



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo

MARCUS VINÍCIUS GALBETTI

**AVALIAÇÃO DOS EFEITOS HIDROLÓGICOS DA
APLICAÇÃO DE CENÁRIOS PROPOSTOS PELO
PODER PÚBLICO. ESTUDO DE CASO: ÁREA DE
PROTEÇÃO AMBIENTAL DE CAMPINAS (SP)**

**HYDROLOGICAL EFFECTS EVALUATION
RESULTING FROM THE APPLICATION OF
SCENARIOS PROPOSED BY THE GOVERNMENT.
CASE STUDY: ENVIRONMENTAL PROTECTION
AREA OF CAMPINAS (SP)**

CAMPINAS
2021

MARCUS VINÍCIUS GALBETTI

**AVALIAÇÃO DOS EFEITOS HIDROLÓGICOS DA
APLICAÇÃO DE CENÁRIOS PROPOSTOS PELO
PODER PÚBLICO. ESTUDO DE CASO: ÁREA DE
PROTEÇÃO AMBIENTAL DE CAMPINAS (SP)**

Tese de Doutorado apresentada a Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp como parte dos requisitos exigidos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil, na área de Recursos Hídricos Energéticos e Ambientais.

Orientador(a): Prof. Dr. Antonio Carlos Zuffo

ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL DA TESE
DEFENDIDA PELO ALUNO MARCUS VINÍCIUS GALBETTI E
ORIENTADO PELO PROF. DR. ANTONIO CARLOS ZUFFO



CAMPINAS

2021

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca da Área de Engenharia e Arquitetura
Rose Meire da Silva - CRB 8/5974

G131a Galbetti, Marcus Vinícius, 1990-
Avaliação dos efeitos hidrológicos da aplicação de cenários propostos pelo poder público. estudo de caso: área de proteção ambiental de Campinas (SP) / Marcus Vinícius Galbetti. – Campinas, SP : [s.n.], 2021.

Orientador: Antonio Carlos Zuffo.
Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo.

1. Modelos Hidrológicos. 2. Bacias Hidrográficas. 3. Hidrologia. 4. Gestão de recursos hídricos. 5. Simulação (Computadores). I. Zuffo, Antonio Carlos, 1963-. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em outro idioma: Hydrological effects evaluation resulting from the application of scenarios proposed by the government. case study: environmental protection area of Campinas (SP)

Palavras-chave em inglês:

Hydrologic models

Watersheds

Hydrology

Management of water resources

Computer simulation

Área de concentração: Recursos Hídricos, Energéticos e Ambientais

Titulação: Doutor em Engenharia Civil

Banca examinadora:

Antonio Carlos Zuffo [Orientador]

Danielle de Almeida Bressiani

José Teixeira Filho

Fernando Mainardi Fan

Marco Antonio Jacomazzi

Data de defesa: 29-11-2021

Programa de Pós-Graduação: Engenharia Civil

Identificação e informações acadêmicas do(a) aluno(a)

- ORCID do autor: <https://orcid.org/0000-0002-1608-0273>

- Currículo Lattes do autor: <http://lattes.cnpq.br/7895128872215911>

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E
URBANISMO**

**AVALIAÇÃO DOS EFEITOS HIDROLÓGICOS DA
APLICAÇÃO DE CENÁRIOS PROPOSTOS PELO PODER
PÚBLICO. ESTUDO DE CASO: ÁREA DE PROTEÇÃO
AMBIENTAL DE CAMPINAS (SP)**

Marcus Vinícius Galbetti

Tese de Doutorado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:

**Prof. Dr. Antonio Carlos Zuffo
Presidente e Orientador(a)/Universidade Estadual de Campinas**

**Prof^a. Dr^a. Danielle de Almeida Bressiani
Universidade Federal de Pelotas**

**Prof. Dr. José Teixeira Filho
Universidade Estadual de Campinas**

**Prof. Dr. Fernando Mainardi Fan
Universidade Federal do Rio Grande do Sul**

**Dr. Marco Antonio Jacomazzi
RASA Engenharia**

A Ata da defesa com as respectivas assinaturas dos membros encontra-se no SIGA/Sistema de Fluxo de Dissertação/Tese e na Secretaria do Programa da Unidade.

Campinas, 29 de novembro de 2021

AGRADECIMENTOS

A Deus.

A minha esposa Taís Arriero Shinma Galbetti e minha filha Fátima Arriero Galbetti as quais me inspiram a ser uma pessoa melhor todo dia. Muito obrigado por serem minhas maiores e melhores incentivadoras!

Ao professor Antonio Carlos Zuffo, pela orientação, pelos conselhos, profissionais e pessoais, e pelo exemplo de retidão e de profissionalismo. Muito obrigado pela oportunidade oferecida e pela confiança em mim depositada para a execução dessa pesquisa.

Ao professor João Luiz Boccia Brandão (*in memoriam*) pelo seu exemplo, de força e garra, e por todos os conselhos que somente a maturidade me fez compreender. Antes tarde do que nunca. Valeu mesmo Brandão!

Aos integrantes da banca examinadora, pela disponibilidade em participar.

Aos funcionários da Faculdade de Engenharia Civil da UNICAMP, em especial ao Eduardo e à Rosana, que sempre me atenderam com eficiência e atenção.

Aos meus amigos Catucci, Gustavo, Barga, Brunão, Manolo, André Scarcelli, Felipe Barros, Lopes, Lanza, Magro, Leo, Rangel, Thomé e tantos outros pela amizade, pelas piadas e pelos vídeos de gemidão em horários e locais inconvenientes!

A todos os amigos que fiz na minha curta estadia em Campinas e em São Paulo, em especial ao Jorge Barbarotto, Luiz Costa, Luiz Henrique Oriani, Neyton Araki, Viktor Pereira e Luciano Araújo. Muito obrigado pelos momentos de descontração que tivemos e aos que estão por vir!

Aos meus amigos da UEMS, em especial, ao Nélison, Vinícius Ribeiro, Anderson Secco, Rosa, Leila, Martha e todos os outros que nos acolheram tão bem na cidade de Dourados, nossa nova casa.

A minha família, em especial a meus pais Antônio Marcos e Nilce, pela paciência e todo suporte oferecido, fazendo possível a conclusão de mais uma etapa acadêmica. Aos meus sogros, Januário e Alice, por terem dado suporte necessário durante a elaboração da tese.

A todos aqueles que um dia ensinaram, ensinam ou vão me ensinar algo. Muito obrigado a todos os professores que tive na vida. Sem um pouco do conhecimento de vocês, essa tese não seria possível.

“Um autor estraga tudo quando pretende fazer bem demais”

Jean de La Fontaine (1621- 1695)

RESUMO

Entre os anos hidrológicos de 2013 e 2015, a região sudeste brasileira vivenciou um severo período de estiagem, conhecido como Crise Hídrica. A principal característica deste período foi a depleção quantitativa dos sistemas produtores de água para abastecimento público, em especial o Sistema Produtor de Águas do Cantareira, responsável por abastecer as Regiões Metropolitanas de São Paulo e de Campinas. Os impactos causados pela Crise Hídrica variaram de prejuízos bilionários em diversos setores produtivos ao desabastecimento da população. Em Campinas, a Prefeitura Municipal elaborou e implantou o Plano Municipal de Recursos Hídricos (PMRH) com a finalidade mitigar os impactos da Crise Hídrica e reduzir os impactos decorrentes de novas crises de desabastecimento. Este plano consiste, dentre outras ações, principalmente no reflorestamento das Áreas de Preservação Permanente (APP) sobretudo da Área de Proteção Ambiental de Campinas (APA Campinas). Entretanto, a APA Campinas é um recorte político-administrativo e não hidrológico, sendo necessária a delimitação hidrológica de sua área de contribuição em Campinas, a qual foi denominada de bacia APA-Atibaia. Dessa forma, o presente trabalho avaliou as prováveis mudanças nas vazões e nos componentes do balanço hídrico decorrentes da aplicação de 04 cenários de reflorestamento na bacia APA Atibaia, os quais foram propostos com base no PMRH: Recomposição das APP somente da APA Campinas (C1); Recomposição das APP de toda a bacia APA-Atibaia (C2); Revegetação integral de toda a região da APA Campinas (C3); e, Revegetação integral da Bacia APA-Atibaia (C4). Para a execução dessa tarefa foi empregado o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT). Inicialmente, o modelo SWAT da bacia APA-Atibaia foi calibrado e validado para os postos de monitoramento fluviométrico 3D-006 e 3D-003 do Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo para o passo temporal mensal, utilizando o cenário atual de uso e ocupação do solo (cenário base – C0), obtendo índices de eficiência classificados como “Muito Bom” e “Bom”, segundo as métricas utilizadas. Os resultados obtidos no modelo SWAT, com base nas premissas adotadas na modelagem, mostraram redução estatisticamente significativa do Escoamento Superficial Direto dos cenários C2, C3 e C4 e de Conteúdo de Água do Solo em todos os cenários em relação a C0. O Escoamento de Base e a Evapotranspiração, por sua vez, não apresentaram diferenças estatisticamente significantes em relação a C0. Por fim, a Quantidade de Água produzida pela bacia APA-Atibaia obteve reduções estatisticamente significantes em C4. Em relação às vazões de referência, os resultados não mostraram diferenças estatisticamente significantes em todos os cenários analisados. Estes resultados abrem espaço para o debate da necessidade de revisão das ações propostas no PMRH. Por fim, frisa-se a necessidade de revisão contínua das premissas adotadas no modelo SWAT de modo a incrementar a representação dos processos hidrológicos e agroflorestais, melhorando as estimativas do modelo e, conseqüentemente, facilitando o processo de tomada de decisão.

Palavras-Chave: modelagem hidrológica; modelo SWAT; cenários hidrológicos; segurança hídrica.

ABSTRACT

During the hydrological years of 2013 and 2015, the Brazilian southeast region of Brazil experienced a severe drought, known as the Water Crisis. The main characteristic of this period was the quantitative depletion of the water production systems for water supply, especially the Cantareira Water Production System, responsible for supplying the Metropolitan Regions of São Paulo and Campinas. The impacts originated by the Water Crisis ranged from billionaire losses in various productive sectors due to the lack of public water supply. In Campinas, the Municipal Government proposed and implemented the Municipal Water Resources Plan (PMRH) with the aim of mitigating the impacts of the Water Crisis and reducing the impacts resulting from new future droughts. This plan consists, among other actions, mainly in the reforestation of Permanent Preservation Areas (APP), especially the Campinas Environmental Protection Area (APA Campinas). However, APA Campinas is a political-administrative territorial and not a hydrological territorial cut, requiring the hydrological delimitation of its contribution area, which was called APA-Atibaia basin. This thesis evaluated the probable changes in the flows and in the water balance components resulting from the application of 04 reforestation scenarios in the APA Atibaia basin. These scenarios were proposed based on the PMRH: Revegetation of APPs only in the APA Campinas (C1); Revegetation of APPs in the entire APA-Atibaia basin (C2); Integral revegetation of the entire APA Campinas region (C3); and Integral revegetation of the APA-Atibaia Basin (C4). To perform this task, the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model was used. Initially, the SWAT model of the APA-Atibaia basin was calibrated and validated for the flow monitoring stations 3D-006 and 3D-003 of the Department of Water and Electricity of the State of São Paulo for the monthly time step, using the current land use and land cover map (base scenario – C0), obtaining efficiency indices classified as “Very Good” and “Good”, according to the metrics applied. The results obtained in the SWAT model, based on the assumptions adopted in the modeling, showed a statistically significant reduction in direct runoff in scenarios C2, C3 and C4 and in Soil Water Content in all scenarios in relation to base scenario. The Base Flow and Evapotranspiration did not present statistically significant differences in relation to C0. Finally, the Amount of Water produced by the APA-Atibaia basin obtained statistically significant reductions in C4. Regarding the reference flows, the results did not show statistically significant differences in all analyzed scenarios. These results open space for the debate on the need to review the actions proposed in the PMRH. Finally, we emphasize the need for a continuous review of the assumptions adopted in the SWAT model to increase the representation of hydrological and agroforestry processes, improving the model's estimates and, consequently, making easier the decision-making process.

Keywords: hydrological modelling, SWAT model, hydrological scenarios, water security.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Localização dos postos fluviométricos e dos reservatórios do SPAC. Fonte: Frederice e Brandão (2016).	24
Figura 2 – Representação esquemática do SPAC. Fonte: ANA (2017).....	25
Figura 3 – Mapa da Situação dos Municípios das Bacias PCJ. Fonte: Plano das Bacias PCJ 2010 a 2020 (PROFILL- RHAMA, 2018)......	28
Figura 4 – Hidrografia do município de Campinas (SP). Fonte: Editado de IBGE (2016a).	29
Figura 5 – Curvas de Aversão a Risco para diversas vazões de retirada considerando o pior biênio hidrológico e uma reserva estratégica de 5%. Fonte: ANA e DAEE (2004a).	32
Figura 6 – Fluxograma do parcelamento das vazões de retirada do SE, segundo a prioridade de uso. Fonte: Zuffo, Jacomazzi e Fantinatti (2016)......	33
Figura 7 – Precipitação acumulada entre os meses de dezembro e março de 1981/82 a 2014/15. Fonte: Editado de Coelho, Cardoso e Firpo (2016).	36
Figura 8 – Vazões Médias Mensais produzidas pelo SPAC. Fonte: Editado de ANA e DAEE (2017).	36
Figura 9 – Série temporal de (a) anomalias de precipitação (mm/mês) e temperatura máxima do ar (°C) sobre o SPAC de 1961 a 2015; (b) anomalias de vazões afluentes (m ³ /s) no SPAC durante 1961 a 2015 (em azul) e a população (em milhões) da RMSP (em verde). As anomalias são relativas à média do período 1961/90 e para a estação de verão austral (dezembro-janeiro-fevereiro). Os dados de vazão são provenientes da SABESP e de população do Município de São Paulo (SP). Fonte: Editado de Nobre et al. (2016).	38
Figura 10 – Cenário Atual das sub-bacias segundo o PMRH. Fonte: Editado de PMC (2016) e SVDS (2016)...	44
Figura 11 – Cenário Ideal das sub-bacias segundo o PMRH. Fonte: Editado de PMC (2016) e SVDS (2016)....	45
Figura 12 – Cenário Possível das sub-bacias segundo o PMRH. Fonte: Editado de PMC (2016) e SVDS (2016)	46
Figura 13 – Máxima variação do deflúvio anual em função da porcentagem de área submetida ao tratamento. Os losangos azuis representam os estudos de desmatamento e os triângulos vermelhos sem preenchimento os estudos de reflorestamento em bacias pareadas. Fonte: Andréassian (2004).	50
Figura 14 – Hidrograma de Escoamento Superficial Direto de duas microbacias com coberturas de solo distintas: floresta (FC) e pastagem (PC) submetidas ao mesmo evento chuvoso. Fonte: Moraes et al. (2006).	51
Figura 15 – Curva de permanência para a bacia hidrográfica de Wights localizada na porção sudoeste da Austrália. Fonte: Brown et al. (2005)......	52
Figura 16 – Resumo da metodologia executada.	61
Figura 17 – Localização, limites e divisão administrativa da APA Campinas. Fonte: Editado de IBGE (2016), IGC (2016) e SVDS (2016)......	63
Figura 18 – Climograma do município de Campinas. Fonte: Editado de CEPAGRI (2016).	64
Figura 19 – Unidades Aquíferas de Campinas. Editado de IG (2007).	67
Figura 20 – Mapa Altimétrico da APA Campinas. Fonte: Editado de IGC (2016).	68
Figura 21 – Mapa das Declividades da APA Campinas. Fonte: Editado de IGC (2016).	69

Figura 22 – Mapa pedológico semidetalhado da APA Campinas, sendo: (1) PV, Argissolo Vermelho; (2) PVA, Argissolo Vermelho Amarelo; (3) CX, Cambissolo Háplico; (4) GX, Gleissolo Háplico; e, (5) LV, Latossolo Vermelho. Fonte: Editado de Coelho, Valladares e Chiba (2005).	70
Figura 23 – Mapa da Vegetação Atual da APA Campinas. Fonte: Editado de SVDS (2016).	72
Figura 24 – Mapa da distribuição espacial dos usos quantitativos de recursos hídricos outorgados na APA Campinas. Fonte: Editado de DAEE (2017) e SVDS (2016).	74
Figura 25 – Mapa ilustrando a posição espacial dos núcleos urbanos que compõem a APA Campinas. Fonte: Editado de SVDS (2016).	77
Figura 26 – Bacia APA Atibaia e área não modelada delimitadas pelo modelo SWAT.	80
Figura 27 – Sub-bacias da bacia APA Atibaia delimitada pelo modelo SWAT.	81
Figura 28 – Fluxograma de comparação entre os dados obtidos no cenário atual de uso e ocupação do solo (C0) e o proposto em análise (C(i)).	96
Figura 29 – Mapa Clinográfico da bacia APA Atibaia produzido pelo modelo SWAT.	100
Figura 30 – Mapa de uso e ocupação de solo da bacia APA Atibaia.	101
Figura 31 – Mapa do tipo de solos da bacia APA Atibaia. Fonte: Editado de Rossi (2017).	102
Figura 32 – Estações Climatológicas, Postos de Monitoramento Fluviométrico, Postos de Monitoramento Pluviométrico e usos quantitativos outorgados e cadastrados de recursos hídricos na bacia APA Atibaia.	104
Figura 33 – Vazões observada e simulada após calibração manual para o posto fluviométrico DAEE 3D-007.	108
Figura 34 – Vazões observada e simulada após calibração manual para o posto fluviométrico DAEE 3D-003.	109
Figura 35 – Vazão observada, melhor estimativa (<i>Best Pars</i>) e faixas inferior (95PPU Inferior) e superior (95PPU Superior) de 95PPU após calibração semiautomática no SUFI-2 para o posto fluviométrico DAEE 3D-007.	113
Figura 36 – Vazão observada, melhor estimativa (<i>Best Pars</i>) e faixas inferior (95PPU Inferior) e superior (95PPU Superior) de 95PPU após calibração semiautomática no SUFI-2 para o posto fluviométrico DAEE 3D-003.	114
Figura 37 - Cenários de Uso e Ocupação do Solo para a bacia APA Atibaia.	117
Figura 38 – ESD no cenário atual pelo ESD nos cenários propostos.	121
Figura 39 – EB no cenário atual pelo EB nos cenários propostos.	122
Figura 40 – ET no cenário atual pelo ET nos cenários propostos.	123
Figura 41 – SW no cenário atual pelo SW nos cenários propostos.	124
Figura 42 – WYLD no cenário atual pelo WYLD nos cenários propostos.	125
Figura 43 – Valores de WYLD nos diferentes cenários propostos para todo o período de janeiro de 2003 a dezembro de 2017.	126
Figura 44 – Valores de WYLD nos diferentes cenários propostos para todo o período da Crise Hídrica: janeiro de 2013 a dezembro de 2015.	127
Figura 45 - Vazões médias mensais estimadas nos diferentes cenários propostos no posto de monitoramento fluviométrico 3D-007 para todo o período de simulação proposto.	129

Figura 46 - Vazões médias mensais estimadas nos diferentes cenários propostos no posto de monitoramento fluviométrico 3D-003 para todo o período de simulação proposto.	130
Figura 47 - Vazões médias mensais estimadas nos diferentes cenários propostos no posto de monitoramento fluviométrico 3D-007 para o período da Crise Hídrica.	131
Figura 48 - Vazões médias mensais estimadas nos diferentes cenários propostos no posto de monitoramento fluviométrico 3D-003 para o período da Crise Hídrica.	132
Figura 49 - Curva de permanência para o posto 3D-007 elaborada a partir dos cenários propostos.	133
Figura 50 - Curva de permanência para o posto 3D-003 elaborada a partir dos cenários propostos.	134

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Limites de retirada de vazão do SPAC em função de suas prioridades.	33
Tabela 2 – Afluxos ao SPAC de outubro de 2013 a março de 2014.....	35
Tabela 3 – Bacias Hidrográficas de Campinas consideradas no PMRH.	43
Tabela 4 – Descrição de modelos hidrológicos, suas funcionalidades e complexidades.....	55
Tabela 5 – Classes de altitude da APA Campinas.	65
Tabela 6 – Classes de declividade da APA Campinas propostas no PMRH e respectiva área.....	65
Tabela 7 – Solos da APA Campinas.....	66
Tabela 8 – Área das principais formações vegetais da APA Campinas.	71
Tabela 9 – Usos quantitativos de recursos hídricos cadastrados na APA Campinas.	75
Tabela 10 – Postos de monitoramento fluviométrico no interior ou próximos à APA Campinas no Rio Atibaia.	78
Tabela 11 – Índice Kappa e o correspondente desempenho da classificação.	83
Tabela 12 – Parâmetros relativos aos solos exigidos pelo SWAT.....	84
Tabela 13 – Parâmetros estatísticos do Gerador Climático do modelo SWAT.	85
Tabela 14 – Coeficientes de desagregação de chuva para diferentes durações.	85
Tabela 15 - Valores de CN em função do tipo hidrológico do solo.....	87
Tabela 16 – Faixas de desempenho das funções de avaliação dos procedimentos de calibração e validação.	91
Tabela 17 – Classes clinográficas da bacia APA Atibaia e respectiva área produzidas pelo modelo SWAT.	98
Tabela 18 – Classes temáticas de uso e ocupação do solo da bacia APA Atibaia e respectiva área.....	98
Tabela 19 – Tipos de solo da bacia APA Atibaia e respectiva área.....	99
Tabela 20 – Postos de monitoramento pluviométrico no interior ou próximos à APA Atibaia.....	103
Tabela 21 – Usos de Recursos Hídricos na bacia APA Atibaia.	103
Tabela 22 – Quantidade de falhas mensais por postos de monitoramento fluviométrico.....	105
Tabela 23 – Resultados da calibração manual do método de estimativa de evapotranspiração e do parâmetro ESCO.	106
Tabela 24 – Resultados da calibração manual dos parâmetros CANMX e SOL_AWC.....	107
Tabela 25 - Valores anuais de ETR estimados após calibração manual do modelo SWAT.....	107
Tabela 26 – Desempenho do modelo SWAT da bacia APA Atibaia após calibração manual.	108
Tabela 27 – Parâmetros inicialmente selecionados para a calibração no <i>software</i> SWAT-CUP.....	110
Tabela 28 – Resultado da ASG para o modelo SWAT.....	111

