entre 200 a 350 g kg⁻¹ e conteúdo de areia entre 600 a 900 g kg⁻¹. Portanto, por se tratar de um material com menos de 350 g kg⁻¹ de argila e mais de 150 g kg⁻¹ de areia não se classifica como um solo argiloso e sim como um solo de textura média (SIBCS, 2013). As características do solo como condutividade hidráulica, pressão de sucção, porosidade, capacidade de campo e ponto de murcha foram retirados de Rossman (2015).

Tabela 12 - Valores dos parâmetros LIDs considerados nas simulações do modelo SWMM

Superfície	Telhados Verdes	Pavimentos Permeáveis
Profundidade de armazenamento (mm)	75	0
Fração do volume de vegetação	0,1	0
Coefficiente de rugosidade de Manning	0,3	0,015
Declividade (%)	15	3,8
Pavimento		
Espessura (mm)	-	150
Índices de vazios	-	0,17
Superfície impermeável	-	0,10
Permeabilidade (mm/h)	-	3810
Fato de colmatação	-	0
Armazenamento		
Altura (mm)	-	400
Índices de vazios	-	0,70
Taxa de infiltração	-	20
Fator de colmatação	-	0
Solo		
Espessura (mm)	150	450
Porosidade (fração de volume)	0,398	
Capacidade de campo (fração de volume)	0,244	
Ponto de murcha (fração de volume)	0,136	
Condutividade hidráulica (mm/h)	1,524	
Gradiente da Curva de condutividade	30	
Sucção capilar (mm)	219,964	
Camada de Drenagem		
Espessura (mm)	25	-
Fração de vazios	0,6	-

Coefficiente de rugosidade de Manning	0,4	-
Dreno Profundo		
Coefficiente de fluxo	-	0,5
Expoente de fluxo	-	0,5
Altura de deslocamento (mm)	-	0

Fonte: Autora (2021)

Para a seleção das edificações aptas a receberem os telhados verdes foi realizado um levantamento da área de todos os telhados da bacia. Segundo Rosa et al. (2017) o modelo SWMM possui restrições para simular grandes quantidades de telhados verdes com áreas menores, sendo necessário restringir uma área mínima a fim de alcançar maior estabilidade computacional. Um dos procedimentos que pode ser adotado é a exclusão das edificações com área de cobertura menor que o valor da mediana calculada para todos os telhados.

Portanto, foi calculada a mediana das edificações da bacia e todas as construções com área de telhado menor 100 m² foram excluídas da análise. Tendo em vista que algumas residências podem apresentar problemas estruturais, o que impede a inserção dos telhados verdes nas coberturas, realizou-se a exclusão de 30 % dos telhados a fim de diminuir a superestimação dessa estrutura.

Para os pavimentos permeáveis primeiramente foi observado se o local atendia a distância mínima do lençol freático de 0,6 m (ABNT, 2015). Foi verificado no relatório de sondagem geotécnica que o lençol freático, nos pontos analisados, possui profundidade maior que o mínimo exigido (Belo Horizonte, 2009b, 2015, 2016b). Dessa forma, foi realizada no *software* QGis a seleção dos trechos com declividade menor ou igual a 5 %.

A criação dos parques lineares seguiu as diretrizes do Plano Diretor de Belo Horizonte. No documento é previsto que os córregos em locais de conexão de fundo de vale não devem ser tamponados e que a manutenção do leito natural com áreas adjacentes dedicadas à preservação ambiental deve ser priorizada. Outra recomendação é quanto a criação de parques nestes locais, visto que deve ser respeitado o acesso público ao espaço, permitindo a delimitação, integral ou parcial, por vias públicas.

Mediante a isso, foi obtido com a Prodabel o arquivo contendo as delimitações das conexões de fundo de vale. No QGis foi realizada a seleção dos cursos d'água, na bacia da Ressaca, com seção do tipo aberta. Para atender a recomendação do Plano Diretor que salienta a necessidade de acesso aos parques lineares, foi deixada uma faixa de via de trânsito de 3,5 m com uma faixa de rodagem de 7 m. Para o cenário com os parques lineares foi calculado o

coeficiente de Manning, porcentagem de área impermeável e CN para os locais que foram contemplados com os parques.

3.10. Simulação de Cenários

Foram escolhidos cinco cenários para o desenvolvimento da pesquisa, para todos eles foi utilizada a chuva de projeto de 60 min de duração para os tempos de retorno de 2, 10, 20, 50 e 100 anos.

- Cenário 1: representação da bacia antes da ampliação do canal de drenagem;
- Cenário 2: consiste no cenário tendencial com a representação do estado atual da bacia;
- Cenário 3: implementação de telhados verdes nas edificações;
- Cenário 4: implementação de telhados verdes mais pavimentos permeáveis;
- Cenário 5: criação de parques lineares nos cursos de água com seção aberta;
- Cenário 6: combinação de telhados verdes, pavimentos permeáveis e parques lineares.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Análise da Sensibilidade

A análise de sensibilidade permitiu identificar a influência dos parâmetros no modelo. Para os atributos que tiveram o mesmo valor para todas as sub-bacias foi calculado o índice de sensibilidade. Já para os atributos que foram determinados por meio de mapas e características físicas da bacia, a sensibilidade foi verificada mediante análise gráfica. O período escolhido para a realização da verificação da sensibilidade foi de março de 2012 a novembro de 2013.

A primeira avaliação de sensibilidade foi para o coeficiente de Manning para os condutos. Inicialmente, foram atribuídos valores diferentes para os condutos fechados e abertos. Logo após, foram padronizados os valores de todos os condutos e, com isso, verificado uma mudança no NSE de 0,69 para 0,74. Diante disso, foi constatada uma grande sensibilidade do modelo à variação nos valores de Manning para os condutos.

Ressalta-se que nesta análise o modelo ainda não estava calibrado, sendo observada a influência dos parâmetros sobre os valores de vazão calculada. A Tabela 12 ilustra o resultado obtido para os parâmetros n -perm, dp , di e Z .

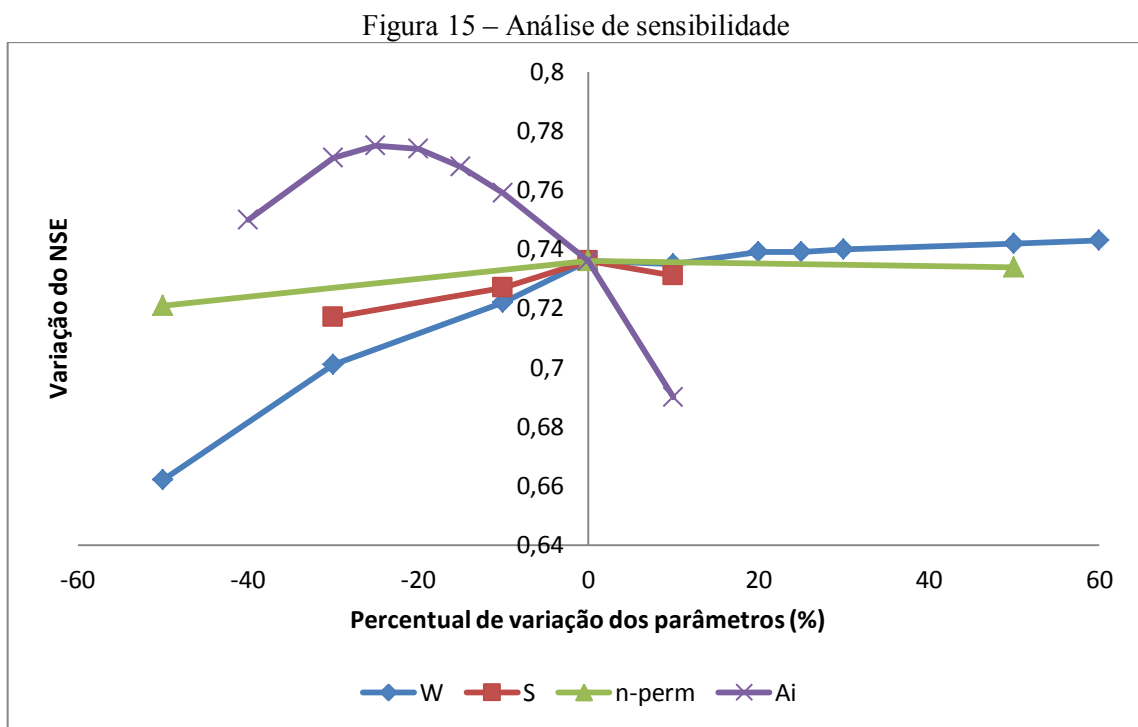
Tabela 13 – Índice de Sensibilidade

Elemento	Parâmetro	Valor mínimo	Valor máximo	IS
Sub-bacia	n -imper	0,011	0,024	0,1209
	dp	2,54	7,62	0,0020
	di	1,27	2,54	0,0014
	Z	10	50	0,0024

Fonte: Autora (2021).

Para os dados analisados é verificado que o modelo é mais sensível ao coeficiente de Manning para as áreas impermeáveis (n -imper). Observa-se também que os parâmetros cujo índice de sensibilidade obteve valores próximos a zero não ocasionam mudanças expressivas no resultado das simulações. Portanto, o modelo foi menos influenciado pelo armazenamento em depressão das áreas permeáveis (dp) e impermeáveis (di) e pela porcentagem das áreas impermeáveis sem armazenamento em depressão (Z).

Observa-se, pela Figura 15, que o percentual de área impermeável (A_i) e a largura das sub-bacias (W) foram os que influenciaram o modelo de forma mais significativa uma vez que apresentaram maiores variações no índice de desempenho NSE. Os atributos declividade (S) e Manning para a área permeável (n -perm) apresentaram pequena sensibilidade, visto que não houve grandes modificações no comportamento do modelo ao variar os valores analisados.



Fonte: Autora (2021).

De maneira geral, os atributos mais sensíveis e que mais influenciaram na resposta do modelo foram o n de Manning para os condutos e para a área impermeável, porcentagem de área impermeável e largura das sub-bacias. Para a rugosidade de Manning já era esperado esse comportamento, visto que observações semelhantes foram feitas no estudo de Cândido (2015).

4.2. Calibração e Validação

Os parâmetros foram ajustados individualmente, de maneira que ao obter um melhor índice de qualidade para o modelo o valor do atributo era fixado e iniciava-se a calibração de outro parâmetro. Todos os dados de entrada das sub-bacias foram analisados na calibração, no

entanto não foi observada a necessidade de modificar todos os atributos. O processo de calibração teve início pelo ajuste dos parâmetros, cujo modelo se apresentou mais sensível.

4.2.1. Bacia Antiga

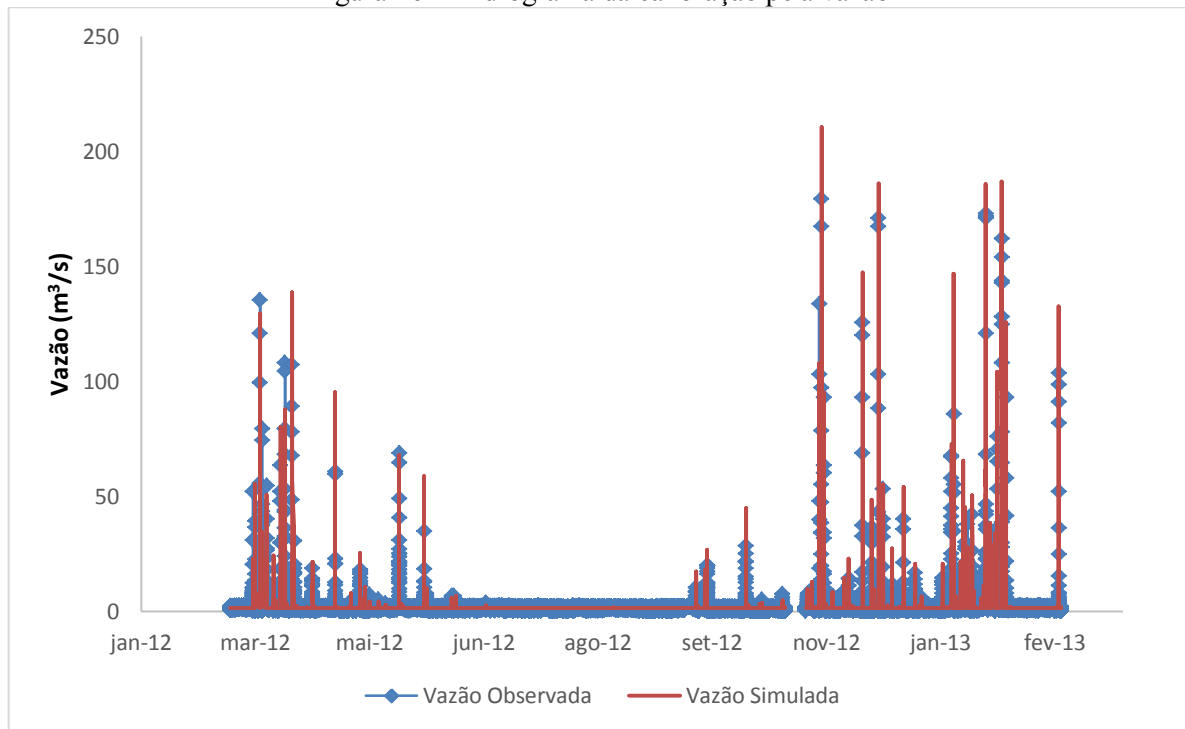
Os atributos calibrados foram o coeficiente de Manning para os condutos e para as áreas impermeáveis da bacia, a porcentagem de área impermeável e a largura das sub-bacias. O primeiro dado a ser calibrado foi a rugosidade de Manning para os condutos, foi estipulado o valor de 0,011 para todos os canais. O próximo passo consistiu em definir os valores referentes à largura das sub-bacias. O melhor ajuste se deu pelo aumento de 30 % no valor dos dados estimados inicialmente. Em seguida, a porcentagem de área impermeável ligada a rede de drenagem foi reduzida em 20 % para todas as sub-bacias. Por fim, o coeficiente de Manning para as áreas impermeáveis foi alterado para 0,005. Apesar de esse valor estar abaixo do recomendado por Rossman (2015), é comum encontrar na literatura estudos que fazem uso de valores maiores ou menores que o descrito no manual. No trabalho de Cândido (2015) o modelo da bacia da Ressaca também apresentou um melhor comportamento com 0,005 para a rugosidade de Manning das áreas impermeáveis.

O modelo apresentou um resultado semelhante no processo de calibração e validação. Nota-se que as vazões e o nível d'água simulados representaram bem os observados. Na calibração o valor encontrado para a vazão foi 0,81 para coeficiente de Nash-Sutcliffe e -19% para o Pbias, enquanto para o nível da água foi de 0,77 e 6 %. Identifica-se que para ambos os casos o modelo foi bem calibrado, alcançando valores satisfatórios para os parâmetros analisados. No entanto, é verificado ao analisar o Pbias que o modelo analisado pelos dados de vazão encontra-se superestimado, já ao observar o valor obtido pela calibração pelo nível da água é constatado que o modelo apresentou uma pequena subestimação. Este fato pode ser entendido em razão dos valores de vazão serem obtidos mediante uma curva-chave, uma vez que, as estações do sistema de monitoramento da RMBH apresentam apenas a medição do nível da água.

Cândido (2015) utilizou apenas o coeficiente de Nash-Sutcliffe para verificar o desempenho hidrológico do modelo, no estudo foi alcançado um valor de 0,77 para a comparação entre as vazões simuladas e observadas. Logo, observa-se que para a atual pesquisa o modelo calibrado obteve um melhor resultado para o critério de NSE para a comparação entre as vazões, alcançando um resultado de 0,81.

