



UFOP



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO

Universidade Federal de Ouro Preto

Escola de Minas – Departamento de Engenharia Ambiental

Curso de Graduação em Engenharia Ambiental



VICTOR BARYCZA FERNANDES RAMOS

**SIMULAÇÃO DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL CONSIDERANDO A PERDA
DO STATUS DE ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE URBANAS EM
OURO PRETO - MG**

Ouro Preto

2023

Simulação do escoamento superficial considerando a perda do status de Áreas de
Preservação Permanente urbanas em Ouro Preto – MG.

Victor Barycza Fernandes Ramos

victor.barycza@aluno.ufop.edu.br

Trabalho Final de Curso apresentado como
parte dos requisitos para obtenção do Grau de
Engenheiro(o) Ambiental na Universidade
Federal de Ouro Preto.

Data da aprovação: 17/03/2023

Área de concentração: Engenharia Ambiental

Orientador: Prof.^a Dr. Guilherme José Cunha Gomes

Ouro Preto

2023



FOLHA DE APROVAÇÃO

Victor Barycza Fernandes Ramos

Simulação do escoamento superficial considerando a perda do status de áreas de preservação permanente urbanas em Ouro Preto - MG

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Ouro Preto como requisito parcial para obtenção do título de Engenheiro Ambiental

Aprovada em 17 de março de 2023

Membros da banca

Prof. Dr. Guilherme José Cunha Gomes - Orientador (Universidade Federal de Ouro Preto)
Prof. Dr. César Falcão Barella - (Universidade Federal de Ouro Preto)
Prof. Dr. Alberto de Freitas Castro Fonseca - (Universidade Federal de Ouro Preto)

Guilherme José Cunha Gomes, orientador do trabalho, aprovou a versão final e autorizou seu depósito na Biblioteca Digital de Trabalhos de Conclusão de Curso da UFOP em 16/06/2023



Documento assinado eletronicamente por **Guilherme Jose Cunha Gomes, PROFESSOR DE MAGISTERIO SUPERIOR**, em 16/06/2023, às 15:54, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.ufop.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0542842** e o código CRC **42F301A4**.

Aos meus pais,

Solange Aparecida Barycza Fernandes Guedes e Valter Aparecido Ramos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, acima de tudo, a Deus pela perseverança, persistência e forças em todo meu processo de aprendizagem na graduação e por superar os desafios que vivenciei. Aos meus pais, Solange Aparecida Barycza Fernandes Guedes e Valter Aparecido Ramos por confiarem em mim, pelo suporte e apoio em todas as esferas para garantir que esse sonho fosse realizado e bem sucedido. Agradeço a todos os meus demais familiares pelo apoio emocional e me incentivando em meus caminhos.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Guilherme José Cunha Gomes, pela ajuda, incentivo, oportunidades e aprendizados que levarei para minha vida. A todos os professores do Departamento de Engenharia Ambiental (DEAMB) pelos conhecimentos transmitidos que me farão um melhor profissional do futuro. E à gloriosa Escola de Minas pelos seus maravilhosos discentes e docentes que me deram oportunidades de crescimento profissional com ensino de qualidade.

Ao fim, para todos os amigos de Ouro Preto pelo suporte pessoal, emocional e profissional, principalmente aos colegas 18.2 que juntos batalhamos até aqui hoje com perseverança e união. E à República Mataburro pela família que tenho para toda a vida, e pelos momentos acolhedores e apoio que tive ao longo dos anos de graduação. E a todos que, diretamente e indiretamente, contribuíram para minha jornada, conhecimentos e crescimento.

RESUMO

A gestão de áreas protegidas e o entendimento do escoamento superficial são cruciais para o estudo do comportamento das bacias hidrográficas e no desenvolvimento das áreas urbanas, uma vez que as respostas hidrológicas auxiliam na aplicação da gestão de recursos hídricos. O objetivo deste estudo examina os impactos hidrológicos a partir da simulação da redução de Áreas de Preservação Permanente (APPs) no município de Ouro Preto, Minas Gerais-Brasil, através dos efeitos das mudanças no uso do solo das bacias hidrográficas no regime de cheia. A realização da modelagem visa a compreensão das características hidrológicas das áreas urbanas de cinco micro bacias hidrográficas selecionadas em relação as suas áreas de preservação urbanas. As técnicas de sensoriamento remoto do Sistema de Informação Geográfica (SIG) em QGIS foram utilizados para caracterização das coberturas do solo, juntamente com o método do *Soil Conservation System-Curve Number (SCS-CN)* do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos para mensuração da geração de escoamento superficial. O estudo do uso e ocupação do solo (*LULC*) das bacias hidrográficas foi devidamente realizado para traçar a relação da mudança da cobertura nas respostas hidrológicas da área de estudo, caracterizadas pelos diferentes grupos hidrológicos de solo e do número de curva (*CN*) para simulação do escoamento. Os dados de precipitação foram obtidos a partir da Agência Nacional das Águas (ANA) que colaboram para a simulação do escoamento superficial para diferentes tempos de retorno. O estudo mostra que a área de estudo vivenciaria um pico de cheia graças a retirada de faixas de APPs urbanas em cenários de redução de 15m em até 26.21%, e em até 56.59% para 30m devido a retirada de 5.9% de presença florestal e 7.9% de vegetação rasteira. Assim, é necessário fortalecer a criação de áreas verdes e aplicação do licenciamento ambiental como prevenções às inundações e permitir que os sistemas de drenagem urbana sejam preservados. Logo, a metodologia e os resultados aqui descritos, podem providenciar a visualização da ocorrência de escoamento superficial e indicar as formas de mitigação contra enchentes localizadas para garantir melhor bem-estar urbano e ambiental para as bacias hidrográficas e suas áreas de preservação.

Palavras-chaves: impermeabilização, áreas urbanas, escoamento superficial, Áreas de Preservação Permanente, método *SCS-CN*, Ouro Preto/MG.

ABSTRACT

The management of protected areas and the understanding of surface runoff are crucial for the study of the behavior of watersheds and the development of urban areas, since hydrological responses help in the application of water resources management. The objective of this study examines the hydrological impacts from the simulation of the reduction of Permanent Preservation Areas (PPAs) in Ouro Preto, Minas Gerais-Brazil, through the effects of changes in the land uses of the watersheds in the flood regime. The modeling aims at understanding the hydrological characteristics of the urban areas of five watersheds selected in relation to their green areas. Remote sensing techniques from the Geographic Information System (GIS) in QGIS were used for land cover characterization, along with the Soil Conservation System-Curve Number (SCS-CN) method from the U.S. Department of Agriculture for measuring runoff generation. The study of land use and land change (LULC) of the watersheds was duly carried out to trace the relationship of the cover change in the hydrological responses of the study area, characterized by the different hydrological groups of soil and the curve number (CN) for simulation of the outflow. Precipitation data were obtained from the National Water Agency (ANA) which collaborate to simulate surface runoff for different return times. The study shows that the study area would experience a flood peak thanks to the removal of strips of urban PPAs in scenarios reduction of 15m by up to 26.21%, and by up to 56.59% for 30m due to the removal of 5.9% of forest presence and 7.9 % of grassland. Thus, it is necessary to strengthen the creation of green infrastructures and the application of environmental licensing to prevent flooding and allow urban drainage systems to be preserved. Therefore, the methodology and results described here can provide for the visualization of the occurrence of surface runoff and indicate ways of mitigating localized floods to ensure better urban and environmental well-being for the watersheds and their green areas.

Keywords: *waterproofing, urban areas, surface runoff, green areas, SCS-CN method, Ouro Preto/MG.*

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema dos componentes do ciclo hidrológico.....	21
Figura 2 - Representação em planta e corte de uma bacia hidrográfica.....	22
Figura 3 - Fluxograma metodológico.....	27
Figura 4 - Localização da área de estudo	29
Figure 5 - Características físicas das bacias hidrográficas.....	30
Figure 6 - Uso e ocupação do solo por bacia hidrográfica.....	35
Figure 7 - Cenários de redução de faixas de APPS nas bacias hidrográficas	38
Figure 8 - Gráficos de vazão de escoamento superficial ao longo dos tempos de retorno	44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Descrição da aquisição de dados.....	31
Tabela 2 - Descrição das classes de uso do solo identificadas.....	36
Tabela 3 - Usos do solo em Áreas de Preservação Permanente pelo mosaico do <i>RapidEye</i>	39
Tabela 4 - Mudanças no <i>LULC</i> em diferentes cenários por bacia hidrográfica.....	40

LISTA DE SIGLAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
- ANA - Agência Nacional de Águas
- APP - Área de Preservação Permanente
- CN - Curve Number*
- HEC-HMS - Hydrologic Modeling System* (Sistema de Modelagem Hidrológica)
- IDE Sisema - Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
- IDF - Intensidade-Duração-Frequência
- INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
- LULC - Land Use and Land Change* (Mudança no uso e ocupação do solo)
- NIR - *Near Infrared* (Infravermelho Próximo)
- PL - Projeto de Lei
- SCS - Soil Conservation Service*
- SIG - Sistema de Informações Geográficas
- SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação
- STJ - Supremo Tribunal de Justiça
- SWAT - Soil and Water Assessment Tool* (Ferramenta de Avaliação de Solo e Água)
- SWMM - Stormwater Management Model* (Modelo de Gestão de Águas Pluviais)
- Topodata - Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil
- Tr - Tempo de retorno
- UNESCO - Organização das Nações Unidas para a Educação, Organização Científica e Cultural

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 - Balanço de água global.....	21
Equação 2 - Retenção máxima do solo pelo número CN.....	25
Equação 3 - Retenção máxima do solo pelos dados de precipitação.....	25
Equação 4 - Coeficiente de abstração inicial.....	25
Equação 5 - Vazão de escoamento superficial.....	25
Equação 6 - Variação do número CN.....	33
Equação 7 – Variação da vazão de escoamento superficial.....	33
Equação 8 – Variação percentual da vazão de escoamento superficial.....	33

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVO GERAL	16
	2.1 Objetivos Específicos	17
	2.2 Estrutura do Texto	17
3	Revisão Bibliográfica.....	17
	3.1 Áreas de Preservação Permanente	17
	3.2 Urbanização	19
	3.3 Ciclo Hidrológico	19
	3.3.1 Bacias Hidrográficas.....	21
	3.3.2 Inundações e o escoamento superficial	23
	3.4 Modelagem hidrológica.....	24
	3.4.1 Geoprocessamento para modelagem hidrológica	25
	3.4.2 Método <i>SCS-CN</i>	25
4	MÉTODO	26
	4.1 Área de estudo	28
	4.2 Aquisição de dados	31
	4.3 Geoprocessamento.....	32
	4.4 Modelagem hidrológica.....	32
	4.5 Dados de precipitação.....	32
	4.6 Método <i>SCS-CN</i>	33
	4.7 Simulação de cenários	33
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
	5.1 Panorama atual das APPs e do uso do solo	34

5.2	As mudanças no uso e ocupação do solo.....	39
5.3	O escoamento superficial nos cenários.....	43
5.4	Limitações e propostas	46
6	CONCLUSÃO	49
6.1	Considerações e recomendações	50
7	REFERÊNCIAS.....	52

1 INTRODUÇÃO

A expansão das áreas urbanas se mostrou nas últimas décadas um fenômeno preocupante no que se diz respeito à proteção do meio ambiente e de seus recursos naturais. O crescimento desenfreado das cidades acarreta em diversas consequências e respostas ambientais devido às alterações nos ecossistemas, danos aos habitats, degradação e poluição dos corpos d'água (Koehn et al., 2011; Zafar et al., 2019). A rápida urbanização propicia a intensa substituição de áreas vegetadas por superfícies urbanas impermeáveis (McGrane, 2016; Rawat et al., 2017; Akter et al., 2018; Zhou et al., 2019), causando alterações no sistema hidrológico urbano.

Kim et al. (2017) denota que essa rápida expansão decorre pela alta taxa do crescimento demográfico, da economia, agricultura e desenvolvimento urbano-industrial que alteram os sistemas geoquímicos (Zhang et al., 2015; Xu et al., 2020) e hidrológicos das bacias hidrográficas. Somado com as contribuições das mudanças microclimática graças à degradação dos ecossistemas e sua biodiversidade (Kang et al., 2013; Ma et al., 2020; Song et al., 2020), fragmentação das paisagens naturais (Rezende et al., 2018) e aumento da emissão dos gases do efeito estufa (De Souza Neto et al., 2018).

As mudanças climáticas em nível local alteram diretamente os fenômenos atmosféricos, tais como abordado por Liu et al., (2014) pelas alterações na ocorrência de fortes precipitações que são os principais causadores de inundações urbanas (Zhou et al., 2019; Xu et al., 2020; Fischer et al., 2021). A expansão das superfícies impermeáveis nas áreas urbanas facilita com que este fenômeno ocorra de forma mais frequente, uma vez que esse tipo de superfície não colabora para que o processo de infiltração no solo ocorra e contribuindo para o aumento do escoamento superficial. Com isso, a intensa urbanização incentiva as mudanças ambientais na escala das bacias hidrográficas e levando ao meio ambiente a não suportar o aumento de escoamento. Isto obrigou as cidades criarem melhores sistemas de captação de água pluvial por meio de drenagens urbanas, como as exemplificações apresentadas por Kang et al., (2013) pela substituição das drenagens naturais por artificiais. Diversos estudos anteriores apresentam a relação da mudança no uso e ocupação do solo (*LULC-Land Use and Land Change*) com eventos hidrológicos, principalmente pelo aumento de vazão (Zhang et al., 2015; Liu et al., 2017; Zhou et al., 2017; Xie et al., 2018; Mousavi et al., 2019; Avashia et al., 2020; Song, et al., 2020) e afetando o transporte de sedimentos (Boongaling et al., 2018; Nampak et al., 2018). As áreas verdes são, também, focos desses estudos que almejam compreender seus efeitos hidrológicos nas áreas urbanas (Liu et al., 2014; Zhang et al., 2015; Liu et al., 2018; Zhou et al., 2019). Essas áreas vegetadas se caracterizam por infraestruturas verdes em espaços urbanos

(Huang et al., 2015; Zellner et al., 2016; She et al., 2021) que funcionam como superfícies permeáveis que mitigam o aumento de escoamento, no controle de poluição do ar e das águas, e na redução do fenômeno de ilhas de calor (Liang et al., 2021). Portanto, de acordo com Wang et al., (2008) e Kim et al., (2017), as áreas vegetadas em ambientes urbanos podem auxiliar na preservação do ecossistema local e promover benefícios à saúde, bem estar social e aumento do valor econômico das comunidades.

As Áreas de Preservação Permanente (APPs) são definidas por diferentes critérios espaciais e locacionais que resultam em áreas protegidas em zonas rurais e urbanas. Santos et al., (2015) e Rezende et al., (2018) apresentam essas áreas como garantia de proteção à biodiversidade, da fauna e flora, recursos naturais para preservação do meio ambiente e bem-estar humano. Segundo os termos da Lei nº12.651 de 2012 são:

“Áreas cobertas ou não por vegetação nativa, e possuem a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas”. (BRASIL, 2012).

As faixas de APPs apresentadas neste estudo se enquadram como espaços verdes que muitos estudos anteriores apontam, pois se tratam de áreas vegetadas em ambientes urbanos. Por isso, as faixas de APPs urbanas se mostram como importantes reguladoras hidrológicas, como demonstrado por Biggs et al., (2019) na mitigação do escoamento pelos processos de interceptação, evapotranspiração e infiltração (Silva et al., 2020; Arantes et al., 2021) e possibilitam a conservação dos ecossistemas locais (Azevedo de melo et al., 2021). Oliveira et al., (2017) aborda a degradação e usos ilegais da terra por atividades antrópicas variadas sobre as áreas verdes, como as faixas de APPs urbanas que sofrem pelo aumento da impermeabilização.