Tabela 29 – Desempenho do modelo SWAT da bacia APA Atibaia após calibração semiautomática no SUFI-2.	112
Tabela 30 – Valores calibrados dos 9 parâmetros sensíveis na ASG.	115
Tabela 31 – Classes temáticas de uso e ocupação do solo da bacia APA Atibaia e respectiva área para os cenários propostos.	116
Tabela 32 – Variações das áreas das classes temáticas dos cenários propostos em relação à C0.	116
Tabela 33 – Valores médios mensais dos componentes do balanço hídrico da bacia APA Atibaia.	119
Tabela 34 – Resultado das avaliações propostas para cada componente do hidrograma analisado.	120
Tabela 35 – Resultado das avaliações propostas para os postos de monitoramento fluviométrico utilizados.	128
Tabela 36 – Vazões de referência para os cenários propostos.	128
Tabela 37 - Gerador Climático da Estação Climatológica CEPAGRI.	157
Tabela 38 - Gerador Climático da Estação Climatológica CIIAGRO.	157
Tabela 39 - Usos quantitativos cadastrados e autorizados/outorgados na bacia APA Atibaia em m ³ /dia.	159

LISTA DE ABREVIATURA E SIGLAS

APA Campinas	Área de Proteção Ambiental de Campinas (SP)
APP	Área de Preservação Permanente
ASL	Análise de Sensibilidade: Local
ASG	Análise de Sensibilidade Global
CAR	Curvas de Aversão de Risco
DAEE	Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
HRU	<i>Hydrologic Response Units</i> (Unidades de Resposta Hidrológica)
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICG	Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão de Águas
IPA	Índice de Produção de Água
KGE	Função objetivo Kling e Gupta
MME	Ministério de Minas e Energia
NA	Nível d'Água
PBIAS	<i>Percent Bias</i>
PCJ	Piracicaba, Capivari e Jundiaí
PIB	Produto Interno Bruto
PMC	Prefeitura Municipal de Campinas
PSA	Pagamento por Serviços Ambientais
RMC	Região Metropolitana de Campinas
RMSD	Região Metropolitana de São Paulo
RSR	<i>Root Mean Square Error Observations Standard Deviation Ratio</i>
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SANASA	Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento de Campinas
SE	Sistema Equivalente
SIG	Sistema de Informações Geográficas
SPAC	Sistema Produtor de Águas do Cantareira
SRTM	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo
USDA	Departamento de Agricultura dos Estados Unidos da América
VMMLT	Vazões Médias Mensais de Longo Termo

LISTA DE SÍMBOLOS

μ_{obs}	Média das vazões observadas
μ_{sim}	Média das vazões simuladas
95PPU	Faixa de 95% de predição de incerteza do modelo SWAT
ALPHA_BF	Constante de recessão do escoamento de base (1/dia)
ANION_EXCL	Porosidade do solo (Fração)
BF	Escoamento de base no dia i (mm)
C0	Cenário base do modelo SWAT
C1	Cenário 1 do modelo SWAT
C2	Cenário 2 do modelo SWAT
C3	Cenário 3 do modelo SWAT
C4	Cenário 4 do modelo SWAT
CH_K(1)	Condutividade hidráulica efetiva no aluvião dos canais tributários (mm/h)
CH_K(2)	Condutividade hidráulica efetiva no aluvião do canal principal (mm/h)
CH_N(1)	Coefficiente de rugosidade de Manning para os canais tributários (s/m ³)
CH_N(2)	Coefficiente de rugosidade de Manning para o canal principal (s/m ³)
CLAY	Porcentagem de argila (% peso do solo)
CN2	Curve Number para as condições médias antecedentes ao escoamento
CNCOEF	Coefficiente de ponderação do efeito da ETP no cálculo da retenção potencial do método SCS-CN
CV _{obs}	Coefficiente de variação dos dados observados
CV _{sim}	Coefficiente de variação dos dados simulados
DD	Densidade de drenagem (comprimento total dos cursos hídricos por km ²)
DEEPST	Nível de água inicial no aquífero profundo (mm)
DEWPT	Média diária do ponto de orvalho para determinado mês (°C)
DH	Densidade hidrográfica (Número de cursos de 1ª ordem ou nascentes por km ²)
DP	Desvio percentual
EPCO	Fator de compensação de captação de água pelas plantas
ESD _(i)	Escoamento superficial direto no dia i (mm)
ETR _(i)	Evapotranspiração total (real) no dia i (mm)
GW_DELAY	Tempo de atraso da água subterrânea (dias)

GW_REVAP	Coeficiente de ascensão de água do aquífero raso à zona de saturação
GWQMN	Nível limite de água no aquífero raso para ocorrer o fluxo de retorno (mm)
H ₀	Hipótese nula de um teste estatístico
H ₁	Hipótese alternativa de um teste estatístico
HRU_SLP	Declividade média da HRU (m/m)
HYDGRP	Grupo Hidrológico do Solo
IK	Índice Kappa
IPA	Índice de Produção de Água (adimensional)
LAT_TTIME	Tempo de escoamento lateral (dias)
NLAYERS	Número de camadas do perfil
Ordem	Ordem da bacia hidrográfica segundo a classificação de Horton-Strahler
OV_N	Coeficiente de rugosidade de Manning para o escoamento superficial (s/m ³)
PCCSKW	Coeficiente de assimetria para a precipitação diária por mês
PCPD	Média Mensal de dias de precipitação no mês
PCPMM	Média mensal da precipitação total (mm)
PCPSTD	Desvio padrão para a precipitação diária de cada mês
POND _(i)	Perdas por abstrações hidrológicas no dia i (mm)
PR_W1	Probabilidade de dias úmidos seguidos de dias secos para o mês
PR_W2	Probabilidade de dias úmidos seguidos de dias úmidos para o mês
Q _{50%}	Vazão com 50% de probabilidade de ser igualada ou superada (m ³ /s)
Q _{95%}	Vazão com 95% de probabilidade de ser igualada ou superada (m ³ /s)
Q _{gw(i)}	Parcela da água subterrânea proveniente do aquífero raso que retorna para vazão no dia i (mm)
Q _{lateral(i)}	Parcela de água proveniente do escoamento lateral do perfil do solo que retorna para vazão no dia i (mm)
Q _{máx}	Vazão máxima (m ³ /s)
Q _{obs}	Vazões observadas (m ³ /s)
Q _{sim}	Vazões simuladas (m ³ /s)
r	Coeficiente de correlação de Pearson entre as vazões observadas e simuladas;
R(i)	Precipitação total no dia i (mm)
RAIN_YRS	Número de anos usados para obter o parâmetro RAINHHMX

RAINHHMX	Valor máximo de meia hora de chuva em todo o período de registros do mês (mm)
RCHRG_DP	Coefficiente de percolação da água para o aquífero profundo (mm)
REVAPMN	Quantidade de água retornando do aquífero raso para a zona de raízes (mm)
RHMON	Umidade relativa média do mês
ROCK	Porcentagem de cascalho (% peso do solo)
SAND	Porcentagem de areia (% peso do solo)
SHALLST	Nível de água inicial no aquífero raso (mm)
SLSUBBSN	Comprimento da superfície de escoamento em lâmina sobre o solo (m)
SOL_ALB	Albedo (fração)
SOL_AWC	Capacidade de água disponível (mm/mm)
SOL_BD	Densidade aparente (g/cm ³)
SOL_CBN	Teor de carbono orgânico (% peso do solo)
SOL_K	Condutividade hidráulica saturada (mm/h)
SOL_K	Condutividade hidráulica saturada (mm/h)
SOL_Z	Profundidade de cada horizonte (mm)
SOL_ZMX	Profundidade máxima da raiz no solo (mm)
SOLARAV	Média diária de radiação solar para determinado mês (MJ/m ² /dia)
SURLAG	Coefficiente de retardo de escoamento superficial.
SW(i)	Conteúdo total de água no solo (mm)
t	Quantidade de dias de simulação
TITLE	Nome da estação ou comentário por parte do usuário
TLOSS(i)	Perdas por transmissão no aluvião do canal principal no dia i (mm)
TMPMN	Temperatura mínima diária média para cada mês (°C)
TMPMX	Temperatura máxima diária média para cada mês (°C)
TMPSTDMN	Desvio padrão para a temperatura mínima diária para cada mês
TMPSTDMX	Desvio padrão para a temperatura máxima diária para cada mês
USLE_K	Fator K da Equação Universal de Perda de Solo
WELEV	Elevação em relação ao nível do mar (metros)
WLATITUDE	Latitude em graus da estação meteorológica.
WLONGITUDE	Longitude em graus da estação meteorológica.
WNDVAV	Média diária da velocidade do vento (m/s)

$w_{seep(i)}$

Parcela de água infiltrada no dia i (mm)

$WYLD(i)$

Quantidade de água que sai da subbacia e entra no canal principal no dia i (mm)

SUMÁRIO

1	Introdução	21
2	Objetivos.....	23
3	Revisão Bibliográfica	24
3.1	O Sistema Produtor de Água Cantareira (SPAC).....	24
3.2	A Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba e as Bacias PCJ	26
3.3	O município de Campinas e as Bacias PCJ	27
3.4	A primeira renovação da outorga do SPAC	30
3.4.1	Alteração do volume útil do SE	31
3.4.2	Criação de Curvas de Aversão de Risco (CAR) e Definição dos Usos Primários e Secundário	32
3.4.3	Criação do mecanismo de compensação denominado Banco de Águas.....	33
3.5	Crise Hídrica.....	34
3.5.1	Os impactos negativos Crise Hídrica.....	38
3.5.2	Medidas adotadas para enfrentamento da Crise Hídrica.....	40
3.6	Plano Municipal de Recursos Hídricos de Campinas (PMRH).....	41
3.7	Gerenciamento de recursos hídricos visando a produção de água	48
3.7.1	O estudo de bacias pareadas	49
3.7.2	O uso de modelos hidrológicos.....	52
3.7.2.1	O modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool)	56
4	Material e Métodos	61
4.1	Área de Estudo.....	62
4.1.1	Caracterização Climática	64
4.1.2	Aspectos geológicos, geomorfológicos e pedológicos	64
4.1.3	Vegetação.....	71
4.1.4	Hidrografia	73
4.1.5	Meio socioeconômico	76
4.2	Preparação do modelo SWAT	78
4.2.1	Delimitação da bacia hidrográfica a ser modelada	78
4.2.2	Determinação do período de simulação.....	82
4.2.3	Elaboração da Base Cartográfica	82
4.2.3.1	Elaboração do mapa clinográfico.....	82
4.2.3.2	Elaboração do mapa de uso e ocupação do solo	83
4.2.3.3	Elaboração do mapa de solos	83
4.2.3.4	Divisão das sub-bacias em HRU.....	84
4.2.4	Elaboração do Gerador Climático.....	84
4.2.5	Obtenção de dados hidrológicos complementares.....	86

4.2.5.1	Dados de precipitação	86
4.2.5.2	Dados de usos quantitativos de recursos hídricos	86
4.2.6	Escolha dos métodos de cálculo e estimativa de seus parâmetros	86
4.2.6.1	Evapotranspiração potencial	86
4.2.6.2	Escoamento superficial direto	87
4.2.6.3	Escoamento de base	88
4.3	Calibração sistemática do modelo SWAT	88
4.3.1	Definição do método de calibração, função objetivo e métricas de avaliação	89
4.3.2	Definição dos íterins de calibração e de validação	91
4.3.3	Aplicação de restrições no modelo SWAT	91
4.3.4	Parametrização e análise de sensibilidade	93
4.3.5	Calibração, Validação e Análise de incertezas	94
4.4	Composição e análise dos cenários do Plano Municipal de Recursos Hídricos	94
5	Resultados e Discussão	98
5.1	Modelo SWAT	98
5.2	Calibração sistemática do modelo SWAT	105
5.2.1	Definição dos íterins de calibração e de validação	105
5.2.2	Aplicação de restrições no modelo SWAT e calibração manual	106
5.2.3	Parametrização e Análise de Sensibilidade	109
5.2.4	Calibração, Validação e Análise de Incertezas	111
5.3	Análise dos Cenários Propostos	116
5.3.1	Análise da mudança de Uso e Ocupação do Solo	116
5.3.2	Análise dos Componentes do Balanço Hídrico	119
5.3.3	Análise das Vazões estimadas nos exutórios	128
6	Conclusões e Recomendações	135
7	Referências Bibliográficas	137
	Apêndice 1	153
	Apêndice 2	156
	Apêndice 3	158

1 INTRODUÇÃO

Entre os anos de 2013 e 2015, a região Sudeste brasileira sofreu um grande estresse hídrico caracterizado por precipitações extremamente baixas em relação às médias históricas, resultando na depleção dos reservatórios de abastecimento público. Este período foi nominado de Crise Hídrica.

No Estado de São Paulo, a Crise Hídrica comprometeu a produção de água de vários reservatórios, destacando os que compõem o Sistema Produtor de Água do Cantareira (SPAC), principal sistema produtor de água para o abastecimento das Regiões Metropolitanas de São Paulo (RMSP) e de Campinas (RMC), as duas principais regiões metropolitanas do estado.

Devido a magnitude dos impactos e os transtornos causados a milhões de pessoas, a situação do SPAC durante a Crise Hídrica foi acompanhada por diversos órgãos públicos e setores da sociedade civil. Este acompanhamento apresentou dupla função para uma mudança de postura quanto a temática de recursos hídricos no Estado de São Paulo e no Brasil. A primeira foi de informar e conscientizar a população leiga da importância sobre a preservação dos recursos hídricos e da urgente necessidade de mudanças de hábitos. A segunda função foi alertar à classe política e aos tomadores de decisão de políticas de bacias hidrográficas sobre a necessidade de planejamento de longo prazo dos recursos hídricos, de contínuo investimento em medidas estruturais e não estruturais e, sobretudo, que o processo de tomada de decisão sobre a utilização dos recursos hídricos deve ser discutido a luz da ciência e executado com as melhores técnicas disponíveis.

No município de Campinas (SP), a Crise Hídrica expôs a necessidade de quantificar o volume de água produzido pelos seus recursos hídricos no atual cenário de uso e ocupação do solo e, posteriormente, de estimar suas variações em função de cenários futuros, sobretudo os propostos pelo Poder Público. Essas ações devem visar mensurar se o planejamento proposto é capaz de mitigar os efeitos de uma nova crise. Dentre os recursos hídricos do município, destaca-se a Área de Proteção Ambiental de Campinas (APA Campinas) uma vez que, com 222,80 km², abrange quase um terço de sua extensão territorial, sendo entrecortada por rios e nascentes. O correto planejamento do uso desses recursos hídricos torna-se, portanto, peça fundamental para aumentar a resiliência de Campinas à ocorrência de novas crises hídricas.

O planejamento proposto pela Prefeitura Municipal de Campinas (PMC) presente no Plano Municipal de Recursos Hídricos de Campinas (PMRH), por sua vez, alicerça-se em medidas não estruturais, baseadas principalmente no reflorestamento das Áreas de Preservação Permanente (APP) e na recomposição florestal. Entretanto, os principais resultados decorrentes

de reflorestar uma bacia hidrográfica em suas vazões, segundo Bosch e Hewlett (1982), podem ser resumidos em três observações: (1) a redução de florestas aumenta a produção de água; (2) o crescimento de florestas em locais de vegetação esparsa diminui a produção de água; e, (3) a resposta das bacias às intervenções (reflorestamento/desmatamento) é altamente variável e, de certa forma, imprevisível. Percebe-se, portanto, que há uma incongruência entre as duas primeiras observações apresentadas e os resultados almejados decorrente da execução do planejamento proposto no PMRH.

A terceira observação, por sua vez, impulsionou pesquisadores ao redor do mundo nos últimos 40 anos a despendere esforços para reavaliar continuamente as duas primeiras observações e a buscar meios de mensurar e estimar as mudanças no comportamento hidrológico de bacias hidrográficas decorrentes de mudanças no uso e ocupação do solo. Estes esforços ocorreram por meio de estudos experimentais (BOSCH; HEWLETT, 1982; TRIMBLE; WEIRICH; HOAG, 1987; SALEMI et al., 2011, 2012; REICHERT et al., 2021) e pelo uso de modelos hidrológicos (MACHADO; LOPES; RIBEIRO, 2018; MENDONÇA DOS SANTOS; PROENÇA DE OLIVEIRA; DI LOLLO, 2020; SIQUEIRA et al., 2021).

Os estudos experimentais consistem em mensurar as modificações no balanço hídrico decorrente de alterações na cobertura florestal por meio do monitoramento ambiental, propondo correlações (ANDRÉASSIAN, 2004; BAYER, 2014). Devido as dificuldades inerentes do processo de alteração de uso e ocupação do solo, esses estudos são aplicados em áreas geralmente inferiores a 1 km² (BAYER, 2014).

Para grandes áreas, onde as mudanças de uso e ocupação do solo ocorrem de maneira heterogênea ao longo da bacia hidrográfica, destaca-se o emprego de modelos hidrológicos, ferramentas computacionais que representam os principais componentes do balanço hídrico. Os prováveis efeitos das futuras intervenções são mensurados como a diferença entre os valores simulados nos cenários propostos e no cenário atual de uso e ocupação de solo. Dessa forma, essa ferramenta torna-se mais vantajosa por permitir a representação de diferentes situações, requerer menos tempo para sua aplicação e fornecer resultados confiáveis.

Em razão do exposto, a proposta da presente pesquisa consiste em estimar e avaliar os efeitos decorrentes da implantação de cenários de uso e ocupação do solo propostos pela Prefeitura Municipal de Campinas nos componentes quantitativos do balanço hídrico da APA Campinas por meio de modelagem hidrológica.

2 OBJETIVOS

O objetivo da presente pesquisa consiste em quantificar o potencial hídrico atual da APA Campinas e estimar as variações decorrentes da aplicação dos cenários de planejamento de uso e ocupação do solo previstos no PMRH. Dessa forma, pretende-se avaliar qual o grau de eficácia das medidas propostas no PMRH em aumentar a disponibilidade hídrica quantitativa do município de Campinas (SP), sobretudo em cenários de crise de abastecimento.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A presente revisão bibliográfica se inicia com uma breve descrição do SPAC, expondo sua importância para a RMSP e a RMC. Em seguida, a Crise Hídrica, suas causas e consequências são apresentadas uma vez que entender a magnitude desse fenômeno é condição *sine qua non* para compreender a necessidade de planejar e otimizar o uso dos recursos hídricos do município de Campinas. Posteriormente, as bases do gerenciamento de recursos hídricos visando a produção de águas, de modelagem hidrológica e do modelo SWAT são apresentadas.

3.1 O Sistema Produtor de Água Cantareira (SPAC)

O SPAC é considerado um dos maiores sistemas produtores de água para abastecimento público do mundo, sendo formado por um conjunto de reservatórios, túneis e estruturas hidráulicas destinados a transpor as águas produzidas pela bacia hidrográfica do Rio Piracicaba para a bacia do Alto Tietê, conforme ilustrado na Figura 1 e na Figura 2, com a finalidade de abastecer a RMSP.



Figura 1 – Localização dos postos fluviométricos e dos reservatórios do SPAC. Fonte: Frederice e Brandão (2016).



Figura 2 – Representação esquemática do SPAC. Fonte: ANA (2017).

Segundo ANA e DAEE (2017a), o SPAC ocupa uma área de 2.303 km² e apresenta capacidade de armazenamento de 981,6 hm³, produzindo cerca de 43,6 m³/s dos quais 38,9 m³/s são produzidos pela bacia do Rio Piracicaba. Atualmente, a vazão destinada para abastecimento da RMSP varia entre 15,5 e 33 m³/s, em função do volume armazenado no SPAC (ANA; DAEE, 2017b).

De acordo com Zuffo (2015), a construção do SPAC foi idealizada na década de 1960, sendo executada em 2 etapas. A primeira foi iniciada em 1967 e concluída em 1974, com a construção dos reservatórios de Cachoeira, Atibainha, Paiva Castro e Águas Claras e da Estação Elevatória Santa Inês, além dos Túneis 1, 2, 3, 4, 5 e 6. A segunda etapa, por sua vez, foi iniciada em 1977 e concluída em 1982, com a construção do Túnel 7 e dos reservatórios Jaguari e Jacareí (ZUFFO, 2015).

Frisa-se que a utilização do SPAC para abastecer a RMSP iniciou assim que a primeira etapa de sua construção foi finalizada, sendo seu uso outorgado por meio da Portaria do Ministério de Minas e Energia (MME) n° 750/1974. Este dispositivo legal autorizou a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) a “derivar até 33 m³/s das águas provenientes dos Rios Jaguari, Cachoeira, Atibainha e Juqueri, no Estado de São Paulo, com a finalidade de abastecer o grande São Paulo, ressalvados direitos de terceiros (...) pelo prazo de 30 anos” (MME, 1974).

Conforme pode ser observado na Figura 2, os reservatórios dos rios Jaguari, Jacareí, Cachoeira e Atibainha estão situados na bacia do Rio Piracicaba, sendo este conjunto denominado de Sistema Equivalente (SE) devido às suas interligações.

Segundo a Fundação Agência das Bacias Hidrográficas dos Rio Piracicaba, Capivari e Jundiá (2018), os reservatórios Jaguari e Jacareí estão situados nos municípios de Bragança Paulista, Joanópolis, Vargem e Piracaia, sendo alimentados, respectivamente, pelos rios Jaguari e Jacareí, cujas nascentes estão localizadas no Estado de Minas Gerais. Após os reservatórios, o rio Jacareí torna-se um afluente do Rio Jaguari. O reservatório Cachoeira é alimentado pelo rio Cachoeira e está localizado no município de Piracaia. O reservatório Atibainha, por sua vez, está situado nos municípios de Nazaré Paulista e Piracaia, armazenando água do rio Atibainha. Esses dois rios, Atibainha e Cachoeira, ao se unirem formam o Rio Atibaia. Posteriormente, os rios Atibaia e Jaguari juntam-se no município de Americana (SP) formando o Rio Piracicaba, um dos principais rios do Estado de São Paulo.