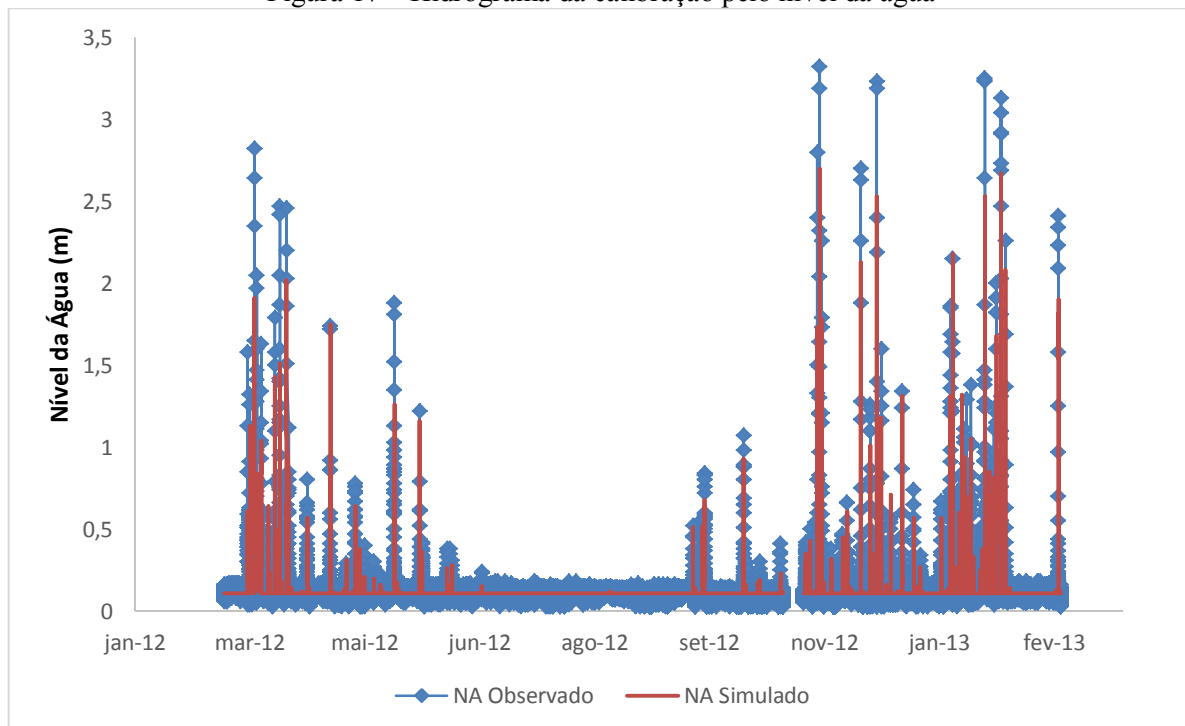
As Figuras de 16 e 17 representam o comportamento dos hidrogramas obtidos no processo de calibração pela vazão e nível da água.

Figura 16 – Hidrograma da calibração pela vazão



Fonte: Autora (2022).

Figura 17 – Hidrograma da calibração pelo nível da água



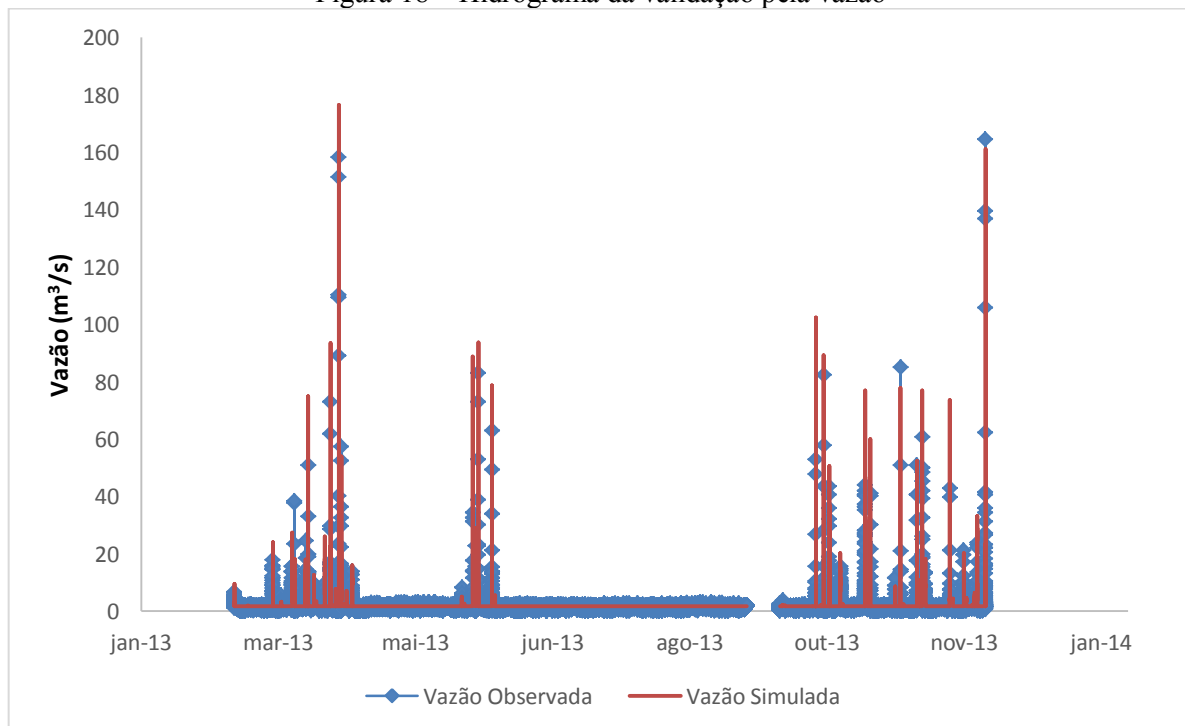
Fonte: Autora (2022).

Para a validação foi observado um bom ajuste dos dados de vazão e nível da água, não sendo verificada a necessidade de modificar os parâmetros de entrada do modelo. O período de validação ocorreu entre maio de 2013 a novembro de 2013. A validação pela vazão alcançou um valor de 0,83 para o índice de Nash-Sutcliffe e -15 % para o Pbias, enquanto que para o nível da água foi de 0,79 e 7 %. Observa-se que para este período o índice de Nash-Sutcliffe, obtido para a vazão e nível da água, foi melhor que os alcançados na calibração. O mesmo comportamento de superestimação e subestimação foi observado na validação.

Na validação, Cândido (2015) obteve o mesmo resultado de 0,77 para o critério de NSE para a comparação entre as vazões observadas e calculadas. Portanto, o NSE de 0,83 alcançado na validação foi consideravelmente melhor do que os 0,77 obtidos pelo autor. Foi observado no estudo de Rosa (2017) que os valores de NSE para a vazão também foram maiores que para o nível da água tanto na calibração e validação.

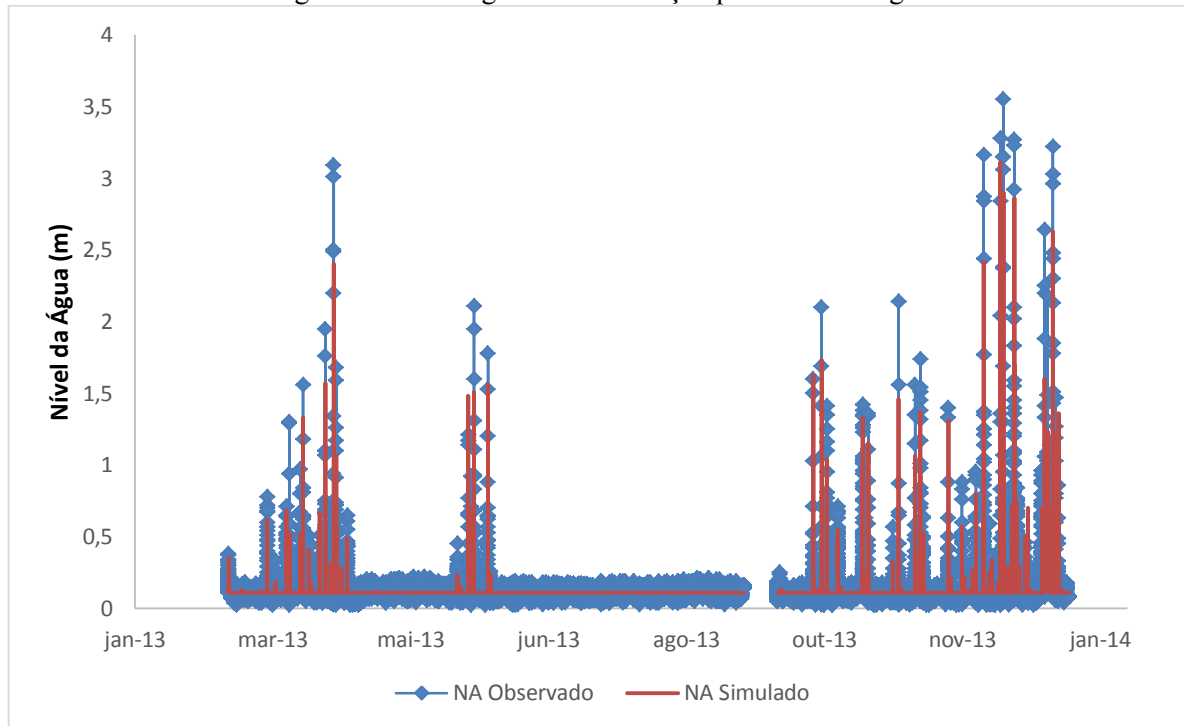
Para tanto, considerando que o processo de calibração e validação foi realizado manualmente, os valores observados ao simular o modelo são considerados satisfatórios, visto que os valores de NSE e Pbias obtidos estão dentro da faixa considerada eficiente por Moriasi (2007). As Figuras de 18 e 19 representam o comportamento dos hidrogramas obtidos no processo de validação pela vazão e nível da água.

Figura 18 – Hidrograma da validação pela vazão



Fonte: Autora (2022).

Figura 19 – Hidrograma da validação pelo nível da água



Fonte: Autora (2022).

A fim de verificar a divergência entre os picos máximos de vazão e nível da água, simulados e observados, foi calculado o erro relativo. Para tanto, foram selecionados os maiores picos de cada mês e verificado o percentual de erro para a estimativa. Os meses de junho, julho e agosto de 2012 e julho e agosto de 2013 foram retirados da análise por não apresentarem precipitações significativas no período. Através da análise do erro relativo foi possível verificar que a maior parte dos picos do nível da água foram subestimados, no entanto, o erro relativo médio alcançado foi de 19,81 %. Já para os picos máximos de vazões foi observado um erro relativo médio de 22,80 % (Tabela 13). Logo, o erro encontrado para a vazão de pico encontra-se dentro dos resultados observados na literatura conforme revisado por Niazi et al. (2017). No entanto, o erro para o nível de água é considerado alto conforme observado por Siqueira (2017) que descreve um erro aceitável menor 15 %.

Tabela 14 – Erro Relativo para os picos máximos de vazão e nível da água

Eventos	Q de Pico (m ³ /s)		ER	Pico de NA		ER
	Observado	Simulado	(%)	Observado	Simulado	(%)
Mar - 2012	135,33	129,60	4,24	2,82	1,91	32,27
Abr - 2012	60,69	77,90	28,35	1,74	1,75	0,57
Mai - 2012	68,78	68,00	1,14	1,88	1,26	32,98

Set - 2012	19,98	24,58	23,05	0,84	0,64	23,81
Out - 2012	28,52	44,83	57,18	1,07	0,93	13,08
Nov - 2012	179,41	210,80	17,49	3,32	2,70	18,67
Dez - 2012	171,03	139,95	18,18	3,23	2,53	21,67
Jan - 2013	172,88	166,52	3,68	3,25	2,41	25,85
Fev - 2013	161,95	135,01	16,63	3,13	2,67	14,70
Mar - 2013	50,99	75,01	47,10	1,56	1,33	14,74
Abr - 2013	158,38	150,13	5,21	3,09	2,40	22,33
Mai - 2013	83,10	93,73	12,80	2,11	1,51	28,44
Jun - 2013	62,96	64,80	2,93	1,78	1,56	12,36
Set - 2013	53,08	102,34	40,50	1,60	1,63	1,87
Out - 2013	85,06	50,61	2,18	2,14	1,46	31,78
Nov - 2013	164,65	161,05	14,20	3,16	2,42	23,42

Fonte: Autora (2022).

4.2.2. Bacia Atual

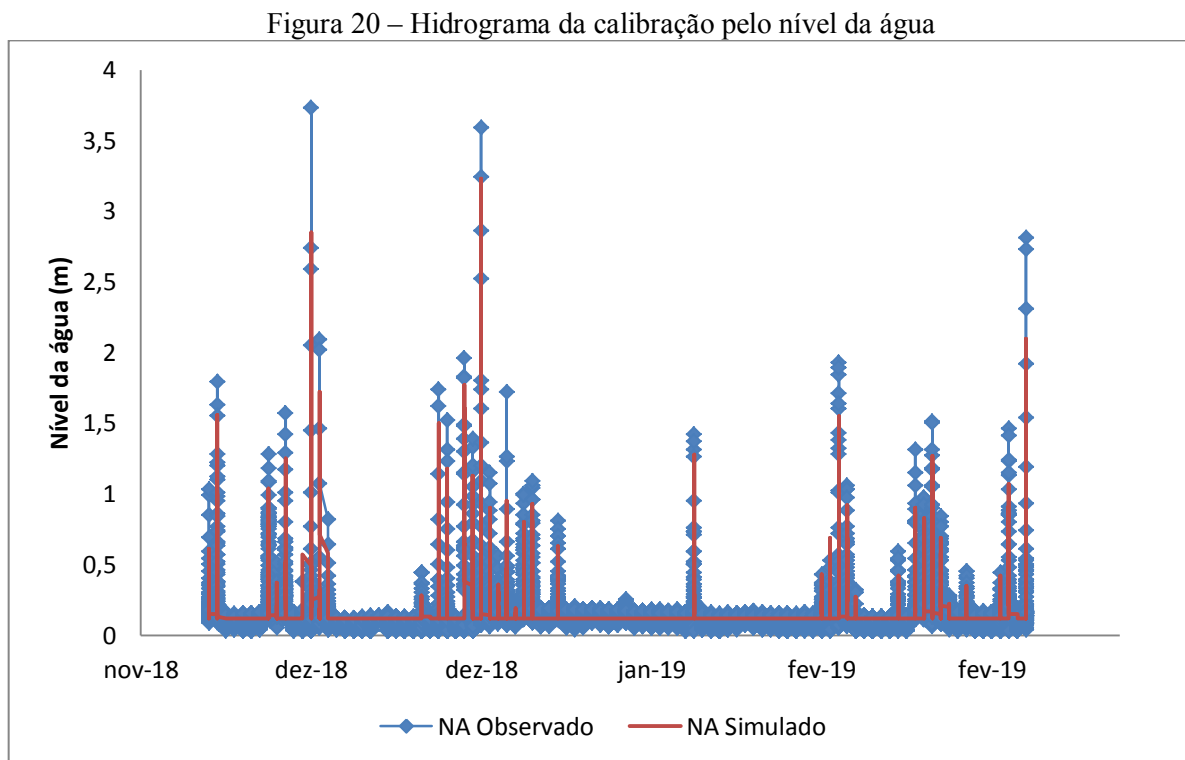
Ao simular o novo modelo, contendo as modificações no canal de drenagem, com os parâmetros calibrados e validados para a bacia ajustada anteriormente, foi verificado que o modelo estava extremamente subestimado para a situação atual. O coeficiente de Nash-Sutcliffe foi de 0,40 e o Pbias de -34 %. Para tanto, deu-se início a uma nova etapa de calibração.