Santos et al., (2015) apresenta que a retirada das faixas ocorre, principalmente, em APPs relacionadas às hidrografias e nascentes. Então, a ocupação e retirada das faixas de APPs de mata ciliar são facilitadas por leis que flexibilizam o processo de ocupação e consequente impermeabilização destas áreas verdes em regiões urbanas consolidadas, afetando sua proteção (Liu et al., 2017; Xie et al., 2018; Ma et al., 2020; Horton et al., 2021) e não assegurando as funções ecológicas e hidrológicas de rios circundantes. O Projeto de Lei (PL) nº 2510/2019 é um exemplo recente da tentativa de modificação das faixas de APPs de 30 metros para 15

metros de cursos d'água em áreas urbanas. A tentativa vai em oposição a Lei de Proteção a Vegetação Nativa de 2012, coloquialmente conhecida como o Novo Código Florestal, que protege essas áreas em até 500 metros de recursos hídricos e suas nascentes, em reservatórios artificiais, em áreas litorâneas de manguezais, em montanhas maiores que 100 metros de altura e áreas maiores que 1800 metros de altitude (BRASIL, 2012).

A fim de verificar as alterações hidrológicas pela redução das faixas de APPs de mata ciliar, a modelagem hidrológica é utilizada como forte ferramenta para estimar o escoamento superficial e prever incidentes de inundações em áreas urbanas a partir de eventos de precipitação (Kang et al., 2013; Liu et al., 2014; Tang et al., 2017; Zafar et al., 2019; Rammal et al., 2020). O uso da modelagem pode ser relacionado com os dados de *LULC* das bacias e suas características físicas através do Sistemas de Informações Geográficas (SIG) (Koehn et al., 2011; Rawat et al., 2017; Szwagrzyk et al., 2018; Hu et al., 2020). Com isso, a simulação feita com o modelo hidrológico para estimar o aumento de vazão de escoamento está intrinsecamente relacionada aos dados do uso do solo das bacias. Então, a fim de estimar a vazão resultante em bacias urbanas e rurais, o modelo do *Soil Conservation Service (SCS-CN)* do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos é empregado em várias escalas de bacia hidrográfica de 0,25 a 1000 km² (Koehn et al., 2011; Ajmal et al., 2015; Shirazi et al., 2016; Rawat et al., 2017; Szwagrzyk et al., 2018; Zhou et al., 2019; Cao et al., 2020; Hu et al., 2020; Xu et al., 2020; Ling et al., 2020; Liang et al., 2021), se mostrando um modelo apropriado para aplicação nas pequenas bacias rurais de Ouro Preto.

Os resultados adquiridos pelo conhecimento dos estudos hidrológicos e da degradação de ambientes naturais representadas pelas APPs auxiliam no entendimento da natureza hidrológica dessas áreas nativas e sua relação com o escoamento superficial. Uma vez que assegurar suas funções ajudam a entender sua influência na redução do escoamento. Estes resultados contribuem para a correta gestão das águas e das bacias hidrográficas, na implementação de formas de mitigação contra inundações e na proteção integral de áreas nativas protegidas.

2 OBJETIVO GERAL

Avaliar os impactos do acréscimo da vazão de escoamento superficial em frente a redução das faixas de APPs urbanas no município de Ouro Preto, Minas Gerais-Brasil.

2.1 Objetivos Específicos

- Analisar os eventos conhecidos da série histórica de precipitação, classificação do *LULC* das bacias hidrográficas e delimitação das faixas de APPs de mata ciliar.
- Adotar a modelagem hidrológica *SCS-CN* para averiguação do aumento do escoamento superficial a partir da análise das mudanças do *LULC* dentro das bacias e pela redução das APPs urbanas.
- Simular diferentes cenários de escoamento superficial pela redução das faixas de APPs em 15 metros e 30 metros.

2.2 Estrutura do Texto

O trabalho está dividido em 6 (seis) capítulos e seguindo as normas estabelecidas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT. A primeira secção introduz o trabalho com a problemática envolvida. O segundo apresenta os objetivos do trabalho. O próximo capítulo aborda a revisão bibliográfica aplicada na definição dos termos do estudo. Seguindo da metodologia utilizada, apresentando a área de estudo e as bacias hidrográficas selecionadas com suas respectivas ocupações do solo, e a modelagem hidrológica para mensurar o escoamento superficial ao longo dos diferentes cenários simulados. A secção 5 aborda os resultados obtidos. E a secção 6 discute os achados para posterior análise das conclusões a fim de responder a problemática envolvida no projeto de pesquisa.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Áreas de Preservação Permanente

Durante as formulações do século passado para garantir a maior proteção de áreas nativas, surgiu-se na década de 1980 medidas para regulamentação da extensão das faixas de APPs ao redor de cursos d'água, definindo áreas prioritárias de mata ciliar em 80 metros para corpos d'água inferiores a 10 metros de largura. As APPs, então, foram definidas e caracterizadas como áreas protegidas, vegetadas ou não, que possuem função de preservação ambiental nas esferas física, biológica e socioeconômica. A gestão de suas faixas de mata ciliar desde a década de 80 se mostrou um avanço na legislação ambiental devido ao aparecimento de enchentes e perdas econômicas graças a degradação do meio ambiente natural. Posteriormente, a Lei de Proteção

a Vegetação Nativa foi publicado através da lei nº 12.651 de 2012, revogando a antiga lei de 1965, a fim da maior preocupação com as áreas permanentes e remunerar os empreendedores rurais que protegessem estas áreas, atividade denominada de Pagamentos de Serviços Ambientais. A nova lei, em seu capítulo II, especifica sobre as APPs e disposições de sua proteção, determinando que a “Área de Preservação Permanente deverá ser mantida pelo proprietário da área, possuidor ou ocupante a qualquer título, pessoa física ou jurídica” (BRASIL, 2012).

Assim, a supressão de vegetação nativa ou qualquer intervenção nessas áreas protegidas, seja em propriedades públicas ou privadas, serão permitidas em situações de utilidade pública, interesse social comum ou em casos de baixo impacto ambiental. E havendo a permissão de entrada de pessoas e animais para acesso a água e atividades de impacto insignificante. A nova lei também classifica as áreas de APPs, sejam em zonas rurais ou urbanas, com as seguintes condições:

- a) Faixas marginais de qualquer curso d'água perene ou intermitente, exceto os efêmeros;
- b) Entorno de lagoas e lagos naturais;
- c) Entorno de reservatórios artificiais, devido ao represamento de cursos de água naturais, passíveis de processo de licenciamento ambiental;
- d) Entorno de olhos d'água perenes e nascentes em raio mínimo de 50 metros;
- e) Áreas com declividade superior a 45 graus, inclinação média maior que 25 graus, altitudes maiores de 1800 metros e alturas maiores de 100 metros;
- f) Áreas de restingas fixadoras de dunas e estabilizadoras de mangues nas zonas litorâneas;
- g) Áreas de manguezais;
- h) Áreas de veredas com zonas encharcadas/brejosas com largura mínima de 50 metros.

Além das áreas especificadas anteriormente, zonas florestais e de outras formas de vegetação também são citadas como áreas de APPs devido ao interesse social envolvido. Aqui, a importância social dessas áreas se resume na proteção de áreas úmidas, defesa do território nacional, bem-estar social, faixas de proteção ao longo de estradas e ferrovias, garantir o paisagismo e sítios de beleza de valores culturais, históricos e científicos; proteger espécies de fauna e flora em extinção; proteger zonas de várzea, veredas e restingas; e reduzir erosão de solos, deslizamentos e ocorrência de enchentes. Então, as florestas se mostram como principais

responsáveis em garantir a conservação dos solos, da água e da biodiversidade nacional, destacando-se a importante contribuição da Mata Atlântica definida no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) através da Lei nº 9.985/2000 para criação, implantação e gestão das Unidades de Conservação.

As zonas rurais consolidadas também foram definidas na nova Lei nº 12.651/2012 para maior proteção das áreas permanentes, que anteriormente eram degradadas nas grandes propriedades rurais sem devida legislação e beneficiando pequenos produtores. Aqui, as propriedades rurais em até 4 módulos fiscais (5 a 110 hectares) podem realizar atividade econômicas nas áreas protegidas, mas com correto manejo e gestão ambiental aplicados para manter a qualidade da água e do solo. No município de Ouro Preto, essas propriedades se caracterizam em até 20 módulos fiscais (aproximadamente 300 hectares).

3.2 Urbanização

A urbanização se origina pelo aumento do crescimento populacional e da demanda por recursos naturais que estão continuamente em exploração. A expansão das áreas urbanas no território ao longo dos anos acarretou em mudanças ambientais e consequências negativas ao bem-estar humano e ao meio ambiente local, tais como as mudanças no *LULC* com a substituição de áreas vegetadas permeáveis por outras estruturas construídas pela ocupação humana. Essas alterações temporais e espaciais da urbanização causam impactos diretos e indiretos nas funções diversas nos limites das bacias hidrográficas (Kim et al., 2017; Koehn et al., 2011; Zafar et al., 2019).

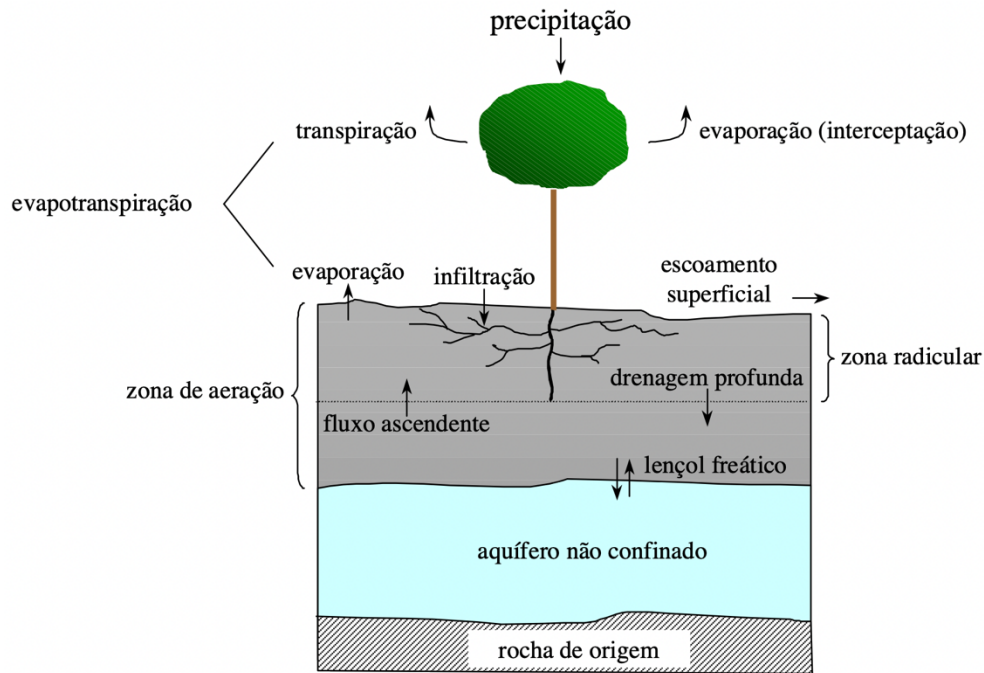
3.3 Ciclo Hidrológico

O ciclo hidrológico mostra a movimentação contínua da água dentro da hidrosfera, que se resumem em um fluxo da água presente no solo, vegetação, oceano, rios, lagos, lagoas, aquíferos e outros corpos de água. Por isso, a água passa por um ciclo percorrido por seus três estados da matéria- sólida, líquida e gasosa. O ciclo se inicia com a evaporação que ocorre nos diferentes corpos d'água, cujo vapor se concentra nas camadas mais altas da atmosfera que sofrerão posterior condensação em nuvens das partículas de água a serem precipitadas, em decorrência das massas de ar e da força da gravidade. Após a queda da água na superfície, ocorre os processos de: interceptação e armazenamento em depressões no terreno (a água é retida em construções, relevos, copas de árvores e demais vegetações, e depois evaporada),

evaporação (a água interceptada retorna a atmosfera em forma de gás), infiltração (água percola no solo e fica retida em seus espaços vazios, e usada pelas raízes de plantas para ocorrer a transpiração), escoamento subterrâneo (a água infiltrada alcança lençóis freáticos, escoando e alimentando aquíferos) e escoamento superficial (a capacidade de armazenamento da água em depressões de terreno é excedida devido a precipitação efetiva, escoando superficialmente e alimentando corpos d'água superficiais). Ao final, o destino de todos os caminhos que a água percorre são os corpos d'água na superfície e oceano, onde ocorrerá novamente a evaporação e evapotranspiração de vegetação para formação de nuvens na atmosfera e, depois, ocorrer a precipitação. Assim, formando um contínuo ciclo da hidrosfera.

De forma resumida, o solo é considerado como um reservatório natural para armazenamento de água ao longo do tempo, e o balanço de água no solo também é considerado na entrada e saída do sistema. A principal entrada é a precipitação, que é interceptada pelo dossel da vegetação que irá atingir a superfície do solo e corpos d'água. A água interceptada pode ser retida na vegetação e evaporar para a atmosfera, ou percorrer os caminhos do solo pelo processo de infiltração. A água não infiltrada pode escoar superficialmente dependendo das características da superfície. A infiltração da água no perfil do solo se destina aos corpos hídricos subterrâneos denominados lençóis freáticos e aquíferos, os quais possuem variadas classificações. Esses processos são resumidos na Figura 1, que apresenta esquematicamente os componentes envolvidos no ciclo hidrológico e suas relações em superfície e subsuperfície.

Figura 1- Esquema dos componentes do ciclo hidrológico



Fonte: RENNÓ et al., 2023.

Este ciclo de entradas e saídas da água no sistema é descrito através da Equação 1 pelo balanço de água global.

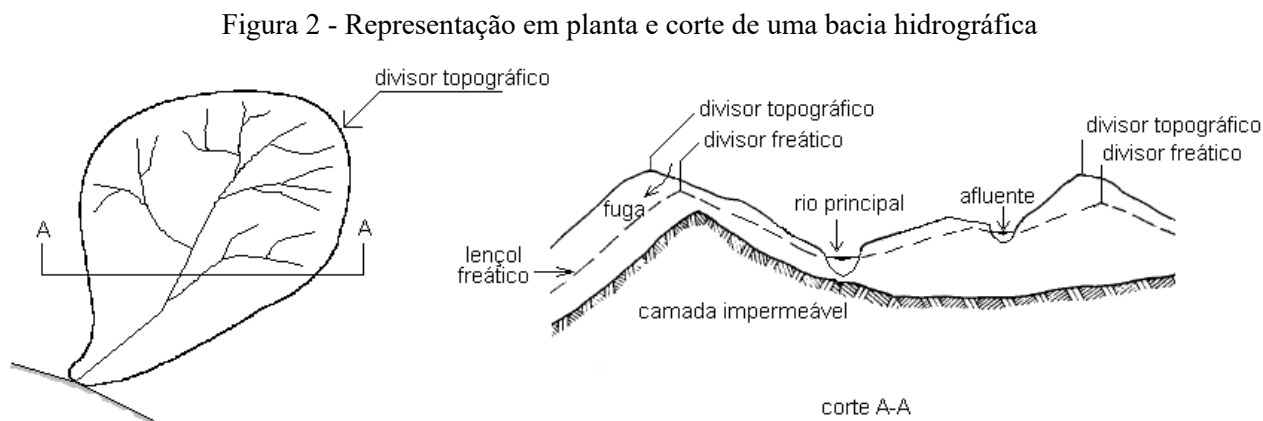
$$[P + R_E + G_E] - [E + T + R_S + G_S] = \Delta S \quad eq. (1)$$

onde P = precipitação, R = escoamento superficial, G = escoamento subterrâneo, E = evaporação, T = transpiração e S = armazenamento. Os índices “e” e “s” referem-se às quantidades de entrada e saída da água. A formulação pode ser escrita para os componentes em termos de volume [L³], vazão [L³T⁻¹] ou comprimento [L].

3.3.1 Bacias Hidrográficas

As bacias hidrográficas são caracterizadas como áreas definidas topograficamente como divisores de água e drenadas por cursos d'água em toda a sua extensão, sejam efêmeros, intermitentes ou perenes. Então, são consideradas um sistema físico coletor da água precipitada que cai em superfície e converge em uma única seção de saída (foz ou exultório). Nos limites espaciais das bacias, observa-se os processos da equação do balanço hídrico (Equação 1), em que a própria bacia é o volume de controle, a entrada é a precipitação, e a saída o escoamento do volume de água no exultório. As perdas também são consideradas, sendo elas as perdas por infiltração (também consideradas como acúmulos do sistema) e evapotranspiração. As bacias,

além de caracterizadas pelos divisores de água topográficos que influenciam no escoamento superficial, contém os divisores subterrâneos caracterizados pelas formações geológicas que estabelecem os limites dos corpos d'água freáticos. A Figura 2 ilustra essas divisões por um corte em planta de uma bacia hidrográfica, e um corte transversal para identificação do divisor subterrâneo.