O SPAC, portanto, apresenta uma grande importância na vida de milhões de habitantes do Estado de São Paulo pois auxilia no abastecimento da RMSP e regula as vazões dos rios que formam a bacia do Rio Piracicaba e os quais abastecem as cidades limdeiras aos Rios Atibaia e Jaguari.

3.2 A Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba e as Bacias PCJ

A bacia hidrográfica do Rio Piracicaba apresenta uma área de 12.654 km², dos quais 11.493 km² encontram-se no Estado de São Paulo e o restante no Estado de Minas Gerais. Em razão de sua grande extensão territorial, a bacia do Rio Piracicaba engloba, total ou parcialmente, 63 municípios, apresentando uma população de 3,41 milhões de habitantes, sendo 95% residentes na área urbana (Fundação Agência das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá, 2018; PROFILL-RHAMA, 2018).

Economicamente, a bacia do Rio Piracicaba apresenta grande importância uma vez que seu Produto Interno Bruto (PIB) foi avaliado em 202 bilhões de reais, representando 11% PIB do Estado de São Paulo avaliado em 1,86 trilhão de reais em 2014. Suas principais atividades econômicas e respectiva porcentagem de participação no PIB são: Serviços Mercantis (47,5%), Setor Industrial (25,2%), Pagamento de Impostos (18,4%), Administração Pública (7,6%) e Agropecuária (1,3%) (IBGE, 2016; PROFILL-RHAMA, 2018).

Em relação ao gerenciamento de recursos hídricos, a bacia hidrográfica do Rio Piracicaba integra com as bacias hidrográficas do Rio Capivari e do Rio Jundiá a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) n° 05 do Estado de São Paulo, formando as Bacias Hidrográficas do Piracicaba, Capivari e Jundiá (Bacias PCJ), sendo geridas pelo Comitê PCJ. Quando analisadas conjuntamente, a população das Bacias PCJ é de 5,8 milhões, sendo 5,5 milhões localizados na área urbana, distribuídas em 76 municípios, representando 17% do

PIB no Estado de São Paulo no ano de 2014 (IBGE, 2016; PROFILL-RHAMA, 2018). A Figura 3 ilustra as Bacias PCJ, seus municípios e cursos hídricos principais. Percebe-se, portanto, que as Bacias PCJ apresentam uma enorme importância socioeconômica para o Estado de São Paulo.

3.3 O município de Campinas e as Bacias PCJ

Dentre os municípios compõem as Bacias PCJ, o município de Campinas apresenta proeminência uma vez que é o núcleo formador da RMC, com cerca de 3,1 milhões de habitantes (EMPLASA, 2017). A RMC é constituída pelo agrupamento dos seguintes municípios: Americana, Arthur Nogueira, Campinas, Cosmópolis, Engenheiro Coelho, Holambra, Hortolândia, Indaiatuba, Itatiba, Jaguariúna, Monte Mor, Morungaba, Nova Odessa, Paulínia, Pedreira, Santa Bárbara D'Oeste, Santo Antônio de Posse, Sumaré, Valinhos e Vinhedo (SÃO PAULO, 2000). Ou seja, a RMC apresenta 91% da população da bacia do Rio Piracicaba ou 53% da população das Bacias PCJ.

As principais atividades econômicas da RMC são: o polo petroquímico em Paulínia; o parque têxtil em Americana, Nova Odessa e Santa Bárbara d'Oeste; e o Polo de Alta Tecnologia em Campinas e Hortolândia (EMPLASA, 2017). O município de Campinas, por sua vez, oferece à população uma gama variada de serviços como educação de nível superior em entidades públicas e privadas, serviços médico-hospitalares e uma rede de infraestrutura, como o Aeroporto Internacional de Viracopos (EMPLASA, 2017).

Em termos de recursos hídricos, o município de Campinas distingue-se por apresentar em seus limites os rios Atibaia, Jaguari e Capivari, localizando-se entre as bacias hidrográficas do Rio Piracicaba e do Rio Capivari e, dessa forma, possuir uma densa rede hídrica de pequenos córregos e de seus tributários (Figura 4). O rio Atibaia, por sua vez, é responsável por suprir 95% da demanda do abastecimento público do município, sendo o restante proveniente do Rio Capivari (PMC, 2016).

Desta forma, os impactos, positivos ou negativos, provenientes de qualquer alteração nas vazões liberadas dos rios que compõem o SPAC serão sentidos, em maior ou menor grau, pelos habitantes da RMSP e das Bacias PCJ, em especial, pelos munícipes de Campinas e seus setores produtivos em razão de sua alta dependência desses recursos hídricos.

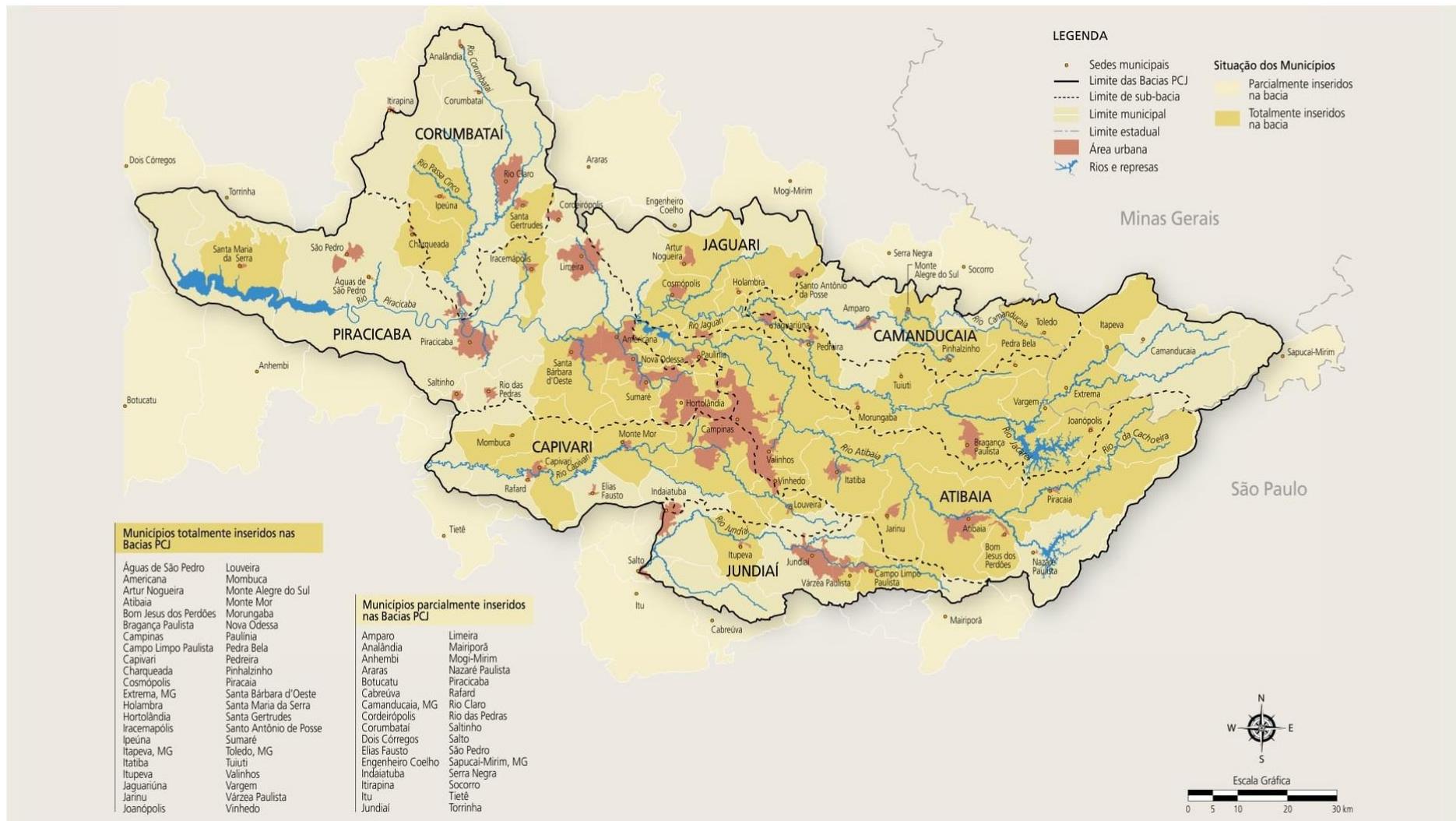


Figura 3 – Mapa da situação dos municípios das Bacias PCJ. Fonte: Plano das Bacias PCJ 2010 a 2020 (PROFILL-RHAMA, 2018).

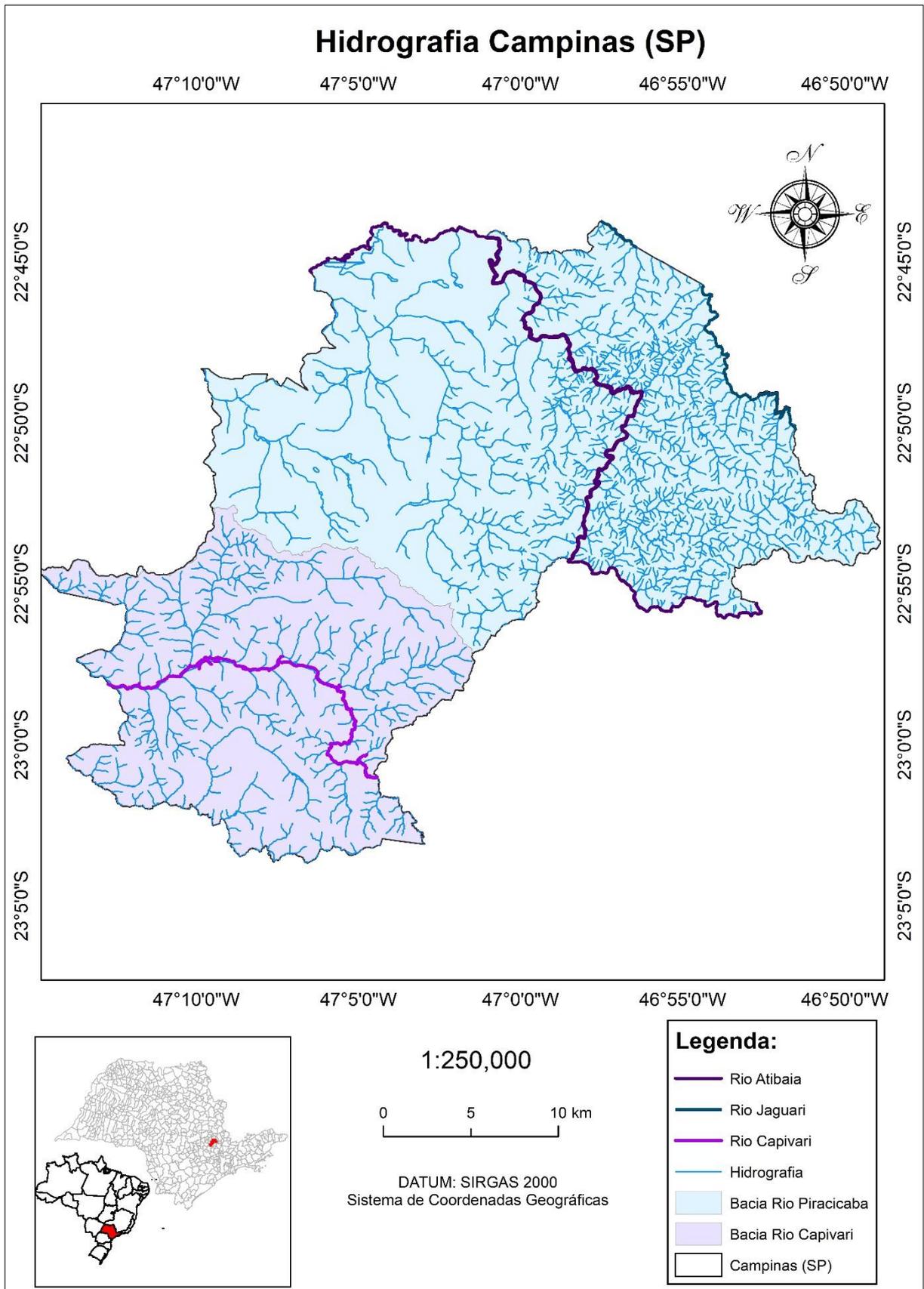


Figura 4 – Hidrografia do município de Campinas (SP). Escala dos dados utilizados 1:100.000. Fonte: Editado de IBGE (2016a).

3.4 A primeira renovação da outorga do SPAC

Conforme referido no Item 3.1, o primeiro instrumento legal a outorgar o uso do SPAC foi a Portaria MME 750/1974, com validade de 30 anos. Com apenas quatro artigos, o instrumento não trazia regras operativas do sistema, apenas mencionava a obrigação de cumprimento do disposto no Código de Águas (BRASIL, 1934) e leis subsequentes. Findada sua validade em 2004, uma série de estudos, debates e discussões técnicas foram realizadas.

Em julho de 2004, a Agência Nacional de Águas (ANA) e o Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo (DAEE) emitiram a “Nota Técnica Conjunta ANA/DAEE” (ANA; DAEE, 2004a). Esta nota técnica apresentou subsídios para a análise do pedido de outorga do SPAC pela SABESP e para a definição de regras de operação dos seus reservatórios de maneira a preencher as lacunas da Portaria MME 750/1974. Zuffo, Jacomazzi e Fantinatti (2016) resumem em quatro as mudanças operacionais propostas: (1) Alteração do volume útil do SE, (2) Criação das Curvas de Aversão de Risco (CAR) e (3) Definição dos Usos Primários e Secundários e (4) Criação do mecanismo de compensação denominado Banco de Águas.

Posteriormente, em agosto do mesmo ano, a ANA emitiu as Resoluções ANA n° 428/2004 (ANA; DAEE, 2004b) e n° 429/2004 (ANA, 2004). A primeira dispunha sobre as condições de operação dos reservatórios do SE com base na “Nota Técnica Conjunta ANA/DAEE”. A segunda, por sua vez, delegou a competência para a concessão de outorga de direito de uso dos recursos hídricos de domínio da União nas Bacias PCJ aos estados de São Paulo e Minas Gerais por intermédio, respectivamente, do DAEE e do Instituto Mineiro de Gestão de Águas (IGAM).

Por fim, o DAEE emitiu Portaria DAEE n° 1.213/2004 (DAEE, 2004), estabelecendo as vazões de retirada para a SABESP e o Comitê PCJ, principais usuários do SPAC, e as regras operativas do sistema. Este documento concedeu à SABESP o direito de uso dos recursos hídricos do SPAC para fins de abastecimento público por um prazo de 10 anos, outorgando a vazão máxima média mensal de 36 m³/s, sendo 31 m³/s destinados ao abastecimento da RMSP e 5 m³/s para o abastecimento das Bacias PCJ.

A seguir, as quatro principais mudanças operacionais do SPAC observadas por Zuffo, Jacomazzi e Fantinatti (2016) decorrentes dos documentos legais supracitados são discutidas. A importância de conhecê-las deve-se ao seu posterior efeito no gerenciamento do SPAC durante a Crise Hídrica (Item 3.5).

3.4.1 Alteração do volume útil do SE

A primeira mudança operacional decorrente do processo de renovação da outorga do SPAC foi o aumento do volume útil dos reservatórios que compõem o SE por meio da alteração dos Níveis d'Água (NA) mínimo e máximo operacional.

Durante os anos de 1999 a 2001, as regiões Sudeste, Centro-Oeste e Nordeste passaram por uma estiagem prolongada que resultou numa redução significativa das vazões de seus principais rios e, conseqüentemente, na diminuição dos níveis dos reservatórios destinados ao abastecimento público e à produção de energia hidroelétrica (CAVALCANTI; KOUSKY, 2001). Esse período ficou popularmente conhecido como “Apagão”.

Em razão dessa severa estiagem, a SABESP reduziu a cota do NA mínimo operacional da represa Jaguari-Jacareí de 829,0 para 820,8 metros a fim de garantir o abastecimento da RMSP, sendo esta cota posteriormente mantida como o novo NA mínimo operacional. Concomitantemente, ANA e DAEE propuseram a diminuição dos níveis mínimo e máximo dos volumes operacionais dos reservatórios do SE para 5%. O resultado dessa alteração no SE foi o aumento artificial de cerca de 30% de seu volume útil, passando de 765,7 hm³ (volume útil durante a vigência da Portaria MME 750/1974) para 978,6 hm³ (ANA; DAEE, 2004a; ZUFFO; JACOMAZZI; FANTINATTI, 2016). Entretanto essa manobra operacional expôs o SPAC a dois riscos.

O primeiro risco é que, em caso de anos hidrológicos extremamente úmidos, não haveria volume de espera suficiente para amortecer e laminar as vazões de pico afluentes ao reservatório acarretando enchentes à jusante. Esse fato foi observado no verão de 2009, caracterizado pela ocorrência de fortes chuvas na região Sudeste, as quais resultaram no rápido enchimento dos reservatórios do SE, sendo necessário liberar grandes volumes a jusante, os quais magnificaram os impactos das enchentes e inundações (GRANDIN; OSCAR, 2010). Para solucionar o problema, o volume útil do SE foi reduzido de 978,6 hm³ para 973,1 hm³, aumentando minimamente o volume de espera de cheias em 5 hm³. No verão de 2010, também caracterizado pela ocorrência de fortes chuvas de verão, os reservatórios encheram no início do período chuvoso e esse acréscimo ao volume de espera não foi suficiente para garantir a não descarga de vazões excessivas à jusante, agravando novamente as enchentes que atingiram as Bacias PCJ (ZUFFO; JACOMAZZI; FANTINATTI, 2016).

O segundo risco é o aumento da probabilidade de desabastecimento uma vez que foi reduzido o volume armazenado como reserva estratégica (volume mínimo) para abastecimento público, o qual é destinado a suprir a demanda na ocorrência de um cenário de

estiagem severa e prolongada. Este cenário foi experienciado durante a Crise Hídrica, conforme será discutido no Item 3.5.

3.4.2 Criação de Curvas de Aversão de Risco (CAR) e Definição dos Usos Primários e Secundário

A segunda mudança operacional foi a criação da metodologia de Curvas de Aversão de Risco (CAR), regra que determina a vazão média mensal a ser retirada do SPAC em função da porcentagem de volume disponível no SE, considerando uma reserva estratégica de 5% do volume útil ao final do período de previsão.

A metodologia empregada na construção das CAR tem como base a previsão de vazões afluentes ao SPAC nos meses subsequentes a partir de vazões observadas, julgadas representativas. Esta sequência de vazões é denominada de cenário hidrológico. Na construção das CAR, o cenário hidrológico mais crítico observado foi referente ao biênio 1953/54, caracterizado pela ocorrência da maior seca registrada até então na região alta da bacia do Rio Piracicaba (ANA; DAEE, 2004a). A Figura 5 ilustra as CAR do SPAC elaboradas para o biênio 1953-1954.

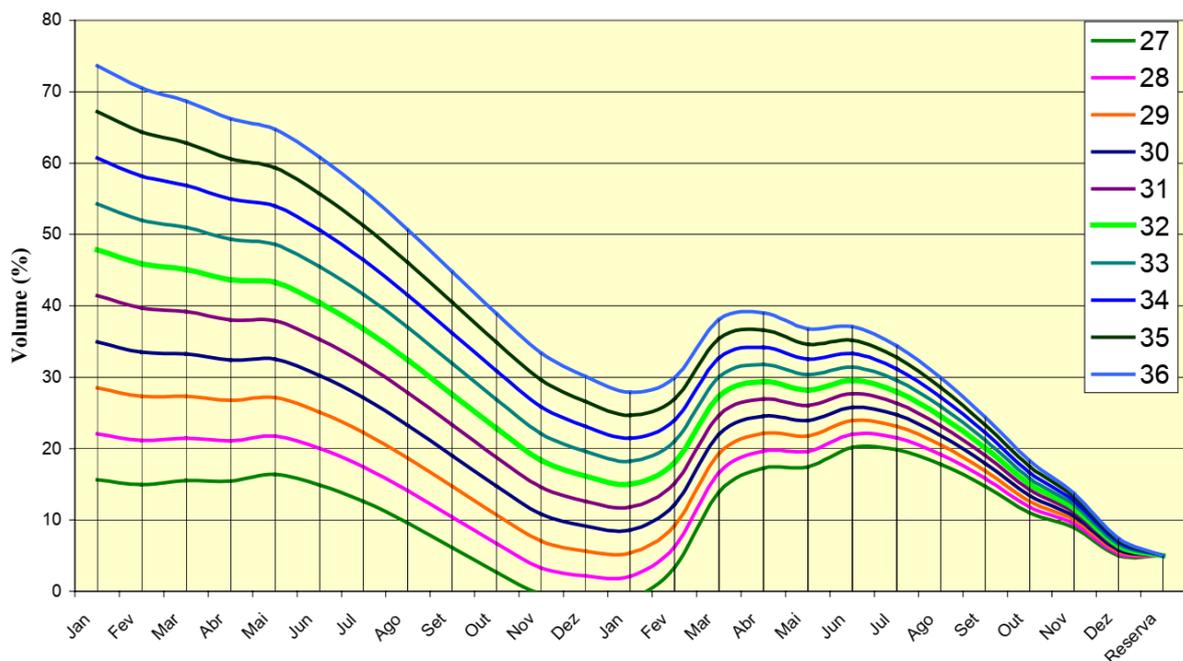


Figura 5 – Curvas de Aversão a Risco para diversas vazões de retirada considerando o pior biênio hidrológico e uma reserva estratégica de 5%. Fonte: ANA e DAEE (2004a).

A terceira mudança operacional, conjunta à elaboração das CAR, foi a definição dos Usos Primário e Secundário, conforme apresentado na Tabela 1. Segundo a Portaria DAEE 1.213/2004, as vazões de retirada do SPAC para abastecimento da RMSP e das Bacias PCJ foram fracionadas em Usos Primários, aqueles que possuem nível de garantia de atendimento

de 100%, e em Usos Secundários, aqueles que dependem da situação do SE, ou seja, estão em função das CAR (ANA, 2001, 2019). A Figura 6 apresenta o fluxograma do parcelamento das vazões de retirada do SE segundo a prioridade de uso.