Os parâmetros escolhidos para ajustar os dados simulados aos observados foram os que apresentaram maior influência no aumento das vazões de pico, sendo eles: coeficiente de Manning para os canais, porcentagem de área impermeável para as sub-bacias e CN. Após várias simulações realizadas chegou ao melhor ajuste do modelo com o aumento da rugosidade dos canais abertos de 0,011 para 0,025, acréscimo de 30 % na quantidade de áreas impermeáveis e aumento de 20 % nos valores de CN. Por fim, ajustaram-se também os coeficientes de rugosidade das bacias, para o n permeável houve um aumento de 20 %, já para o n impermeável o valor de 0,005 foi ajustado para 0,011.

Para o processo de calibração pelo nível da água foi verificado um valor de Nash-Sutcliffe de 0,86 e 0 % para o Pbias. Apesar de identificar no histograma da Figura 20 que os picos máximos simulados ficaram menores que os observados, nota-se na equação para obtenção do Pbias que o somatório dos níveis de água obteve o mesmo valor para a simulação

e observação. Isso justifica o excelente desempenho atribuído, visto que o cálculo consiste na divisão do resultado do $\sum_{i=1}^n (Q_i^{obs} - Q_i^{sim})$ pelo somatório dos dados observados. Para tanto, essa observação feita acerca do Pbias constata a necessidade de utilizar mais índices de avaliação para o melhor entendimento do comportamento do modelo.

De maneira geral, o desempenho do modelo apresenta um resultado satisfatório. Siqueira (2017) obteve para a calibração manual para o nível da água um NSE de 0,72 para a bacia do Córrego Cachoeirinha em Belo Horizonte. No trabalho de Rosa (2017), bacia do Córrego do Leitão em Belo Horizonte, o coeficiente médio de NSE para a calibração manual foi de 0,70 para o nível da água. Contudo, nota-se que o NSE de 0,86 alcançado na validação foi consideravelmente melhor do que os obtidos para outras bacias do município calibradas manualmente e pelo nível da água. A Figura 20 ilustra o hidrograma obtido para o período da calibração.



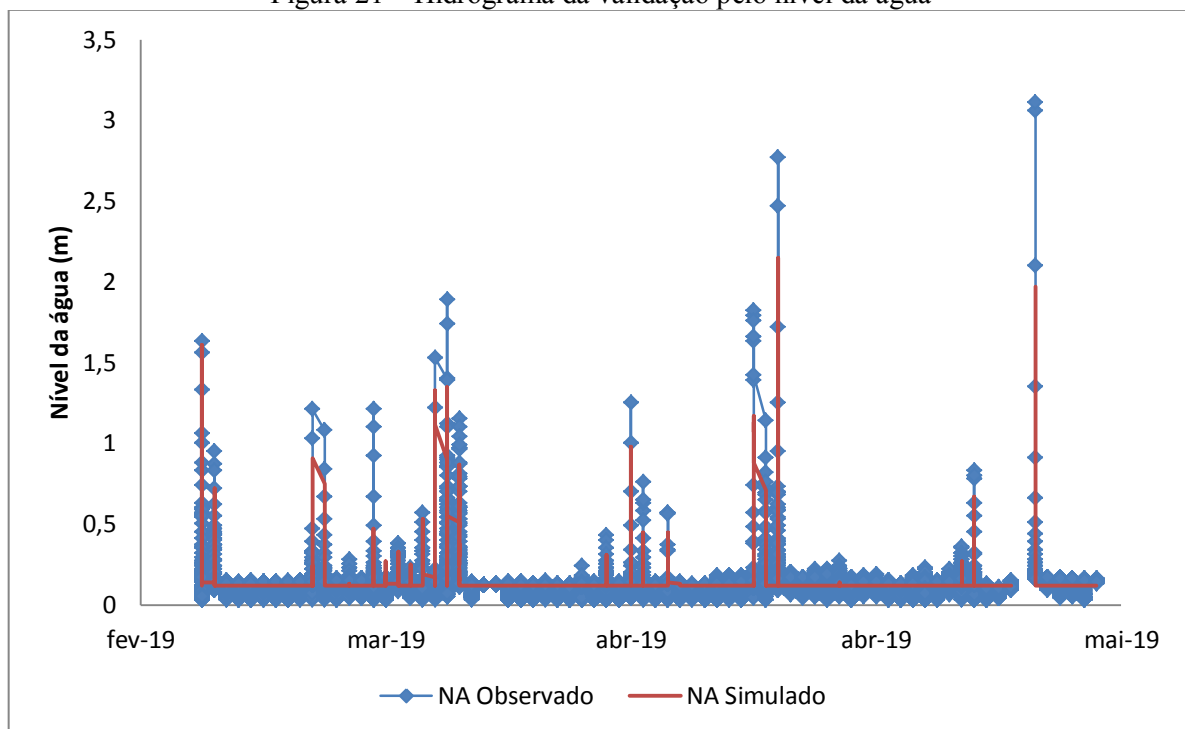
Para a validação foi observado um bom ajuste dos dados do nível da água, não sendo verificada a necessidade de modificar os parâmetros de entrada do modelo. O período de validação ocorreu entre março de 2019 a maio de 2019. A validação alcançou um valor de 0,75 para o índice de Nash-Sutcliffe e -5 % para o Pbias. Observa-se para esse período um índice de Nash-Sutcliffe menor que o alcançado na calibração e um valor de Pbias que indica

superestimação. Isso pode ser entendido pela grande variação na leitura do nível de água em dias de tempo seco, o que contribuiu para um valor de Pbias superestimado. Este fato consiste em um fator determinante na avaliação do modelo, visto que, o comportamento do NA no período pode ter sido derivado de algum erro ou interferência nos registros.

Para a validação utilizando a metodologia manual e os dados de nível da água, para outras bacias do município de Belo Horizonte, o resultado do coeficiente de NSE foi de 0,73 e 0,70 para os estudos de Siqueira (2017) e Rosa (2017), respectivamente. Nota-se, que o NSE de 0,75 obtido nesta pesquisa para a validação, foi um pouco maior que os alcançados para as outras bacias da região.

Para tanto, considerando que o processo de calibração e validação foi realizado manualmente, os valores observados ao simular o modelo são considerados satisfatórios, visto que os valores de NSE e Pbias obtidos estão dentro da faixa considerada eficiente por Moriasi (2007). A Figura 21 representa o comportamento do hidrograma obtido no processo de validação pelo nível da água.

Figura 21 – Hidrograma da validação pelo nível da água



Fonte: Autora (2022).

A fim de verificar a divergência entre os picos máximos do nível da água simulado e observado foi calculado o erro relativo. Para tanto, foram selecionados os maiores picos de cada mês e verificado o percentual de erro para a estimativa. Através da análise do erro

relativo foi possível verificar que todos os maiores picos do nível da água foram subestimados. O erro relativo médio alcançado foi de 22,74 % o que é considerado por Siqueira (2017) como sendo um valor alto visto que o percentual recomendado deve ser menor que 15% (Tabela 14). No entanto, conforme observado anteriormente, o modelo simulado conseguiu representar o comportamento dos dados observados.

De maneira geral, ao analisar em conjunto o desempenho de calibração e validação da bacia para o modelo antes e após as obras no canal, foi observado que para as duas situações os ajustes foram satisfatórios e que para ambos os casos houve subestimação dos modelos ao analisar o nível da água.

Tabela 15 – Erro Relativo para os picos máximos de nível da água

Eventos	Pico de NA		ER
	Observado	Simulado	(%)
Nov – 2018	1,79	1,56	12,85
Dez – 2018	3,73	2,85	23,59
Jan – 2019	1,42	1,28	9,86
Fev – 2019	2,81	2,10	25,27
Mar – 2019	1,89	1,35	28,57
Abr – 2019	2,77	2,15	22,38
Mai – 2019	3,11	1,97	36,66

Fonte: Autora (2022).

4.3. Caracterização dos Cenários

4.3.1. Caracterização do Cenário com Telhados Verdes

Para a construção do cenário com a implantação de telhados verdes extensivos foi considerado as edificações com coberturas superiores a 100 m² (Figura 22). As sub-bacias 2, 14 e 21 foram as mais favoráveis à inserção da tecnologia, apesar de estarem entre as seis menores sub-bacias foram as que apresentaram maior concentração da estrutura LID em seu território. As sub-bacias 2 e 21 encontram-se localizadas no bairro Castelo enquanto a sub-bacia 14 localiza-se no bairro Novo Glória. As áreas menos propícias à instalação dos telhados verdes foram as sub-bacias 9, 13 e 23. As sub-bacias 9 e 13 encontram-se a montante enquanto a 23 está a jusante da bacia, onde está inserido o nó exultório.

Com a técnica foram tratados 393 ha dos 2049 ha da bacia, isso corresponde a 19,18 % da área total do estudo. Em toda a bacia são estimados 678 ha de telhados, isso significa que aproximadamente 58 % das coberturas receberam a técnica LID. Salienta-se que mesmo após o tratamento e exclusão de 42 % dos telhados, a quantidade de edificações escolhidas para a simulação com telhados verdes possivelmente encontra-se superestimada, uma vez que, os imóveis precisam apresentar condições estruturais favoráveis para receber tal técnica.

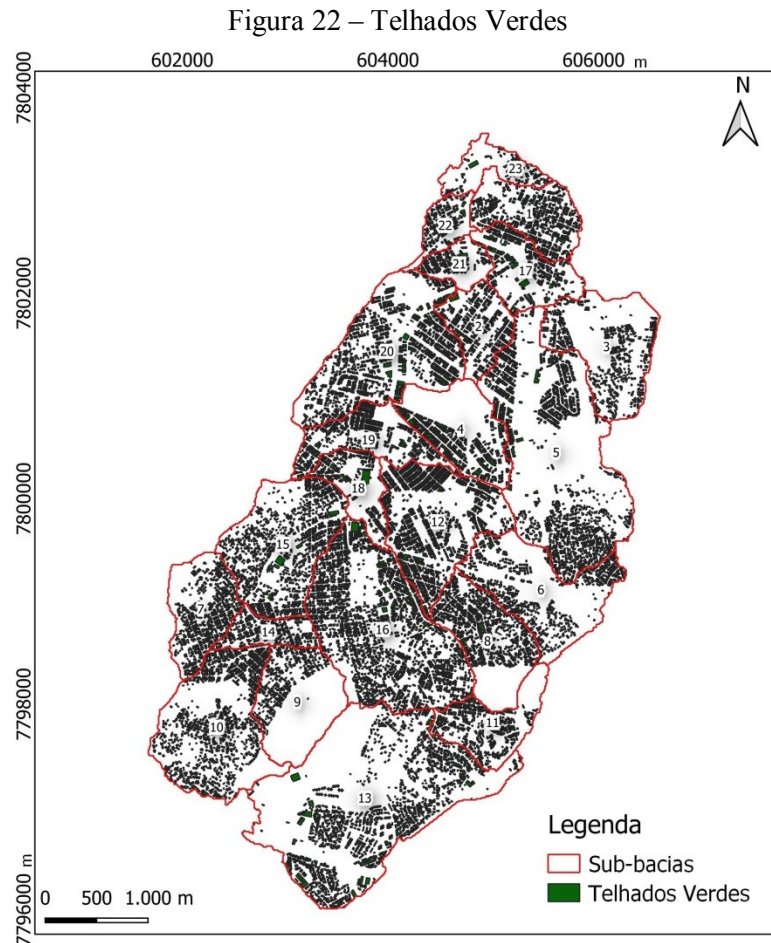
Foi observado que o SWMM não permite simular mais de 1000 números de unidades por sub-bacia. Portanto, as sub-bacias 5, 10, 12, 13, 15, 16 e 20 tiveram suas quantidades de telhados limitadas a 1000 e para chegar à porcentagem de área tratada foi aumentado o valor da área média.

Tabela 16 – Representação dos Telhados Verdes

Sub-bacia	Área total (ha)	Área tratada (ha)	Unidades tratadas	Área média tratada (m²)	Porcentagem (%)
1	57,57	12,34	585	211	21,44
2	43,09	12,95	489	265	30,05
3	92,25	12,36	659	188	13,40
4	70,16	13,53	451	300	19,29
5	223,31	35,83	1000	360	16,05
6	100,78	15,04	769	195	14,92
7	59,04	12,42	729	170	21,03
8	75,51	17,77	960	185	23,54
9	77,03	7,48	435	172	9,71
10	126,72	22,53	1000	225	17,78
11	52,36	10,16	547	186	19,40
12	111,08	28,57	1000	285	25,72
13	272,44	32,96	1000	330	12,10
14	26,71	7,75	414	187	29,00
15	113,80	23,47	1000	234	20,63
16	185,10	46,13	1000	460	24,92
17	53,06	13,38	452	296	25,21
18	37,07	8,63	356	243	23,28
19	55,56	13,63	690	198	24,54

20	140,98	31,63	1000	316	22,43
21	23,08	6,09	256	238	26,39
22	22,80	4,85	227	214	21,26
23	29,84	3,19	121	263	10,68

Fonte: Autora (2022).



Fonte: Autora (2022).

4.3.2. Caracterização do Cenário com Pavimentos Permeáveis

Para a construção do cenário com a instalação de pavimentos permeáveis do tipo bloco foram consideradas as vias públicas com declividade menor ou igual a 5 %. Foram excluídos da análise calçadas muito pequenas e/ou trechos localizados em vielas (Figura 23). As sub-bacias mais propícias à instalação dos pavimentos foram a 2 e 22, localizadas mais a jusante da bacia em uma região com trechos de vias menos declivosos. As áreas que apresentaram menor concentração da estrutura foram as sub-bacias 6 e 7 com apenas 0,4 % da área tratada

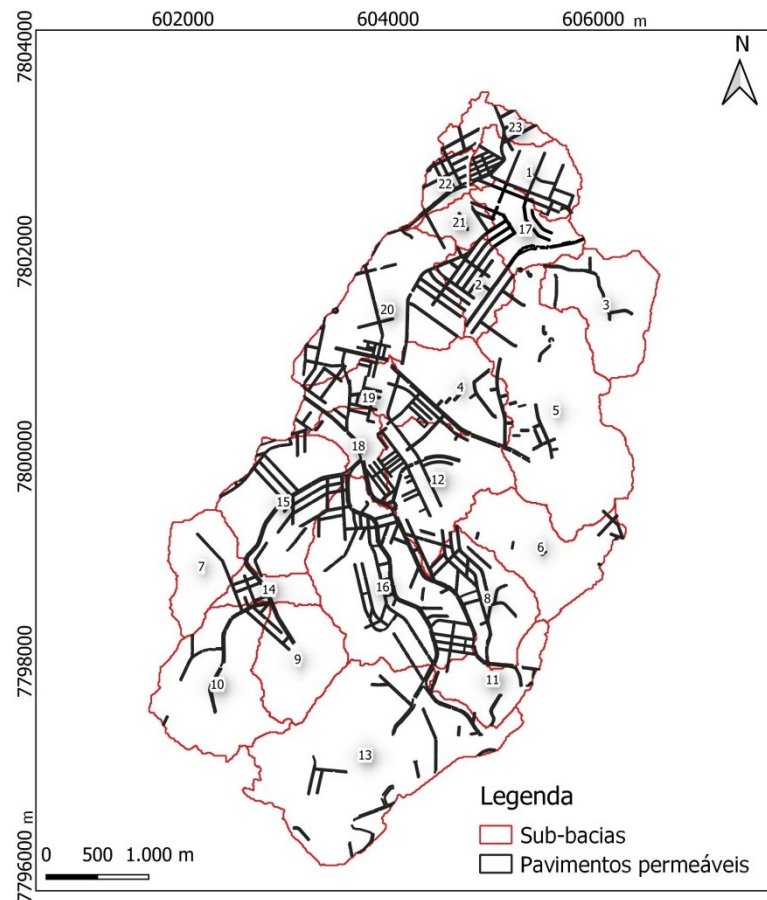
com a tecnologia. Com a técnica foram tratados 49,5 ha dos 2049 ha da bacia, isso corresponde a apenas 2,42 % da área total do estudo.