Fonte: Vilella et Mattos (1975).

As características físicas das bacias hidrográficas são outro importante fator para observar, devido ao comportamento da água ser diferente entre as bacias. Duas bacias com as mesmas condições climáticas, por exemplo, apresentam diferentes formas de escoamento superficial. Estes diferentes comportamentos se devem pelas características das drenagens e os aspectos físicos das áreas drenadas, por exemplo as bacias mais íngremes apresentam maior vazão de escoamento superficial. Então, o comportamento hidrológico dentro das bacias depende das características físicas, e como consequência as mudanças no regime hidrológico. Logo, o conhecimento destas características permite observar as mudanças do regime no tempo e espaço. Nas bacias hidrográficas, a declividade também influencia na velocidade do fluxo de escoamento, como também a evaporação, precipitação e temperatura que também são alterados pelas altitudes. Então, o relevo é um dos principais fatores que influenciam nos processos hidrológicos dentro dos limites das bacias. Além da geologia local, a morfologia também é característica, normalmente em formatos de leques ou peras para bacias com grandes drenagens; e as pequenas bacias podem ter formatos variados. Entretanto, as formas mais arredondadas tentem a ocorrer maiores chances de inundação em suas partes mais baixas.

Ao final, as bacias são alvo de muitos estudos para utilização em modelos hidrológicos visto a presença dos estudos dos fluxos de água. Então, apesar do ambiente terrestre global e o ciclo da água em nível mundial sejam um sistema fechado, deve-se considerar que o balanço

hídrico em pequenas unidades de bacias como um sistema aberto, o que facilita nos estudos e simplificações para aplicação de modelagens, como abordado por RENNÓ et al., (2023).

3.3.1.1 Uso e ocupação do solo

As mudanças intensas no solo e as ocupações ao longo dos tempos nas bacias hidrográficas derivam da rápida urbanização (Zhang et al., 2015; Zafar, et al., 2019, Xu et al., 2020) graças ao aumento da população, a qual tende a aumentar até 2050 de forma exponencial e levando ao desenvolvimento das áreas urbanas. Este fenômeno acarreta na substituição da vegetação e solos por superfícies impermeáveis para a construção civil e demais atividades humanas de fins econômicos. Essas mudanças influenciam diretamente no ciclo biogeoquímico, hidrológico, processos climáticos, nos ecossistemas e suas biodiversidades. Assim, as mudanças no *LULC*, apesar de trazerem oportunidades econômicas e sociais, introduzem a muitos impactos ambientais negativos, tais como a perda da biodiversidade, poluição do ar atmosféricos, lançamento de gases estufa, fenômeno de ilha de calor, aumento de escoamento superficial e entre outros impactos.

3.3.2 Inundações e o escoamento superficial

As alterações no uso do solo e ocupações indesejadas, sem prévio estudo, possibilitou o aumento de riscos de inundações em ambientes urbanos nas últimas décadas (Kim et al., 2017; Xu et al., 2020), devido as mudanças de clima que tornaram mais propenso estes eventos graças as chuvas de curta duração e grande intensidade. Somando a conversão de áreas vegetadas nativas por atividades econômicas. As superfícies vegetadas possuem capacidade de interceptar grandes quantidades de água precipitada, levando aos processos de infiltração no subsolo e evapotranspiração. Enquanto a presença da impermeabilidade aumenta o volume de escoamento graças a impossibilidade de infiltração. Assim, houve necessidade de desenvolvimento da gestão de águas pluviais e drenagens urbanas a fim de possibilitar na diminuição dos riscos do aumento de vazão, juntamente com as mudanças nas áreas permeáveis. A geomorfologia das bacias hidrográficas também colabora para a formação da inundação, como abordado no item 3.3.1. Através disso, a forma da bacia hidrográfica em função das inundações está relacionada ao tempo de concentração (t_c), que caracteriza como o tempo necessário, a partir do início da precipitação, para que toda a bacia escoar a água até seu exultório.

3.4 Modelagem hidrológica

As modelagens hidrológicas são potentes ferramentas para uma representação matemática do comportamento do ciclo hidrológico no que diz respeito ao fluxo da água na superfície ou subsuperfície, auxiliando na criação de simulações computacionais de processos físicos que ocorrem no tempo e espaço (Pullar et Springer, 2000). Em outras palavras, o entendimento dos modelos depende da compreensão dos processos que ocorrem no ciclo hidrológico (item 3.3), uma vez que a maioria destes modelos apresentam a distribuição espacial e temporal desses processos. Isto é, os modelos permitem simular os movimentos da água desde sua precipitação na entrada até as saídas pelo escoamento e evapotranspiração. Pessoa et al., (1997) indaga que o Brasil ainda vive um cenário de desenvolvimento na utilização dessas modelagens, principalmente vinculadas as mudanças no *LULC* nas bacias hidrográficas devido a falta de dados de entrada (*input* de dados) e outras informações necessárias para descrever as mudanças hidrológicas em termos temporais e espaciais. Blainski, et. al., (2020) reforça este fato, uma vez que há a necessidade de cada vez mais o desenvolvimento da modelagem hidrológica em frente a intensa degradação e contaminação de recursos hídricos. Portanto, o desenvolvimento da aplicação desta tecnologia visa maior uso sustentável dos recursos naturais.

Muitas literaturas apresentam diferentes metodologias de modelagem para quantificação da vazão. Principalmente, cenários de escoamento superficial em frente as mudanças no *LULC* das bacias hidrográficas, como apresentado por Song et al. (2020) no uso do *Hydrologic Modeling System* (HEC-HMS) para grandes bacias. Boongaling et al., (2018), Ma et al., (2020) e Chim et al., (2021) se utilizam da ferramenta do *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) para modelar o fluxo da água superficial. Enquanto Mei et al., (2018), Silva et al., (2020) e She et al., (2021) abordam a aplicação do *Stormwater Management Model* (SWMM) em superfícies permeáveis como áreas verdes em ambientes urbanos. Todavia, a dificuldade de manipulação e implementação de alguns modelos é desafiador para muitos gestores graças a complexidade na obtenção de dados observáveis, acarretando na geração de erros na mensuração da vazão resultante (Ajmal et al., 2015; Liu et al., 2018). Nesse panorama, surge-se a metodologia de modelagem *SCS-CN* para amplo emprego em bacias hidrográficas ao redor do globo em diferentes cenários de alterações no solo e meio ambiente.

3.4.1 Geoprocessamento para modelagem hidrológica

As modelagens hidrológicas se mostram, portanto, fortes ferramentas para predição de impactos ambientais. Sua utilização junto a gestão de bacias hidrográficas e estudos do *LULC* permitem aplicar simulações mais realistas e detalhadas em frente as mudanças ambientais, por exemplo da análise da quantidade de água nos processos do ciclo hidrológico. Para fomentar e aprofundar essas análises, e evitar as limitações de falta de dados, o Sistemas de Informações Geográficas (SIG) é amplamente usado para gerenciamento de dados espaciais (Blainski et. al, 2020). Sua implementação junto aos modelos hidrológicos existentes permite um grande desenvolvimento na gestão de bacias hidrológicas. Portanto, sendo uma forte ferramenta para auxiliar nas simulações e na visualização de cenários passados e futuros (Bouraoui et al., 1997).

3.4.2 Método SCS-CN

A metodologia *SCS-CN* é baseada no balanço global de água (Equação 1), o qual mostra que existe uma proporção de escoamento superficial real para o escoamento potencial máximo, e é equivalente a proporção da retenção real para sua retenção máxima, conforme Liu et al., (2018). A capacidade de retenção das superfícies em função do parâmetro *CN* (Equação 2) e precipitação máxima (Equação 3) são ponderadas. A precipitação efetiva de chuva e o coeficiente de abstração inicial *Ia* (Equação 4) são considerados para a determinação da vazão de escoamento (Equação 5), definindo o coeficiente de abstração *lambda* como 0,2 de acordo com a metodologia *SCS-CN* para $P > Ia$.

$$S = \frac{2400}{CN} - 25 \quad Eq. (2)$$

$$S = \frac{(P - 0.25)^2}{(P + 0.85)} \quad Eq. (3)$$

$$Ia = 0.2S \quad Eq. (4)$$

$$Q = \frac{(P - Ia)^2}{P - Ia + S}, \text{ para } P > Ia \quad Eq. (5)$$

onde *S* é a retenção máxima do solo (mm), *CN* é o número de curva, *P* é a precipitação acumulada (mm), *Ia* o coeficiente de abstração inicial e *Q* a vazão de escoamento superficial (mm), respectivamente.

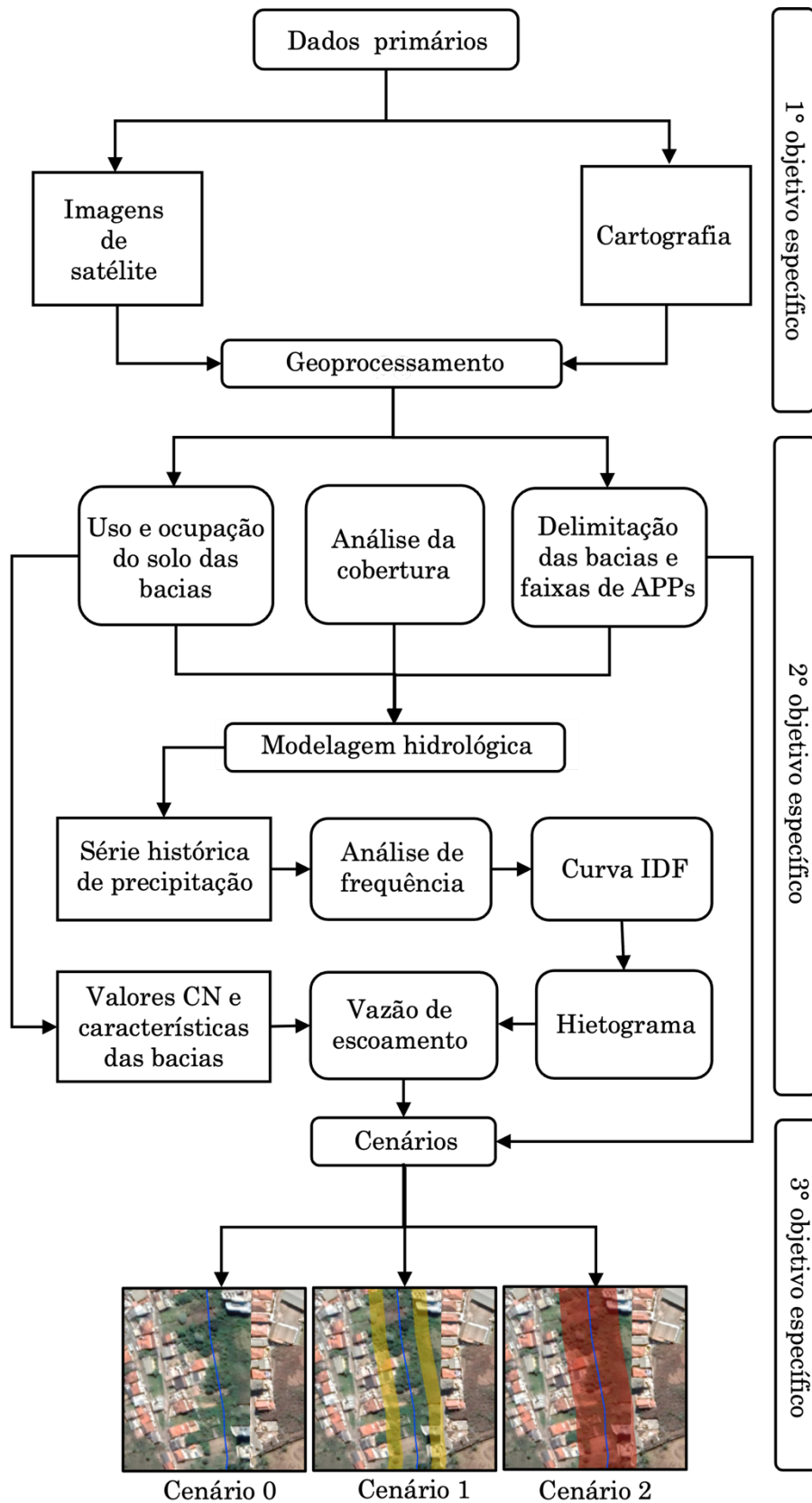
Além, o método *SCS-CN* apresenta o parâmetro *CN* como um fator decisivo para caracterização do solo e quantificação do escoamento, uma vez capaz de classificar a superfície

da área de estudo em valores que variam de 1 a 100, considerado na formulação do *SCS-CN* (Equação 2) em função dos diferentes grupos hidrológicos de solos e uso e ocupação das bacias.

4 MÉTODO

Este capítulo apresenta o desenvolvimento da pesquisa, através de uma abordagem quantitativa, tratamento de dados e os procedimentos adotados. A estrutura proposta para a seleção de dados, das bacias hidrográficas e do modelo hidrológico engloba a aquisição de dados da área com suas devidas características físicas, geoprocessamento das imagens de satélite, modelagem hidrológica e simulação de cenários. A Figura 3 fornece uma visão geral esquemática da metodologia proposta. As próximas subseções descrevem as diferentes etapas do fluxograma apresentado.

Figura 3 - Fluxograma metodológico

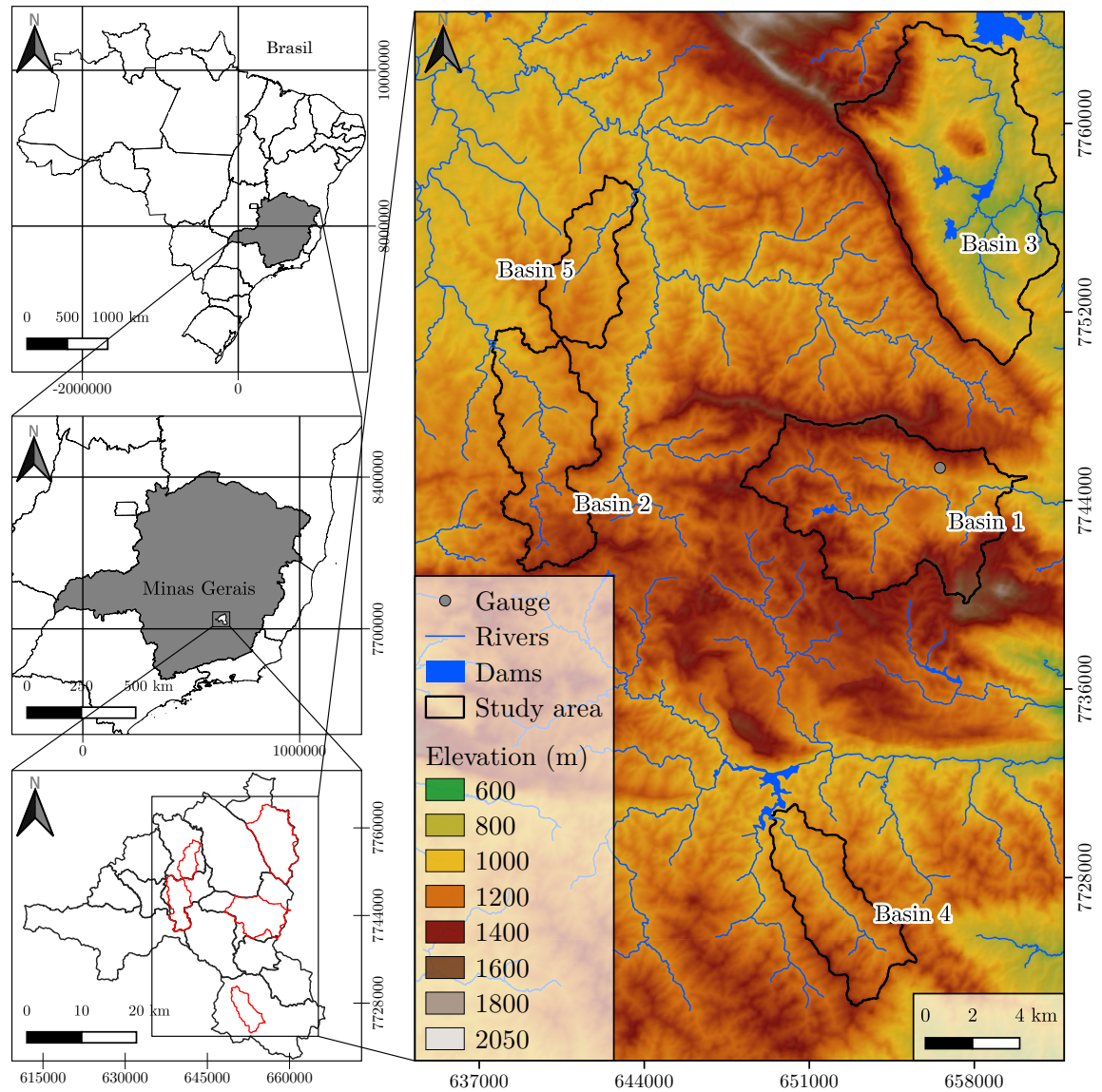


Fonte: autoria própria (2023).