Tabela 1 – Limites de retirada de vazão do SPAC em função de suas prioridades.

Prioridade	Demandas					
	RMSP		Bacias PCJ		Total por prioridade	
	Vazão (m ³ /s)	%	Vazão (m ³ /s)	%	Vazão (m ³ /s)	%
Primário	24,8	89,2%	3,0	10,8%	27,8	100%
Secundária	6,2	75,6%	2,0	24,4%	8,2	100%
Total por Usuário	31,0		5,0		36,0	

Fonte: DAEE (2004).

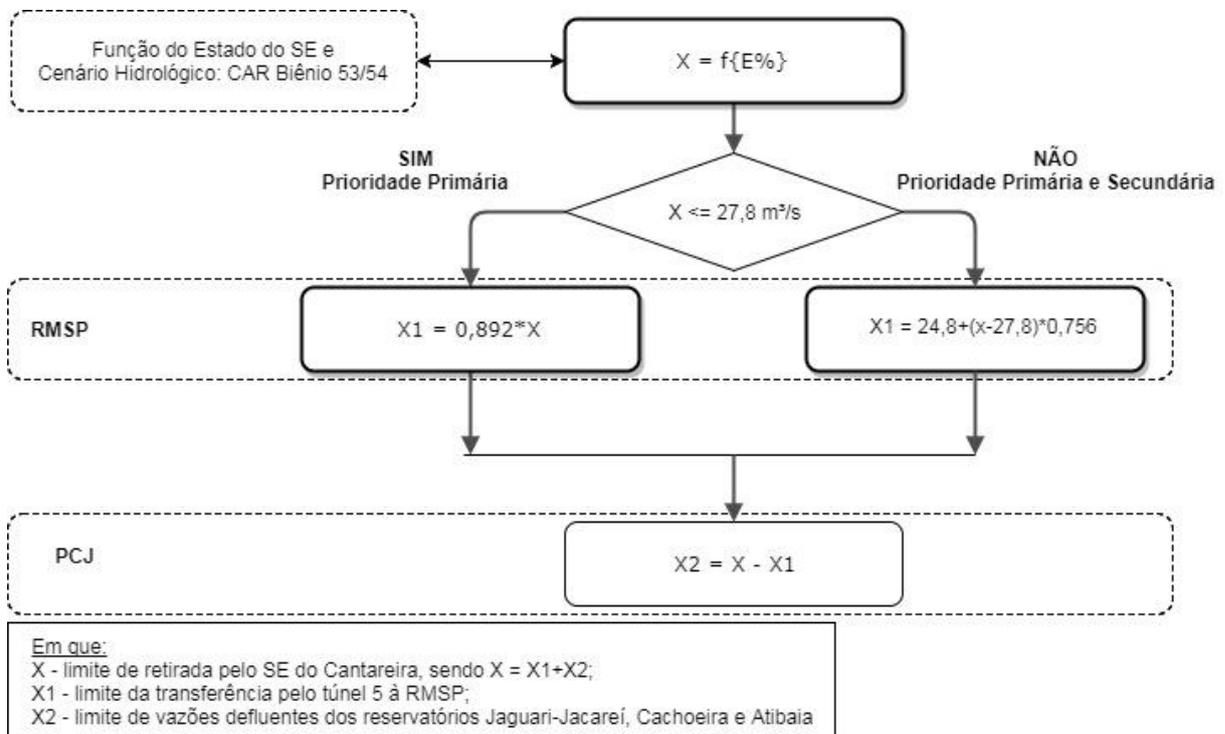


Figura 6 – Fluxograma do parcelamento das vazões de retirada do SE, segundo a prioridade de uso. Fonte: Zuffo, Jacomazzi e Fantinatti (2016).

Segundo Zuffo, Jacomazzi e Fantinatti (2016), a finalidade das CAR era garantir uma sobrevida do SPAC em caso de estiagens prolongadas por meio de análise de balanço hídrico, definindo a redução das vazões de retirada em função das prioridades de uso de acordo com o volume disponível mês a mês.

3.4.3 Criação do mecanismo de compensação denominado Banco de Águas

O Banco de Águas foi o mecanismo de compensação aos usuários em função do volume de água economizado no SE criado pela Portaria DAEE n° 1.213/2004. O saldo do Banco de Águas seria criado todas as vezes em que os usuários (RMSP ou Bacias PCJ)

utilizassem uma vazão menor que a vazão outorgada (ZUFFO; JACOMAZZI; FANTINATTI, 2016). Portanto, o Banco de Águas é um mecanismo que permitiria aos usuários utilizar posteriormente o volume de água economizado durante um determinado período.

Os diplomas legais emitidos (Item 3.4) e as mudanças operacionais propostas (Itens 3.4.1, 3.4.2 e 3.4.3) encontraram, de certa forma, um mínimo múltiplo comum de entendimento entre os atores envolvidos, SABESP e Comitê PCJ, quanto ao uso das águas do SPAC até a próxima renovação da Portaria DAEE nº 1.213/2004, que seria em 2014. Contudo, entre os anos de 2013 e 2015, a região Sudeste sofreu um grande estresse hídrico que alterou profundamente a relação entre esses dois atores e a perspectiva da população quanto a temática dos recursos hídricos.

3.5 Crise Hídrica

Conforme apresentado no Item 3.1, as águas que abastecem o SPAC provêm da Bacia do Piracicaba, localizada na região Sudeste. Segundo Marengo e Alves (2015), o regime de chuvas desta região é influenciado pela Zona de Convergência do Atlântico Sul, pelas frentes frias provenientes do Sul, as quais geram condições termodinâmicas de forte instabilidade atmosférica, e pelo Jato de Baixos Níveis, que transporta umidade da Amazônia para o Sudeste e Sul do país.

Entretanto, a presença de um sistema de alta pressão atmosférica intenso, persistente e anômalo sobre a região Sudeste durante o verão de 2013 não permitiu a atuação dos mecanismos supracitados, fato que resultou em índices de chuva muito reduzidos originando uma situação de seca sem precedentes (MARENGO et al., 2015). Essa situação acarretou a diminuição das vazões produzidas pelos principais rios dessa região, destacando os que abastecem o SPAC.

Segundo Porto, Porto e Palermo (2014), o volume disponível no SPAC no início de outubro de 2013 era de aproximadamente 40% de seu volume útil, porcentagem considerada normal para época do ano (pré-estação chuvosa). Em anos hidrológicamente normais, o volume afluente médio esperado decorrente da estação chuvosa (meses de dezembro a março) é de 1.187 hm³, ou seja, o suficiente para encher o SPAC até seu vertimento. Entretanto, devido às condições meteorológicas supracitadas, o volume afluente na estação chuvosa 2013/14 foi de apenas 385 hm³, totalizando um déficit de 802 hm³ em relação ao volume afluente médio esperado. A Tabela 2 apresenta um resumo dos volumes esperado e observados no SPAC para os biênios de 2013/14 e de 1953/54, cenário hidrológico mais crítico para a construção das CAR

(Item 3.4.2). Percebe-se, portanto, que o déficit de 2013/14 foi cerca de 40% superior ao observado em 1953/54.

Tabela 2 – Afluxos ao SPAC de outubro de 2013 a março de 2014.

Período:	hm³	Porcentagem do Volume Útil do SPAC
Armazenamento disponível no SPAC no início de outubro de 2013	391	40%
Volume médio esperado ao SPAC (estação chuvosa)	1.187	121%
Volume médio observado na seca de 1953/54	677	52%
Volume médio observado na seca de 2013/14	385	39%
Déficit da seca de 1953/54 em relação ao afluxo médio	510	52%
Déficit da seca de 2013/14 em relação ao afluxo médio	802	82%

Fonte: Editado de Porto, Porto e Palermo (2014).

A resultante desse déficit hídrico foi a depleção do SPAC, que perdeu cerca de 28% de seu volume a uma taxa praticamente constante de 4% ao mês, atingindo a capacidade de 12,5% de seu volume em abril de 2014, valor abaixo do mínimo para o mês segundo a metodologia das CAR (Figura 5) (PORTO; PORTO; PALERMO, 2014). A essa situação de seca extrema com risco iminente de desabastecimento da RMSP foi chamada de Crise Hídrica.

Entretanto, apesar da falta de chuvas ser a principal causa que acarretou a Crise Hídrica, a análise deste fenômeno não pode ser feita reduzindo-a simplesmente a este fator, sendo necessária a análise das séries de precipitação e de vazão, assim como das pressões exercidas no SPAC.

Coelho, Cardoso e Firpo (2016) realizaram a análise dos dados de precipitação acumulada da estação chuvosa no período compreendido entre os anos 1981 e 2014 para a região do SPAC. As estatísticas descritivas utilizadas para análise foram a precipitação acumulada média e os tercils inferior e superior do período, cujos valores foram de, respectivamente, 918,7 mm, 827,6 mm e 984,8 mm. Conforme pode ser observado na Figura 7, os anos subsequentes a 2010/11, caracterizado pelas fortes chuvas de verão que causaram o enchimento do SPAC até seu vertimento (Item 3.4.1), apresentaram precipitações acumuladas menores ao tercil inferior da série. Ou seja, o déficit de precipitação estava acontecendo há, pelo menos, dois anos antes da eclosão da Crise Hídrica.

Estendendo-se a análise para o período compreendido entre 1998/99 e 2014/15, ínterim que abrange duas crises de abastecimento e dois verões chuvosos (Item 3.4.1), percebe-se que, das dezessete estações chuvosas consideradas, apenas três foram superiores à média, sendo uma acima do tercil superior (2009/10) e duas entre a média e esta estatística (2007/08 e 2010/11). As quatorze estações chuvosas restantes, por sua vez, foram caracterizadas por precipitações abaixo da média, sendo que em dez anos os valores observados foram abaixo do

tercil inferior (1999/00, 2000/01, 2001/02, 2002/03, 2006/07, 2008/09, 2001/12, 2012/13, 2013/14 e 2014/15). Resultados semelhantes foram obtidos por Getirana (2016) ao analisar dados hidrológicos obtidos por satélite para a região sudeste no período de 2002 a 2015. Esses resultados, portanto, indicam que a região Sudeste sofrera um déficit hídrico contínuo que aumentou a probabilidade de desabastecimento, colocando o SPAC em estado permanente de alerta.

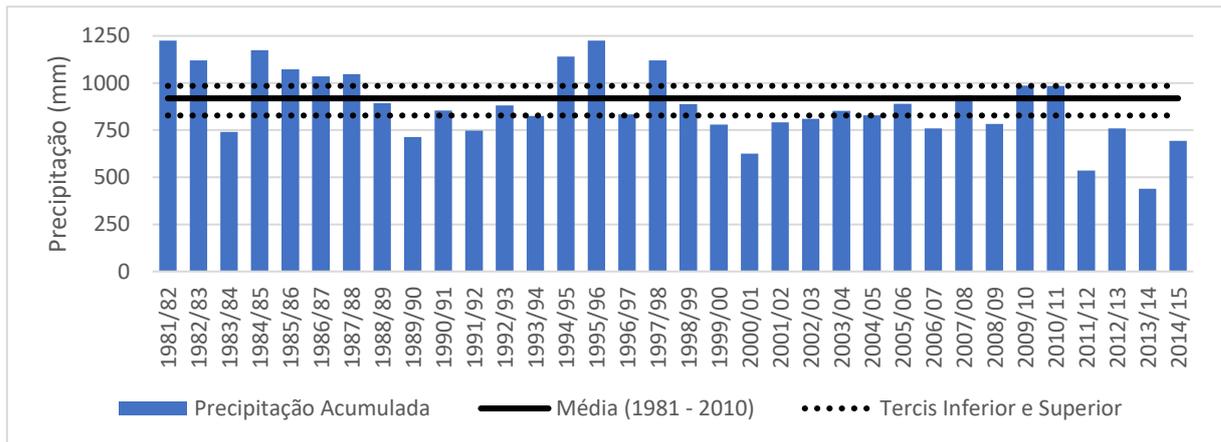


Figura 7 – Precipitação acumulada entre os meses de dezembro e março de 1981/82 a 2014/15. Fonte: Editado de Coelho, Cardoso e Firpo (2016).

A resultante do déficit de precipitação na região do SPAC foi a redução da ordem de, respectivamente, 75% e 50% das vazões médias mensais produzidas durante os anos de 2014 e 2015 em relação às Vazões Médias Mensais de Longo Termo (VMMLT). Esses valores superaram as reduções observadas no biênio hidrológico mais seco já registrado anteriormente que eram de 40% em 1953 e 30% em 1954. A Figura 8 ilustra as VMMLT do período compreendido entre 1930 e 2016 e as vazões médias mensais dos anos supracitados.

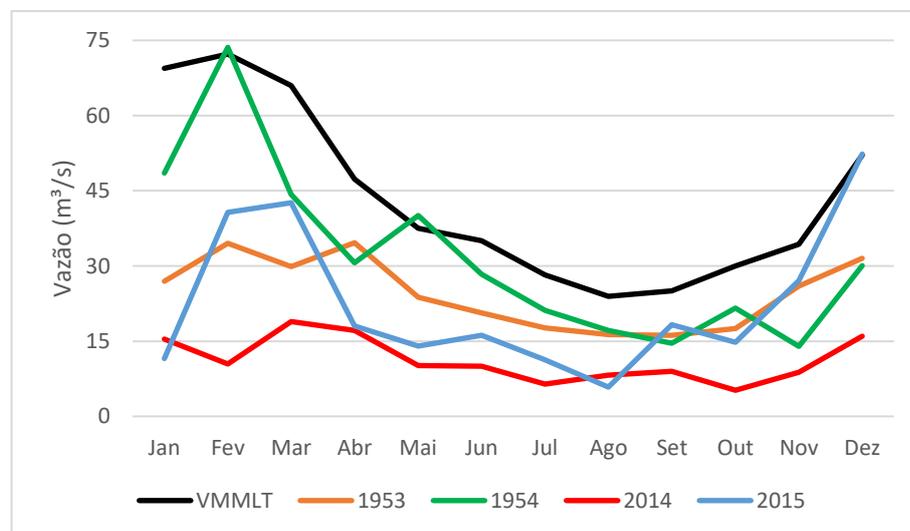


Figura 8 – Vazões Médias Mensais produzidas pelo SPAC. Fonte: Editado de ANA e DAEE (2017).

A análise conjunta da Figura 7 e da Figura 8, além de ilustrar o déficit de precipitação e de vazões produzidas pelo SPAC, mostra também a variabilidade natural desses regimes, visto a ocorrência de anos hidrológicos ora mais úmidos ora mais secos. Portanto, situações de estiagens prolongadas já foram experimentadas durante os 31 anos de operação do SPAC, referentes ao fim de sua construção em 1982 até a Crise Hídrica em 2013/15, sendo superadas, seja pela adoção de medidas restritivas, como o racionamento, e/ou pela volta da normalidade do regime de precipitação. Entretanto, o mesmo não ocorreu com a Crise Hídrica de imediato devido a diversos fatores externos, a saber:

1. As anomalias negativas de precipitação vieram acompanhadas de anomalias positivas de temperatura, conforme pode ser observado na Figura 9a. O aumento da temperatura acarreta o aumento de evapotranspiração e, conseqüentemente, a demanda por água (NOBRE et al., 2016);
2. O aumento exponencial da população da RMSP e, deste modo, da demanda por água conforme pode ser observado na Figura 9b (NOBRE et al., 2016);
3. A infraestrutura de baixa qualidade das redes de distribuição de água da RSMP, as quais apresentam altas taxas de perdas, estimadas entre 30 e 40%, e a baixa taxa de substituição das redes antigas, da ordem de 2% ao ano (NOBRE et al., 2016; ZUFFO; JACOMAZZI; FANTINATTI, 2016);
4. O conflito metodológico entre os instrumentos CAR (Item 3.4.2) e Banco de Águas (Item 3.4.3) uma vez que enquanto aquele limitava a retirada de água do SPAC, esse permitia a extração de valores acima dos recomendados, visto a existência de um saldo positivo acumulado pela SABESP e pelas Bacias PCJ. Essa retirada excessiva acelerou o processo de depleção do SPAC (ZUFFO; JACOMAZZI; FANTINATTI, 2016);
5. Tomada de decisões com finalidades políticas e não com embasamento técnico, sobretudo do governador do Estado de São Paulo à época em razão do pleito eleitoral de 2014 (MOREIRA, 2015);
6. Falta de planejamento e de articulação institucional integrados entre os diversos atores responsáveis para a tomada de decisão da área: órgãos oficiais, comitê gestores de bacias, empresas de saneamento e a sociedade civil (AZEVEDO, 2016);
7. Falta de investimento em novas tecnologias e soluções ambientais, como a detecção de vazamentos e o reúso direto de efluentes para atividades menos nobres (AZEVEDO, 2016).

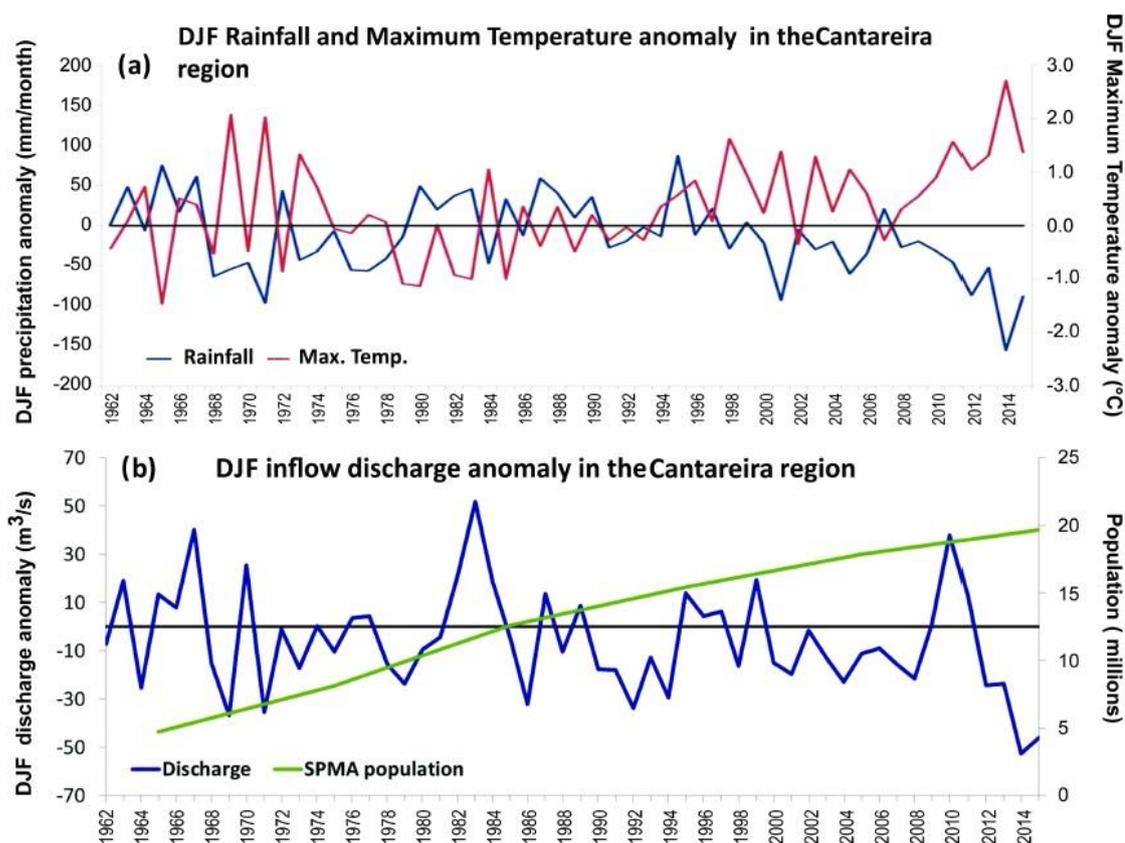


Figura 9 – Série temporal de (a) anomalias de precipitação (mm/mês) e temperatura máxima do ar (°C) sobre o SPAC de 1961 a 2015; (b) anomalias de vazões afluentes (m³/s) no SPAC durante 1961 a 2015 (em azul) e a população (em milhões) da RMSP (em verde). As anomalias são relativas à média do período 1961/90 e para a estação de verão austral (dezembro-janeiro-fevereiro). Os dados de vazão são provenientes da SABESP e de população do Município de São Paulo (SP). Fonte: Editado de Nobre et al. (2016).

A Crise Hídrica, portanto, não pode ser creditada única e exclusivamente à falta de chuvas em determinado ano ou à variabilidade intrínseca do regime de precipitações e, conseqüentemente, de vazões, mas a somatória da ocorrência de um evento de extrema raridade e de fatores extrínsecos ao SPAC que exerceram pressões diretamente em sua operação.

3.5.1 Os impactos negativos Crise Hídrica

Os impactos negativos da Crise Hídrica foram enormes para os diferentes setores produtivos da sociedade, traduzindo-se em prejuízos de cifras bilionárias. Munich Re (2015) estima que a falta de chuvas em 2013 na região Sudeste resultou em uma perda de 5 bilhões de dólares ao Brasil, afetando sobremaneira o setor agrícola. Destaca-se a redução de 20% da safra de 2014 em relação à safra de 2013 de cana-de-açúcar, passando de 40 para 32 milhões de toneladas (GOMES, 2014).

A produção de energia hidroelétrica também foi seriamente afetada, sendo necessário acionar as usinas termoelétricas para manter os níveis de geração do país. Esta decisão provocou o reajuste tarifário constante das bandeiras vermelha e amarela de energia

elétrica durante os anos de 2013 e 2014 e culminando em um aumento de, respectivamente, 83% e 67% no início do ano de 2015, elevando as contas de luz na ordem de 15%. Esse aumento colaborou com a alta da inflação do período de 0,25 ponto percentual (AMATO, 2015; LAPORTA, 2015). O aumento dos preços da energia elétrica, por sua vez, afetou o setor mineral, destacando a queda de 20% na produção de alumínio (CERQUEIRA et al., 2014).