Tabela 17 – Representação dos Pavimentos Permeáveis

Sub-bacia	Área total (ha)	Área tratada (ha)	Unidades tratadas	Área média tratada (m²)	Porcentagem (%)
1	57,57	2,32	44	527	4,0
2	43,09	2,96	42	705	6,9
3	92,25	0,96	18	535	1,0
4	70,16	1,86	21	888	2,7
5	223,31	1,59	37	431	0,7
6	100,78	0,44	18	242	0,4
7	59,04	0,23	6	383	0,4
8	75,51	3,42	39	876	4,5
9	77,03	0,52	12	430	0,7
10	126,72	1,34	40	335	1,1
11	52,36	0,66	26	255	1,3
12	111,08	3,32	84	395	3,0
13	272,44	3,17	60	529	1,2
14	26,71	0,78	21	369	2,9
15	113,80	3,37	73	461	3,0
16	185,10	8,32	133	626	4,5
17	53,06	2,19	43	509	4,1
18	37,07	1,81	33	547	4,9
19	55,56	2,71	71	381	4,9
20	140,98	4,34	99	438	3,1
21	23,08	0,56	16	353	2,4
22	22,80	1,55	33	469	6,8
23	29,84	1,07	14	765	3,6

Fonte: Autora (2022).

Figura 23 – Pavimentos Permeáveis



Fonte: Autora (2022).

4.3.3. Caracterização do Cenário com Parques Lineares

Os cursos de água escolhidos para a criação dos parques lineares foram o córrego da Ressaca em toda a extensão da Av. Heráclito Mourão de Miranda, córrego São José localizado na Av. João Paulo I e os córregos Serra e Flor D'água situados na Av. Presidente Tancredo Neves. O resultado da quantidade de área tratada e da porcentagem que isso representa na sub-bacia pode ser consultado na Tabela 17.

Tabela 18 – Representação dos Parques Lineares

Sub-bacia	Local	Área total (ha)	Área tratada (ha)	Porcentagem (%)
5	Av. Pres. Tancredo Neves	223,31	4,95	2,22
12	Av. João Paulo I	111,08	2,19	1,97
17	Av. Pres. Tancredo Neves	53,06	3,76	7,09
18	Av. Heraclito M. Miranda	37,07	1,60	4,31

19	Av. Heraclito M. Miranda	55,56	2,07	3,73
20	Av. Heraclito M. Miranda	140,98	4,87	3,45
21	Av. Heraclito M. Miranda	23,08	1,98	8,60
22	Av. Heraclito M. Miranda	22,80	1,53	6,72
23	Av. Heraclito M. Miranda	29,84	2,28	7,63

Fonte: Autora (2022).

O resultado do cálculo do coeficiente de Manning, porcentagem de área impermeável e CN para a simulação com a mudança no uso do solo para o entorno dos córregos é apresentado na Tabela 18. Como esperado, os valores de rugosidade de Manning aumentaram e a porcentagem da área impermeável e o CN diminuíram.

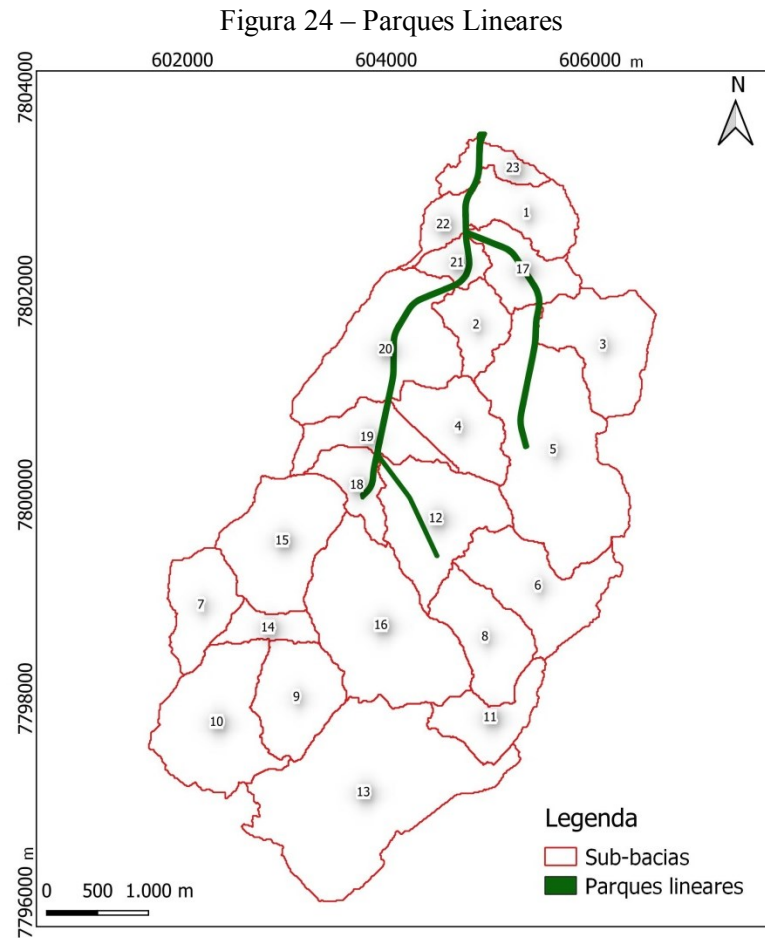
A atribuição dos valores para a nova área recuperada seguiu o seguinte procedimento: primeiramente realizou-se a subtração da classe ruas pela área calculada para os parques, o valor obtido foi considerado como sendo o total verdadeiro da classe rua. Logo após, foi atribuído para a nova classe (área recuperada para os parques lineares) o valor de 0,6 para a rugosidade de Manning da área permeável da bacia e 70 para o CN. Na sequência, foi calculada a nova porcentagem média para as áreas impermeáveis, n de Manning para a área permeável da bacia e CN. Os valores da rugosidade de Manning para os condutos também foram modificados, o novo valor atribuído foi de 0,04. A Tabela 18 representa o valor adotado para os parâmetros supracitados além da porcentagem de mudança que estes foram submetidos.

Tabela 19 – Mudança nos parâmetros das sub-bacias

Sub-bacia	↑ n de Manning		↓ Ai		↓ CN	
	%	Valor	%	Valor	%	Valor
5	16.44	0.18	3.02	71.19	0.37	88
12	14.16	0.25	2.32	82.99	0.78	89
17	43.98	0.29	8.38	77.52	2.07	88
18	16.42	0.32	5.13	79.78	1.78	90
19	16.84	0.31	4.37	81.52	1.86	91
20	17.54	0.27	4.25	78.34	1.15	89
21	53.82	0.31	10.11	77.15	3.35	89
22	35.75	0.28	8.35	74.83	2.62	90

23 25.82 0.22 13.97 47.34 0.80 88

Fonte: Autora (2022).



Fonte: Autora (2022).

4.3.4. Resumo dos Cenários

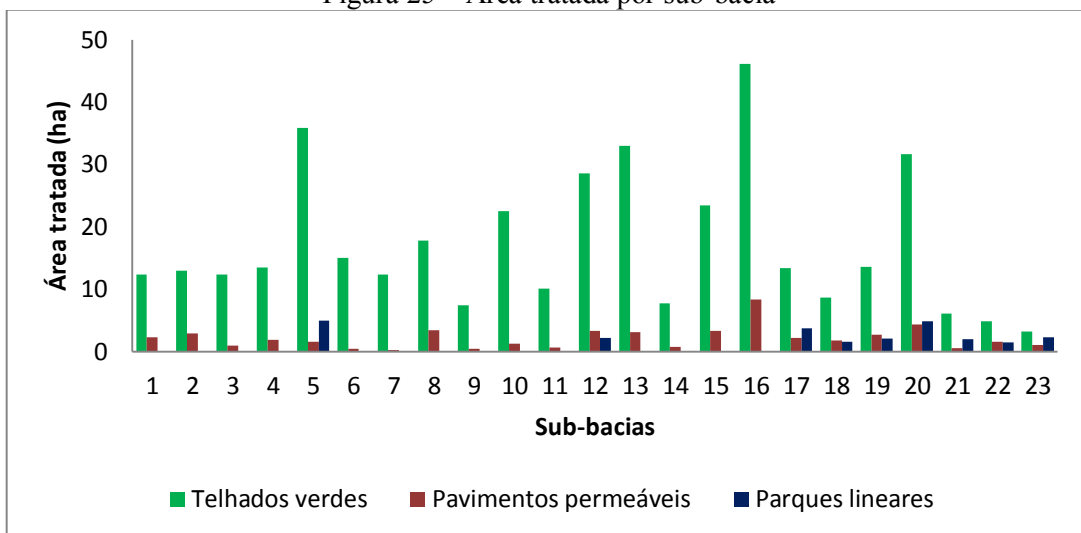
A Figura 25 e 26 ilustram a quantidade e a porcentagem de área tratada pelas técnicas para cada sub-bacia. Para os cenários analisados observa-se que o sistema LID de telhados verdes consiste no sistema com o maior número de área tratada, com aproximadamente 393 ha. Os pavimentos permeáveis teve uma baixa incidência na bacia, devido às maiores taxas de declividade do local, com apenas 49,50 ha de áreas propícias para a implantação. Para os parques lineares somente 9 sub-bacias foram contempladas com o sistema, o que corresponde a uma área de 25,24 ha. Portanto, o total de área tratada na bacia foi de 467,40 ha, o que corresponde a 22,81 % da área total da região.

De modo geral, as sub-bacias que tiveram uma maior quantidade de área tratada foram a 16 com 54,45 ha, 5 com 42,38 ha e 20 com 40,83 ha. Já os locais que foram mais propícios

à instalação das tecnologias verdes foram as sub-bacias 21, 2 e 22 com 37,39 %, 36,95 % e 34,78 % da área ocupada com os sistemas de drenagem, respectivamente.

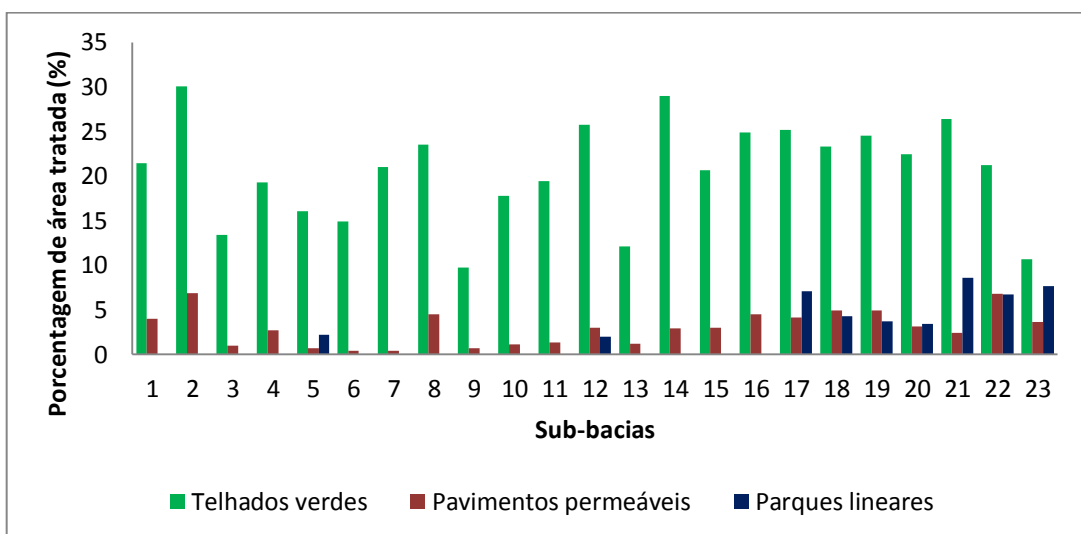
Os locais que apresentaram menor concentração em área das estruturas em seu território foram a sub-bacia 23 com 6,53 ha, sub-bacia 22 com 7,93 ha, sub-bacia 9 com 8 ha. No entanto, as sub-bacias 22 e 23 estão entre as mais favoráveis à inserção da tecnologia, apesar de estarem entre as menores sub-bacias foram as que apresentaram uma maior porcentagem das estruturas em seu território. Já a sub-bacia 9 está entre as menos propícias à instalação dos sistemas com apenas 10,41 % da sua área tratada. Ainda, podem-se citar as sub-bacias 13, 3 e 6 com somente 13,30 %, 14,40 % e 15,32 % respectivamente.

Figura 25 – Área tratada por sub-bacia



Fonte: Autora (2022).

Figura 26 – Porcentagem de área tratada por sub-bacia



Fonte: Autora (2022).

4.4. Modelagem dos Cenários

A modelagem de cenários consistiu em avaliar a resposta hidrológica da bacia do Córrego da Ressaca quanto à aplicação de tecnologias verdes em eventos críticos de chuva. A modelagem corresponde a simulações com precipitação de 60 min de duração e tempo de retorno de 2, 10, 20, 50 e 100 anos. Salienta-se que todas as simulações com as tecnologias verdes foram realizadas com o modelo atual da bacia.

4.4.1. Modelagem de cenários para o TR de 2 anos

Os resultados das simulações para os cenários analisados, para o período de retorno de 2 anos, podem ser consultados através da observação do comportamento dos hidrogramas por meio da Figura 27 e, também, pela verificação da quantificação do volume escoado e vazões de pico na Tabela 20.

Ao analisar o comportamento do hidrograma da bacia antiga e da bacia atual é verificado que o início do escoamento superficial para a bacia nova aconteceu 20 min após o início da chuva e 10 min depois da bacia antiga. Observa-se também que com as mudanças realizadas no canal houve uma diminuição da velocidade de escoamento e um aumento no tempo de ascensão, recessão, concentração e tempo de base do hidrograma. Portanto, para o mesmo evento de precipitação é verificado uma resposta mais lenta da bacia atual com maiores tempos de propagação e conseqüentemente um pico de vazão menor.

Para as vazões de pico é observada uma redução de 14,45 %. Já para o volume escoado foi observado um aumento na quantidade de água que chegou ao exutório, em um tempo de análise de 7 h. Esse comportamento pode ser entendido devido ao acréscimo significativo de área impermeável e CN, principalmente. Além das mudanças na rugosidade dos canais e da bacia. Entende-se que, com a diminuição da área permeável e com a redução na capacidade de retenção de água pelo solo houve um maior direcionamento da água precipitada para os canais de drenagem e, conseqüentemente, um aumento no volume escoado na bacia atual.

Considerando o cenário com a implantação dos telhados verdes é constatada uma redução de 15,26 % na vazão de pico e 17,16 % no volume escoado. Já para a combinação de telhados verdes e pavimentos permeáveis é verificado um pequeno aumento na eficiência de retenção das águas pluviais, com uma redução de 17,60 % na vazão de pico e 19,48 % do

volume escoado. Desta forma, constata-se a capacidade das tecnologias LIDs de atenuação dos problemas causados pelas águas pluviais urbanas.