4.1 Área de estudo

A fundação de Ouro Preto se deu no final do século XVII e como um importante polo de mineração de ouro do território nacional. O município já foi considerado capital do estado federativo devido as suas riquezas, e, devido a sua trajetória histórica, declarada Centro do Patrimônio Mundial pela Organização das Nações Unidas para a Educação, Organização Científica e Cultural (UNESCO). A extração mineral nas regiões ouropretanas se estende até os dias atuais graças aos avanços em pesquisas de mineração que permitem a extração de outros corpos de minério, tais como os minérios de alumínio e ferro principalmente. Esta importante região mineral do Estado de Minas Gerais pertencente ao Quadrilátero Ferrífero, se deve por sua localização geográfica montanhosa com diversidade de características geológicas, pedológicas e litológicas predominantes da formação campestre (Fonseca et al., 2022). A região também consta com locais de cabeceiras de considerável recarga hídrica de duas principais bacias hidrográficas - a Bacia do Rio Doce e do São Francisco. Dado essas informações, a localização geográfica das áreas de estudo, suas drenagens e demais características de relevo são apresentados na Figura 4 abaixo. Ressaltando que as bacias hidrográficas estudadas foram definidas para englobar as áreas urbanizadas dos distritos do município de Ouro Preto.

Figura 4 - Localização das áreas de estudo



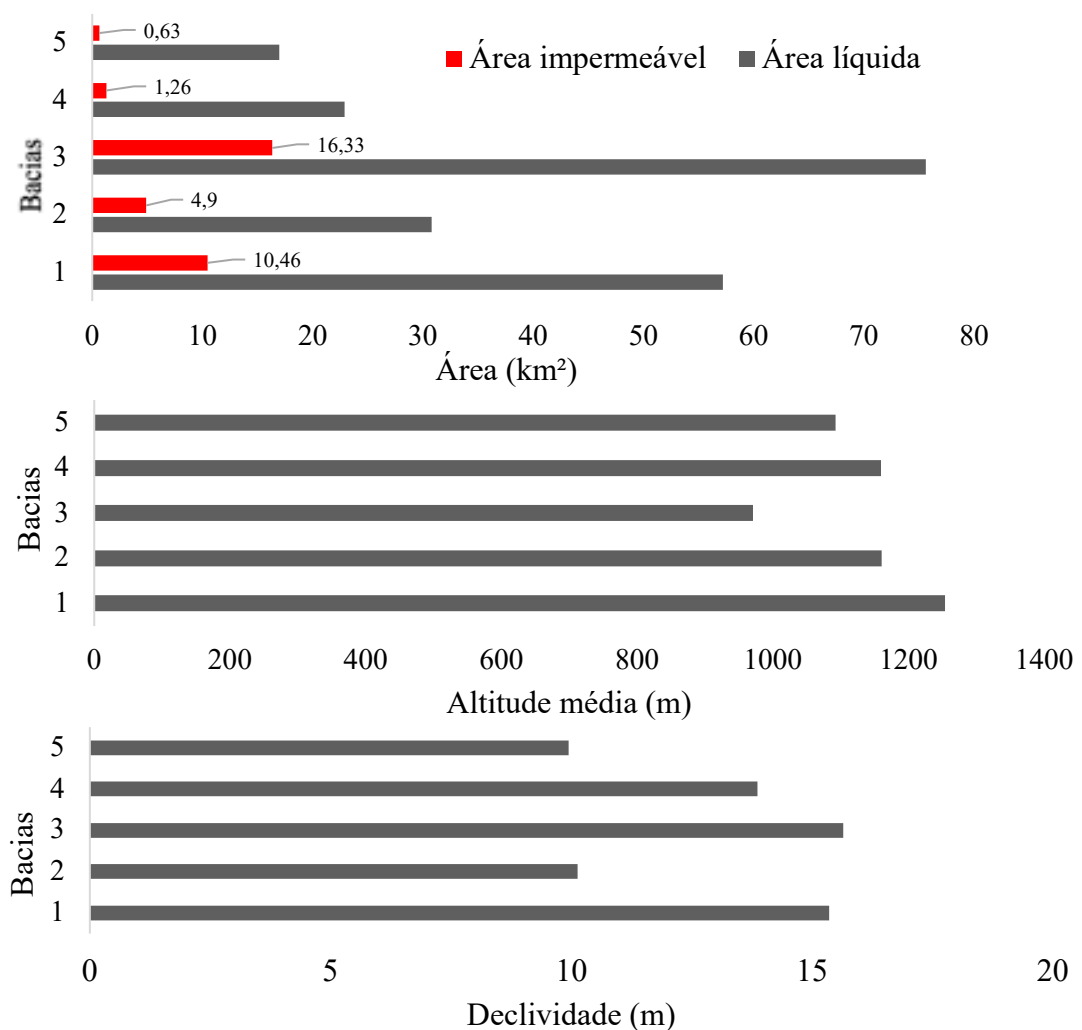
Fonte: autoria própria (2023).

A partir da Figura 4, observa-se a característica montanhosa local da região que colabora para que os fenômenos ambientais ocorram nas bacias hidrográficas em estudo. Nesse cenário, o município de Ouro Preto vivencia ocorrências de alterações hidrológicas e geológicas que acarretam em consequências para o meio urbano, tais como deslizamentos de encostas por instabilidade geológica, e inundações devidas às alterações climáticas e do uso do solo. Então, para averiguação da ocorrência de inundações em meio urbano devido às mudanças no *LULC*, foram selecionadas cinco microbacias hidrográficas que correspondem à cinco distritos do município: a Bacia do Rio do Carmo (bacia 1), no distrito sede; a Bacia do Rio Maracujá (bacia

2), no distrito de Cachoeira do Campo; a Bacia do Rio Gualaxo do Norte (bacia 3), no distrito de Antônio Pereira; a Bacia do Ribeirão de Santa Rita (bacia 4), no distrito de Santa Rita de Ouro Preto; a Bacia do Córrego da Cachoeira (bacia 5), no distrito de Glaura. Os distritos anteriormente mencionados sofrem frequentemente com processos hidrológicos, tais como os fenômenos de inundação, enxurradas e solapamento. Assim, a utilização da plataforma de metadados geoespaciais do MapBiomas (2019) foi consultada para caracterização das coberturas do solo e aplicadas no método *SCS-CN* através dos dados SIG que classificam as superfícies das bacias de 2000 a 2019. Logo, visando simular o fenômeno hidrológico de aumento de escoamento pelas mudanças no *LULC*.

A Figura 5 a seguir mostra as características físicas das bacias, tais como área total e área impermeabilizada na região urbana, a altitude e declividade médias.

Figure 5 - Características físicas das bacias hidrográficas



Fonte: autoria própria (2023).

A Figura 5 mostra que as bacias possuem elevações médias em torno de 1000 metros de altitude e inclinação média de 12 graus por se situarem em uma região montanhosa. E as áreas impermeáveis dizem respeito aos usos do solo que não favorecem no processo de infiltração, resultando em valores altos de escoamento superficial devido as áreas urbanizadas, solos expostos e afloramentos rochosos característicos da região de altitude.

4.2 Aquisição de dados

Os dados utilizados neste estudo foram obtidos a partir de bancos de dados governamentais e repositórios digitais disponíveis em diferentes formatos como vetorial, matricial (*raster*) e em planilhas, exemplificados na Tabela 1. Os dados de precipitação e as informações geoespaciais de hidrografia foram obtidos da Agência Nacional de Águas (ANA) que possui os valores de precipitação máxima para a série de 35 anos, oriundos de uma estação pluviométrica (Figura 4). As imagens de satélite do *RapidEye* (2013) utilizadas para a obtenção do *LULC* da região foram obtidas no Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) com resolução espacial de 5 metros em cinco diferentes bandas espectrais (azul, verde, vermelho, *Red-Edge* e NIR). Os dados de elevação da região foram obtidos no Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil (Topodata) com resolução espacial de 30 metros. E as informações referentes aos limites territoriais foram obtidos no banco da Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IDE-Sisema).

Tabela 1- Descrição da aquisição de dados

Base de dados	Fonte	Formato	Período
Precipitação e hidrografia	ANA	Planilha/vetor	1984-2019
Imagens de satélite (<i>RapidEye</i>)	INPE	<i>Raster</i>	2013
Modelo Digital de Elevação (MDE)	Topodata	<i>Raster</i>	2011
Áreas de estudo	IDE-Sisema	Vetor	2010
Uso do solo	Mapbiomas	<i>Raster</i>	2000-2019

Fonte: autoria própria (2023).

4.3 Geoprocessamento

A classificação supervisionada de imagens para obtenção do *LULC* e seus respectivos cenários foi realizada no *software* de geoprocessamento pelas ferramentas do QGIS para classificar superfícies a partir de imagens de satélite de 2000 a 2019, delimitando as respectivas bacias hidrográficas e as faixas de APPs de mata ciliar. As imagens possuem diferentes bandas espectrais que definem regiões de determinado uso da terra graças a reflectância da cobertura do solo. As diferentes bandas permitem classificar o *LULC* por meio das assinaturas espectrais das regiões de interesse e, em seguida, classificando a imagem de satélite nas classes definidas do solo. Por fim, foi realizado um teste de acurácia na classificação obtida por meio da comparação com outra imagem de satélite, a fim de indicar uma boa confiabilidade no resultado de classificação (Avashia et al., 2020).

Na área de estudo, as faixas de APPs de mata ciliar são bem representadas por regiões florestais (Fonseca et al., 2022), e seguindo os presentes cursos d'água em faixas de até 500m de recursos hídricos (Biggs et al., 2019; Azevedo de Melo et al., 2021). Neste estudo apenas as APPs de mata ciliar foram analisadas, cujo critério avaliador está na definição da faixa marginal de 15 e 30 metros dos cursos d'água. A delimitação das faixas foi feita a partir do *buffer* em QGIS ao longo das camadas da hidrografia utilizada. A partir deste ponto, deve-se notar a redução das faixas de APPs de mata ciliar ao longo dos cenários, graças a expansão da área urbana impermeável e modificações na vegetação.

4.4 Modelagem hidrológica

Os dados pluviométricos utilizados foram processados por métodos estatísticos aplicados no modelo hidrológico. Inicialmente, foi usado o ajuste de Gumbel nos valores de precipitações anuais máximas dos últimos 30 anos, a fim de estruturar os dados estatísticos para previsão de chuvas, conforme Gomes et Vargas Jr. (2018). Em seguida, utilizou-se o método de desagregação de chuvas diárias em chuvas horárias, e, posteriormente, feita a derivação da curva de intensidade-duração-frequência (IDF), resultando em precipitações máximas diárias para diferentes tempos de retorno (Gomes et Vargas Jr., 2018).

4.5 Dados de precipitação

A partir dos dados de precipitação obtidos para a modelagem hidrológica e dos dados do *LULC* classificados, aplicou-se o método *SCS-CN* para a avaliação do escoamento superficial resultante. O cálculo do escoamento superficial é feito a partir de parâmetros físicos das bacias

hidrográficas e do número de escoamento adimensional (CN) que varia de acordo a capacidade de infiltração de uma superfície e de parâmetros pluviométricos da região. Essa metodologia nos fornece como resultado um valor de vazão presente nos diferentes cursos d'água que drenam a região estudada em função de dados pluviométricos. Logo, possibilitando avaliar as vazões máximas nos rios geradas por eventos de chuva nas bacias em função de suas características físicas.

4.6 Método SCS-CN

Os eventos de precipitação gerados anteriormente são aplicados ao método SCS-CN para previsão do escoamento superficial através de um evento particular. O método é aplicado no estudo pela combinação das coberturas das cinco bacias hidrográficas em função dos grupos hidrológicos dos solos, tornando capaz a mensuração e simulação do fluxo de água para quatro tempos de retorno escolhidos ($Tr = 15, 25, 50$ e 100 anos).

4.7 Simulação de cenários

O impacto da mudança do $LULC$ sobre o escoamento superficial foi feito por meio da análise de diferentes condições de uso do solo. Assim, se utilizou das ferramentas SIG para a quantificação e avaliação da mudança no escoamento na área urbana das cinco bacias pela redução das APPs no cenário atual (Cenário 0) de 30 metros para 15 metros (Cenário 1), e totalmente impermeabilizadas pela redução total da faixa em 30 metros (Cenário 2). Essas alterações no $LULC$ foram quantificadas por meio de variações nos parâmetros, conforme as Equações 6 a 8:

$$\Delta CN = CN_f - CN_i \quad (Eq. 6)$$

$$\Delta Q = Q_f - Q_i \quad (Eq. 7)$$

$$\Delta Q(\%) = \frac{Q_f - Q_i}{Q_i} * 100\% \quad (Eq. 8)$$

onde o ΔCN é a variação do número CN , o Q_f e Q_i são os valores de vazão após e antes da impermeabilização, respectivamente. O ΔQ (mm) é a variação dos valores de vazão final e inicial e o ΔQ (%) representa a variação percentual da vazão.

A variação ΔCN foi determinada por meio da diferença entre o valor final e o inicial do parâmetro, considerando a redução das APPs pelo crescimento da área impermeável (Equação 6). Esta variação é utilizada neste estudo nas simulações dos cenários para mensurar os efeitos do aumento de escoamento. A variação ΔQ foi calculada pelo mesmo procedimento anterior, se

utilizando dos valores finais e iniciais da vazão que foram geradas nos cenários de impermeabilização (Equação 7). O cálculo da variação percentual ΔQ (%) para cada bacia foi considerado por meio dos cenários atuais e impermeabilizados (Equação 8).