Na RMSP, a Crise Hídrica foi responsável pela implantação de medidas de racionamento pela SABESP, como a diminuição de pressão nas redes e o rodízio de atendimento. As consequências econômicas dessas medidas foram o aumento médio da tarifa de água em 6,1% e do valor da água mineral engarrafada em 14,6% entre 2014 e 2015 (LAPORTA, 2015). Dentre as consequências sociais, destacam-se a paralisação esporádica das atividades de 45 escolas localizadas nas zonas periféricas da cidade de São Paulo, sendo que em algumas não havia água suficiente para acionamento dos aparelhos sanitários ou preparação de alimentos, o aumento de mais de 50% de casos de diarreia e aparecimento de surtos de hepatite A (AGÊNCIA PÚBLICA, 2015; MARTÍN, 2015a). A consequência jurídica, por sua vez, foi a revisão dos contratos assinados entre a SABESP e grandes consumidores de água pelo Ministério Público do Estado de São Paulo e pela Agência Reguladora de Saneamento e Energia do Estado de São Paulo, de modo a reduzir a quantidade de clientes beneficiados com tarifas mais baixas devido ao elevado consumo (MARTÍN, 2015b, 2015c).

Nas Bacias PCJ, a Crise Hídrica foi a responsável pelo fechamento de mais de 3 mil postos de trabalhos e pela implantação, pela primeira vez na história, da restrição da captação em 20% para usos domésticos e agrícolas e em 30% para usos industriais nos rios Camanducaia e Atibaia no início de 2015 (ANA; DAEE, 2015; BORLINA FILHO, 2015; G1 CAMPINAS E REGIÃO, 2015).

Em Campinas, a Crise Hídrica provocou o desabastecimento em alguns bairros atingindo 261 mil pessoas, interrompeu atividades comerciais, como bares e restaurantes, e provocou o aumento do preço em 15,3% de produtos de hortifrutigranjeiros no fim de 2014 (G1 CAMPINAS E REGIÃO, 2014b; JORNAL DA EPTV, 2014). Em relação ao Rio Atibaia, a baixa vazão liberada pelo SPAC diminuiu sua capacidade de diluição e autodepuração de poluentes, aumentando em 60% o custo de tratamento de água pela Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento de Campinas (SANASA) nos anos de 2014 e 2015 (MENEZES et al., 2018). Outra consequência da baixa vazão foi o aparecimento de odor fétido em alguns trechos do Rio Atibaia e de seus afluentes em decorrência da diminuição de sua capacidade de diluição de poluentes (G1 CAMPINAS E REGIÃO, 2014a).

3.5.2 Medidas adotadas para enfrentamento da Crise Hídrica

As medidas adotadas para enfrentamento da Crise Hídrica foram diversas. Destaca-se a adoção de hábitos ambientalmente sustentáveis pela população, os quais refletiram no aumento de 30% das vendas de aparelhos hidrossanitários mais eficientes, como torneiras de acionamento automático, em 2015 em relação a 2014 (TREVIZAN, 2015). Na RMSP, outro fator de incentivo foi a política adotada pela SABESP de conceder a seus consumidores descontos proporcionais ao volume de água economizado e aplicar multas naqueles que aumentaram o consumo no período (LEITE, 2016).

Para aumentar a resiliência do SPAC frente a novos eventos extremos, diversas medidas estruturais foram implantadas, destacando-se a interligação das represas do Rio Jaguari da bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul e Atibainha realizada pela SABESP, permitindo a transposição de até, aproximadamente, 5,15 m³/s no sentido Jaguari-Atibainha, aumentando a segurança hídrica dos moradores da RMSP e da bacia do Piracicaba. No sentido contrário, por sua vez, a obra é capaz de transpor até 12,20 m³/s, aumentando a segurança hídrica dos moradores do Vale do Paraíba e da Região Metropolitana do Rio de Janeiro (ESTADO DE SÃO PAULO, 2018).

Nas Bacias PCJ, além da adoção de medidas de racionamento e mudanças de hábito por parte da população, houve a aprovação de diversas medidas relacionadas ao reflorestamento e à conservação de solo propostas no Plano Diretor de Recomposição Florestal das Bacias PCJ (IRRIGART, 2018). Dentre essas medidas, o reflorestamento de 360 hectares de Áreas de Preservação Permanente (APP) dos principais rios das bacias entre os anos de 2018 e 2028 e a implantação do programa de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) apresentam destaque (CONSÓRCIO PCJ, 2018).

Em Campinas, além da adoção de medidas tradicionais contra a Crise Hídrica como o racionamento e rodízio na distribuição de água (TOMAZELA, 2014), a Prefeitura Municipal de Campinas (PMC) e a SANASA anunciaram à época um plano de medidas que consistia na elaboração e implantação de instrumentos de planejamento, gestão e incentivo à proteção dos recursos hídricos de Campinas (PMC, 2014a). Dentre as medidas propostas, destacam-se a proposição de estudo técnico de viabilidade para construção de um reservatório para o município e elaboração do Plano Municipal dos Recursos Hídricos de Campinas (PMRH).

A primeira medida resultou na elaboração dos projetos dos reservatórios “Nosso Cantareira” e da barragem de Pedreira. O projeto “Nosso Cantareira” consiste na implantação de um reservatório no Rio Atibaia com área do espelho d’água de 1,6 km² e volume útil de 17,5 hm³, aumentando a disponibilidade hídrica em 2 m³/s (SANASA; PMC, 2016). Até o presente

momento, esse projeto não se encontra em execução. A barragem de Pedreira, por sua vez, localiza-se entre os municípios de Pedreira e Campinas e consiste em uma barragem de enrocamento no Rio Jaguari, com área do espelho d'água de 1,8 km² e volume útil de 26,3 hm³, com capacidade de regularizar com 95% de garantia uma vazão de 9 m³/s (DAEE, 2015). Atualmente essa obra encontra-se em andamento. Esses projetos caracterizam-se por suas áreas de inundação se localizarem na Área de Proteção Ambiental de Campinas (APA Campinas), tornando-se objeto de discussões entre diferentes setores da sociedade, sobretudo aqueles ligados a questões ambientais. A segunda medida, por sua vez, resultou na Plano Municipal de Recursos Hídricos do Município de Campinas (PMRH), apresentado no item a seguir.

3.6 Plano Municipal de Recursos Hídricos de Campinas (PMRH)

O PMRH foi o documento elaborado em 2016 pela PMC cujo objetivo é “assegurar a quantidade e a qualidade das águas, valorizando as potencialidades e reduzindo as vulnerabilidades hídricas no Município de Campinas” (PMC, 2016). Para o cumprimento de seus objetivos, o PMRH realizou o diagnóstico e prognóstico dos recursos hídricos, proposição de áreas estratégicas, programas e ações para implantação do PMRH e composição de um relatório executivo.

O diagnóstico das bacias hidrográficas foi realizado por meio da análise de três eixos: Natural, Socioambiental e Institucional. O primeiro eixo realiza a análise dos aspectos físicos e biológicos das bacias hidrográficas que compõem o município, visando caracterizar suas Fragilidades e Potencialidades. Segundo PMC (2016), Fragilidades são informações que qualificam o município sobre as possibilidades de perdas ambientais, como processos erosivos, assoreamentos, carreamentos, inundações e enchentes, e todos os demais processos naturais. Já as Potencialidades são determinadas pela presença de cobertura vegetal, especialmente de vegetação nativa.

O eixo Socioambiental, por sua vez, realiza a análise dos aspectos sociais, econômicos e demográficos, capazes de definir a percepção social da qualidade das águas, além de aferir a vulnerabilidade e a potencialidade hídrica da cidade (PMC, 2016). O eixo Institucional, por fim, analisa parâmetros qualitativos como leis, acessibilidade a informação, governabilidade, comprometimento do poder público com o tema, disponibilidade de recursos materiais, humanos e financeiros e a capacidade de gestão (PMC, 2016).

A partir do diagnóstico, o PMRH classifica o atual cenário das bacias hidrográficas de Campinas em: Desenvolvimento, Crescimento, Manutenção e Sobrevivência. As bacias em Desenvolvimento caracterizam-se pelo controle das pressões e dos danos ambientais e pelas

vulnerabilidades serem irrisórias. As bacias em Crescimento apresentam danos ambientais (potenciais ou reais) que ameaçam os recursos hídricos, demandando ações para solucionar os problemas. As bacias em Manutenção estão expostas a condições de poucos danos ambientais ou a riscos moderados a irrisórios, mas, ao contrário das bacias em Desenvolvimento, apresentam fragilidades nos aspectos socioambiental e institucional. As bacias em Sobrevivência, por fim, apresentam danos ambientais (potenciais ou reais) e fragilidades nos aspectos socioambiental e institucional.

Na elaboração do prognóstico da situação dos recursos hídricos, dois cenários, Ideal e Possível, foram propostos a partir do diagnóstico realizado considerando o horizonte temporal de 10 anos. Esses cenários decorrem da aplicação de programas e ações a serem executados nas microbacias, os quais almejam a melhoria da qualidade e o incremento quantitativo dos cursos hídricos de Campinas, sobretudo por meio da revegetação das APPs.

No cenário Ideal, o PMRH considera a implantação de programas e ações que resultarão na revegetação de todas as APPs do município de Campinas e a melhora dos índices dos três eixos avaliados. O cenário Possível, por fim, caracteriza-se pela implantação desses programas e ações de modo seletivo resultando na recuperação de trechos de APP e implantação de parques lineares, além de ações pontuais nos três eixos avaliados. A Tabela 3 apresenta o nome das bacias hidrográficas de Campinas, a classificação nos diferentes cenários do PMRH. A Figura 10, Figura 11 e Figura 12 ilustram, respectivamente, os cenários Atual, Ideal e Possível.

Tabela 3 – Bacias Hidrográficas de Campinas consideradas no PMRH.

#	Microbacia	Situação por cenário		
		Atual	Ideal	Possível
1	do Rio Capivari Mirim	S	M	M
2	do Córrego da Estiva	D	D	D
3	do Ribeirão Viracopos	S	M	M
4	trecho leste do Rio Capivari	S	M	M
5	do Córrego Sete Quedas	C	D	C
6	trecho central do Rio Capivari	S	M	S
7	trecho oeste do Rio Capivari	D	D	D
8	trecho cabeceiras do Córrego Piçarrão	S	M	S
9	trecho foz do Córrego Piçarrão	C	D	D
10	do Córrego da Lagoa/Ribeirão Quilombo	S	M	M
11	do Córrego da Boa Vista/Ribeirão Quilombo	S	M	M
12	do Córrego Proença	C	M	C
13	do Córrego São Quirino/ Ribeirão das Anhumas	S	M	S
14	do Ribeirão das Anhumas	S	M	S
15	do Ribeirão das Pedras	S	M	M
16	do Córrego da Fazenda Monte D'Este	M	M	M
17	trecho norte do Rio Atibaia	D	D	D
18	do Córrego do Tanquinho	S	M	S
19	do Córrego da Onça	C	D	D
20	trecho central do Rio Atibaia	M	M	M
21	do Córrego Samambaia	S	M	S
22	trecho Sul do Rio Atibaia	D	D	D
23	trecho 1 do Ribeirão das Cabras	D	D	D
24	trecho 2 do Ribeirão das Cabras	C	D	C
25	do Córrego Fazenda das Pedras	D	D	D
26	do Córrego das Três Pontes	D	D	D
27	do Córrego Cachoeirinha	D	D	D
28	do Córrego Santa Rita do Mato Dentro	C	D	C
29	do Córrego da Fazenda Recreio	D	D	D
30	do Rio Jaguari	D	D	D

Sendo: D, Desenvolvimento; C, Crescimento; M, Manutenção; e S, Sobrevivência. Fonte: Editado de PMC (2016) e SVDS (2016).

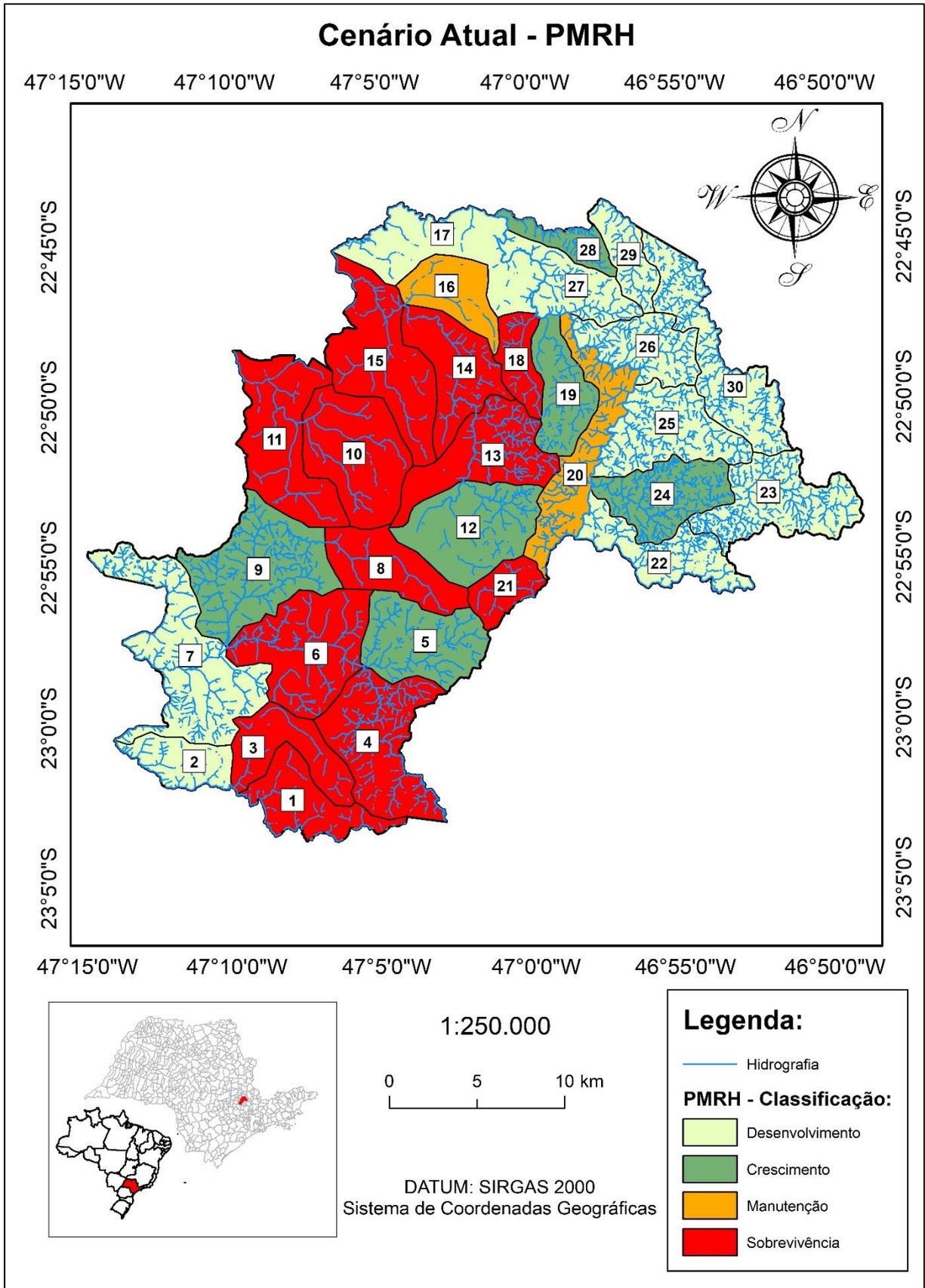


Figura 10 – Cenário Atual das sub-bacias segundo o PMRH. Escala dos dados utilizados 1:100.000.Fonte: Editado de PMC (2016) e SVDS (2016).

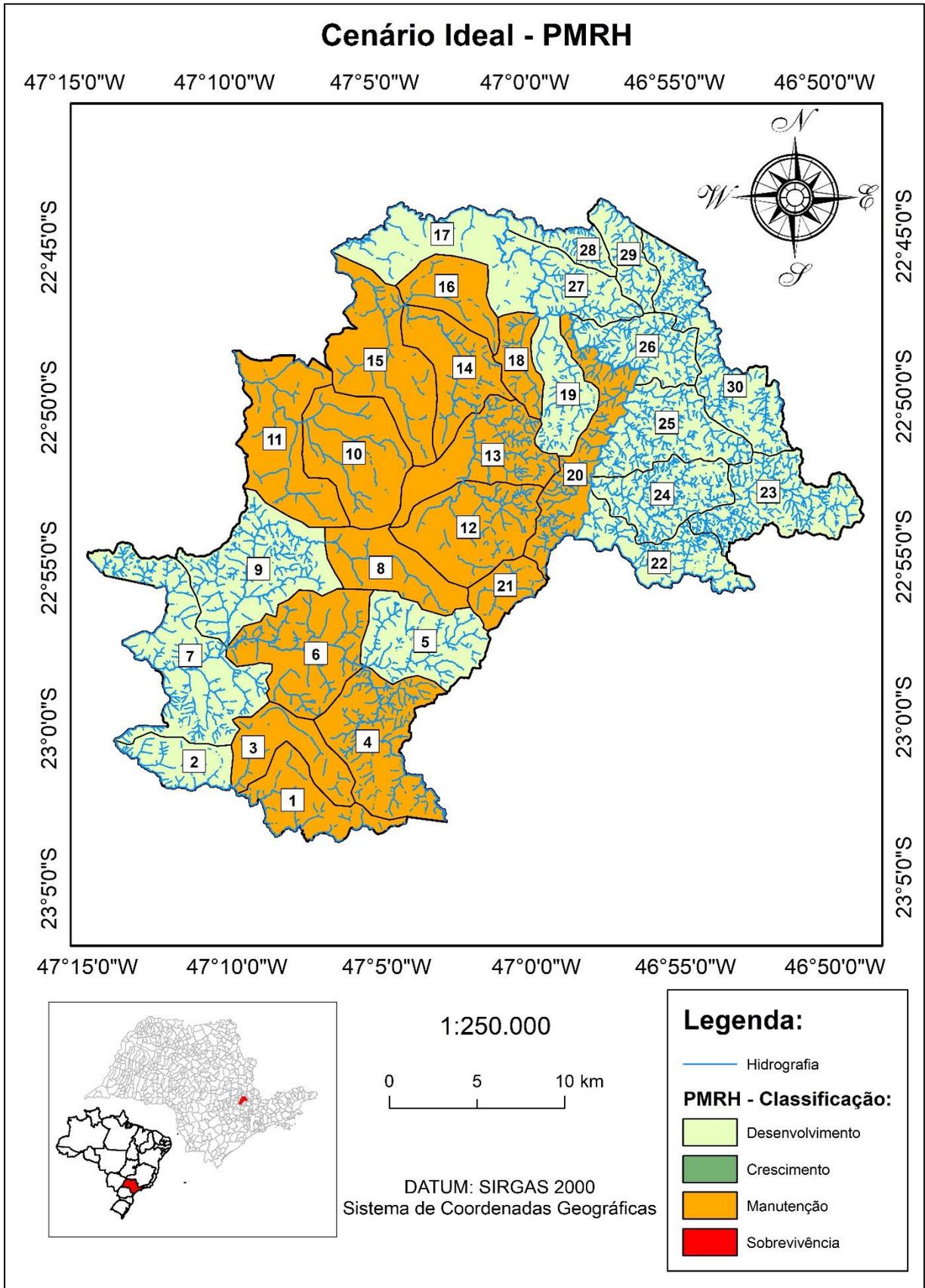


Figura 11 – Cenário Ideal das sub-bacias segundo o PMRH. Escala dos dados utilizados 1:100.000. Fonte: Editado de PMC (2016) e SVDS (2016)

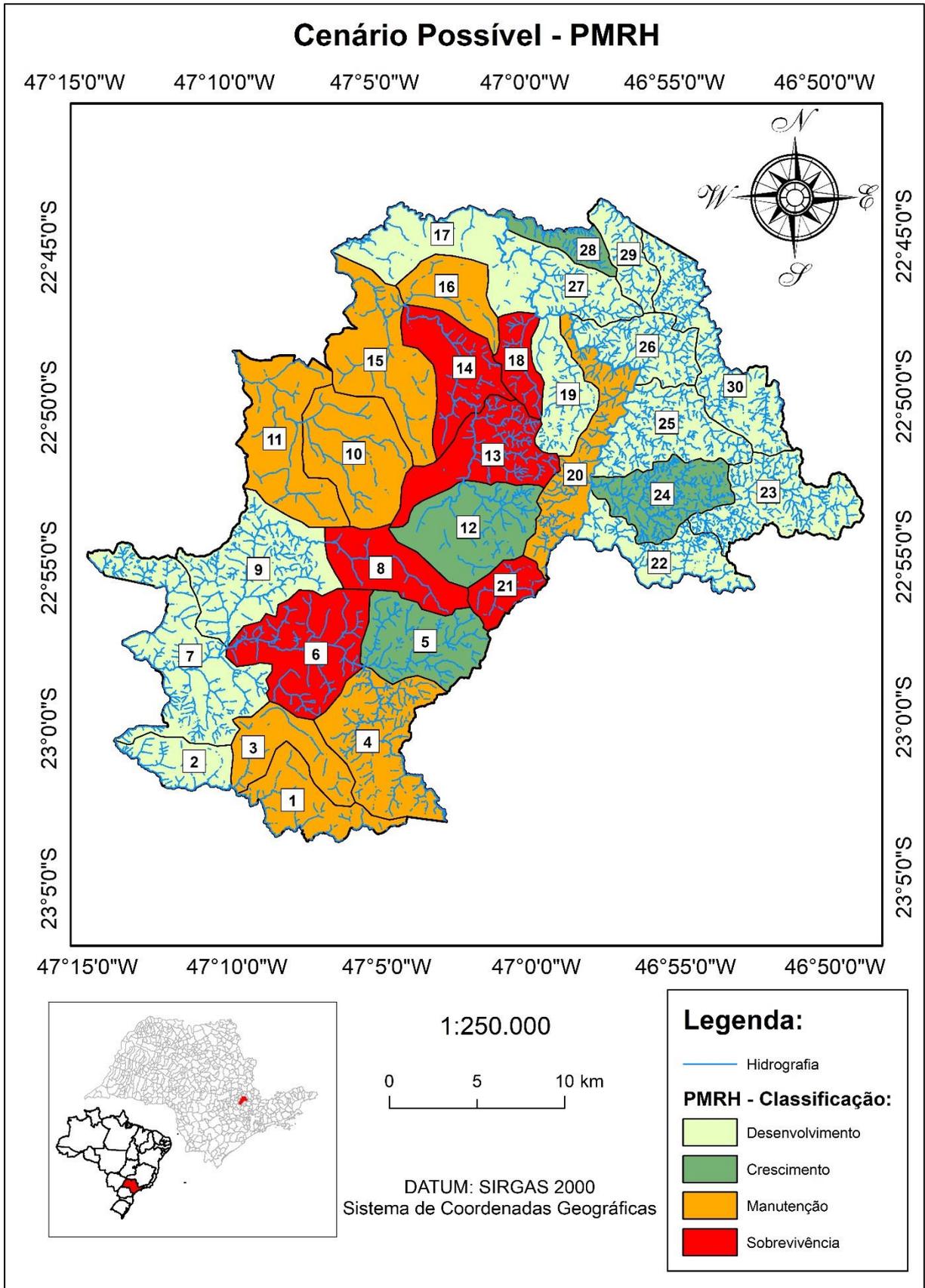


Figura 12 – Cenário Possível das sub-bacias segundo o PMRH. Escala dos dados utilizados 1:100.000. Fonte: Editado de PMC (2016) e SVDS (2016)

Com base nos cenários propostos, o PMRH definiu três áreas estratégicas para a gestão dos recursos hídricos: Bacias de Proteção das Cabeceiras do Ribeirão Quilombo (Microbacias 10 e 11 da Tabela 3), Proteção de Mananciais de Abastecimento de Indaiatuba (Microbacias 1, 2 e 3 da Tabela 3) e Bacias Produtoras de Água (Microbacias 2, 7, 9, 17, 19, 20, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29 e 30 da Tabela 3).