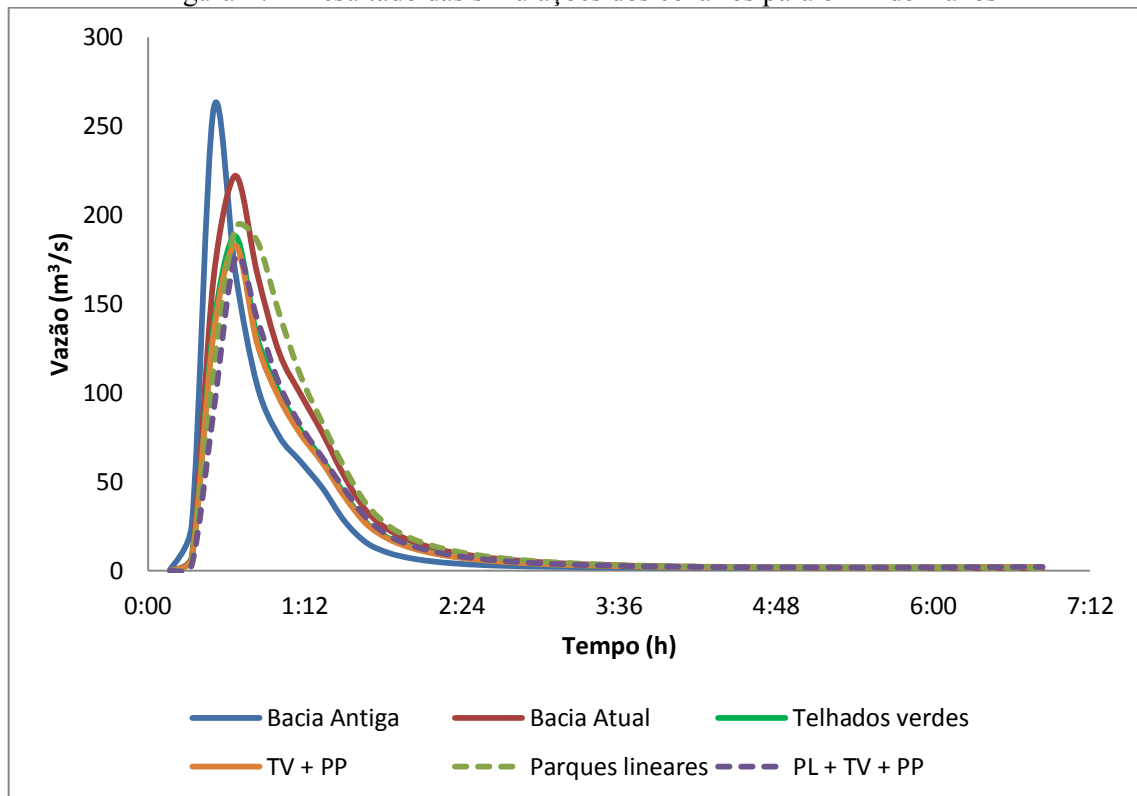
Nunes (2018) avaliou no SWMM a eficiência de telhados verdes e pavimentos permeáveis na bacia do Córrego da Ressaca antes das obras de alargamento do canal. Foi utilizada uma precipitação de projeto de 45 min de duração e tempo de retorno de 2 anos. Segundo a autora, as simulações mostraram variações significativas nos tempos de ascensão e recessão do hidrograma. Foi observado para o cenário com a implantação dos telhados verdes uma redução de 4,4 % na vazão de pico e 4,8 % no volume escoado. Para a combinação de telhados verdes e pavimentos permeáveis foi verificada uma diminuição de 11 % na vazão de pico e 10,9 % no volume escoado.

Observa-se que para a modelagem de Nunes (2018) também houve diminuição na vazão de pico e volume escoado com a inserção das técnicas compensatórias de drenagem. Assim como nesta pesquisa, a combinação de telhados verdes e pavimentos permeáveis aumentaram consideravelmente a eficiência do sistema. Ressalta-se que as taxas de redução obtidas pela autora foram menores, o que pode ser entendido pela menor área trabalhada com as tecnologias verdes (54,41 ha para os telhados verdes e 69,76 ha para os pavimentos permeáveis), configuração das estruturas LIDs e estrutura do modelo, uma vez que foi considerada a bacia antes das obras de melhoria no canal.

Para o cenário com a criação dos parques lineares é observado um comportamento semelhante ao que aconteceu com a mudança na bacia após as obras de alargamento da seção. O início do escoamento manteve-se após 20 min do começo da chuva, porém observa-se um retardo na resposta da bacia com um aumento no tempo de propagação e diminuição do pico de vazão. Contudo, é observada uma redução de 13,20 % na vazão de pico e 1,68 % no volume escoado. Nota-se que, mesmo com o tratamento de apenas 9 das 23 sub-bacias e com a pequena porcentagem de mudança nos valores de A_i e CN, houve diminuição do volume escoado. Ademais, é observado que apenas para o TR de 2 anos o pico de vazão máxima para os parques lineares foi maior que para as estruturas LIDs.

Considerando o cenário com a combinação de todas as tecnologias verdes avaliadas (parques lineares, telhados verdes e pavimentos permeáveis) é constatado a maior redução no pico de vazão e volume escoado, com 20,90 % e 20,75 % respectivamente. Esse resultado demonstra a elevada eficiência destas técnicas para a chuva de projeto de período de retorno de 2 anos.

Figura 27 – Resultado das simulações dos cenários para o TR de 2 anos



Fonte: Autora (2022).

Tabela 20 – Resultado quantitativo das simulações dos cenários para o TR de 2 anos

Cenários	Q de Pico	Redução	Vol escoado	Redução
	(m ³ /s)	%	(m ³)	%
Bacia velha	259,52	-	510.063	-
Bacia nova	222,01	14,45	658.215	-
Telhados verdes	188,13	15,26	545.241	17,16
TV + PP	182,98	17,60	530.024	19,48
Parques lineares	192,70	13,20	647.173	1,68
PL + TV + PP	175,62	20,90	521.612	20,75

Fonte: Autora (2022).

4.4.2. Modelagem de cenários para o TR de 10 anos

Os resultados das simulações para os cenários analisados, para o período de retorno de 10 anos, podem ser consultados através da observação do comportamento dos hidrogramas por meio da Figura 28 e, também, pela verificação da quantificação do volume escoado e vazões de pico na Tabela 21.

Ao analisar o comportamento do hidrograma da bacia antiga e da bacia atual é verificado que o início do escoamento superficial para a bacia nova aconteceu 20 min após o início da chuva e 10 min depois da bacia antiga. Observa-se também que com as mudanças realizadas no canal houve uma diminuição da velocidade de escoamento e um aumento no tempo de ascensão, recessão, concentração e tempo de base do hidrograma. Portanto, para o mesmo evento de precipitação é verificado uma resposta mais lenta da bacia atual com maiores tempos de propagação e conseqüentemente um pico de vazão menor.

Para as vazões de pico é observada uma redução de 8,09 %. Já para o volume escoado foi verificado um aumento na quantidade de água que chegou ao exutório em um tempo de análise de 7 h. Esse comportamento pode ser entendido devido ao acréscimo significativo de área impermeável e CN, principalmente. Além das mudanças na rugosidade dos canais e na bacia. Entende-se que, com a diminuição da área permeável e com a redução da capacidade de retenção de água pelo solo houve um maior direcionamento da água precipitada para os canais de drenagem e, conseqüentemente, um aumento no volume escoado na bacia atual.

Considerando o cenário com a implantação dos telhados verdes é constatada uma redução de 8,40 % na vazão de pico e 17,67 % no volume escoado. Já para a combinação de telhados verdes e pavimentos permeáveis é verificado um pequeno aumento na eficiência de retenção das águas pluviais, com uma redução de 9,66 % na vazão de pico e 20,09 % no volume escoado. Desta forma, constata-se a capacidade das tecnologias LIDs na atenuação dos problemas causados pelas águas pluviais urbanas.

Ninique et al. (2019) simulou a implantação de telhados verdes e pavimentos permeáveis, na bacia da Ressaca, em 100 % da área disponível para as técnicas. O estudo foi conduzido no *software* ABC-6 com uma precipitação crítica de 96 min e tempo de retorno de 10 anos. Ao comparar o cenário considerado atual com o cenário hipotético (implantação dos LIDs) foi constatada uma redução de 11,80 % na vazão de pico e uma diminuição de 11,90 % no volume escoado.

Nunes (2018) avaliou no SWMM a eficiência de telhados verdes e pavimentos permeáveis na bacia do Córrego da Ressaca antes das obras de alargamento do canal. Foi utilizada uma precipitação de projeto de 45 min de duração e tempo de retorno de 10 anos. Segundo a autora, as simulações mostraram variações significativas nos tempos de ascensão e recessão do hidrograma. Foi observado para o cenário com a implantação dos telhados verdes uma redução de 3,2 % na vazão de pico e 4,9 % no volume escoado. Para a combinação de

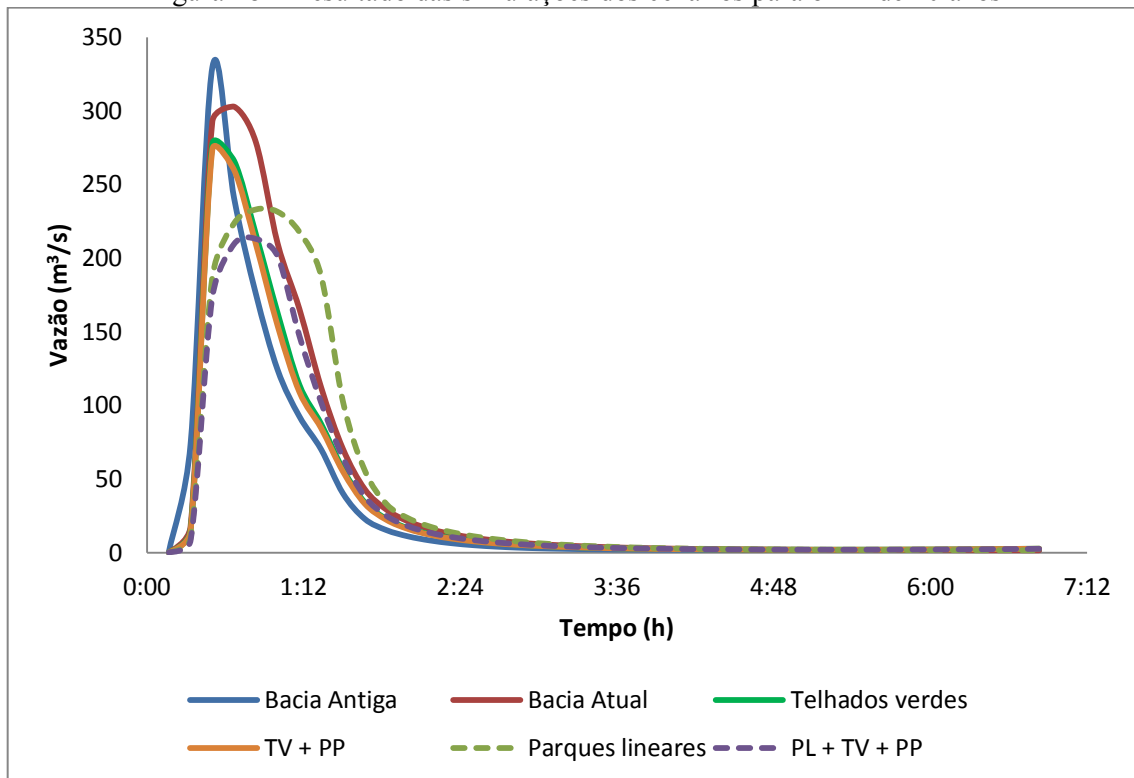
telhados verdes e pavimentos permeáveis foi verificada uma diminuição de 6,8 % na vazão de pico e 10,9 % no volume escoado.

Nota-se em ambos os estudos que houve diminuição na vazão de pico e volume escoado com a inserção das técnicas compensatórias de drenagem. Assim como nesta pesquisa, o trabalho de Nunes (2018) apresentou aumento na eficiência do sistema ao combinar os telhados verdes e pavimentos permeáveis. Observa-se que o modelo proposto por Ninique (2019) apresentou uma maior taxa de redução da vazão de pico e uma menor porcentagem no que se refere à diminuição do escoamento superficial. Para o modelo de Nunes (2018) foi observada uma menor redução em ambos os parâmetros analisados. No entanto, deve-se levar em consideração que a quantidade e configuração das tecnologias LIDs influenciam no resultado, assim como as características da bacia modelada.

Para o cenário com a criação dos parques lineares é observado um comportamento semelhante ao que aconteceu com a mudança na bacia após as obras de alargamento da seção. O início do escoamento manteve-se após 20 min do começo da chuva, porém observa-se um retardo na resposta da bacia com um aumento no tempo de propagação e diminuição do pico de vazão. Contudo, é observada uma redução de 23,07 % na vazão de pico e 1,27 % no volume escoado. Nota-se que, mesmo com o tratamento de apenas 9 das 23 sub-bacias e com a pequena porcentagem de mudança nos valores de A_i e CN, houve diminuição no volume escoado.

Considerando o cenário com a combinação de todas as tecnologias verdes avaliadas (parques lineares, telhados verdes e pavimentos permeáveis) é constatado a maior redução no pico de vazão e volume escoado, com 29,65 % e 21,06 % respectivamente. Esse resultado demonstra a elevada eficiência destas técnicas para a chuva de projeto de período de retorno de 10 anos.

Figura 28 – Resultado das simulações dos cenários para o TR de 10 anos



Fonte: Autora (2022).

Tabela 21 – Resultado quantitativo das simulações dos cenários para o TR de 10 anos

Cenários	Q de Pico	Redução	Vol escoado	Redução
	(m ³ /s)	%	(m ³)	%
Bacia velha	329,50	-	765.944	-
Bacia nova	302,84	8,09	983.757	-
Telhados verdes	277,40	8,40	809.940	17,67
TV + PP	273,59	9,66	786.166	20,09
Parques lineares	232,97	23,07	971.238	1,27
PL + TV + PP	213,04	29,65	776.587	21,06

Fonte: Autora (2022).

4.4.3. Modelagem de cenários para o TR de 20 anos

Os resultados das simulações para os cenários analisados, para o período de retorno de 20 anos, podem ser consultados através da observação do comportamento dos hidrogramas por meio da Figura 29 e, também, pela verificação da quantificação do volume escoado e vazões de pico na Tabela 22.

Ao analisar o comportamento do hidrograma da bacia antiga e da bacia atual é verificado que o início do escoamento superficial para a bacia nova aconteceu 20 min após o início da chuva e 10 min depois da bacia antiga. Observa-se também que com as mudanças realizadas no canal houve uma diminuição da velocidade de escoamento e um aumento no tempo de ascensão, recessão, concentração e tempo de base do hidrograma. Portanto, para o mesmo evento de precipitação é verificado uma resposta mais lenta da bacia atual com maiores tempos de propagação e conseqüentemente um pico de vazão menor.

Para as vazões de pico é observada uma redução de 10,19 %. Já para o volume escoado foi observado um aumento na quantidade de água que chegou ao exutório em um tempo de análise de 7 h. Esse comportamento pode ser entendido devido ao acréscimo significativo de área impermeável e CN, principalmente. Além das mudanças na rugosidade dos canais e da bacia. Entende-se que, com a diminuição da área permeável e com a redução da capacidade de retenção de água pelo solo houve um maior direcionamento da água precipitada para os canais de drenagem e, conseqüentemente, um aumento no volume escoado na bacia atual.