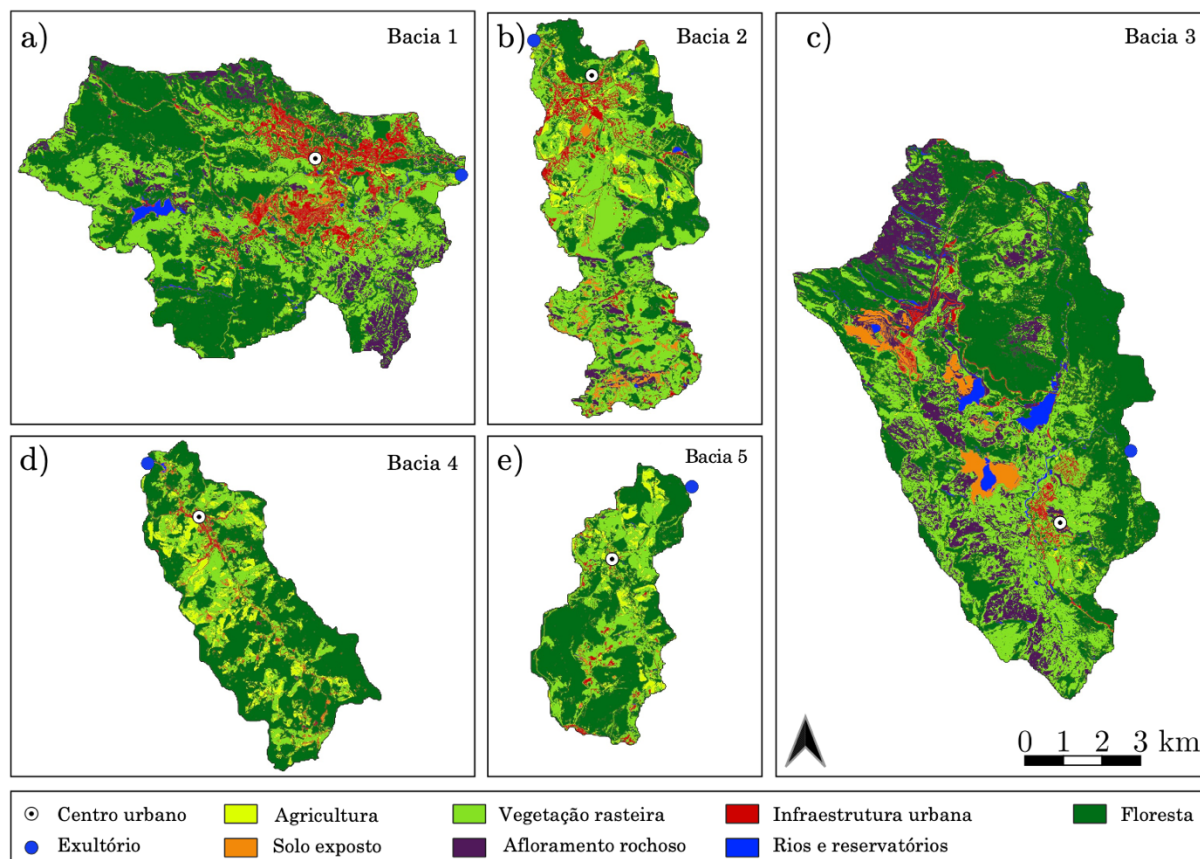
A análise dessas variações ajuda a caracterizar a impermeabilização da superfície e o potencial aumento de escoamento na área de estudo, em que cada bacia hidrográfica possui um número de curva individual de acordo com as propriedades do *LULC*, visto que as superfícies permeáveis como florestas densas, vegetação rasteira e regiões agrícolas possuem menores valores *CN* e superfícies impermeáveis retratam altos valores que contribuem para o escoamento, tais como observado nas áreas urbanas. Esse processo é resumido e atestado por Hu et al., (2020), relatando que há uma relação intrínseca entre a precipitação máxima de um evento de chuva e a vazão gerada por ele, concluindo que a mudança no *LULC* pode gerar eventos de aumento de vazão.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Panorama atual das APPs e do uso do solo

As APPs se mostram frequentemente presentes em ambientes urbanos e a tentativa de sua proteção é conciliar com a ocupação de atividades humanas de forma a proteger os recursos naturais e o correto uso do solo. A atual legislação ambiental definiu as faixas de APPs visando garantir o uso sustentável da terra e, conseqüentemente, manter o ciclo hidrológico das bacias hidrográficas. Inseridas nestas, as faixas de APPs de mata ciliar possuem importantes impactos ambientais positivos no regime hidrológico de cursos de água em regiões urbanas, tais como observados por Dalu et al., (2018) e Avashia et al., (2020) pelas alterações no solo com o controle de inundações nas áreas urbanas. Este fenômeno é alvo do atual estudo apresentado nesse trabalho, cujo aumento das áreas impermeáveis sobre áreas permeáveis de APPs impactam no regime hidrológico em termos de escoamento superficial. O acréscimo de vazão de escoamento está relacionado com os fatores físicos das bacias (Figura 5) e do *LULC* classificado. E aqui, as áreas de APPs identificadas contribuem para o controle da vazão nos cursos d'água locais. A Figura 6 abaixo apresenta os resultados da classificação do *LULC* para cada bacia hidrográfica no ano de 2019.

Figure 6 - Uso e ocupação do solo por bacia hidrográfica pelos dados do Mapbiomas (2019)



Fonte: autoria própria (2023).

A classificação do *LULC* apresentada na Figura 6 permitiu a extração de dados referentes as coberturas inseridas no município de Ouro Preto. A partir disso, a Tabela 2 apresenta os resultados individuais para os diferentes usos do solo na área de estudo. A coluna da esquerda mostra as classificações do *LULC* e a coluna da direita fornece informações detalhadas sobre as respectivas áreas e suas porcentagens de ocupação.

Tabela 2 - Descrição das classes de uso do solo identificadas

Cobertura do solo	Descrição da classe
Florestas	<i>Áreas florestais densas de grande contribuição ecológica e hidrológica, bem representativas em áreas de APPs. Sua área se aproxima quase da metade da área total das bacias, 47,6%.</i>
Vegetação rasteira	<i>Áreas caracterizadas por presença de herbáceas devido ao solo raso e afloramentos rochosos como substrato. Representando 33,1% da área de estudo.</i>
Formação rochosa	<i>Rochas afloradas na superfície devido a formação geológica da região, ou devido a intervenção humana, representando 6,3% da área de estudo.</i>
Agricultura	<i>Produção de cana-de-açúcar, tomate, batata, mandioca, feijão e milho que ocupam 5,5% da área.</i>
Infraestrutura urbana	<i>Área urbana desenvolvida e coberta por superfície impermeável, ocupando 4,6% englobando todas as bacias hidrográficas.</i>
Solo exposto	<i>Áreas não vegetadas ou com pouca presença vegetal, contribuindo para o avanço da impermeabilização. A classe caracteriza 2,2% de toda a área.</i>
Corpos d'água	<i>Rios, lagos e reservatórios em 0,72% da área de estudo, sendo a menos representativa das classes.</i>

Fonte: autoria própria (2023).

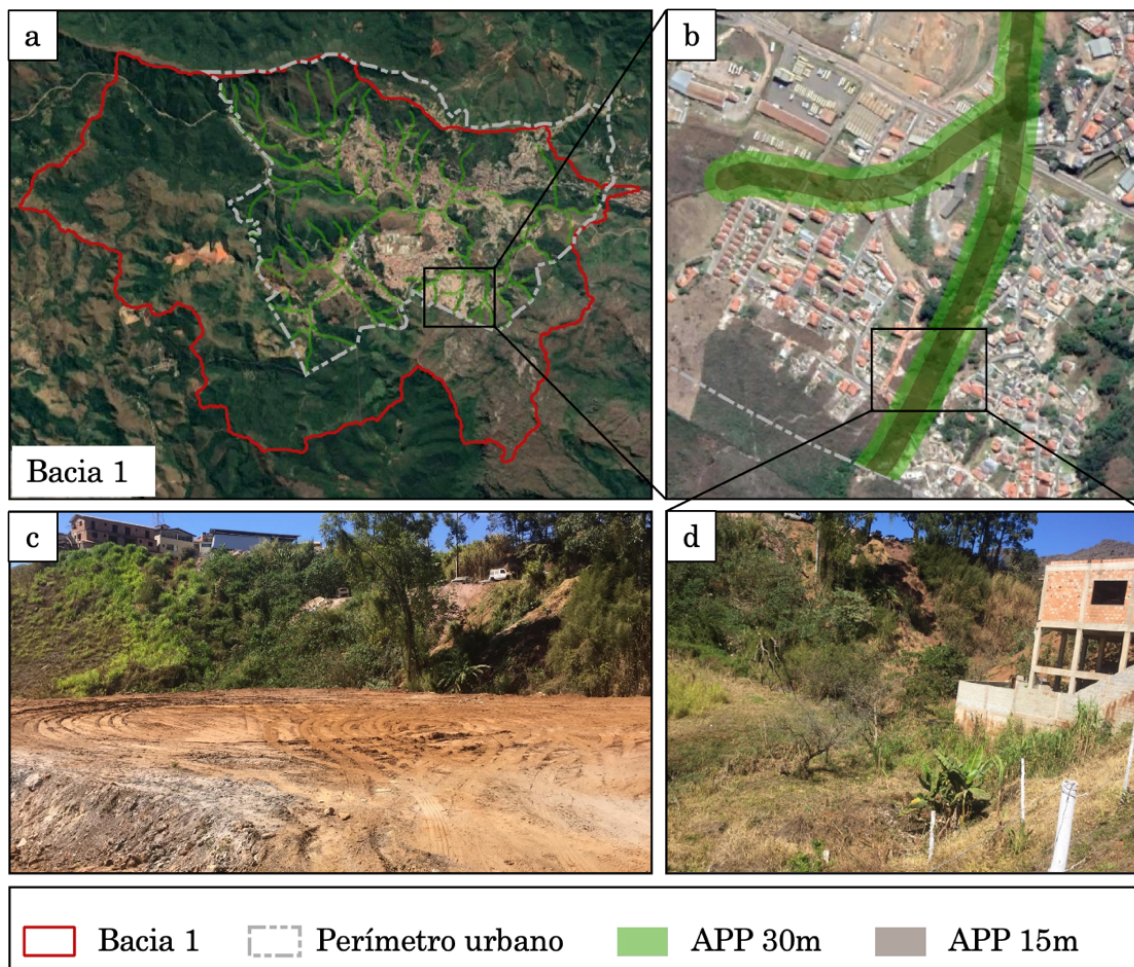
A partir da Tabela 2, é possível notar que 47,6% da área de estudo é composta por formação florestal, e 6,3% representando a intensa presença de afloramentos rochosos que auxiliam na abundante formação da cobertura de vegetação rasteira nativa em 33,1%. Essas vegetações são as mais representativas na área de estudo e as que mais caracterizam como APPs nas bacias hidrográficas. E a intensa mudança no *LULC* pelas superfícies impermeáveis das áreas urbanas, com presença em 4,6%, reflete nestas coberturas de APPs em cada bacia da região.

No estudo, observou-se que a formação da vegetação ciliar se deve, principalmente, aos fragmentos florestais que são os principais contribuintes no controle do ciclo hidrológico na superfície, uma vez que são responsáveis pela captação de água por meio dos processos de interceptação, evapotranspiração e infiltração. E através da simulação de cenários, relatou-se que as áreas florestais foram a cobertura do solo que mais perderam espaço, juntamente com a vegetação rasteira característica do relevo de altitude com afloramentos rochosos na superfície (Fonseca et al., 2022). Então, a redução de áreas florestais ao longo da área de estudo, no cenário

atual das bacias hidrográficas em termos do *LULC*, mostra que as áreas florestais, de vegetação rasteira e afloramentos rochosos sofrem redução de suas áreas graças, principalmente, às atividades mineradoras e agropastoris que realizam a supressão de vegetação. A retirada dessas coberturas vegetativas conclui suas conversões em áreas impermeabilizadas e na ocupação urbana consolidada, portanto, afetando os processos hidrológicos nas bacias hidrográficas facilitados pelas faixas de APPs. Além, a redução das áreas vegetadas pode levar ao aparecimento de solos expostos, que podem ser posteriormente compactados e impermeabilizados, reduzindo a capacidade de percolação e aumento de processos erosivos (Wang et al., 2008; Boongaling et al., 2018). Seguindo das áreas agrícolas que também podem sofrer com o avanço da área urbana, uma vez que áreas rurais já ocupadas e com atividades consolidadas podem, futuramente, motivar a ocupação permanente de regiões agrícolas, como reportado por Szwagrzyk et al., (2018). E apesar das atividades agrícolas possuírem impactos ambientais associados, os cultivos são considerados áreas permeáveis que também colaboram minimamente com os processos hidrológicos (Biggs et al., 2019). Nestas áreas de agricultura, a proteção das APPs também são consideráveis, como explicado por Cao et al., (2020) em que as áreas verdes protegidas se mostram essenciais para ecossistemas de terras cultivadas propensas às inundações. Com isso, a regulação hidrológica das faixas de APPs se mostra capaz, além de reduzir temporariamente o escoamento superficial, garantir o abastecimento de água as áreas urbanas e rurais das bacias. E a retirada de vegetação em áreas potencialmente produtivas pode levar a expansão da malha urbana e possível impermeabilização definitiva desses locais. As áreas urbanas, por fim, apresentam maior degradação das faixas de vegetação devido a impermeabilização consolidada. A redução das áreas verdes ao longo dos centros urbanos promove áreas de loteamento de solos expostos, passíveis de impermeabilização posterior, graças à intensa especulação imobiliária que estimula a retirada de tais faixas protegidas por lei. Logo, a retirada e impermeabilização das faixas de APPs urbanas em torno de cursos d'água garante o aumento do assoreamento e, por consequência, mudanças no regime destes cursos (Vanlooy et al., 2009; Oliveira et al., 2017). As mudanças no regime contribuem para a ocorrência de inundações urbanas e até, em macroescala, colaborando para consequências regionais de efeito estufa (Arantes et al., 2021; DeSouzaNeto et al., 2018).

Referente a área urbana, pode-se visualizar este fenômeno através do sensoriamento remoto, como apresentado na Figura 7, identificada na bacia do Carmo, no município sede de Ouro Preto (bacia 1).

Figure 7 - Cenários de redução de faixas de APPs nas bacias hidrográficas



Fonte: autoria própria (2023).

A Figura 7 possibilita a visualização do *buffer* da APP e sua ocupação em áreas consideradas de preservação no núcleo urbano (item a). É possível verificar que na faixa de APP existem diferentes usos do solo em função da largura desta (item b), principalmente pelo avanço da superfície impermeável devido a ocupação urbana residencial. Destaca-se, também, a exposição do solo (item c) e aumento de processos erosivos no local graças, principalmente, a supressão da vegetação na faixa (item d). A vegetação visualizada não se mostra como primária, já havendo a degradação e ocupação urbana indesejada. Neste cenário, a mudança do *LULC* em todas as bacias hidrográficas nas faixas de APPs urbanas é apresentada na Tabela 3 a seguir.

Tabela 3 - Usos do solo em Áreas de Preservação Permanente pelo mosaico do *RapidEye* (2013)

Cobertura (ha)	Bacia 1	Bacia 2	Bacia 3	Bacia 4	Bacia 5
Florestas	<i>149,4</i>	<i>58,19</i>	<i>36,98</i>	<i>65,74</i>	<i>116,13</i>
vegetação rasteira	<i>139,9</i>	<i>59,98</i>	<i>86,63</i>	<i>75,89</i>	<i>48,09</i>
Formação rochosa	<i>12,48</i>	<i>1,92</i>	<i>13,98</i>	<i>1,38</i>	<i>0,48</i>
Agricultura	<i>9,64</i>	<i>16,7</i>	<i>2,74</i>	<i>37,01</i>	<i>12,73</i>
Infraestrutura urbana	<i>55,58</i>	<i>0,02</i>	<i>4,81</i>	<i>14</i>	<i>2,17</i>
Solo exposto	<i>7,43</i>	<i>1,91</i>	<i>0,99</i>	<i>10,45</i>	<i>0,45</i>
Corpos d'água	<i>3,16</i>	<i>1,54</i>	<i>5,86</i>	<i>0,14</i>	<i>0,39</i>
Área líquida	<i>377,65</i>	<i>140,25</i>	<i>151,99</i>	<i>204,6</i>	<i>180,44</i>

Fonte: autoria própria (2023).

A Tabela 3 exemplifica, através da classificação supervisionada, as ocupações em hectares nas faixas de APPs a partir da análise do *buffer*. Os resultados descrevem que as faixas de APP de mata ciliar possuem maior presença de fragmentos florestais, relatados na bacia 1 com 14,94 km² de florestas e bacia 5 com 11,61 km². Diferentemente da bacia 2 e 3 em que a mata ciliar é presenciada pela vegetação rasteira com 6,0 km² e 8,66 km² respectivamente. Entretanto, esta cobertura em APPs ainda é mais presente na primeira bacia, contando com sua maior presença em 14,0 km² nas faixas. As demais coberturas significativas nas áreas de mata ciliar são pelos cultivos agrícolas, que ocupam 3,7 km² da APP na bacia 4. A formação rochosa na bacia 3 com 1,4 km² nas faixas. Seguindo de 1,0 km² de solo exposto nas áreas de APP e 0,58 km² de cursos d'água. E por fim, a representatividade da área urbana que se apresenta a terceira maior cobertura que ocupa as áreas de APPs. Aqui, observa-se, também, que a medida que a área urbana aumenta, as áreas vegetadas das faixas irão decair ao longo do tempo. Portanto, a área total de ocupação das faixas de APPs é bem representada na bacia 1, cujo distrito sede é a maior área urbana do estudo. Seguindo da bacia 4 que possui mais taxa de crescimento urbano, como será discutido na seção seguinte. E ao final, a bacia 3, 2 e 5 que são menos significativas em termos espaciais e na taxa de crescimento dos distritos.