Segundo PMC (2016), a definição da primeira área estratégica foi em função da importância do Ribeirão Quilombo para a RMC uma vez que é um manancial regional cujas cabeceiras estão localizadas no município de Campinas. A segunda área decorre da Lei Municipal de Indaiatuba nº 1.780/1980, que prevê um convênio entre municípios limítrofes para a restrição de lançamentos de cargas poluentes nesta bacia (PMC, 2016).

As Bacias Produtoras de Água, por sua vez, foram as bacias que apresentaram valores maiores de Índice de Produção de Água (IPA), critério baseado em aspectos fisiográficos que reflete a capacidade de produção de água nas microbacias inseridas no município de Campinas (PMC, 2016):

$$IPA = (D_H^2 + 3 \cdot Ordem) \cdot (2 \cdot D_D) \quad \text{Equação 1}$$

Sendo IPA, Índice de Produção de Água (adimensional); D_H , densidade hidrográfica (Número de cursos de 1ª ordem ou nascentes por km²); Ordem, ordem da bacia hidrográfica segundo a classificação de Horton-Strahler; e D_D , densidade de drenagem (comprimento total dos cursos hídricos por km²).

Dentre as bacias com maiores valores de IPA, encontram-se as bacias inserida na APA Campinas, recorte territorial com aproximadamente um terço da área do município localizado no interflúvio dos rios Atibaia e Jaguari, compreendendo às microbacias 20, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29 e 30 (Tabela 3). Essa área apresenta grande importância para a produção de água no PMRH, sendo a ela creditada a recuperação da vazão do Rio Atibaia após a captação para abastecimento público do município de Campinas:

“Um fator importante a ser destacado é que a captação de água para abastecimento público da SANASA ocorre na entrada do Rio Atibaia no município de Campinas, mais especificamente, na Microbacia 20 (Trecho Central do Rio Atibaia), e dado o potencial natural de produção de água em Campinas se concentrar nas microbacias a jusante da captação, torna-se possível inferir que toda a contribuição sobre a disponibilidade quantitativa de água proporcionada pela APA de Campinas não influenciaria de forma direta a vazão no ponto de captação para abastecimento público; apesar de contribuir indiscutivelmente para a manutenção ecossistêmica da Bacia do Rio Atibaia” (PMC, 2016, Vol. I, p. 58).

“Essas constatações podem ser verificadas de forma prática e em tempo real, através da rede telemétrica do DAEE nas Bacias PCJ2 (Figura 18), para a qual, a título de exemplo em uma consulta rápida no dia 13 de janeiro de 2016 às 08h50min, a vazão

do Rio Atibaia era de 63,18m³/s na captação em Valinhos (Posto D3-051T). Já em Desembargador Furtado – Campinas (Posto D3- 55T) era de 81,95m³/s e na saída de Campinas - próximo à Paulínia (Posto D4-120T) – esse valor subiu para 122,90m³/s” (PMC, 2016, Vol. I, p. 58).

“Tais variações de vazão do Rio Atibaia na área de influência do município de Campinas ressaltam a contribuição dos recursos hídricos presentes na APA Campinas para a manutenção ecossistêmica da Bacia do Rio Atibaia, com grande potencial de produção de água que, mesmo após a captação para abastecimento público da SANASA, o Rio Atibaia atravessa os limites municipais com valores de vazão superiores aos de entrada” (PMC, 2016, Vol. I, p. 59).

Os programas e ações do PMRH para conservação e recuperação dos recursos hídricos nessas áreas estratégicas, segundo PMC (2016), visam: (1) o aumento da taxa de permeabilidade e da capacidade de infiltração do solo nos lotes; (2) o aumento da cobertura vegetal e recuperação de matas ciliares degradadas; (3) o manejo de solo adequado; (4) a universalização do saneamento; (5) controle e erradicação da contaminação de solo e água, por diversos vetores; (6) dissolução de conflitos de ocupação do território incompatíveis com a proteção dos corpos de água, entre outros.

Percebe-se que, de maneira geral, o PMRH opta pela implantação de medidas não estruturais e pressupõe o aumento da disponibilidade hídrica do município de Campinas, baseando seus programas e ações, à hipótese de revegetação, sobretudo das APP localizadas na APA Campinas. Entretanto, essa hipótese fundamenta-se apenas em critérios fisiográficos (Equação 1) ou observações pontuais, como descrito no trecho extraído do PMRH, inexistindo uma avaliação quantitativa. Torna-se necessário, portanto, a avaliação desse tipo de medida de gerenciamento de recursos hídricos, a qual tem a intenção de aumentar a produção de água de uma bacia hidrográfica.

3.7 Gerenciamento de recursos hídricos visando a produção de água

O conceito de produção de água refere-se à vazão total produzida pela bacia hidrográfica durante o período de análise, sendo geralmente adotado o deflúvio anual. Em termos de balanço hídrico, representa a fração da precipitação que não é perdida por evapotranspiração ou por perdas intermediárias. Assim, a produção de água de uma bacia inclui a vazão e a variação do armazenamento na bacia, inclusive a recarga da água subterrânea (LIMA, 2008; KOBIYAMA; CHAFFE; AGUIAR NETTO, 2014).

No Brasil, há uma visão romântica sobre o conceito de produção de água, sendo difundida a ideia de que o reflorestamento irrestrito da bacia hidrográfica, sobretudo com espécies nativas, acarretará um aumento do deflúvio anual (SALEMI et al., 2011). Entretanto, segundo Salemi et al. (2011), essa visão mostra-se equivocada devido as seguintes razões:

1. A interceptação pelo dossel florestal pode reter até 25% da precipitação anual incidente, facilitando o processo de evaporação;
2. A precipitação que consegue atravessar o dossel se depara com a serapilheira, camada de detritos que recobre o solo, a qual pode reter e evaporar a água antes que haja adição de umidade ao primeiro horizonte mineral de solo;
3. Ao alcançar o solo, a precipitação primeiramente recarregará a água dos microporos capilares e, após este processo, passará a recarregar a água do aquífero freático;
4. O sistema radicular dos espécimes florestais geralmente é mais profundo que de outras plantas, permitindo a extração de água de camadas profundas do solo ou de aquíferos em períodos de estiagem;
5. Cada espécie apresenta taxas diferentes de consumo de água. Frisa-se, entretanto, que florestas jovens (naturais ou não), ou que ainda não atingiram o clímax, podem apresentar demandas hídricas maiores que florestas maduras.

Portanto, qualquer alteração no uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica acarretará mudanças no comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica. Na literatura há esforços despendidos de diferentes maneiras de forma a mensurar essas mudanças, destacando-se os estudos de bacias pareadas e uso de modelos hidrológicos.

3.7.1 O estudo de bacias pareadas

O estudo de bacias pareadas consiste em estabelecer relações estatísticas entre variáveis hidrológicas de interesse (vazão de pico e coeficiente de escoamento, p.e.) de duas bacias hidrográficas semelhantes em tamanho, morfologia, geologia, clima e uso do solo. Após estabelecer essas relações, mantém-se uma bacia hidrográfica nas condições originais (controle) e, na outra, aplica-se o tratamento, procedimento que corresponde as alterações de uso e ocupação do solo, como, p.e., reflorestamento ou desmatamento (ANDRÉASSIAN, 2004; ZÉGRE et al., 2010; VENKATESH; LAKSHMAN; PURANDARA, 2014).

Andréassian (2004) analisou de forma sistemática os resultados provenientes de 137 estudos de bacias pareadas de clima temperado em diversos locais do mundo, sendo os resultados para os deflúvios anuais ilustrados na Figura 13. Analisando esta figura, observa-se que o desmatamento aumenta o deflúvio anual enquanto o reflorestamento apresenta efeito oposto. Resultados semelhantes foram obtidos por Salemi et al. (2012), ao analisar os efeitos obtidos do tratamento da vegetação ripária das bacias hidrográficas em diferentes tipos climáticos.

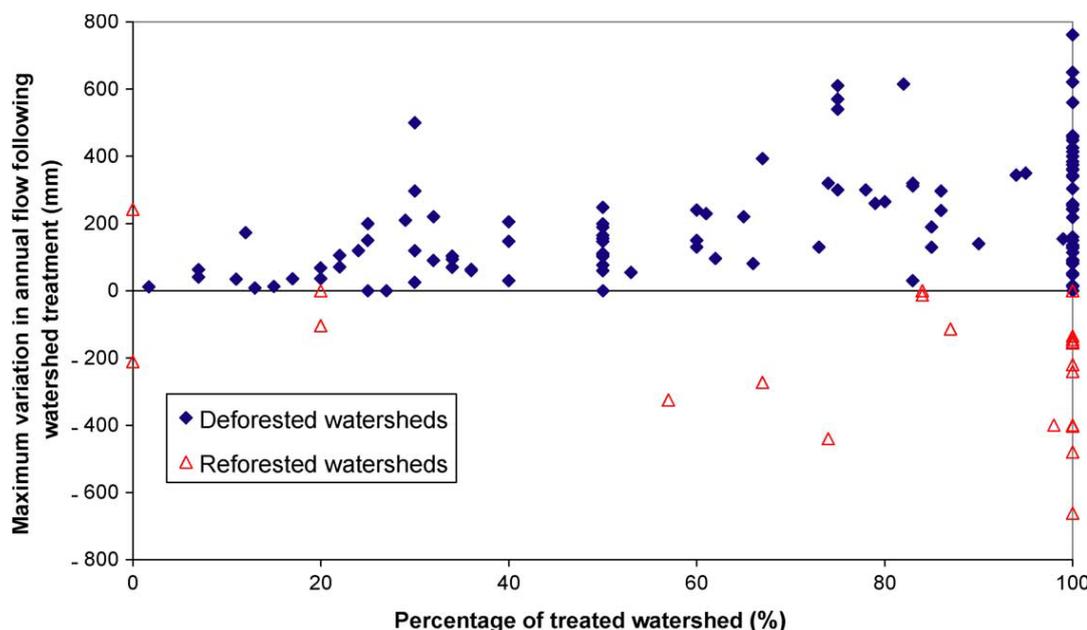


Figura 13 – Máxima variação do deflúvio anual em função da porcentagem de área submetida ao tratamento. Os losangos azuis representam os estudos de desmatamento e os triângulos vermelhos sem preenchimento os estudos de reflorestamento em bacias pareadas. Fonte: Andréassian (2004).

Farley, Jobbágy e Jackson (2005) analisaram 26 bacias hidrográficas ao redor do mundo, mensurando a redução do escoamento resultante do reflorestamento de bacias originalmente cobertas com gramíneas ou vegetação arbustiva por espécies comerciais (eucalipto e pinus). Os autores observaram que: (1) o reflorestamento comercial acarreta a perda média de um terço a três quartos no deflúvio anual das bacias; (2) nas regiões em que o deflúvio anual compreenda até 10% da precipitação média anual, o reflorestamento poderá ocasionar na completa perda de deflúvio; e, (3) nas regiões onde o deflúvio compreenda a 30% da precipitação média anual, o reflorestamento poderá diminuir 50% ou mais do deflúvio.

Portanto, observa-se o aumento das vazões médias nas bacias hidrográficas que passam pelo processo de desmatamento, visto que este procedimento cessa o consumo de água pela vegetação florestal para sua própria manutenção (ELLISON et al., 2017), destacando-se as perdas por transpiração, interceptação e evaporação (SCOTT, 1999).

Em relação as vazões máximas, os estudos de bacia pareada mostram que o desmatamento da bacia hidrográfica resulta no aumento do volume e do pico de enchente para eventos de pequena magnitude (ANDRÉASSIAN, 2004; BAYER, 2014). A Figura 14 apresenta os hidrogramas decorrentes de um mesmo evento chuvoso para duas microbacias hidrográficas próximas localizadas no bioma amazônico, porém uma coberta por pastagens e a outra por florestas. Analisando a Figura 14, observa-se que o tempo de pico do hidrograma da microbacia coberta por pastagem foi de cerca de 20 minutos enquanto a microbacia florestada foi de 60 minutos. A vazão de pico, por sua vez, da microbacia florestada foi, aproximadamente,

5 vezes menor à observada na microbacia com pastagem. Além das mudanças perceptíveis no hidrograma, Moraes et al. (2006) destacam a diferença entre os tipos de escoamento superficial direto preponderantes nas bacias, sendo que na bacia com pastagem 40% do escoamento direto era devido ao escoamento superficial hortoniano e na bacia florestada, por sua vez, 60% é decorrente do escoamento superficial de áreas saturadas.

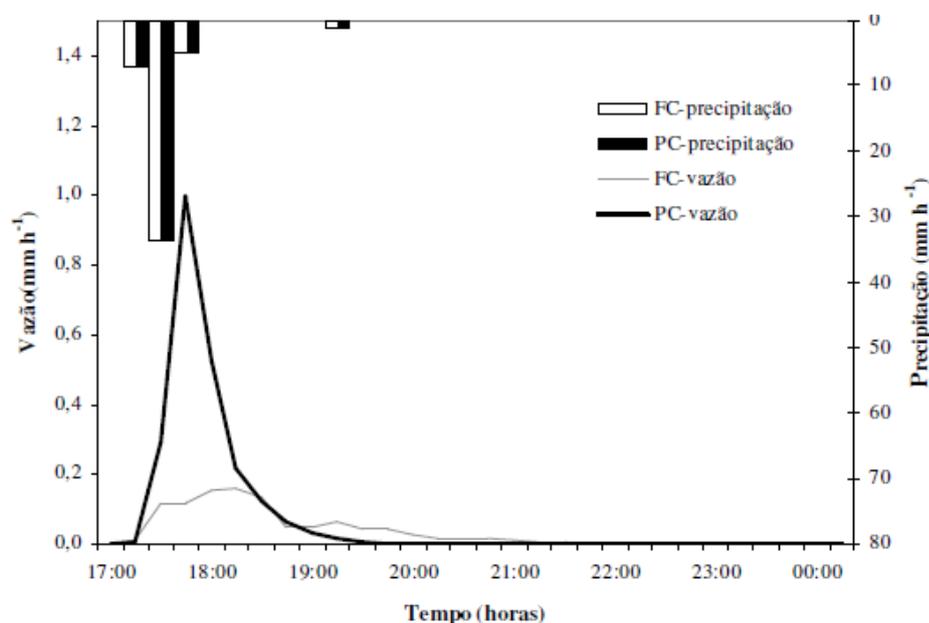


Figura 14 – Hidrograma de Escoamento Superficial Direto de duas microbacias com coberturas de solo distintas: floresta (FC) e pastagem (PC) submetidas ao mesmo evento chuvoso. Fonte: Moraes et al. (2006).

Para eventos de grande magnitude, a cobertura florestal tem pouco efeito na atenuação visto que, na ocorrência deste tipo de evento, o solo, geralmente, encontra-se saturado (BRUIJNZEEL, 1986).

Em relação às vazões mínimas, os resultados experimentais apresentam a mesma tendência para as vazões médias em relação aos efeitos da mudança de vegetação, ou seja desmatamentos implicam em incrementos, enquanto reflorestamentos em reduções (BAYER, 2014). Segundo Brown et al. (2005), a variação dos impactos nas vazões mínimas apresenta grandes desvios, variando de uma pequena redução nas vazões observadas à seca completa do córrego em questão.

Essas alterações nas vazões médias, mínimas e máximas podem acarretar o deslocamento da curva de permanência. A Figura 15 apresenta os efeitos na curva de permanência da conversão do uso e ocupação do solo de florestas para pastagens em uma bacia hidrográfica localizada no sudoeste da Austrália. Segundo Brown et al. (2005), a remoção de vegetação permitiu a recarga hídrica dos aquíferos rasos e profundos, aumentando o fluxo de

base da bacia em estudo. Nota-se que a bacia, inicialmente, apresentava fluxo intermitente e, posteriormente ao tratamento, tornou-se perene.

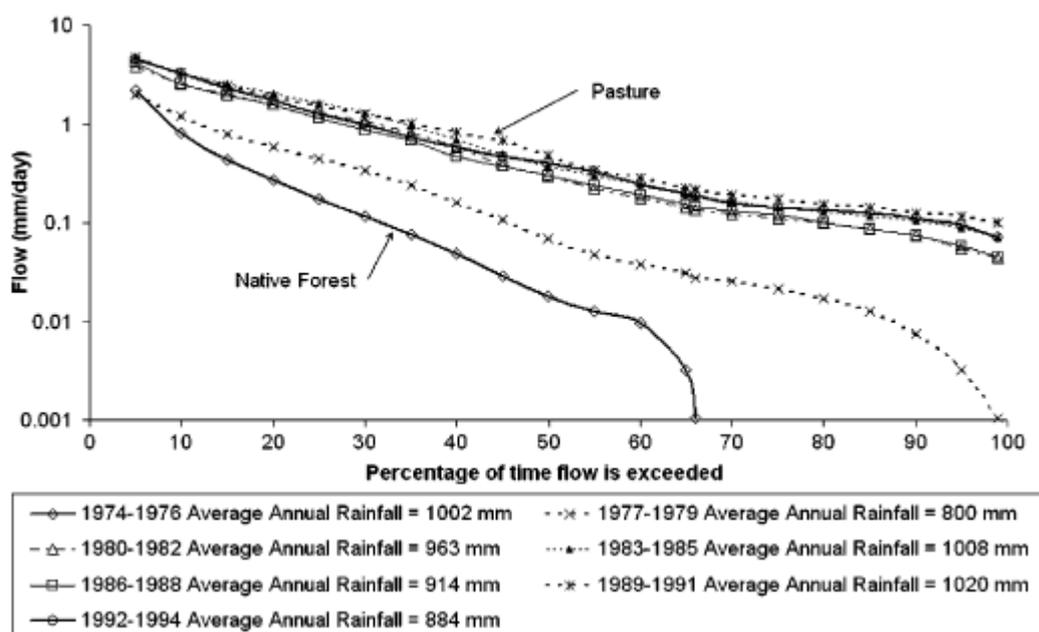


Figura 15 – Curva de permanência para a bacia hidrográfica de Wights localizada na porção sudoeste da Austrália. Fonte: Brown et al. (2005).

Apesar dos resultados obtidos, a metodologia de bacias pareadas apresenta limitações para avaliar a produção de água de uma bacia hidrográfica, as quais, segundo Zégre et al. (2010), destacam-se: (1) poucas amostras utilizadas para o desenvolvimento das relações estatísticas; (2) dificuldade no pareamento cronológico dos eventos; (3) as escalas espacial e temporal dos eventos analisados geralmente serem pequenas; (4) dificuldade de mensurar e avaliar a mudança de parâmetros relacionados a presença de vegetação, sobretudo os relacionados ao solo (infiltrabilidade e condutividade hidráulica saturada dos solos, p.e.) e às águas subterrâneas (variação do nível dos aquíferos e/ou escoamento de base, p.e.); e, (5) alto custo de sua implantação. Esses fatores fazem com que seja necessário o uso de ferramentas computacionais, as quais se destacam os modelos hidrológicos.

3.7.2 O uso de modelos hidrológicos

A segunda abordagem para os estudos de produção de água é por meio do emprego de modelos hidrológicos, os quais procuram estimar as mudanças e mensurar os efeitos causados por diferentes cenários de uso e ocupação do solo no comportamento hidrológico da bacia hidrográfica. Dessa forma, os modelos hidrológicos tornam-se uma alternativa viável para superar algumas das dificuldades elencadas nos estudos de bacias pareadas, como tempo e custo.

Shinma (2015) define modelo como a representação física ou matemática de um sistema, entidade, fenômeno ou processo de maneira simplificada, em que é válida a equação de conservação de massa para um determinado intervalo de tempo e os processos envolvidos são expressos em função de parâmetros, os quais representam as propriedades do sistema.

Aplicado à Hidrologia, o modelo hidrológico é uma das ferramentas que a ciência desenvolveu para entender, representar e simular o comportamento da bacia hidrográfica nas diferentes fases do ciclo hidrológico, desde a precipitação até a saída da água pelo exutório (SHINMA, 2015).

Quanto à classificação de modelos hidrológicos, Dwarakish e Ganasri (2015) resumem as diferentes classificações apresentadas em função da presença de variáveis aleatórias, da base espacial e da descrição dos processos hidrológicos.

Quanto à presença de variáveis aleatórias, os modelos subdividem-se em estocásticos e determinísticos. Modelos estocásticos são modelos que envolvem pelo menos uma variável aleatória. Modelos determinísticos, por sua vez, não consideram a aleatoriedade e, portanto, a mesma entrada produzirá a mesma saída (DWARAKISH; GANASRI, 2015).