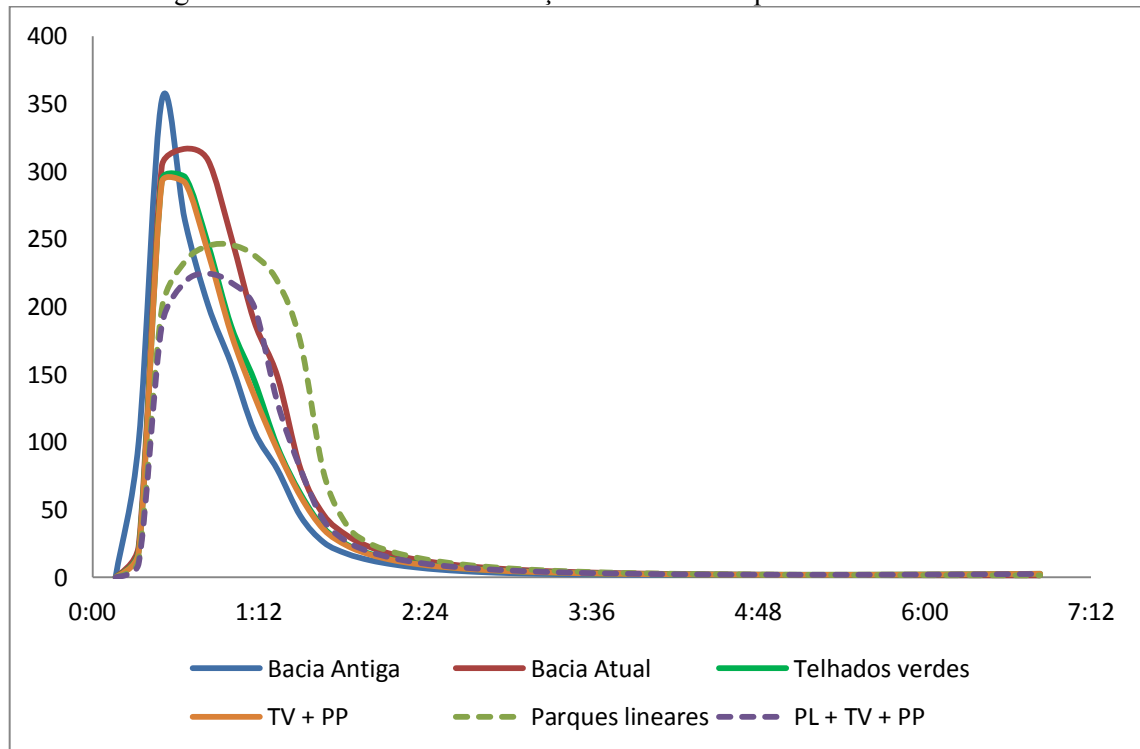
Considerando o cenário com a implantação dos telhados verdes é constatada uma redução de 6,56 % na vazão de pico e 17,83 % no volume escoado. Já para a combinação de telhados verdes e pavimentos permeáveis é verificado um pequeno aumento na eficiência de retenção das águas pluviais, com uma redução de 7,88 % na vazão de pico e 20,19 % no volume escoado. Desta forma, constata-se a capacidade das tecnologias LIDs de atenuação dos problemas causados pelas águas pluviais urbanas. Assim como discutido por Moraes et al. (2021) foi verificado que a integração de medidas LIDs, como a combinação de telhados verdes e pavimentos permeáveis, aumentam a eficiência de retenção das águas urbanas.

Para o cenário com a criação dos parques lineares é observado um comportamento semelhante ao que aconteceu com a mudança na bacia após as obras de alargamento da seção. O início do escoamento manteve-se após 20 min do começo da chuva, porém observa-se um retardo na resposta da bacia com um aumento no tempo de propagação e diminuição do pico de vazão. Contudo, é observada uma redução de 22,42 % na vazão de pico e 1,21 % no volume escoado. Nota-se que, mesmo com o tratamento de apenas 9 das 23 sub-bacias e com a pequena porcentagem de mudança nos valores de A_i e CN, houve diminuição no volume escoado.

Considerando o cenário com a combinação de todas as tecnologias verdes avaliadas (parques lineares, telhados verdes e pavimentos permeáveis) é constatado a maior redução no

pico de vazão e volume escoado, com 29,14 % e 21,16 % respectivamente. Esse resultado demonstra a elevada eficiência destas técnicas para a chuva de projeto de período de retorno de 20 anos.

Figura 29 – Resultado das simulações dos cenários para o TR de 20 anos



Fonte: Autora (2022).

Tabela 22 – Resultado quantitativo das simulações dos cenários para o TR de 20 anos

Cenários	Q de Pico	Redução	Vol escoado	Redução
	(m ³ /s)	%	(m ³)	%
Bacia velha	352,66	-	869.698	-
Bacia nova	316,73	10,19	1.109.391	-
Telhados verdes	295,96	6,56	911.632	17,83
TV + PP	291,77	7,88	885.451	20,19
Parques lineares	245,73	22,42	1.096.019	1,21
PL + TV + PP	224,43	29,14	874.675	21,16

Fonte: Autora (2022).

4.4.4. Modelagem de cenários para o TR de 50 anos

Os resultados das simulações para os cenários analisados, para o período de retorno de 50 anos, podem ser consultados através da observação do comportamento dos hidrogramas por meio da Figura 30 e, também, pela verificação da quantificação do volume escoado e vazões de pico na Tabela 23.

Ao analisar o comportamento do hidrograma da bacia antiga e da bacia atual é verificado que o início do escoamento superficial para a bacia nova aconteceu 20 min após o início da chuva e 10 min depois da bacia antiga. Observa-se também que com as mudanças realizadas no canal houve uma diminuição da velocidade de escoamento e um aumento no tempo de ascensão, recessão, concentração e tempo de base do hidrograma. Portanto, para o mesmo evento de precipitação é verificado uma resposta mais lenta da bacia atual com maiores tempos de propagação e consequentemente um pico de vazão menor.

Para as vazões de pico é observada uma redução de 8,91 %. Já para o volume escoado foi observado um aumento na quantidade de água que chegou ao exutório, em um tempo de análise de 7 h. Esse comportamento pode ser entendido devido ao acréscimo significativo de área impermeável e CN, principalmente. Além das mudanças na rugosidade dos canais e na bacia. Entende-se que, com a diminuição da área permeável e com a redução da capacidade de retenção de água pelo solo houve um maior direcionamento da água precipitada para os canais de drenagem e, consequentemente, um aumento no volume escoado na bacia atual.

Considerando o cenário com a implantação dos telhados verdes é constatada uma redução de 6,35 % na vazão de pico e 17,95 % no volume escoado. Já para a combinação de telhados verdes e pavimentos permeáveis é verificado um pequeno aumento na eficiência de retenção das águas pluviais, com uma redução de 7,35 % na vazão de pico e 20,29 % do volume escoado. Desta forma, constata-se a capacidade das tecnologias LIDs na atenuação dos problemas causados pelas águas pluviais urbanas.

Ninique et al. (2019) simulou a implantação de telhados verdes e pavimentos permeáveis, na bacia da Ressaca, em 100 % da área disponível para as técnicas. O estudo foi conduzido no *software* ABC-6 com uma precipitação crítica de 96 min e tempo de retorno de 50 anos. Ao comparar o cenário considerado atual com o cenário hipotético (implantação dos LIDs) foi constatada uma redução de 9,90 % na vazão de pico e uma diminuição de 10,30 % no volume escoado.

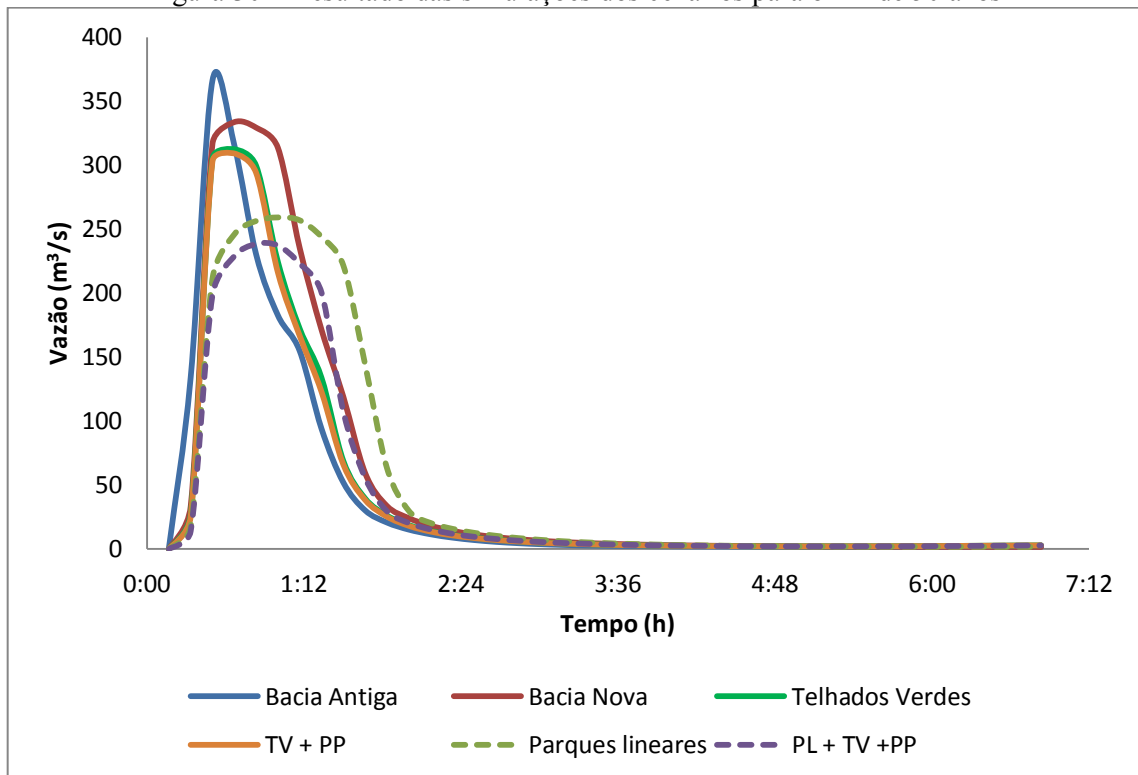
Nunes (2018) avaliou no SWMM a eficiência de telhados verdes e pavimentos permeáveis na bacia do Córrego da Ressaca antes das obras de alargamento do canal. Foi utilizada uma precipitação de projeto de 45 min de duração e tempo de retorno de 50 anos. Segundo a autora, as simulações mostraram variações significativas nos tempos de ascensão e recessão do hidrograma. Foi observado para o cenário com a implantação dos telhados verdes uma redução de 2,80 % na vazão de pico e 4,90 % no volume escoado. Para a combinação de telhados verdes e pavimentos permeáveis foi verificada uma diminuição de 5,90 % na vazão de pico e 10,90 % no volume escoado.

Nota-se em ambos os estudos que houve diminuição na vazão de pico e volume escoado com a inserção das técnicas compensatórias de drenagem. Assim como nesta pesquisa, o trabalho de Nunes (2018) apresentou aumento na eficiência do sistema ao combinar os telhados verdes e pavimentos permeáveis. Observa-se que o modelo proposto por Ninique (2019) apresentou uma maior taxa de redução da vazão de pico e uma menor porcentagem no que se refere à diminuição do escoamento superficial. Para o modelo de Nunes (2018) foi observada uma menor redução em ambos os parâmetros analisados. Ressalta-se ainda que as taxas de redução do volume escoado em Nunes (2018) foram praticamente as mesmas para os três períodos de retorno analisados.

Para o cenário com a criação dos parques lineares é observado um comportamento semelhante ao que aconteceu com a mudança na bacia após as obras de alargamento da seção. O início do escoamento manteve-se após 20 min do começo da chuva, porém observa-se um retardo na resposta da bacia com um aumento no tempo de propagação e diminuição do pico de vazão. Contudo, é observada uma redução de 22,33 % na vazão de pico e 1,18 % no volume escoado. Nota-se que, mesmo com o tratamento de apenas 9 das 23 sub-bacias e com a pequena porcentagem de mudança nos valores de A_i e CN , houve diminuição do volume escoado.

Considerando o cenário com a combinação de todas as tecnologias verdes avaliadas (parques lineares, telhados verdes e pavimentos permeáveis) é constatado a maior redução no pico de vazão e volume escoado, com 28,57 % e 21,19 % respectivamente. Esse resultado demonstra a elevada eficiência destas técnicas para a chuva de projeto de período de retorno de 50 anos.

Figura 30 – Resultado das simulações dos cenários para o TR de 50 anos



Fonte: Autora (2022).

Tabela 23 – Resultado quantitativo das simulações dos cenários para o TR de 50 anos

Cenários	Q de Pico	Redução	Vol escoado	Redução
	(m ³ /s)	%	(m ³)	%
Bacia velha	366,25	-	1.007.197	-
Bacia nova	333,61	8,91	1.272.815	-
Telhados verdes	312,44	6,35	1.044.329	17,95
TV + PP	309,10	7,35	1.014.583	20,29
Parques lineares	259,13	22,33	1.257.818	1,18
PL + TV + PP	238,31	28,57	1.003.089	21,19

Fonte: Autora (2022).

4.4.5. Modelagem de cenários para o TR de 100 anos

Os resultados das simulações para os cenários analisados, para o período de retorno de 10 anos, podem ser consultados através da observação do comportamento dos hidrogramas por meio da Figura 31 e, também, pela verificação da quantificação do volume escoado e vazões de pico na Tabela 24.

Ao analisar o comportamento do hidrograma da bacia antiga e da bacia atual é verificado que o início do escoamento superficial para a bacia nova aconteceu 20 min após o início da chuva e 10 min depois da bacia antiga. Observa-se também que com as mudanças realizadas no canal houve uma diminuição da velocidade de escoamento e um aumento no tempo de ascensão, recessão, concentração e tempo de base do hidrograma. Portanto, para o mesmo evento de precipitação é verificado uma resposta mais lenta da bacia atual com maiores tempos de propagação e conseqüentemente um pico de vazão menor.

Para as vazões de pico é observada uma redução de 8,17 %. Já para o volume escoado foi verificado um aumento na quantidade de água que chegou ao exutório em um tempo de análise de 7 h. Esse comportamento pode ser entendido devido ao acréscimo significativo de área impermeável e CN, principalmente. Além das mudanças na rugosidade dos canais e na bacia. Entende-se que, com a diminuição da área permeável e com a redução da capacidade de retenção de água pelo solo houve um maior direcionamento da água precipitada para os canais de drenagem e, conseqüentemente, um aumento no volume escoado na bacia atual.

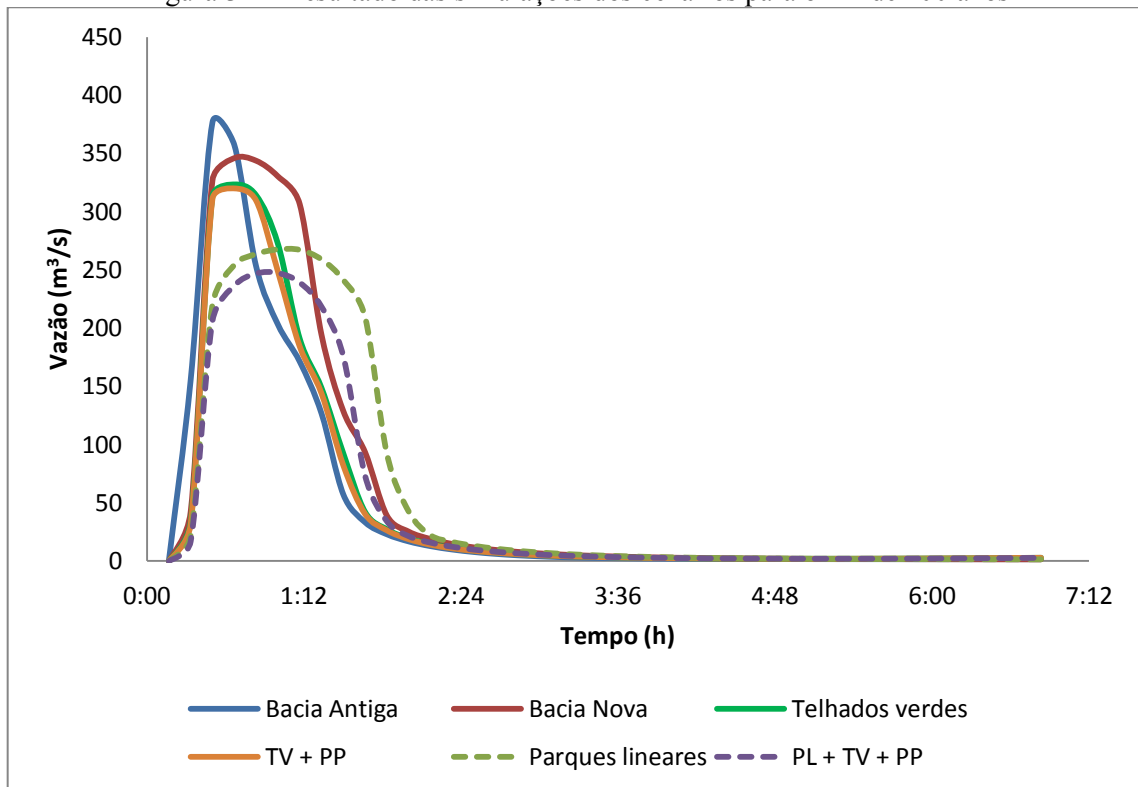
Considerando o cenário com a implantação dos telhados verdes é constatada uma redução de 6,52 % na vazão de pico e 17,99 % no volume escoado. Já para a combinação de telhados verdes e pavimentos permeáveis é verificado um pequeno aumento na eficiência de retenção das águas pluviais, com uma redução de 7,51 % na vazão de pico e 20,32 % do volume escoado. Desta forma, constata-se a capacidade das tecnologias LIDs de atenuação dos problemas causados pelas águas pluviais urbanas. Assim como discutido por Morais et al. (2021) foi verificado que a integração de medidas LIDs, como a combinação de telhados verdes e pavimentos permeáveis, aumentam a eficiência de retenção das águas urbanas.