5.2 As mudanças no uso e ocupação do solo

Na análise de projeto, as mudanças do *LULC* se dão pela alteração das faixas de APPs existentes na área de estudo pelas superfícies impermeáveis. E através da classificação supervisionada em SIG, que resultou em um teste de acurácia superior a 70%, possibilitou identificar as classes de solo e as devidas mudanças nas coberturas das bacias hidrográficas. A

Tabela 4 abaixo apresenta os resultados obtidos a partir dessa classificação para cada bacia selecionada.

Tabela 4 - Mudanças no *LULC* em diferentes cenários por bacia hidrográfica

Cobertura (km²)		Bacia 1		
Cenários	Atual	15m	30m	
Florestas	26,5	25,8	25	
Vegetação rasteira	19,0	18,3	17,6	
Formação rochosa	4,85	4,81	4,75	
Agricultura	0,69	0,65	0,60	
Infraestrutura urbana	4,94	6,54	8,16	
Solo exposto	0,64	0,60	0,56	
CN resultante	62,09	63,29	64,51	

Cobertura (km²)		Bacia 2		
Cenários	Atual	15m	30m	
Florestas	9,02	8,73	8,44	
Vegetação rasteira	14,9	14,6	14,3	
Formação rochosa	1,56	1,55	1,54	
Agricultura	1,85	1,77	1,68	
Infraestrutura urbana	2,31	3,01	3,71	
Solo exposto	1,03	1,02	1,01	
CN resultante	62,81	63,71	64,69	

Cobertura (km²)		Bacia 3		
Cenários	Atual	15m	30m	
Florestas	34,5	34,3	34,2	
Vegetação rasteira	22,9	22,9	22,0	
Formação rochosa	12,3	12,2	12,1	
Agricultura	0,33	0,33	0,32	
Infraestrutura urbana	1,50	2,23	2,97	
Solo exposto	2,57	2,57	2,56	
CN resultante	61,73	62,12	62,54	

Cobertura (km²)		Bacia 4	
Cenários	Atual	15m	30m
Florestas	13,1	12,8	12,4
Vegetação rasteira	5,62	5,24	4,86
Formação rochosa	0,14	0,13	0,12
Agricultura	2,88	2,69	2,51
Infraestrutura urbana	0,54	1,49	2,45
Solo exposto	0,58	0,53	0,35
CN resultante	58,30	60,96	62,62

Cobertura (km²)		Bacia 5	
Cenários	Atual	15m	30m
Florestas	9,86	9,29	8,70
Vegetação rasteira	5,17	4,93	4,69
Formação rochosa	0,05	0,05	0,04
Agricultura	1,26	1,19	1,13
Infraestrutura urbana	0,47	1,34	2,25
Solo exposto	0,12	0,11	0,11
CN resultante	58,59	60,82	63,10

Fonte: autoria própria (2023).

A partir da Tabela 4 anteriormente apresentada, os destaques feitos em vermelho indicam o aumento gradual da área urbana, enquanto as demais classificações do solo vivenciaram perda em suas áreas devido ao aumento da área impermeável. Através dos dados alcançados, a área urbana crescerá em 1,0 km² do cenário 0 para o cenário 1, e em 2,0 km² para o cenário 2, apresentando um acréscimo de 34,5% em um cenário de total impermeabilização das faixas de APPs urbanas através da simulação. Considerando as áreas urbanas especificamente, as bacias 4 e 5 foram as mais representativas no aumento da impermeabilização, havendo acréscimo de 353,7% na bacia 4 e em 378,7% na bacia 5. Porém, observa-se que estas bacias representam somente 1,25% e 8,33% da área total de estudo. Logo, considerando todas as bacias estudadas, elas foram as mais representativas no avanço rápido da faixa impermeável em áreas de APPs mesmo sendo as menores bacias analisadas. De forma geral, a área impermeável cresceu em

todos os cenários da área de estudo, havendo aumento de 98,0% para bacia 3, 65,3% para a bacia 1 e 60,6% para bacia 2. O acréscimo médio foi de 94,4% no cenário 1 e 191,2% para o cenário 2 sobre as faixas de mata ciliar nos resultados levantados. Como anteriormente comentado, as florestas são bem representadas na área de estudo, cujas áreas naturais de Mata Atlântica também sofrem redução em frente ao aumento das áreas urbanas. A queda porcentual de florestas é significativa, como observado pelos levantamentos de Fonseca et al., (2022) para a mesma área de estudo, onde apresentam que o município perdeu cerca de 3.188,72 ha de formação florestal em 35 anos de análise (1985-2020), totalizando uma área de florestas perdida três vezes maior que o distrito sede de Ouro Preto (bacia 1).

Nesse presente estudo, observou-se que as áreas florestais reduziriam em média 5,9%. A bacia 1 foi a mais representativa com diminuição de 1,49 km² de vegetação densa, seguindo de 1,16 km² (bacia 5), 0,66 km² (bacia 4), 0,58 km² (bacia 2) e 0,34 km² (bacia 3). E além da vegetação florestal densa, a vegetação rasteira da área predominante dos afloramentos rochosos também sofrem redução média de 7,6%, havendo as reduções em 1,4 km² (bacia 1), 0,87 km² (bacia 3), 0,76 km² (bacia 4), 0,60 km² (bacia 2) e 0,48 km² (bacia 5), considerando uma redução máxima de 30 metros de APP.

Devido a redução das áreas de vegetação rasteira, as áreas rochosas, por consequência, também sofreram impactos diretos com aumento da malha urbana. Os afloramentos rochosos de formação natural perderiam em média 7,4% de sua representatividade nas bacias hidrográficas estudadas, havendo maiores resultados na bacia 3 com perda de 0,14 km² para a superfície impermeável. Isto devido a maior presença de afloramentos nesta bacia em relação as outras demais. Seguindo de 0,13 km² (bacia 1), 0,02 km² (bacia 2 e 4) e 0,01 km² (bacia 3).

Interessantemente, a retirada dessas áreas nativas e vegetadas levam ao aparecimento de solos expostos ao longo das bacias, que, futuramente são alvo da ocupação urbana. Dado isso, o percentual das áreas de solos expostos também diminui, havendo um resultado mais significativo na bacia 4 com sua substituição por superfície impermeável em 0,1 km², seguindo de 0,08 km² (bacia 1), 0,02 km² (bacia 2) e 0,01 km² para as bacias 3 e 5, resultando em uma redução média de 8,0% para essa cobertura classificada. Wang et al., (2008) apresenta também em seu estudo a substituição de solos expostos e vegetação rasteira pelas áreas impermeáveis, causando um aumento de 50,0% no processo de escoamento superficial.

Ao final, a classe de áreas destinadas a agricultura sofre decaimento devido ao desenvolvimento urbano nas áreas rurais. O estudo de classificação da superfície mostra uma redução média de 10,2% de áreas agrícolas, sendo 0,34 km² (bacia 4), 0,17 km² (bacia 2), 0,13

km² (bacia 5), 0,05 km² (bacia 1) e 0,02 km² (bacia 3) na simulação do segundo cenário. As substituições de áreas destinadas as atividades agrícolas também foram observadas por Zhang et al., (2015) em períodos de 10 anos de recorrência.

5.3 O escoamento superficial nos cenários

As reduções anteriormente apresentadas possibilitam que a urbanização nas bacias hidrográficas ocorra de forma intensa, garantindo a expansão das superfícies impermeáveis que resultam no aumento do escoamento superficial. Diante desse panorama, os resultados mostram o subsequente aumento da vazão de escoamento devido as mudanças no *LULC* da área de estudo. A Tabela 5 apresenta estes resultados em função das bacias hidrográficas em diferentes tempos de retorno, atribuindo também o aumento do número *CN* e dos cenários simulados.

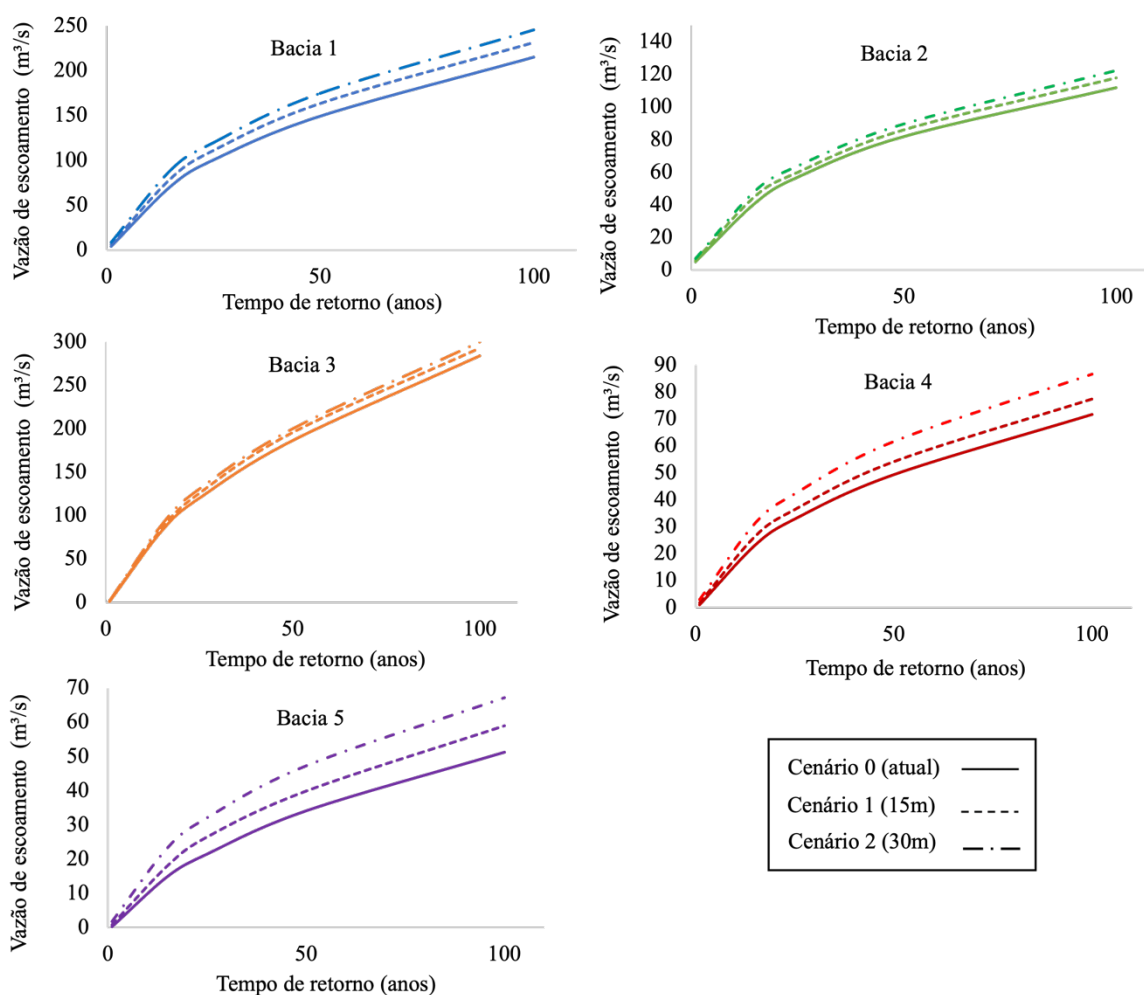
Tabela 5- Mudanças no escoamento superficial para diferentes cenários de impermeabilização

Período de retorno	Bacias	ΔCN		ΔQ (m ³ /s)		ΔQ (%)	
		1	2	1	2	1	2
15 anos	1	1,2	2,42	8,43	18,25	11,82	25,59
	2	0,9	1,88	4,25	7,5	5,16	18,34
	3	0,39	0,81	2,89	7,22	7,07	8,77
	4	1,4	3,32	3,23	8,1	13,89	34,84
	5	2,2	4,51	3,9	8,42	26,21	56,69
25 anos	1	1,2	2,42	10,4	19,42	10,34	19,32
	2	0,9	1,88	2,99	6,89	2,49	12,12
	3	0,39	0,81	5,45	10,51	8,76	9,59
	4	1,4	3,32	3,46	9,31	10,5	28,25
	5	2,2	4,51	4,98	10,65	23,21	49,63
50 anos	1	1,2	2,42	14,02	25,58	9,39	17,14
	2	0,9	1,88	4,17	7,78	2,23	9,51
	3	0,39	0,81	9,03	13,39	7,18	11,04
	4	1,4	3,32	4,77	12,28	9,65	24,85
	5	2,2	4,51	5,78	13,22	16,95	38,77
100 anos	1	1,2	2,42	16,26	30,7	7,56	14,28
	2	0,9	1,88	6,07	10,55	2,14	9,43
	3	0,39	0,81	8,87	16,07	5,66	7,93
	4	1,4	3,32	5,69	14,94	7,93	20,82
	5	2,2	4,51	7,75	16,02	15,12	31,26

Fonte: autoria própria (2023).

Através dos dados acima, apresenta-se que o cenário 2 é a situação com dados mais significativos em relação as mudanças na superfície e no aumento de escoamento, se fossem retirados 30 metros das faixas de APPs urbanas. Com esses resultados, a bacia 5 foi a mais representativa pela variação percentual de vazão (ΔQ) em sua área urbana, com aumento em 59,59% em um tempo de recorrência de 15 anos para o cenário 2 e 26,21% no cenário 1. Seguindo pela bacia 4, com aumento substancial de 34,84% no segundo cenário e 13,89% no primeiro. Então a representatividade da bacia 1 com aumento percentual de 25,5% no cenário 2 em 15 anos de retorno. A bacia 3 apresentou aumento de 11,0% em 50 anos de retorno e 9,59% em 25 anos, ambos para o primeiro cenário. E por fim, a bacia 2 apresentou aumento de vazão, mas foi a menos significativa, com acréscimo de 18,32% em um tempo de recorrência de 15 anos e 12,12% em 25 anos para casos do segundo cenário simulado. A Figura 8 apresenta esses resultados do escoamento superficial para os cenários impermeabilizados ao longo dos tempos de retorno nas regiões de APPs.

Figure 8 - Gráficos de vazão de escoamento superficial ao longo dos tempos de retorno



Fonte: autoria própria (2023).

Os gráficos da Figura 8 apresentam que a bacia 3 possui, sim, a representatividade em termos de volume escoado, em que sua maior vazão alcançada em 100 anos de recorrência será de 292,9 m³/s em situação do cenário 1, onde o número *CN* de sua superfície variou 0,39, e em 300 m³/s para o cenário 2 ($\Delta CN = 0,81$) caso as faixas de APPs sejam totalmente impermeabilizadas. Após, a bacia 1 apresenta aumento de vazão em até 92,88%, apresentando uma vazão de 231,2 m³/s para o cenário 1 e 245,6 m³/s para o cenário 2 com uma variação *CN* de 1,2 e 2,42, respectivamente. A bacia 2 apresentou uma vazão acrescida de 42,82% para o primeiro cenário de impermeabilização, possibilitando a vazão de 117,9 m³/s ($\Delta CN = 0,9$) e em 122,3 m³/s ($\Delta CN = 1,88$) para o segundo cenário. Então, para a bacia 4, a vazão máxima que a área urbana pode presenciar é de até 77,45 m³/s ($\Delta CN = 1,40$) para o cenário 1 e 86,7 m³/s ($\Delta CN = 3,32$) para o cenário 2. E finalmente a bacia 5 com aumento de 58,9% ($\Delta CN = 2,20$) e 67,2 m³/s ($\Delta CN = 4,51$) para os respectivos cenários.