Quanto à base espacial, os modelos subdividem-se em modelos concentrados, semidistribuídos e distribuídos. O modelo concentrado considera a bacia hidrográfica como um todo homogêneo em que os parâmetros utilizados representam uma média espacial das características do sistema. O modelo semidistribuído, por sua vez, divide a bacia hidrográfica em unidades menores denominadas Unidades de Resposta Hidrológica (HRU, sigla usual na literatura em inglês para *Hydrologic Response Units*), as quais se caracterizam por apresentar uso e cobertura do solo, tipo de solo e declividade únicos, simulando os vários processos hidrológicos em cada HRU. O modelo distribuído, por fim, divide a bacia hidrográfica em um *grid* e suas variáveis estão em função das dimensões espaciais. Os modelos semidistribuídos e distribuídos, portanto, consideram e buscam representar a variabilidade e heterogeneidade espacial encontrada nos diversos parâmetros do modelo, tornando-se mais complexos e realísticos (SHINMA, 2011; DWARAKISH; GANASRI, 2015).

Quanto à descrição dos processos hidrológicos, os modelos podem ser classificados em empíricos, conceituais ou fisicamente baseados. Os modelos empíricos estabelecem relações chuva-vazão baseadas apenas em observações locais, sendo bastante simples e específicos para cada região e situação. Os modelos conceituais simplificam o complexo processo de transformação chuva-vazão em equações mais simples que representem adequadamente o fenômeno estudado. Os modelos fisicamente baseados, por fim, são modelos complexos que são capazes de representar a variabilidade das características espaciais como,

por exemplo, elevação topográfica, declividade, vegetação e precipitação (SHINMA, 2011; DWARAKISH; GANASRI, 2015).

Modelar a bacia hidrográfica, portanto, é uma tarefa complexa pois exige do Hidrólogo ou Profissional da área de Recursos Hídricos escolher cuidadosamente qual o modelo hidrológico que melhor representa o fenômeno estudado, quais os dados necessários e como avaliá-los da melhor forma possível e parametrizar a bacia adequadamente. Martin et al. (2005) ressaltam a importância nessa fase do estudo do uso e/ou da integração de *softwares* de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) visando melhor representar espacialmente os processos modelados ao utilizar dados provenientes de satélites ou georreferenciados em campo.

De maneira geral, a modelagem hidrológica visando determinar a produção de água de uma bacia consiste, resumidamente, em calibrar e validar o modelo para o cenário atual da bacia hidrográfica com os dados disponíveis e, posteriormente, usá-lo como controle para simular diferentes cenários. Os prováveis efeitos das futuras intervenções na bacia hidrográfica são mensurados como a diferença entre os valores simulados e observados. Ressalta-se que esta abordagem considera o comportamento da bacia hidrográfica como estacionário, mas essa consideração raramente é testada (ZÉGRE et al., 2010).

Dwarakish e Ganasri (2015) fazem uma análise da funcionalidade e da complexidade de alguns modelos hidrológicos para este tipo de estudo, sendo os resultados dos autores apresentados na Tabela 4. Para a presente pesquisa, o modelo SWAT, acrônimo de *Soil and Water Assessment Tool*, foi escolhido em razão de: (1) ser gratuito, o que facilita sua popularização em países em desenvolvimento como o Brasil; (2) ser utilizado há cerca de 40 anos para diversos tipos de simulações e avaliação das alterações provocadas pela modificação de uso e ocupação do solo; (3) apresentar uma extensa base de artigos publicados em periódicos nacionais e internacionais; e, (4) apresentar métodos de cálculos cujas limitações são conhecidas por grande parte dos profissionais de recursos hídricos.

Tabela 4 – Descrição de modelos hidrológicos, suas funcionalidades e complexidades.

Modelo Hidrológico	Componentes Principais	Métodos de Cálculo			Escala Espacial
		Evapotranspiração	Escoamento Superficial	Escoamento subsuperficial	
HEC-HMS	Precipitação, Perdas, Escoamento de Base, Transformação do Escoamento e Propagação.	Priestley-Taylor	Número de Deflúvio (CN), Equação da Onda Cinemática, Modelo de umidade antecedente	Modelo da contabilidade do reservatório linear, modelo de recessão exponencial	Semidistribuído
MIKE SHE	Interceptação, escoamento superficial/canal, zona saturada/não-saturada, derretimento de neve, interação rio/aquífero, advecção/dispersão de solutos, crescimento de plantas, erosão do solo e irrigação	Baseado no armazenamento do dossel e na evapotranspiração do solo	Equação de onda difusiva 2-D (equação de St. Venaint)	Escoamento subterrâneo 3D (Método da Infiltração de Green-Ampt)	Distribuído
SWAT	Hidrologia, clima, sedimentação, temperatura do solo e propriedade, crescimento de culturas, nutrientes, pesticidas, gerenciamento agrícola e propagação no canal e reservatórios.	Penman-Monteith, Hargreaves, Priestley-Taylor	Método do Número de Deflúvio (CN) e Método de Green-Ampt	Escoamento subsuperficial lateral/ Escoamento subterrâneo	Semidistribuído
WaSiM	Evapotranspiração, módulo solo, infiltração, escoamento superficial, interfluxo, propagação e escoamento de base.	Penman-Monteith	Escoamento hortoniano superficial	Green-Ampt	Distribuído
DHSVM	Escoamento de superfície e subsuperfície, umidade do solo, cobertura de neve, escoamento e evapotranspiração	Penman-Monteith	Mecanismos de excesso de saturação e de infiltração	Escoamento subsuperficial saturado	Distribuído
VIC model	Infiltração, escoamento, processo de escoamento de base e evapotranspiração.	Penman-Monteith	Propriedades do solo baseados em simulações do escoamento superficial	Curva de capacidade de infiltração variável	Distribuído
PAWS	Escoamento superficial, pacote de neve, umidade do solo, escoamento subterrâneo e escoamento de rios.	Penman-Monteith + extração de raízes	Fórmula de Manning, formulação da onda cinemática acoplado a equação de Richards	Green-Ampt	Distribuído

Fonte: Editado de Dwarakish e Ganasri (2015).

3.7.2.1 O modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool)

O modelo SWAT foi desenvolvido pelo Serviço de Pesquisa Agrícola do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos da América (USDA). As pesquisas que levaram ao seu desenvolvimento iniciaram-se na década de 1980 e continuam de modo a manter seus métodos atualizados, permitindo ao modelo manter-se robusto para análise e proposição de soluções na área de recursos hídricos (NEITSCH et al., 2009).

O modelo destaca-se por apresentar a capacidade de avaliar os efeitos de diferentes decisões nos componentes do balanço hídrico e da presença de fontes de poluição, pontuais ou não (ABBASPOUR et al., 2015), prognosticar o impacto das práticas de gestão de solo, como mudanças no uso e ocupação ou aplicação de produtos químicos em lavouras (NEITSCH et al., 2009) e por apresentar integração com *softwares* de SIG (MARTIN et al., 2005).

O modelo SWAT é classificado como um modelo determinístico, semidistribuído, fisicamente baseado e de simulação contínua com base temporal diária. Inicialmente, o modelo baseia-se na topografia para discretizar a bacia hidrográfica em sub-bacias as quais estão conectadas à rede de drenagem. Em seguida, para avaliar os efeitos de diferentes usos e ocupações sobre solos heterogêneos, cada sub-bacia é então discretizada em HRU. Por fim, os processos hidrológicos, como escoamento superficial e evapotranspiração, são calculados em cada HRU, sendo o cálculo do balanço hídrico dividido nas fases superficial e de propagação do escoamento (NEITSCH et al., 2009; RAFEE et al., 2019). A primeira fase controla a quantidade de água, sedimentos, nutrientes e cargas de pesticidas no canal principal de cada sub-bacia (NEITSCH et al., 2009) e consiste na resolução Equação 2 para cada HRU. A quantidade de água produzida em cada sub-bacia é dada pela Equação 3.

$$SW_{(i)} = SW_{(i-1)} + \sum_{i=1}^t (R_{(i)} - ESD_{(i)} - ETR_{(i)} - w_{seep(i)} - Q_{gw(i)}) \quad \text{Equação 2}$$

$$WYLD_{(i)} = ESD_{(i)} + BF_{(i)} - TLOSS_{(i)} - POND_{(i)} \quad \text{Equação 3}$$

$$BF_{(i)} = Q_{lateral(i)} + Q_{gw(i)} \quad \text{Equação 4}$$

Sendo $SW_{(i)}$, conteúdo total de água no solo (mm); t , quantidade de dias de simulação; $R_{(i)}$, precipitação total no dia i (mm); $ESD_{(i)}$, escoamento superficial direto no dia i (mm); $ETR_{(i)}$, evapotranspiração total (real) no dia i (mm); $w_{seep(i)}$, parcela de água infiltrada no dia i (mm); $Q_{gw(i)}$, parcela da água subterrânea proveniente do aquífero raso que retorna para vazão no dia

i (mm); $WYLD_{(i)}$, quantidade de água que sai da subbacia e entra no canal principal no dia i (mm); $Q_{lateral(i)}$, parcela de água proveniente do escoamento lateral do perfil do solo que retorna para vazão no dia i (mm); $TLOSS_{(i)}$, perdas por transmissão no aluvião do canal principal no dia i (mm); $POND_{(i)}$, perdas por abstrações hidrológicas no dia i (mm); e BF , escoamento de base no dia i (mm).

A fase de propagação do escoamento, por sua vez, simula o processo de escoamento e transporte de sedimentos, nutrientes e cargas de pesticidas do canal principal do trecho em questão ao exutório da bacia hidrográfica (NEITSCH et al., 2009).

Essas características conferem ao modelo SWAT robustez para empregá-lo em estudos de mensuração de alterações no comportamento hidrológico decorrentes de mudanças no tipo de uso e cobertura de solo e avaliação de cenários hidrológicos. Ou seja, estudos que visam avaliar a produção de água de uma bacia hidrográfica.

Zhu e Li (2014) avaliaram os impactos hidrológicos devido a mudança no uso e ocupação de solo na bacia hidrográfica do Parque Nacional *Great Smoky Mountains* nos EUA entre os anos de 1984 e 2010 utilizando o modelo SWAT. A aplicação de técnicas de análise de imagens permitiu aos autores identificarem um aumento da área urbana e florestal de, respectivamente, 6,2% e 65,0% para 11,1% e 69,5%, concomitantemente à redução das áreas agrícolas de 28,3% para 18,9%. Essas mudanças no uso e cobertura de solos impactaram a vazão e as cargas de nutrientes produzidas na bacia hidrográfica. Quanto à vazão, os resultados da simulação no modelo SWAT, por sua vez, indicaram um incremento da vazão média produzida na bacia em cerca de 3% no período, sendo este aumento distinto em função do uso e ocupação do solo uma vez que nas áreas de florestas a vazão produzida manteve-se estável, nas áreas agrícolas houve um aumento moderável entre 0,4% e 5,3% e nas áreas urbanas um aumento maior que 10%. Quanto aos nutrientes, os resultados estimaram uma redução das cargas de sedimentos, nitrogênio e fósforo em, respectivamente, 34,6%, 10,4% e 10,0% em razão da diminuição da quantidade de áreas agrícolas.

Rodrigues et. al. (2015) utilizaram o modelo SWAT para estimar as mudanças na dinâmica dos componentes do balanço hídrico provenientes de reflorestamentos na bacia hidrográfica do Rio Pará, Minas Gerais, Brasil. Inicialmente, os autores calibraram e validaram o modelo para o cenário atual de uso e ocupação do solo. Em seguida, três cenários de uso e ocupação foram simulados, sendo um de reflorestamento com mata nativa e os outros dois referentes ao reflorestamento com espécies comerciais em 30% e em 50% da área total da bacia. Os resultados demonstraram a possibilidade de aumentar a vazão mínima em 8,4% caso seja feito o reflorestamento com mata nativa ou diminuí-la em 13,4% ou 23,1%, respectivamente,

reflorestando a bacia em 30% e 50% com espécimes comerciais. Segundo os autores, os resultados explicam o comportamento hidrológico da vegetação uma vez que as espécies comerciais devido ao seu rápido crescimento apresentam uma taxa de evapotranspiração maior acarretando maior consumo de água.

Napoli, Massetti e Orlandini (2017), por sua vez, quantificaram e analisaram as mudanças nas respostas hidrológicas da bacia hidrográfica do Rio Elsa, Itália, decorrente das alterações no uso e ocupação do solo e no clima no período compreendido entre 1954 e 2007. A área de estudo caracteriza-se por ser uma área majoritariamente agrícola em que houve a transição de uma agricultura heterogênea extensiva para uma agricultura homogênea intensiva com aumento de áreas urbanizadas. Segundo os autores, as mudanças nos usos e ocupação do solo provocaram a diminuição da vazão de base de 12,5 m³/s para 1,5 m³/s, devido ao aumento da demanda para irrigação e abastecimento público, concomitante ao aumento médio de 131,1% nas vazões de pico observadas, em razão da compactação do solo e da construção de redes de drenagem. Quanto às mudanças no clima, não houve, no banco de dados observados, mudanças significativas. Esses resultados reforçam a necessidade do planejamento cuidadoso do uso e a ocupação da bacia hidrográfica visto as alterações no comportamento hidrológico, subsidiando a tomada de decisão.

Oliveira et al. (2020) estimaram os impactos no comportamento hidrológico em uma pequena bacia hidrográfica experimental na cidade de Aracruz (ES) em função da implantação de 4 cenários de usos e ocupação do solo: (1) reflorestamento comercial com eucalipto visando a produção de celulose (tempo de crescimento de 7 anos); (2) reflorestamento comercial com eucalipto visando a produção de madeira (tempo de crescimento de 14 anos); (3) reflorestamento com espécies nativas da região; e, (4) reflorestamento misto (combinação entre os cenários 1, 2 e 3). Os resultados da simulação no modelo SWAT indicaram que não ocorreram mudanças estatisticamente significativas nas vazões médias e mínimas nos cenários propostos em relação à situação atual de uso e ocupação do solo (cenário base). Destaca-se, contudo, que o cenário 3 resultou nos menores valores estimados. Segundo os autores, este comportamento advém do fato que, apesar do rápido crescimento do eucalipto para fins comerciais, a vegetação nativa apresenta maiores índices de área foliar, aumentando a interceptação e a evapotranspiração na bacia. Quanto às vazões máximas, observou-se o incremento desse componente nos cenários 1 e 2. Analisando os hidrogramas simulados, os autores observaram que este incremento ocorre sistematicamente no ano da colheita e no ano subsequente em razão da retirada de vegetação diminuir a interceptação da chuva pelo dossel e a infiltração do solo.

Siqueira et al. (2021) utilizaram o modelo SWAT para mensurar os impactos decorrentes do reflorestamento da vegetação ripária e práticas conservacionistas preconizados no programa Produtor de Água proposto pela ANA na bacia hidrográfica do reservatório de Três Marias em dois cenários de mudanças climáticas, sendo um tendencial (o cenário segue os padrões históricos de dados climáticos) e outro pessimista (o cenário reduz a precipitação e aumenta a temperatura). Os autores observaram que: (1) o reflorestamento da bacia acarretou um leve aumento da evapotranspiração, variando entre 3% e 5%; (2) o escoamento de base apresentou reduções entre 17% e 18% para o cenário tendencial e entre 43% e 55% para o cenário crítico; (3) não houve diferenças significativas para o escoamento superficial direto; e, (4) os valores da vazão de referência para outorga de uso $Q_{90\%}$, vazão com 90% de probabilidade de ser igualada ou superada, apresentou reduções em todos os cenários analisados. Estes resultados, portanto, suscitam dúvidas quanto a eficácia dos programas reflorestamento para produção de água.

Apesar de seu extenso uso para estimar o efeito do tratamento e de modificações de uso e ocupação do solo na produção de água e em outros componentes hidrológicos, observa-se, atualmente, um esforço de diversos pesquisadores em melhorar a representação da vegetação, florestal ou não, e seus processos no modelo SWAT. Nativamente, o modelo apresenta classes de diversos tipos de vegetação (florestas decíduas, florestas estacional, eucalipto e milho, p.e.). Cada classe apresenta valores específicos para parâmetros como taxa de crescimento, uso de nutrientes e temperatura ótima de crescimento (WINCHELL et al., 2013). Porém, a partir das novas técnicas de aquisição de dados, sobretudo advindo das ferramentas de SIG, torna-se necessária a atualização desses valores.

Yang et al. (2019) ajustaram os seguintes parâmetros florestais do modelo SWAT, como a temperatura mínima para crescimento, eficiência do uso de radiação e fração da biomassa acumulada anualmente que é transformada em resíduo durante a dormência. Os autores também propuseram um novo algoritmo para estimativa da quantidade de fósforo proveniente de intemperismo do solo. A partir dessas modificações, os autores simularam cenários climáticos futuros, observando que a melhoria da representação das florestas resulta em: (1) redução das incertezas e melhora da estimativa da evapotranspiração e de escoamento superficial direto; e, (2) melhora da representação dos fluxos de nitrogênio, fósforo e sedimentos na bacia em estudo.

Haas et al. (2021), por sua vez, apresentaram uma metodologia de estimativa dos parâmetros florestais de quatro áreas com plantio de duas espécies de eucalipto. A metodologia consistiu em: (1) revisão detalhada da literatura técnica; (2) realização de medições em campo;

(3) obtenção de conhecimento de especialistas; e, (4) uso de dados provenientes de sensoriamento remoto. Esses dados foram utilizados para calibração e validação do modelo SWAT, resultando em estimativas mais próximas da realidade de vazão, evapotranspiração e produção florestal em comparação com os valores padrões apresentados pelo modelo. Além de estimativas mais precisas, a metodologia apresenta, segundo os autores, como principal vantagem a não necessidade de alterações no código do modelo.

Além dessa necessidade de melhorar a representação das florestas no modelo SWAT, Glavan e Pintar (2012) enumeram outros pontos que necessitam de atenção do hidrólogo ou do profissional de recursos hídricos durante a modelagem com o modelo SWAT, sendo:

1. O modelo SWAT não representa espacialmente as HRU dentro de cada sub-bacia. Ou seja, não há interação entre as HRU de uma sub-bacia. Essa abordagem diminui o tempo de processamento às custas de ignorar a propagação de escoamento e poluentes entre as HRU;
2. A simulação no modelo SWAT requer uma grande quantidade de dados e o procedimento de calibração, por sua vez, necessita da modificação e análise de vários parâmetros, os quais podem estar correlacionados. Dessa forma, a modelagem de sistemas complexos, sem uma análise criteriosa dos dados, pode resultar em avaliações incorretas de sistemas ambientais;
3. O modelo não permite simulações de consórcios de espécies, prática comum na agricultura orgânica, pastagens e florestas;
4. O procedimento de análise de sensibilidade e de calibração por meio das ferramentas nativas do modelo SWAT demanda uma grande quantidade de tempo, além de ser extremamente complexo, requerendo o uso de outros *softwares*, sendo o mais comum o *SWAT-CUP*.

De maneira geral, observa-se que, apesar de suas limitações, o modelo SWAT é uma ferramenta robusta para avaliação dos processos hidrológicos em uma bacia hidrográfica para avaliação de produção de água. Dessa forma, justifica-se o uso dessa ferramenta para a avaliação dos impactos hidrológicos decorrentes da implantação dos cenários presentes no PMRH na APA Campinas, conforme metodologia descrita a seguir.

4 MATERIAL E MÉTODOS

O presente item apresenta a metodologia empregada para a realização da pesquisa (Figura 16). Inicialmente, descreve-se a APA Campinas e suas principais características fisiográficas. Para essa etapa, foram utilizados o *software* de geoprocessamento ArcGIS 10.5 e os bancos de dados cartográficos da Prefeitura Municipal de Campinas (PMC), do Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC) e do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

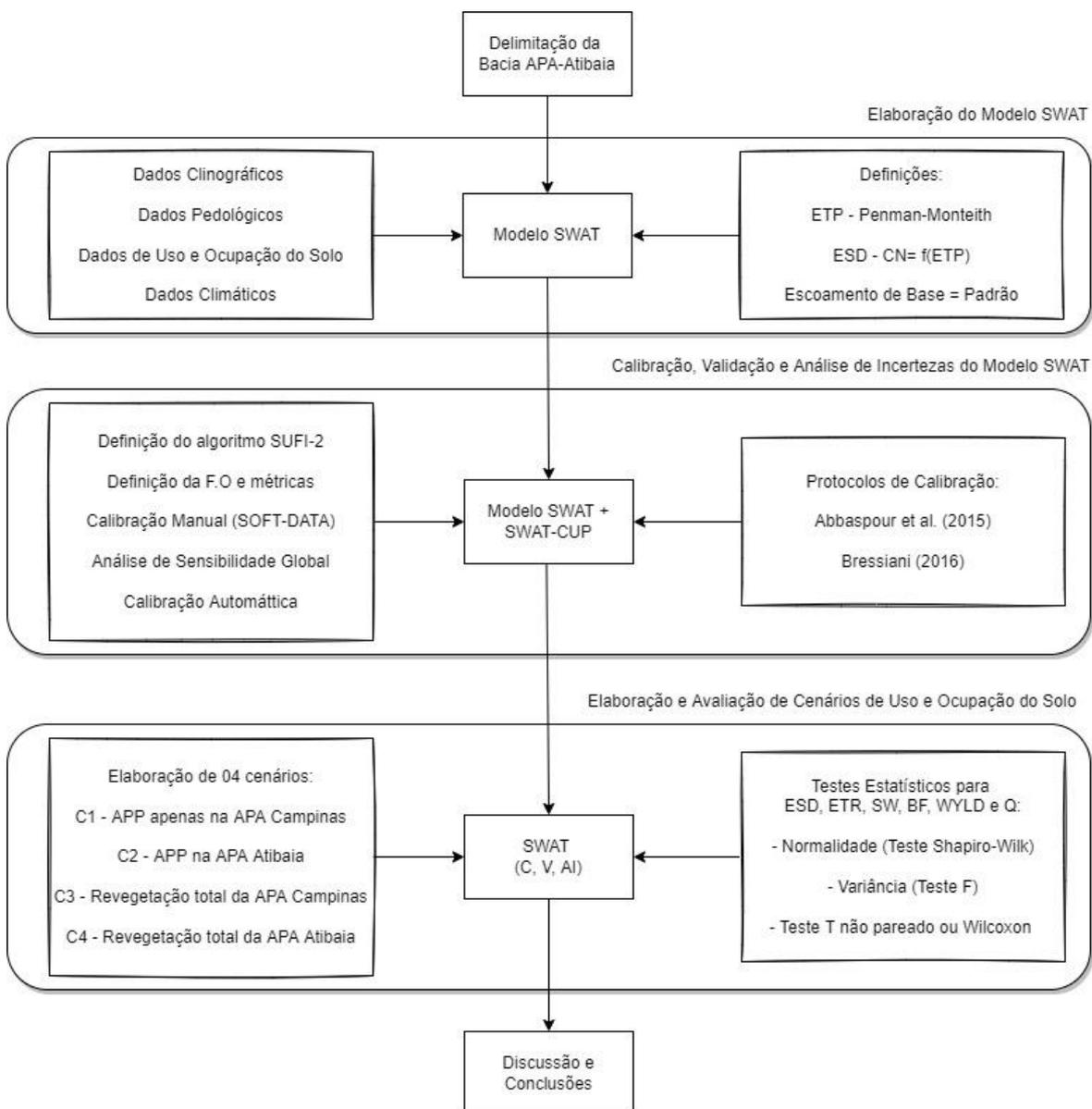


Figura 16 – Resumo da metodologia executada.