Para o cenário com a criação dos parques lineares é observado um comportamento semelhante ao que aconteceu com a mudança na bacia após as obras de alargamento da seção. O início do escoamento manteve-se após 20 min do começo da chuva, porém observa-se um retardo na resposta da bacia com um aumento no tempo de propagação e diminuição do pico de vazão. Contudo, é observada uma redução de 22,65 % na vazão de pico e 1,10 % no volume escoado. Nota-se que, mesmo com o tratamento de apenas 9 das 23 sub-bacias e com a pequena porcentagem de mudança nos valores de A_i e CN, houve diminuição do volume escoado.

Considerando o cenário com a combinação de todas as tecnologias verdes avaliadas (parques lineares, telhados verdes e pavimentos permeáveis) é constatado a maior redução no pico de vazão e volume escoado, com 28,51 % e 21,19 % respectivamente. Esse resultado

demonstra a elevada eficiência destas técnicas para a chuva de projeto de período de retorno de 100 anos.

Figura 31 – Resultado das simulações dos cenários para o TR de 100 anos



Fonte: Autora (2022).

Tabela 24 – Resultado quantitativo das simulações dos cenários para o TR de 100 anos

Cenários	Q de Pico	Redução	Vol escoado	Redução
	(m ³ /s)	%	(m ³)	%
Bacia velha	376,78	-	1.112.231	-
Bacia nova	346,01	8,17	1.395.496	-
Telhados verdes	323,45	6,52	1.144.457	17,99
TV + PP	320,03	7,51	1.111.909	20,32
Parques lineares	267,65	22,65	1.380.121	1,10
PL + TV + PP	247,37	28,51	1.099.822	21,19

Fonte: Autora (2022).

4.4.6. Resumo dos cenários

Ao analisar os resultados de maneira conjunta é observado que houve redução na vazão de pico e volume escoado para todos os cenários e tempo de retorno para as tecnologias de drenagem. Para os cenários com a representação das infraestruturas verdes, é verificado que a combinação de mais de uma técnica de drenagem, aumenta consideravelmente a eficiência no retardo e diminuição do escoamento superficial. Já para uma análise individual, os parques lineares alcançaram um desempenho superior aos demais métodos analisados. Ademais, para os parques lineares foi observado um retardo na resposta da bacia com um aumento no tempo de propagação e diminuição do pico de vazão muito expressivo.

Para a bacia atual foi verificado uma melhoria no comportamento em relação à bacia antiga. Para todos os tempos de retorno a bacia atual teve um maior tempo de propagação do fluxo e menor vazão de pico, contribuindo assim para a diminuição das cheias e riscos de alagamentos e inundações nos canais. Mesmo com o aumento no volume escoado foi observado que esse processo pode ser atenuado com a utilização das técnicas de drenagem sustentável e parques lineares (Tabela 25 e 26).

Tabela 25 – Resumo dos resultados das simulações para a vazão de pico (m^3/s)

Cenários	Vazão de Pico (m^3/s)				
	2	10	20	50	100
Bacia velha	259,52	329,50	352,66	366,25	376,78
Bacia Nova	222,01 (14,15 %)	302,84 (8,09 %)	316,73 (10,19 %)	333,61 (8,91 %)	346,01 (8,17 %)
Telhados verdes	188,13 (15,26 %)	277,40 (8,40 %)	295,96 (6,56 %)	312,44 (6,35 %)	323,45 (6,52 %)
TV + PP	182,98 (17,60 %)	273,59 (9,66 %)	291,77 (7,88 %)	309,10 (7,35%)	320,03 (7,51 %)
Parques lineares	192,70 (13,20 %)	232,97 (23,07 %)	245,73 (22,42 %)	259,13 (22,33 %)	267,65 (22,65 %)
PL + TV + PP	175,62 (20,90 %)	213,04 (29,65 %)	224,43 (29,14 %)	238,31 (28,57 %)	247,37 (28,51 %)

Fonte: Autora (2022).

Tabela 26 – Resumo dos resultados das simulações para volume escoado (m³)

Cenários	Volume Escoado (m ³)				
	2	10	20	50	100
Bacia velha	510,06	765,94	869,70	1007,20	1112,23
Bacia Nova	658,22	983,76	1109,39	1272,82	1395,50
Telhados verdes	545241 (17,16 %)	809940 (17,67 %)	911632 (17,83 %)	1044329 (17,95 %)	11444557 (17,99 %)
TV + PP	530024 (19,48 %)	786166 (20,09 %)	885451 (20,19 %)	1014583 (20,29 %)	1111909 (20,32 %)
Parques lineares	647173 (1,68 %)	971238 (1,27 %)	1096019 (1,21 %)	1257818 (1,18 %)	1380121 (1,1 %)
PL + TV + PP	521612 (20,75 %)	776587 (21,06 %)	874675 (21,16 %)	1003089 (21,19 %)	1099822 (21,19 %)

Fonte: Autora (2022).

5. CONCLUSÕES

Nessa dissertação foi apresentada a resposta hidrológica da bacia do Córrego da Ressaca a eventos de chuvas extremos para cinco cenários, sendo eles: estado anterior da bacia, antes das obras de alargamento do canal; estado atual da bacia, com a construção do modelo contendo as modificações no canal; simulação com a implantação de telhados verdes; combinação de telhados verdes e pavimentos permeáveis; construção de um modelo contendo a criação de parques lineares nas seções abertas dos cursos de água; simulação com a combinação de parques lineares, telhados verdes e pavimentos permeáveis.

Os modelos criados mostraram-se eficientes na representação da bacia. Para a bacia antiga foi obtido no processo de calibração um Nash-Sutcliffe de 0,81 para a vazão e 0,77 para o nível da água, enquanto o Pbias alcançado foi de -19 % para a vazão, indicando superestimação, o valor para o nível da água foi de 5 %, apontando subestimação. No processo de validação foi observado um melhor ajuste do modelo com um Nash-Sutcliffe e Pbias de 0,83 e -15 % para a vazão e 0,79 e 7 % para o nível de água. Já ao avaliar o erro relativo dos picos máximos dos meses analisados foi verificado um percentual médio de 22,80 % para a vazão e 19,80 % para o nível de água. Observa-se que o resultado alcançado nesta pesquisa foi melhor que o obtido por Cândido (2015) que conseguiu um Nash-Sutcliffe de 0,77 na calibração e validação comparando os dados de vazão.

Para a caracterização da bacia atual, contendo as mudanças realizadas no canal do córrego da Ressaca na Av. Heraclito Mourão de Miranda, foi alcançado um desempenho de Nash-Sutcliffe e Pbias de 0,86 e 0 % na calibração e 0,75 e -5 % na validação. O erro relativo observado nas vazões máximas de pico foi de 22,74 % para o período analisado. Nota-se que em ambos os modelos, principalmente ao analisar o hidrograma, houve uma subestimação dos dados simulados ao serem comparados aos observados. No entanto, o desempenho do modelo é considerado satisfatório.

Na modelagem de cenários, foi identificada a melhoria no comportamento da bacia atual em relação à bacia antiga. Para todos os tempos de retorno a bacia atual teve um maior tempo de propagação do fluxo e menor vazão de pico, contribuindo assim para a diminuição das cheias e riscos de alagamentos e inundações nos canais. Mesmo com o aumento no volume escoado foi observado que esse processo pode ser atenuado com a utilização das técnicas de drenagem sustentável e parques lineares. Para as técnicas compensatórias de drenagem foi constatada a diminuição da vazão de pico e redução no volume escoado,

principalmente para a combinação de parques lineares, telhados verdes e pavimentos permeáveis. A eficiência dos parques lineares, avaliado de forma individual, se mostrou superior aos demais métodos analisados.

De maneira geral, todos os cenários com as simulações contendo as infraestruturas verdes mostraram eficiência na diminuição do pico de vazão e volume escoado no exutório da bacia. Tal eficiência foi repetida para todos os tempos de retorno avaliados. No entanto, nota-se que com o aumento do tempo de retorno a eficiência das técnicas tende a diminuir, principalmente para a redução da vazão de pico. Este fato pode ser entendido pelo aumento da chuva de projeto com o alargamento do tempo de retorno. Para tanto, através dos resultados obtidos fica evidenciado a eficiência dos parques lineares, telhados verdes e pavimentos permeáveis no amortecimento das cheias.

Através desta pesquisa foi possível concluir que o uso de tecnologias verdes, principalmente combinadas, pode reduzir a necessidade de canais de drenagem convencionais, além de contribuir com a criação de mecanismos sustentáveis para uma gestão mais abrangente e eficiente das bacias urbanas. Observa-se ainda, que a integração e principalmente a execução de medidas SUDS e *greenways* nos planos diretores de infraestrutura das cidades são importantes, uma vez que, diminuem efetivamente a vulnerabilidade urbana às inundações.

5.1. Trabalhos Futuros

Recomenda-se para os próximos trabalhos na bacia do Córrego da Ressaca:

- A verificação do atual nível da água nas imediações da estação de monitoramento 17 e, com isso, identificar se os dados que estão sendo coletados atualmente pela estação são coerentes com a realidade.
- A obtenção de uma nova equação de curva-chave para a bacia, a fim de obter uma calibração mais precisa após as mudanças realizadas no canal da Av. Heráclito Mourão de Miranda.
- Estudo mais detalhado sobre o tipo de solo da região, com análise da condutividade hidráulica e textura do solo, para uma caracterização mais adequada do local.
- A realização de simulações com outras técnicas de desenvolvimento sustentável como trincheiras de infiltração, jardins de chuva, células de biorretenção, reservatórios individuais, desconexão de telhados.

- A ampliação dos parques lineares para os cursos d'água que atualmente encontram-se tamponados. Além disso, indica-se a verificação da criação de corredores ecológicos entre as áreas de conexão verde e os possíveis parques lineares.
- A modelagem de ampliação do restante do canal do Córrego da Ressaca, entre as ruas Felício dos Santos e a Av. Abílio Machado.

REFERÊNCIAS

- Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2015). *Pavimentos permeáveis de concreto - Requisitos e procedimentos* ABNT NBR 16416. ABNT.
- Alamy Filho, J. E., Manna, I. B. C. B., Melo, N. A. D., & Caixeta, A. C. M. (2016). Eficiência hidrológica de telhados verdes para a escala de loteamentos residenciais. *Sociedade & Natureza*, 28, 257-272. <https://doi.org/10.1590/1982-451320160206>
- Almeida, S. C., Brito, G. P. & Santos, S. M. (2018). Revisão Histórica dos Telhados Verdes: da Mesopotâmia aos dias atuais. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, 2(1), 42-51. <https://revistabrasileirademeioambiente.com/index.php/RVBMA/article/view/64/34>
- Araújo, P. R. D., Tucci, C. E. M., & Goldenfum, J. A. (2000). Avaliação da eficiência dos pavimentos permeáveis na redução de escoamento superficial. *RBRH: Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 5(3), 21-29. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v5n3.p21-29>
- Araújo, A. da Silva. (2014). *Calibração multiobjetivo de modelos hidrológico e de superfície atmosférico*. [Tese de doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais].
- ASCE Task Committee on Definition of Criteria for Evaluation of Watershed Models of the Watershed Management Committee, Irrigation and Drainage Division. (1993). Criteria for evaluation of watershed models. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 119(3), 429-442. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(1993\)119:3\(429\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(1993)119:3(429))
- Aroeira, R. de M (2010). Recuperação ambiental de bacias hidrográficas, Belo Horizonte, Brasil. In: Machado, A. T. G. da M. et al (Org.). *Revitalização de Rios no Mundo: América, Europa e Ásia*. Instituto Guaicuy.
- Banting, D., Doshi, H., Li, J., Missios, P., Au, A., Currie, B. A., & Verrati, M. (2005). *Report on the environmental benefits and costs of green roof technology for the city of Toronto*. City of Toronto and Ontario Centres of Excellence—Earth and Environmental Technologies.
- Barros, E. N. de S., & Boaventura, S. M.. (2020). ESTUDO EXPERIMENTAL DO DESEMPENHO DE PAVIMENTOS PERMEÁVEIS COMO ALTERNATIVA DE REDUÇÃO DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM ÁREAS URBANAS. *REEC - Revista Eletrônica De Engenharia Civil*, 15(2), 300–313. <https://doi.org/10.5216/reec.v15i2.61831>
- Belo Horizonte (2002). *Plano Diretor de Drenagem de Belo Horizonte. Atlas dos diagramas dos canais revestidos do sistema de macrodrenagem: Bacia do Ribeirão da Onça*. PBH.
- Belo Horizonte (2008). *Plano Diretor de Drenagem de Belo Horizonte. Bacia do Córrego da Ressaca*. PBH/SUDECAP.
- Belo Horizonte (2009a). *Carta de Inundações de Belo Horizonte*. PBH/SUDECAP. <https://prefeitura.pbh.gov.br/obras-e-infraestrutura/informacoes/diretoria-de-gestao-de-aguas-urbanas/cartas-de-inundacoes>. Acesso em: 10 mar. 2021.
- Belo Horizonte (2009b). *Relatório Técnico de Sondagem*. PBH/SUDECAP. https://bhgeo.pbh.gov.br/sites/geoportal.pbh.gov.br/files/BHGEO/SONDAGEM_GEO TECNICA/0706_12102009.pdf
- Belo Horizonte (2014). *Plano Diretor de Drenagem – PDDU. Programa de Monitoramento Hidrológico e Alerta contra Inundações*. PBH/SUDECAP.