A partir dos dados observados, as mudanças na variação da vazão estão diretamente relacionadas com as áreas impermeáveis e negativamente correlacionadas com as áreas permeáveis, tais como as faixas de APPs. Com isso, relata-se que as maiores bacias hidrográficas escoam maiores quantidades de água, graças suas maiores áreas úteis para crescimento da malha urbana e possíveis ocupações. Isto é observado na bacia 3, em que se localiza em uma região de baixa elevação, contribuindo para a definição da área urbana em grande parte da bacia. Juntamente com a maior representatividade de solos expostos, de afloramentos rochosos e vegetação rasteira a serem ocupados. Juntamente com a bacia 1, que possui significativa presença de florestas e vegetação rasteira. Então, o acréscimo de vazão em ambas as bacias pode ser explicado pela maior facilidade da expansão de superfícies impermeáveis em uma área de vegetação vasta, exemplo das faixas de APPs degradadas nos cenários. Enquanto a bacia 2 já se mostra a segunda maior área urbana do estudo, onde sua bacia possui grande potencial agrícola, presença de solos expostos e baixa presença vegetativa. Esse fato possibilita o aumento de vazão graças a baixa presença vegetal e o aumento consequente da área urbana. A redução e respostas hidrológicas às inundações são melhores visualizadas e presenciadas em pequenas bacias, como representadas pelas bacias 4 e 5 neste estudo com a verificação do aumento de vazão. Logo, as mudanças no *LULC* colaboraram para um aumento médio de até 57,0% na vazão de escoamento se toda as faixas de APPs urbanas de mata ciliar fossem impermeabilizadas. Kim et al., (2017) também encontrou tais conclusões em que, na retirada de áreas florestais e de vegetação rasteira, houve aumento em 6,8% em sua área

de estudo. Na área de estudo, estas áreas apresentam aumento substancial e consequente ocupação de áreas adjacentes, como observado na Bacia 5 de menor área líquida para ocorrer o crescimento urbano. Esta bacia passa por esse processo devido a variação de seu número *CN*, sua menor área de contribuição e pelo possível crescimento do distrito que se mostram fatores para o aumento drástico de vazão. O modelo *SCS-CN* adotado para a caracterização hidrológicas nesse presente estudo foi efetivo para mostrar esse fenômeno, visto que entre 2000 e 2019 município de Ouro Preto sofreu uma expansão em locais naturais devido ao desenvolvimento econômico, e afetando as áreas protegidas. A expansão urbana comprova a degradação das drenagens, a perda da qualidade das águas, aumento de erosão e assoreamento e provocando mudanças no regime de cheia. Então, o presente estudo auxilia no entendimento do acréscimo de escoamento pelas áreas impermeáveis e pela retirada das faixas de APPs urbanas que lidam com a diminuição significativa do escoamento.

5.4 Limitações e propostas

Existe uma intrínseca relação das mudanças do *LULC* no aumento de vazão de escoamento devido aos diferentes usos do solo influenciarem diretamente nos componentes do ciclo hidrológico. E, de acordo com Hu et al., (2020), estas mudanças estão em conformidade com os sistemas urbanos e ecológicos. Os fenômenos urbanos de impermeabilização comprovam o aumento de escoamento nos distritos das bacias hidrográficas, auxiliando no aparecimento de inundações localizadas. As cheias são grandes perdas para o meio urbano, como abordado por Swagrzyk et al., (2018) pelas perdas estruturais, sociais, ambientais e econômicas relatadas. As análises espaciais das bacias hidrográficas pela classificação supervisionada foi eficiente na extração de informações relevantes das coberturas do solo de alta resolução. E por isso, as mudanças no *LULC* foram devidamente relacionadas com os processos hidrológicos, principalmente em áreas urbanas que possuem condições de drenagens do terreno modificadas. Portanto, as áreas florestais no estudo se mostram influentes dentro das bacias hidrográficas sobre os corpos d'água, e mantendo suas condições originais e evitando possíveis degradações. Aqui, as faixas de APPs se caracterizam por esta forte influencia para proteção de recursos hídricos naturais e artificiais, e mantenedoras das bacias hidrográficas desde suas delimitações na legislação ambiental nacional. Logo, suas capacidades de manutenção hidrológica por interceptação, infiltração e recarga possibilitam na mitigação do escoamento e transporte de cargas poluidoras.

De forma a averiguar os impactos urbanos e ambientais nas bacias hidrográficas, as análises da Lei de Proteção a Vegetação Nativa levaram ao entendimento dos estudos das funções ecológicas das APPs e das consequências de sua redução. O estudo realizado ajudou a compreender que as faixas de APPs urbanas devem ser estudadas levando em consideração suas características ambientais e não somente de interesses político-econômicos. Os interesses sociais devem ser considerados para uso mais sustentáveis dos recursos e na proteção de áreas vegetadas. A proteção das áreas permanentes deve ser considerada pelos governos, uma vez que os resultados para o município de Ouro Preto indicam que a permanência das APPs urbanas garantem a mitigação do aumento de escoamento. Atoba et al., (2021) ressalta este fato, visto a importância da aquisição de fragmentos florestais urbanos em frente a novos empreendimentos que buscam seguir o zoneamento urbano e os padrões do uso do solo. Assim, a fim de garantir esses padrões, é necessário a identificação de áreas urbanas com maiores impactos ambientais em termos de inundação e proteção de bacias hidrográficas estressadas. E levantar as características destas bacias para conhecer suas drenagens e suas áreas adjacentes, seja área de vegetação ciliar ou área impermeabilizada. Aqui, cabe-se a necessidade da gestão das bacias hidrográficas e dos recursos hídricos (Valera et al., 2019) para compreender a importância das larguras da mata ciliar, pois sua redução colabora para ocorrências de erosão (Nampak et al., 2018), assoreamento, eutrofização das drenagens, transporte e deposição de sedimentos. Assim, como anteriormente apontado, de forma geral, gerando perda de qualidade da água e das funções ecossistêmicas das áreas permanentes (Mitchell et al., 2001; Rezende et al., 2018). As APPs apresentam neste cenário características essenciais para lidarem com ocorrência de inundações e demais problemas ambientais urbanos. Então, a aplicação do prévio licenciamento e demais ferramentas jurídicas para estas áreas devem ser colocadas em prática para mitigar os passivos ambientais e os prejuízos ao meio ambiente, economia e sociedade.

E diante deste cenário, o processo de reflorestamento e criação de florestas plantadas em regiões de produção agrícola podem ser adotadas como modo de mitigação do escoamento, cuja atividade mostrou aumento de 17,12% na última década e representando 1.225 ha de reflorestamento no município, de acordo com o censo de 2017 do Instituto Brasileiro de Geografia Estatística (IBGE, 2017). O instituto também apresenta que as áreas verdes em vias públicas estão presentes somente em 19,0% da cidade (IBGE, 2010). A técnica de reflorestamento é eficiente para dificultar a conexão entre fragmentos agrícolas que não contribuem no regime hidrológico em larga escala, como reportado por Boongaling et al.,

(2018). Enquanto Biggs et al., (2019) apresenta o reflorestamento para vegetação ciliar, cujo método contribui para a diminuição da vazão de fluxo, impactos à jusante e controle da capacidade hidrológica das faixas, pois os fragmentos de mata ciliar como APPs possuem capacidade de mitigar os efeitos diretos da urbanização na redução dos picos de cheia, como mostrado por Szwagrzyk et al., (2018) em relação as áreas florestais urbanas. As áreas florestais são também mostradas por Wang et al., (2008) em seu estudo, onde a cobertura percentual de florestas sob uma superfície permeável é capaz de reduzir percentualmente a geração total de escoamento, enquanto sua presença em superfícies impermeáveis reduz significativamente a frequência e concentração de poluentes que são carreados pelo escoamento superficial. Além do reflorestamento, a recuperação e compensação ambiental podem ser realizadas em áreas de exploração mineral, considerando que a vegetação retorne pela sucessão ecológica (Szwagrzyk et al., 2018). Entretanto, a sucessão pode ser ineficaz em frente a rápida expansão urbana caso não haja a correta gestão do *LULC*. E por fim, como apontado por muitos autores, a criação de áreas verdes em ambientes urbanos também se mostra uma ação eficiente, até através da preservação dos fragmentos florestais de APPs existentes. As áreas verdes contribuem de forma geral a combater redução de inundações pela expansão de superfícies impermeabilizadas urbanas que auxiliam no aumento do escoamento, como apresentado por Kim et al., (2017) pela eficiência das áreas verdes como beneficiadores hídricos, ambientais, sociais e econômicos através da capacidade de retenção hídrica vegetal, ajudando na saúde ambiental do sistema hídrico local. Zhang et al., (2015) ainda fortalece essa proposta, abordando que as vegetações podem reduzir o volume de escoamento em até 68,0% graças a infiltração e interceptação dos fragmentos florestais, uma vez que maiores fragmentos auxiliam na redução da vazão e de sedimentos transportados. A criação destes espaços fragmentados, realizando as corretas conexões entre eles, garantem acesso a qualidade ecológica nos distritos e prevenção as inundações. Pois a correta reconfiguração do uso do solo, o planejamento e design da paisagem alcançam diferentes respostas hidrológicas. Essas respostas foram apresentadas neste estudo pela substituição de APPs de mata ciliar por superfícies impermeáveis, como ressaltado por Szwagrzyk et al., (2018) que apresenta essas respostas devido a ocupação urbana indesejada nas áreas de planícies de inundação.

6 CONCLUSÃO

Os processos ambientais e do ciclo da água não foram considerados, nas últimas décadas, dentro do planejamento urbano e no crescimento das cidades. Este fato levou ao agravamento de impactos ambientais diversos no meio urbano, tais como a ocorrência de inundações e mudanças climáticas em nível mundial. Esses fenômenos levaram à necessidade do desenvolvimento de estudos que objetivaram restaurar e controlar o fluxo de água, e proteção dos recursos naturais. Uma dessas tentativas se aborda neste presente trabalho, com a avaliação da redução de faixas de APPs urbanas por superfícies impermeáveis em pequena escala de bacias hidrográficas para a geração de escoamento. A análise hidrológica e ambiental destas áreas por meio da modelagem e com auxílio de ferramentas SIG mostra a complexidade de funções ambientais e hidrológicas que as faixas de APPs possuem em frente à expansão urbana em áreas protegidas. Então, o trabalho produzido promove dados consolidados dos possíveis impactos ambientais e urbanos em termos de escoamento superficial graças à mudança intensa no uso do solo e degradação de áreas permanentes.

Os resultados aqui obtidos apresentam a importância das simulações de cenários para compreender as mudanças temporais do *LULC* no regime de cheia e geração de escoamento em áreas de alta impermeabilidade. O modelo hidrológico utilizado suporta a ideia que a preservação das áreas verdes nas bacias auxilia na mitigação de inundações, uma vez que facilitam a diminuição do fluxo de água graças às suas características permeáveis, contrário às áreas urbanas que são capazes de amplificar o escoamento devido à impermeabilização de solos. Essa mudança no *LULC* aumentou a vazão em média, considerando todas as bacias hidrográficas, em 57,0% graças ao número *CN* que variou em média 1,9. Esse fenômeno se mostra coerente, pois as mudanças na superfície e nas faixas vegetadas de APPs garantem aumento do parâmetro *CN* nas bacias.

Esses cenários e os problemas ambientais urbanos dependem de decisões sociopolíticas adequadas que refletem no ordenamento do território. Com isso, a combinação de políticas públicas equilibradas pode auxiliar no entendimento e consideração dos processos ambientais que ocorrem nos limites das bacias hidrográficas. No atual cenário político brasileiro, a Lei nº 12.651/2012 é seguida a partir da aplicação de prévio licenciamento ambiental em caso de supressão das faixas de APPs, visto que a lei recomenda uma distância mínima de 30 a 500 metros a fim de garantir a proteção ambiental em áreas urbanas consolidadas, o ecossistema natural e artificial. Entretanto, seguindo o plano diretor e Lei do Parcelamento de Solo (Lei

nº6766/1979), estruturas urbanas já consolidadas que exercem atividade econômica podem ser instaladas em áreas de preservação que não possuam mais funções ecológicas ativas, ou seja, sem fluxo gênico de fauna e flora, atividade geológica e pedológica, e proteção de recursos hídricos. Porém, a construção nestas áreas protegidas pode levar a insegurança de muitos investidores devido a proteção ambientais desses locais. Logo, as obras consolidadas antes de 2021 devem possuir métodos de compensação ambiental graças aos impactos em áreas de APPs. E o poder público deu preferência em migrar a competência da federação na decisão da redução das faixas de APPs aos municípios, que devem possuir órgãos ambientais competentes para envio de informações pertinentes ao Ministério do Meio Ambiente sobre a extensão das faixas de APPs. A decisão feita pelo Superior Tribunal de Justiça (STJ) não garante maior proteção as faixas de APPs, pois nem todas as competências municipais garantem um corpo e órgão ambiental técnico eficientes que lidem corretamente com a retirada adequada dessas faixas em ambientes urbanos. Aqui, a gestão dos recursos naturais pelas políticas públicas no atual cenário nacional não é capaz de impor a proteção de áreas permanentes. Isso pois os impactos socioambientais das áreas protegidas ainda são de difícil almejo político, provando que muitas políticas em vigor não são suficientes.

Neste panorama, os municípios brasileiros, como os poderes federais e estaduais, considerem as importantes funções que as faixas de APPs possuem tanto para o ecossistema local como para os meios urbanos. Então, o STJ apresenta o PL nº 2510/2019 e a Lei do Parcelamento do Solo Urbano como ações de mínima proteção e acarretando em impactos hidrológicos significantes que os municípios devem levar em consideração na definição de políticas de planejamento urbano. Assim, os regramentos da Lei nº 12.651/2012 devem ser seguidos para maior proteção dos recursos ambientais e de suas áreas permanentes. O Código Florestal se mostra, desde sua criação em 1930 até a nova Lei de Proteção a Vegetação Nativa de 2012, exemplar em evitar ilegalidades de muitos empreendimentos e ocupação urbana em faixas de APPs, trazendo maior segurança jurídica dos investidores. Portanto, as implementações de políticas e desenvolvimento de estudos ambientais para entendimento das áreas de APPs ainda são um grande desafio para o meio político e urbano no Brasil.

6.1 Considerações e recomendações

A pesquisa desenvolvida auxilia em uma abordagem técnica para aumento do conhecimento sobre as áreas nativas e protegidas em ambientes urbanos. Desta forma, podendo contribuir com problemas de eventos localizados de inundações em áreas urbanizadas e trazer melhorias na qualidade ambiental e humana das cidades brasileiras. A preservação de APPs e

suas faixas de mata ciliar, juntamente com o estudo do atual uso da terra, podem mitigar o escoamento superficial percentualmente e possibilitar melhorias socioeconômicas e melhores decisões políticas. Então, o presente estudo aborda a importância da gestão de bacias hidrográficas e incorporação de um planejamento ambiental em áreas urbanas. A metodologia escolhida contribuiu para entender como as áreas verdes urbanas mitigam consequências ambientais, desde mudanças do escoamento, controle da qualidade do ar e outras formas de contaminação. Como, também, prever os impactos nos usos inadequados do solo das bacias hidrográficas. Aqui, os modelos hidrológicos podem ser cada vez mais utilizados para estudos ambientais, pois auxiliam no entendimento dos fenômenos, impactos diversos nas bacias hidrográficas, prever as mudanças futuras na superfície e nos ecossistemas variados.

Logo, deve-se fortalecer a preservação e criação de áreas verdes urbanas e permitir que as drenagens não sejam sobrecarregadas. E implementação de políticas de ordenamento do território mais rigorosas e de zonas de restrição na impermeabilização nas áreas de várzea com devidas fiscalizações. Políticas adequadas que visam implementar a sustentabilidade urbana e combater as mudanças climáticas são cabíveis em estabelecer novas diretrizes de proteção e controle das faixas de APPs protetoras de recursos hídricos. Neste contexto, a legislação deve considerar as escalas das bacias hidrográficas e não, somente, definir as APPs de acordo com o município, visto que as peculiaridades de cada bacia também influenciam em termo de aumento de escoamento e redução das APPs. Sendo assim, a definição da proteção e redução das faixas devem também ser uma atribuição de comitê de bacias e inserida nos planos diretores municipais que devem considerar as características das bacias hidrográficas nelas inseridas. Então, muitos estudos ambientais podem ainda ser realizados a fim de auxiliar e garantir melhor planejamento urbano e focar atenções para a atual situação do planeta em frente à intensa mudança ambiental.