- Belo Horizonte (2015). *Relatório Técnico de Sondagem*. PBH/SUDECAP. https://bhgeo.pbh.gov.br/sites/geoportal.pbh.gov.br/files/BHGEO/SONDAGEM_GEO_TECNICA/XXXX_15052015.pdf.
- Belo Horizonte (2016a). *Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte PMS 2016 - 2019. Limite das bacias elementares e sub-bacias*. PBH/SUDECAP/SMOBI.
- Belo Horizonte (2016b). *Relatório Técnico de Sondagem*. PBH/SUDECAP. https://bhgeo.pbh.gov.br/sites/geoportal.pbh.gov.br/files/BHGEO/SONDAGEM_GEO_TECNICA/2018_17062016.pdf.
- Belo Horizonte (2017). *Sudicap conclui a obra de complemento do córrego Ressaca*. <https://prefeitura.pbh.gov.br/noticias/sudicap-conclui-obra-de-complemento-do-corrego-ressaca>
- Belo Horizonte (2018). *Prefeitura entrega segunda etapa da obra do córrego ressaca*. <https://youtu.be/cAb9qHtGF1E>.
- Belo Horizonte (2019). *Lei Municipal nº 11.181, de 08 de agosto de 2019*. Aprova o Plano Diretor do Município de Belo Horizonte e dá outras providências. <https://www.cmbh.mg.gov.br/atividade-legislativa/pesquisar-legislacao/lei/11181/2019>.
- Belo Horizonte (2020a). *Decreto municipal nº 17.273 de 04 de fevereiro de 2020*. Regulamenta os Títulos V a IX da Lei nº 11.181, de 8 de agosto de 2019, sobre parcelamento do solo, ocupação do solo, uso do solo, áreas de interesse ambiental e patrimônio cultural e urbano no Município, e dá outras providências. <https://www.cmbh.mg.gov.br/atividade-legislativa/pesquisar-legislacao/decreto/17273/2020>.
- Belo Horizonte (2020b). *Prefeitura inicia nova etapa de obras contra alagamentos no Córrego Ressaca*. <https://prefeitura.pbh.gov.br/noticias/prefeitura-inicia-nova-etapa-de-obras-contralagamentos-no-corrego-ressaca#:~:text=A%20amplia%C3%A7%C3%A3o%20do%20canal%20do,Sudicap%20em%20dezembro%20de%202019>.
- Belo Horizonte (2020c). *Principais pontos de alagamentos em Belo Horizonte*. PBH. <https://prefeitura.pbh.gov.br/noticias/prefeitura-de-belo-horizonte-mapeia-principais-pontos-de-alagamento-da-cidade>.
- Berardi, U., Ghaffarianhoseini, A. H. & Ghaffarianhoseini, A. (2014). State-of-the-art analysis of the environmental benefits of green roofs. *Applied energy*, 115, 411-428. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.10.047>
- Bianchini, F & Hewage, K. (2012). How “green” are the green roofs? Lifecycle analysis of green roof materials. *Building and environment*, 48, 57-65. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.08.019>
- Brasil. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. (2020). *Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 4º Diagnóstico de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais Urbanas – 2019*. SNS/MDR. http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ap/2019/Diagnostico_AP2019.pdf
- Brasil. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. (2021). *Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico Temático Drenagem e Manejo das Águas Pluviais Urbanas – Visão Geral ano de referência 2020*. SNS/MDR. http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ap/2020/DIAGNOSTICO_TEMATICO_VISAO_GERAL_AP_SNIS_2021.pdf
- Brusa, L. C., & Clarke, R. T. (1999). Erros envolvidos na estimativa da vazão máxima utilizando curva-chave: caso de estudo: bacia do rio Ibicui, RS. *Rbrh: Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 4(3), 91-95.

- CÂNDIDO, E.G.S. (2015). *Modelagem hidrológica e hidráulica da Bacia do Córrego Ressaca (Belo Horizonte, MG) utilizando o modelo SWMM*. [Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG].
- Catimay, J. T., Martínez, L. M. G. & Muñoz, N. A. M. (2019). Modelación del desempeño hidrológico de techos verdes en ciudades andinas tropicales usando SWMM. *Producción+ Limpia*, 14(1), 46-60. <https://doi.org/10.22507/pml.v14n1a2>
- Champs, J. R. B. (2012). Inundações urbanas em Belo Horizonte. Ocorrências, controle e medidas de proteção. *Aqua-LAC*, 4(2), 1-6.
- Corrêa, R. H. A., Vazquez, G. H., Vanzela, L. S. (2018). Projeto estratégico de ocupação do fundo do vale do córrego da Aldeia no perímetro urbano de Fernandópolis/SP. *Rev. Bras. de Gest. Urbana*, 10(2), 458-472. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.010.002.AO15>
- Costa, W. D. (2002). *Caracterização das Condições de Uso e Reservação das Águas Subterrâneas do Município de Belo Horizonte - MG*. [Tese de doutorado, Universidade de São Paulo].
- Costa Junior, L. L. D., & 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.
- CPRM. Serviço Geológico do Brasil. (2020). *Base de dados georreferenciados: Litoestratigrafia 1:1.000.000*. <https://geoportal.cprm.gov.br/geosgb/>
- De Mendonça, T. N. M. & De Melo, A. B. (2017). Telhado verde modular extensivo: biodiversidade e adaptação das plantas aos Blocos TEVA. *PARC Pesquisa em Arquitetura e Construção*, 8(2), 117-126. <https://doi.org/10.20396/parc.v8i2.8649606>
- Eisenberg, B., Lindow, K. C., & Smith, D. R. (Eds.). (2015). *Permeable pavements*. American Society of Civil Engineers (ASCE). <https://doi.org/10.1061/9780784413784>
- Friedrich, D. (2007). *O parquet linear como instrumento de planejamento e gestão das áreas de fundo de vale urbanas*. [Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul].
- Garcia, J.I.B. (2005). *Monitoramento hidrológico e modelagem da drenagem urbana da bacia hidrográfica do Arroio Cancela*. [Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Maria].
- Huber, W. C. & Dickinson, R. E. (1992). *Storm Water Management Model. Version 4: User's Manua*. Environmental Protection Agency (EPA).
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2020). *Panorama de Belo Horizonte*. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/belo-horizonte/panorama>.
- INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. (2010). *Normais Climatológicas do Brasil Período de 1981 – 2010*. <https://portal.inmet.gov.br/normais>.
- Jonov, C. M. P., Nascimento, N. de O. & Silva, A. de P. (2013). Avaliação de danos às edificações causados por inundações e obtenção dos custos de recuperação. *Ambiente Construído*, 13(1), 75-94,
- Lucas, T. P. B. et al. (2015). Impactos hidrometeoricos em Belo Horizonte-MG. *Revista Brasileira de Climatologia*, 16, 7-28. <http://dx.doi.org/10.5380/abclima.v16i0.37051>
- Macedo, D. R., & Magalhães Jr, A.P. (2020). Restauração e Reabilitação de Cursos d'Água. In: Magalhães Jr, A.P. & Barros, L.F.P. (Org.). *Hidrogeomorfologia: Formas, Processos e Registros Sedimentares Fluviais*. 1ª ed. Bertrand Brasil.
- Maksimovic, C. (2001). General overview of urban drainage principles and practice [IHP-V. Technical Documents in Hydrology]. In: Tucci, C. E. M (Org.). *Urban drainage specific climates: urban drainage in humid tropics*, 40, 1-22.

- Molineux, C. J., Fentiman, C. H., & Gange, A. C. (2009). Characterising alternative recycled waste materials for use as green roof growing media in the UK. *Ecological Engineering*, 35(10), 1507-1513.
- Morais, B. R., Méndez-Quintero, J. D., Macedo, D. R., & Nero, M. A. (2021). Os telhados verdes nas políticas ambientais e como medida mitigadora das inundações urbanas: uma revisão sistemática. *Labor E Engenharia*, 15(00), e021018. <https://doi.org/10.20396/labore.v15i00.8663910>
- Moriasi, D. N. et al. (2007). Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Transactions of ASABE*, 50(3) 885-900.
- Niazi, M., Nietch, C., Maghrebi, M., Jackson, N., Bennett, B. R., Tryby, M., & Massoudieh, A. (2017). Storm water management model: Performance review and gap analysis. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, 3(2), 04017002.
- Niquini, L. L. et al. (2019). Modelagem hidrológica com o uso de infraestruturas verdes: estudo de caso para a Bacia do Córrego Ressaca, situada no município de Belo Horizonte. *Sustentare*, 3(1), 42-63.
- Nogueira, M. M. (2015). *Elaboração da Curva Chave dos Córregos Ressaca e Sarandi Utilizando Métodos Computacionais*. [Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG].
- National Resources Conservation Service. (2004). *Part 360 Hydrology. National Engineering Handbook. Chapter 9 Hydrologic Soil-Cover Complexes*. Unites States Department of Agriculture. NRCS.
- Nunes, D. M. (2017). *Gestão das águas pluviais urbanas e elementos da infraestrutura verde: estudo de caso da Bacia Hidrográfica do Rio Morto, Rio de Janeiro*. [Dissertação de mestrado, Universidade do Estado do Rio de Janeiro].
- Nunes, D. M., da Silva, L. P., & da Fonseca, P. L. (2017). Avaliação do papel dos telhados verdes no desenho e desenvolvimento urbano de baixo impacto ambiental e no controle de enchentes na Cidade do Rio de Janeiro. *Labor E Engenharia*, 11(3), 374-393. <https://doi.org/10.20396/labore.v11i3.8648820>
- Nunes, A. de A. (2018). *Tendências em eventos extremos de precipitação na região metropolitana de Belo Horizonte: detecção, impactos e adaptabilidade*. [Tese de doutorado em Saneamento, Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG].
- Pinheiro, M. M. G., & Naguettini, M. C. (1998). Análise Regional de Frequência e Distribuição Temporal das Tempestades na Região Metropolitana de Belo Horizonte. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 3(4), 73-88.
- Pinto, L. L. C. A. (2011). *O desempenho de pavimentos permeáveis como medida mitigadora da impermeabilização do solo urbano*. [Tese de doutorado, Universidade de São Paulo].
- Raji, B., Tenpierik, M. J., & Van Den Dobbelsteen, A. (2015). The impact of greening systems on building energy performance: A literature review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 45, 610-623.
- Reis, P. E., Parizzi, M. G., de Magalhães, D. M., & Moura, A. C. M. (2012). O escoamento superficial como condicionante de inundações em Belo Horizonte, MG: Estudo de caso da sub-bacia Córrego do Leitão, bacia do Ribeirão Arrudas. *Geosciences= Geociências*, 31(1), 31-46.
- Rosa, D. W. B. (2017). *Resposta hidrológica de uma bacia hidrográfica urbana à implantação de técnicas compensatórias de drenagem urbana-Bacia do Córrego do Leitão, Belo Horizonte, Minas Gerais*. [Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG].
- Rosa, D. W., Nascimento, N. O., Moura, P. M., & Macedo, G. D. (2017) Modelagem hidrológica de uma bacia hidrográfica urbana em diferentes cenários de uso e

- ocupação do solo–bacia do Córrego do Leitão, Belo Horizonte, MG [Anais]. In: XXII SBRH - Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Florianópolis.
- Rossman, L. A. (2010). *Storm Water Management Model User's Manual Version 5.0*. Environmental Protection Agency (EPA).
- Rossman, L. A. (2015). *Storm Water Management Model User's Manual Version 5.1*. Environmental Protection Agency (EPA).
- Rossman, L. A., & Huber, W. C. (2016). *Storm Water Management Model Reference Manual Volume I – Hydrology (Revised)*. Environmental Protection Agency (EPA).
- Rossman, L. A., & Huber, W. C. (2016). *Storm Water Management Model Reference Manual Volume III – Water Quality*. King Drive Cincinnati: U. S. Environmental Protection Agency.
- Sartori, A., Genovez, A. M, & Lombardi Neto, F. (2005a). Classificação hidrológica de solos brasileiros para a estimativa da chuva excedente com o método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 2: Aplicação. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 10(4), 19-29.
- Sartori, A., Lombardi Neto, F., & Genovez, A. M. (2005b). 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), 05-18.
- Siqueira, R. C. (2017). *Proposição de metodologia para construção de gráfico de risco de inundações em bacias urbanas: estudo de caso bacia do córrego cachoeirinha*. [Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG].
- Shafique, M., Kim, R., & Rafiq, M. (2018). Green roof benefits, opportunities and challenges–A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 90, 757-773.
- SIBCS (2013). *Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos*. Grupoamento textural. Embrapa. Edição 3.
- Sousa, R. E. dos S., & Gonçalves, G. F. G. (2018). Um estudo sobre os impactos decorrentes de inundações no município de Belo Horizonte. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, 7(3), 591-605. <https://doi.org/10.19177/rgsa.v7e32018591-605>
- Souza, C. F., Cruz, M. A. S., & Tucci, C. E. M. (2012). Desenvolvimento urbano de baixo impacto: planejamento e tecnologias verdes para a sustentabilidade das águas urbanas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 17(2), 9-18.
- Tassi, R., et al. (2014). Telhado verde: uma alternativa sustentável para a gestão das águas pluviais. *Ambiente Construído*, 14(1), 139-154. <https://doi.org/10.1590/S1678-86212014000100012>
- Vijayaraghavan, K. (2016). Green roofs: A critical review on the role of components, benefits, limitations and trends. *Renewable and sustainable energy reviews*, 57, 740-752. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.119>
- Viola, M. R., Mello, C. R. D., Acerbi Jr, F. W., & Silva, A. M. D. (2009). Modelagem hidrológica na bacia hidrográfica do Rio Aiuruoca, MG. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 13, 581-590.
- Wang, J., Li, X., Lu, L., & Fang, F. (2013). Parameter sensitivity analysis of crop growth models based on the extended Fourier Amplitude Sensitivity Test method. *Environmental modelling & software*, 48, 171-182.

ANEXO

Sub-bacia	Area (ha)	L (m)	W (m)	Ap (%)	Ai (%)	np	ni	S (%)	dp (mm)	di (mm)	CN
1	57.57	1091	527.67	20.94	79.06	0.29	0.01	9.92	5	2.5	75
2	43.09	995	433.06	17.75	82.25	0.25	0.01	10.68	5	2.5	74
3	92.25	1590	580.22	32.90	67.10	0.26	0.01	26.50	5	2.5	74
4	70.16	1461	480.22	38.29	61.71	0.69	0.01	17.22	5	2.5	70
5	223.31	2880	775.39	26.59	73.41	0.19	0.01	25.17	5	2.5	74
6	100.78	2000	503.89	25.20	74.80	0.19	0.01	20.55	5	2.5	75
7	59.04	1073	550.22	13.42	86.58	0.32	0.01	12.43	5	2.5	78
8	75.51	1600	471.92	16.41	83.59	0.26	0.01	20.10	5	2.5	76
9	77.03	1359	566.79	53.65	46.35	0.11	0.01	18.90	5	2.5	83
10	126.72	2032	623.63	28.16	71.84	0.21	0.01	22.35	5	2.5	79
11	52.36	1759	297.69	24.36	75.64	0.22	0.01	18.10	5	2.5	74
12	111.08	1740	638.40	15.04	84.96	0.27	0.01	13.34	5	2.5	75
13	272.44	2813	968.50	37.86	62.14	0.22	0.01	21.16	5	2.5	78
14	26.71	943	283.26	10.38	89.62	0.27	0.01	11.87	5	2.5	77
15	113.8	1741	653.65	9.62	90.38	0.35	0.01	11.92	5	2.5	77
16	185.1	2300	804.78	9.08	90.92	0.27	0.01	14.55	5	2.5	77
17	53.06	1223	433.87	15.38	84.62	0.25	0.01	12.48	5	2.5	75
18	37.07	1000	370.74	15.90	84.10	0.34	0.01	10.43	5	2.5	76
19	55.56	1325	419.33	14.75	85.25	0.33	0.01	9.86	5	2.5	77
20	140.98	2345	601.20	18.19	81.81	0.29	0.01	11.71	5	2.5	75
21	23.08	782	295.19	14.17	85.83	0.25	0.01	10.23	5	2.5	77
22	22.8	1047	217.80	18.36	81.64	0.26	0.01	8.65	5	2.5	77
23	29.84	895	333.40	44.98	55.02	0.22	0.01	9.55	5	2.5	74
Média	89.10	1564.96	514.38	22.67	77.33	0.27	0.01	15.12	5.00	2.50	76