7 REFERÊNCIAS

- Ajmal, M., woo Moon, G., hyun Ahn, J., woong Kim, T., 2015. Investigation of SCS-CN and its inspired modified models for runoff estimation in South Korean watersheds. **Journal of Hydro-environment Research** 9, 592–603. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jher.2014.11.00>.
- Akter, T., Quevauviller, P., Eisenreich, S.J., Vaes, G., 2018. Impacts of climate and land use changes on flood risk management for the Schijn River, Belgium. **Environmental Science & Policy** 89, 163–75. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.07.002>.
- Arantes, L.T., Carvalho, A.C.P., Carvalho, A.P.P., Lorandi, R., Moschini, L.E., Di Lollo, J.A., 2021. Surface runoff associated with climate change and land use and land cover in southeast region of Brazil. **Environmental Challenges** 3, 100054. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100054>.
- Atoba, K., Newman, G., Brody, S., Highfield, W., Kim, Y., Juan, A., 2021. Buy them out before they are built: Evaluating the proactive acquisition of vacant land in flood-prone areas. **Environmental Conservation** 48, 118–126. doi: 10.1017/S0376892921000059.
- Avashia, V., Garg, A., 2020. Implications of land use transitions and climate change on local flooding in urban areas: An assessment of 42 Indian cities. **Land Use Policy** 95, 104571. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104571>.
- Azevedo de Melo, N., Minuzzi Delevati, D., Ben da Costa, A., Lobo, E.A., 2021. The use of phytosociology to evaluate the efficiency of headwater preservation areas in the Andreas Stream Hydrographic Basin, RS, Brazil. **Ecological Indicators** 129, 107904. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107904>.
- Biggs, T.W., Santiago, T.M.O., Sills, E., Caviglia-Harris, J., 2019. The Brazilian Forest Code and riparian preservation areas: Spatiotemporal analysis and implications for hydrological ecosystem services. **Regional Environmental Change** 19, 2381–94. doi:10.1007/s10113-019-01549-w.
- Blainski, Éverton, Silveira, F. A., Conceição, G., Garbossa, L. H. P., & Vianna, L. F. (2020). Simulação de cenários de uso do solo na bacia hidrográfica do rio Araranguá utilizando a técnica da modelagem hidrológica. **Agropecuária Catarinense**, 24 (1), 65-70.

Boongaling, C.G.K., Faustino-Eslava, D.V., Lansigan, F.P., 2018. Modeling land use change impacts on hydrology and the use of landscape metrics as tools for watershed management: The case of an ungauged catchment in the Philippines. **Land Use Policy** 72, 116–28. doi:<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.042>.

BRASIL. **Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012**. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12651compilado.htm>. Acesso em 19 jan. 2023.

F. Bouraoui, G. Vachaud, R. Haverkamp, B. Normand. A distributed physical approach for surface-subsurface water transport modeling in agricultural watersheds. **Journal of Hydrology**, Volume 203, Issues 1–4, 1997, Pages 79-92. doi: [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(97\)00085-1](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(97)00085-1).

Cao, Y., Cao, Y., Li, G., Tian, Y., Fang, X., Li, Y., Tan, Y., 2020. Linking ecosystem services trade-offs, bundles and hotspot identification with cropland management in the coastal Hangzhou Bay area of China. **Land Use Policy** 97, 104689. doi:<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104689>.

Chim, K., Tunnicliffe, J., Shamseldin, A.Y., Bun, H., 2021. Assessment of land use and climate change effects on hydrology in the upper Siem Reap River and Angkor Temple Complex, Cambodia. **Environmental Development** 39, 100615. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envdev.2021.100615>.

Dalu, M.T., Shackleton, C.M., Dalu, T., 2018. Influence of land cover, proximity to streams and household topographical location on flooding impact in informal settlements in the Eastern Cape, South Africa. **International Journal of Disaster Risk Reduction** 28, 481–90. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2017.12.009>.

De Sousa Neto, E.R., Gomes, L., Nascimento, N., Pacheco, F., Ometto, J.P., 2018. Chapter 20 - land use and land cover transition in Brazil and their effects on greenhouse gas emissions, in: Ángeles Muñoz, M., Zornoza, R. (Eds.), Soil Management and Climate Change. **Academic Press**, pp. 309– 21. doi:<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812128-3.00020-3>.

Fischer, S., Schumann, A., Bühler, P., 2021. A statistics-based automated flood event separation. **Journal of Hydrology** X10, 100070. doi:<https://doi.org/10.1016/j.hydroa.2020.100070>.

Fonseca, A; Barella, C. F.; Gomes, G. J. C. O Estado Socioambiental do Território Ouro-pretano: Resultados Preliminares do PromoSAT-OP 2022. **Ouro Preto: Laboratório Interdisciplinar de Gestão Ambiental (LiGA)** / Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP).

Gomes, G.J.C., Vargas, E.A., 2018. A coupled system based on Differential Evolution for the determination of Rainfall intensity equations. **Brazilian Journal of Water Resources** v. 23, e55, 2018. doi: <https://doi.org/10.1590/2318-0331.231820170165>.

Horton, A.J., Nygren, A., Diaz-Perera, M.A., Kumm, M., 2021. Flood severity along the Usumacinta River, Mexico: Identifying the anthropogenic signature of tropical forest conversion. **Journal of Hydrology** X10, 100072. doi:<https://doi.org/10.1016/j.hydroa.2020.100072>.

Hu, S., Fan, Y., Zhang, T., 2020. Assessing the effect of land use change on surface runoff in a rapidly urbanized city: A case study of the Central Area of Beijing. **Land** 9. doi:[10.3390/land9010017](https://doi.org/10.3390/land9010017).

Huang, L., Wu, J., Yan, L., 2015. Defining and measuring urban sustainability: A review of indicators. **Landscape ecology** 30, 1175–93. doi:[10.1007/s10980-015-0208-2](https://doi.org/10.1007/s10980-015-0208-2).

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), v4.6.38, 2023. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/ouro-preto/panorama>. Acesso em 23 de jan. 2023.

Kang, M., Goo, J., Song, I., Chun, J., Her, Y., Hwang, S., Park, S., 2013. Estimating design floods based on the critical storm duration for small watersheds. **Journal of Hydro-environment Research** 7, 209–18. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jher.2013.01.003>.

Kang, M., Goo, J., Song, I., Chun, J., Her, Y., Hwang, S., Park, S., 2013. Estimating design floods based on the critical storm duration for small watersheds. **Journal of Hydro-environment Research** 7, 209–18. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jher.2013.01.003>.

Kim, H.W., Kim, J.H., Li, W., Yang, P., Cao, Y., 2017. Exploring the impact of green space health on runoff reduction using NDVI. **Urban Forestry & Urban Greening** 28, 81–7. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.010>.

Koehn, K., Brye, K.R., Scarlet, C., 2011. Quantification of stormwater runoff using a combined GIS and curve number approach: A case study for an urban watershed in the Ozark Highlands, USA. **Urban Water Journal** 8, 255–65. doi:10.1080/1573062X.2011.595802.

Liang, C., Zhang, R.C., Zeng, J., Shen, Z.J., 2021. A land-use decision approach integrating thermal regulation, stormwater management, and economic benefits based on urbanization stage identification. **Science of The Total Environment** 779, 146415. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146415>.

Ling, L., Yusop, Z., Chow, M.F., 2020. Urban flood depth estimate with a new calibrated curve number runoff prediction model. **IEEE Access** 8, 10915-23. doi:10.1109/ACCESS.2020.2964898.

Liu, W., Chen, W., Feng, Q., 2018. Field simulation of urban surfaces runoff and estimation of runoff with experimental curve numbers. **Urban Water Journal** 15, 418–26. doi:10.1080/1573062X.2018.1508597.

Liu, W., Chen, W., Peng, C., 2014. Assessing the effectiveness of green infrastructures on urban flooding reduction: A community scale study. **Ecological Modelling** 291, 6–14. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.07.01>.

Liu, X., Liang, X., Li, X., Xu, X., Ou, J., Chen, Y., Li, S., Wang, S., Pei, F., 2017. A future land use simulation model (FLUS) for simulating multiple land use scenarios by coupling human and natural effects. **Landscape and Urban Planning** 168, 94–116. doi:<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.09.019>.

Ma, K., Huang, X., Liang, C., Zhao, H., Zhou, X., Wei, X., 2020. Effect of land use/cover changes on runoff in the Min River watershed. **River Research and Applications** 36. doi:10.1002/rra.3608.

McGrane, S.J., 2016. Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: A review. **Hydrological Sciences Journal** 61, 2295–311. doi:10.1080/02626667.2015.1128084.

Mei, C., Liu, J., Wang, H., Yang, Z., Ding, X., Shao, W., 2018. Integrated assessments of green infrastructure for flood mitigation to support robust decision-making for sponge city construction in an urbanized watershed. **Science of The Total Environment** 639, 1394–407. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.199.

de Mello Silva, C., da Silva, G.B.L., 2020. Cumulative effect of the disconnection of impervious areas within residential lots on runoff generation and temporal patterns in a small urban area. **Journal of Environmental Management** 253, 109719. doi:https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109719.

Mitchell, V., Mein, R., McMahon, T., 2001. Modelling the urban water cycle. **Environmental Modelling & Software** 16, 615–29. doi:https://doi.org/10.1016/S1364-8152(01)00029-9.

Mousavi, S.M., roostaei, S., Rostamzadeh, H., 2019. Estimation of flood land use/land cover mapping by regional modelling of flood hazard at sub-basin level case study: Marand basin. **Geomatics, Natural Hazards and Risk** 10, 1155–75. doi:10.1080/19475705.2018.1549112.

Nampak, H., Pradhan, B., Mojaddadi Rizeei, H., Park, H.J., 2018. Assessment of land cover and land use change impact on soil loss in a tropical catchment by using multitemporal SPOT-5 satellite images and revised universal soil loss equation model. **Land Degradation & Development** 29, 3440–55. doi:https://doi.org/10.1002/ldr.3112.

Nunes de Oliveira, S., Abílio de Carvalho Júnior, O., Trancoso Gomes, R.A., Fontes Guimarães, R., McManus, C.M., 2017. Deforestation analysis in protected areas and scenario simulation for structural corridors in the agricultural frontier of Western Bahia, Brazil. **Land Use Policy** 61, 40–52. doi: https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.10.046.

Nunes de Oliveira, S., Abílio de Carvalho Júnior, O., Trancoso Gomes, R.A. Fontes Guimarães, R., McManus, C.M., 2017. Deforestation analysis in protected areas and scenario simulation

for structural corridors in the agricultural frontier of Western Bahia, Brazil. **Land Use Policy** 61, 40–52. doi:<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.10.046>.

PULLAR, D.; SPRINGER, D. Towards integrating GIS and catchment models, *Environmental Modelling & Software*. **Elsevier**, v.15, p.451-459, 2000.

Rammal, M., Berthier, E., 2020. Runoff losses on urban surfaces during frequent rainfall events: A review of observations and modeling attempts. **Water** 12. doi:10.3390/w12102777.

Rawat, K., Mishra, A.K., Ahmed, N., 2017. Surface runoff estimation over heterogeneous foothills of Aravalli Mountain using medium resolution remote sensing rainfall data with soil conservation system-curve number method: A case of semi-arid ungauged Manesar Nala watershed: Semiarid ungauged Manesar Nala watershed. **Water and Environment Journal** 31. doi:10.1111/wej.12243.

RENNÓ, Camilo Dalles; SOARES, Joao Vianei. **Conceitos básicos de modelagem hidrológica**. INPE. Disponível em: http://www.dpi.inpe.br/cursos/tutoriais/modelagem/cap2_modelos_hidrologicos.pdf. Acesso em 24 de jan. de 2023.

Rezende, C., Scarano, F., Assad, E., Joly, C., Metzger, J., Strassburg, B., Tabarelli, M., Fonseca, G., Mittermeier, R., 2018. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation** 16, 208–14. doi:<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>.

Santos, A., Chimalli, T., Peluzio, J., Silva, A., Santos, G., Lorenzon, A. Teixeira, T., Castro, N., Ribeiro, C., 2015. Influence of relief on permanent preservation areas. **The Science of the total environment** 541, 1296–302. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.10.026.

Shirazi, S.M., Adham, M.I., Othman, F., Zardari, N.H., Ismail, Z., 2016. Runoff trend and potentiality in Melaka Tengah catchment of Malaysia using SCS-CN and statistical technique. **Journal of Environmental Engineering and Landscape Management** 24, 245–57. doi:10.3846/16486897.2016.1184153.

She, L., Wei, M., Yi You, X., 2021. Multi-objective layout optimization for sponge city by annealing algorithm and its environmental benefits analysis. **Sustainable Cities and Society** 66, 102706. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.102706>.

Song, M., Zhang, J., Bian, G., Wang, J., Wang, G., 2020. Quantifying effects of urban land-use patterns on flood regimes for a typical urbanized basin in eastern China. **Hydrology Research** 51, 1521–36. doi:[10.2166/nh.2020.110](https://doi.org/10.2166/nh.2020.110).

Szwagrzyk, M., Kaim, D., Price, B., Wypych, A., Grabska, E., Kozak, J., 2018. Impact of forecasted land use changes on flood risk in the Polish Carpathians. **Natural Hazards** 94, 227–40. doi:[10.1007/s11069-018-3384-y](https://doi.org/10.1007/s11069-018-3384-y).

Tang, W., Carey, S.K., 2017. Hydrun: A MATLAB toolbox for rainfall–runoff analysis. **Hydrological Processes** 31, 2670–82. doi:<https://doi.org/10.1002/hyp.11185>.

Valera, C.A., Pissarra, T.C.T., Filho, M.V.M., Valle Júnior, R.F.d., Oliveira, C.F., Moura, J.P., Sanches Fernandes, L.F., Pacheco, F.A.L., 2019. The buffer capacity of riparian vegetation to control water quality in anthropogenic catchments from a legally protected area: A critical view over the Brazilian New Forest Code. **Water** 11. doi:[10.3390/w11030549](https://doi.org/10.3390/w11030549).

van looy, K., Meire, P., 2009. A conservation paradox for riparian habitats and river corridor species. *Journal for Nature Conservation - J NAT CONSERV* 17, 33–46. doi:[10.1016/j.jnc.2008.12.001](https://doi.org/10.1016/j.jnc.2008.12.001).

VILLELA, S.M. & MATTOS, A. (1975). *Hidrologia Aplicada*. Ed. McGraw-Hill.

Wang, J., Endreny, T., Nowak, D., 2008. Mechanistic simulation of tree effects in an urban water balance model. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association** 44, 75 – 85. doi:[10.1111/j.1752-1688.2007.00139.x](https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00139.x).

Xie, W., Huang, Q., He, C., Zhao, X., 2018. Projecting the impacts of urban expansion on simultaneous losses of ecosystem services: A case study in Beijing, China. **Ecological Indicators** 84, 183–93. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.055>.

- Xu, C., Rahman, M., Haase, D., Wu, Y., Su, M., Pauleit, S., 2020. Surface runoff in urban areas: The role of residential cover and urban growth form. **Journal of Cleaner Production** 262, 121421. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.12142>.
- Zafar, S., Zaidi, A., 2019. Impact of urbanization on basin hydrology: A case study of the Malir Basin, Karachi, Pakistan. **Regional Environmental Change** 19, 1815–27. doi:[10.1007/s10113-019-01512-9](https://doi.org/10.1007/s10113-019-01512-9).
- Zellner, M., Massey, D., Minor, E., Gonzalez-Meler, M., 2016. Exploring the effects of green infrastructure placement on neighborhood-level flooding via spatially explicit simulations. **Computers, Environment and Urban Systems** 59, 116–28. doi:<https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2016.04.008>.
- Zhang, B., di Xie, G., Li, N., Wang, S., 2015. Effect of urban green space changes on the role of rainwater runoff reduction in Beijing, China. **Landscape and Urban Planning** 140, 8–16. doi:<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.03.014>.
- Zhou, D., Liu, Y., Hu, S., Hu, D., Neto, S., Zhang, Y., 2019. Assessing the hydrological behaviour of large-scale potential green roofs retrofitting scenarios in Beijing. **Urban Forestry & Urban Greening** 40, 105–13. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.12.010>.
- Zhou, Z., Smith, J.A., Yang, L., Baeck, M.L., Chaney, M., Ten Veldhuis, M.C., Deng, H., Liu, S., 2017. The complexities of urban flood response: Flood frequency analyses for the Charlotte metropolitan region. **Water Resources Research** 53, 7401–25. doi:<https://doi.org/10.1002/2016WR019997>.