Em seguida, são apresentados os detalhes e as considerações para a correta representação da área de estudo no modelo SWAT. Frisa-se que houve um aumento da área total modelada, extrapolando os limites da APA Campinas, área inicialmente designada como

escopo do projeto. Nessa etapa, foi utilizado o *software* ArcSWAT versão 10.5.21. Posteriormente, descreve-se o processo de calibração sistemática do modelo no *software* SWAT-CUP versão 5.2.1.1.

Por fim, os cenários de uso e ocupação do solo foram elaborados baseando-se no Plano Municipal de Recursos Hídricos de Campinas, sendo avaliado os efeitos quantitativos no balanço hídrico.

4.1 Área de Estudo

A área de estudo da presente pesquisa é a Área de Proteção Ambiental de Campinas (APA Campinas), pertencente ao município de Campinas (SP), criada pela Lei Municipal nº 10.850/2001. A APA Campinas apresenta uma área de 222,80 km², o equivalente a quase um terço da área territorial do município, abrangendo todo o território do interflúvio dos rios Atibaia e Jaguari. A Figura 17 ilustra sua localização.

Segundo PMC (1996), a APA Campinas apresentou processo de ocupação e colonização em função de ciclos de exploração agrícolas, iniciando-se com a produção de cereais no século XVIII, a cana de açúcar até a primeira metade do século XIX, o café da segunda metade deste século ao *crash* da bolsa americana em 1929 e, em seu passado mais recente, o cultivo de algodão. Atualmente, a área apresenta núcleos urbanos, loteamentos, pequenas chácaras e outros agrupamentos populacionais (PMC, 1996; NETO, 2007).

Esses ciclos agrícolas exerceram profundo impacto na paisagem, modificando-a quase que totalmente, visto que foram marcados pela implantação de monoculturas sem técnicas adequadas de conservação de solo. A resultante do processo histórico de ocupação e colonização desse território é uma paisagem extremamente fragmentada com um espaço urbano incipiente, porém em expansão, e um espaço rural bem mais diversificado e dinâmico que no passado, constituindo um mosaico de culturas anuais e perenes, pastagens, reflorestamento e manchas, as quais servem de testemunho, da vegetação natural (PMC, 1996; NETO, 2007).

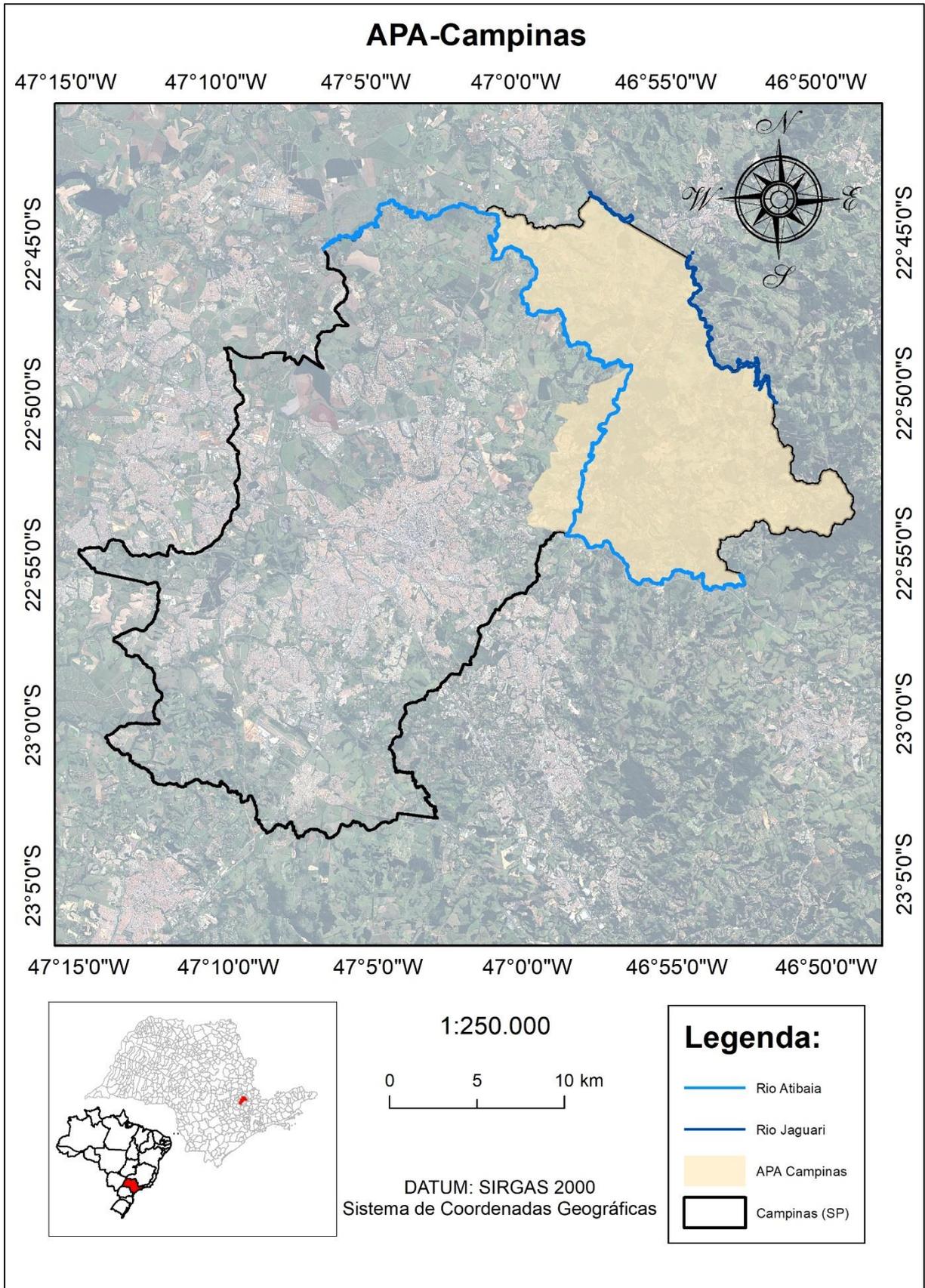


Figura 17 – Localização, limites e divisão administrativa da APA Campinas. Escala dos dados utilizados 1:100.000. Fonte: Editado de IBGE (2016), IGC (2016) e SVDS (2016).

4.1.1 Caracterização Climática

O clima da região de Campinas (SP) possui características de transição entre o clima Tropical e Subtropical de Altitude, caracterizando-se por apresentar chuvas no verão e seca no inverno e por sofrer influência das massas de ar Equatorial Continental, Tropical Atlântica e Polar Atlântica (CEPAGRI, 2016; PMC, 2016).

A precipitação média e a temperatura média anual de Campinas são, respectivamente, de 1.450 mm e 24,5°C. Os meses mais secos são junho, julho e agosto, quando se pode ter períodos de até 80 dias sem chuva (PMC, 1996, 2016; CEPAGRI, 2016). A Figura 18 ilustra o climograma do município para o período compreendido entre 1997 e 2016.

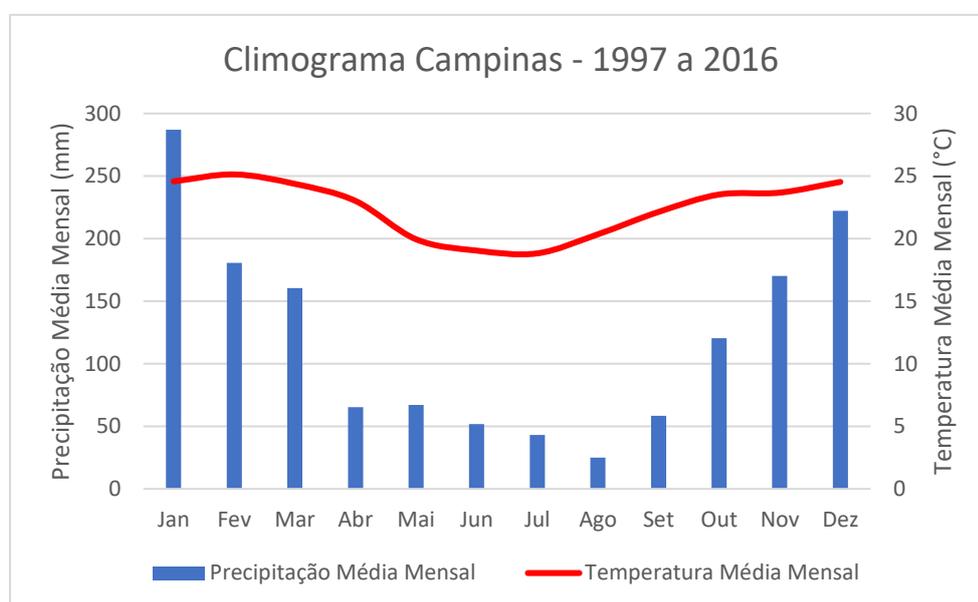


Figura 18 – Climograma do município de Campinas. Fonte: Editado de CEPAGRI (2016).

4.1.2 Aspectos geológicos, geomorfológicos e pedológicos

A APA Campinas localiza-se sobre a região geológica das suítes graníticas Morungaba e Jaguariúna, as quais são separadas pelo Complexo Itapira. As rochas mais comuns nessas formações são o granito e o gnaíse, as quais são impermeáveis (IG, 2009). A porosidade dessas formações ocorre devido à presença de fraturas, originadas a partir da movimentação natural da crosta terrestre ao longo do tempo, destacando-se a Zona de Cisalhamento de Valinhos, descontinuidade geológica localizada entre as formações Morungaba e Itapira, que influencia a trajetória do Rio Atibaia (IRITANI; EZAKI, 2009).

O principal aquífero sob a área da APA Campinas é o Aquífero Pré-Cambriano (Cristalino), que em razão das características geológicas, geralmente apresenta baixa transmissividade e ausência de fluxos de água em escala regional, condicionando a formação de unidades independentes, as quais constituem o escoamento básico de seus rios e riachos

(CETESB, 2020). O potencial hídrico desta formação é limitado à ocorrência de zonas favoráveis, resultando numa grande variação de vazão explotada com valores extremos de 0 a 50 m³/h e média de 7 m³/h (CETESB, 2020). A Figura 19 ilustra as principais unidades aquíferas sob o município de Campinas, sendo que o Aquífero Pré-Cambriano ocupa 51% do território e 100% da APA Campinas.

Sobre o aspecto geomorfológico, a APA Campinas está localizada na Província Geomorfológica do Planalto Atlântico, com altitude variando de cerca de 560 m na Planície do Atibaia a 1.078 m na Serra das Cabras, conforme apresentado na Tabela 5 e ilustrado na Figura 20 (PMC, 1996; NETO, 2007).

Tabela 5 – Classes de altitude da APA Campinas.

Altitude (m)	Área (km ²)	Porcentagem (%)
560 – 600	5,5	2,5%
600 – 700	82,5	37,0%
700 – 800	86,6	38,9%
800 – 900	35,5	15,9%
900 – 1.000	11,7	5,2%
1.000 – 1.078	1,1	0,5%
Total	222,8	100,0%

Fonte: Editado de IGC (2016).

Em relação ao relevo, a APA Campinas apresenta maior porção dos terrenos localizados nas classes Ondulado (declividade entre 8 e 20%) e Forte Ondulado (declividade entre 20 e 45%), de acordo com a classificação proposta pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) (EMBRAPA, 1979), conforme pode ser observado na Tabela 6 e visualizado na Figura 21.

Tabela 6 – Classes de declividade da APA Campinas propostas no PMRH e respectiva área.

Classe	Declividade	Área (km ²)	Porcentagem (%)
Plano	0 a 3%	6,6	3%
Suave Ondulado	3 a 8%	26,0	12%
Ondulado	8 a 20%	124,0	56%
Forte Ondulado	20 a 45%	65,6	29%
Montanhoso	45 a 75%	0,6	0%
Escarpado	> 75%	0,0	0%
Total	-	222,8	100%

Fonte: Editado de PMC (2016) e SVDS (2016).

Sobre o aspecto pedológico, a APA Campinas apresenta Argissolos Vermelhos, Argissolos Vermelhos-Amarelo, Cambissolos Háplicos, Gleissolos Háplicos e Latossolos Vermelhos e suas associações como os tipos de solos predominantes (COELHO;

VALLADARES; CHIBA, 2005; VALLADARES; COELHO; CHIBA, 2008). A Tabela 7 apresenta a quantificação e a Figura 22 ilustra a distribuição espacial desses solos.

Tabela 7 – Solos da APA Campinas.

Solo	Legenda	Área (km²)	Porcentagem (%)
Argissolo Vermelho	PV	66,4	29,8%
Argissolo Vermelho-Amarelo	PVA	66,9	30,0%
Cambissolo Háplico	CX	61,2	27,5%
Gleissolo Háplico	GX	3,1	1,4%
Latossolo Vermelho	LV	25,2	11,3%
Total	-	222,8	100%

Fonte: Editado de Coelho, Valladares e Chiba (2005).

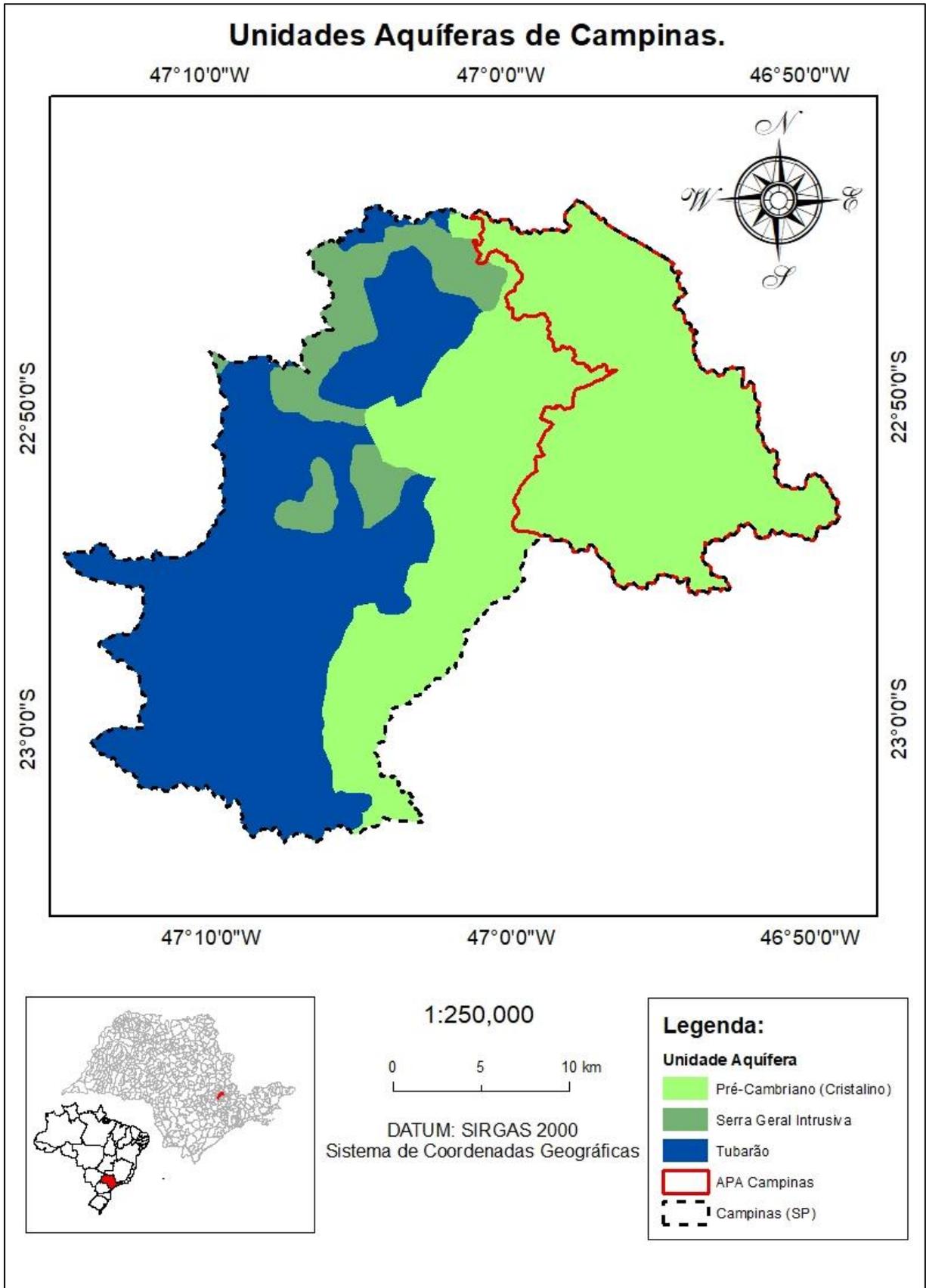


Figura 19 – Unidades Aquíferas de Campinas. Escala dos dados utilizados 1:100.000. Editado de IG (2007).

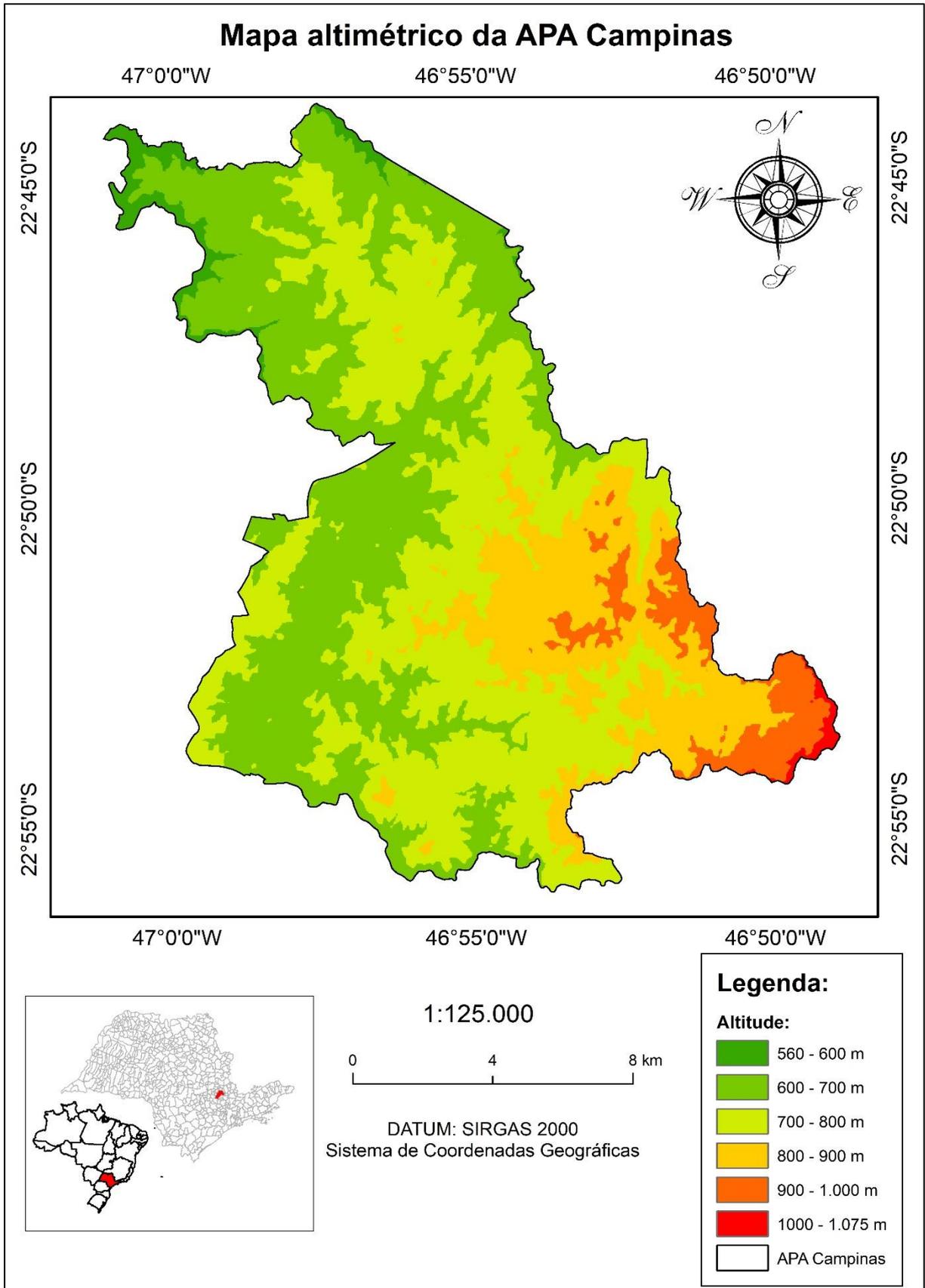


Figura 20 – Mapa Altimétrico da APA Campinas. Escala dos dados utilizados 1:100.000. Fonte: Editado de IGC (2016).

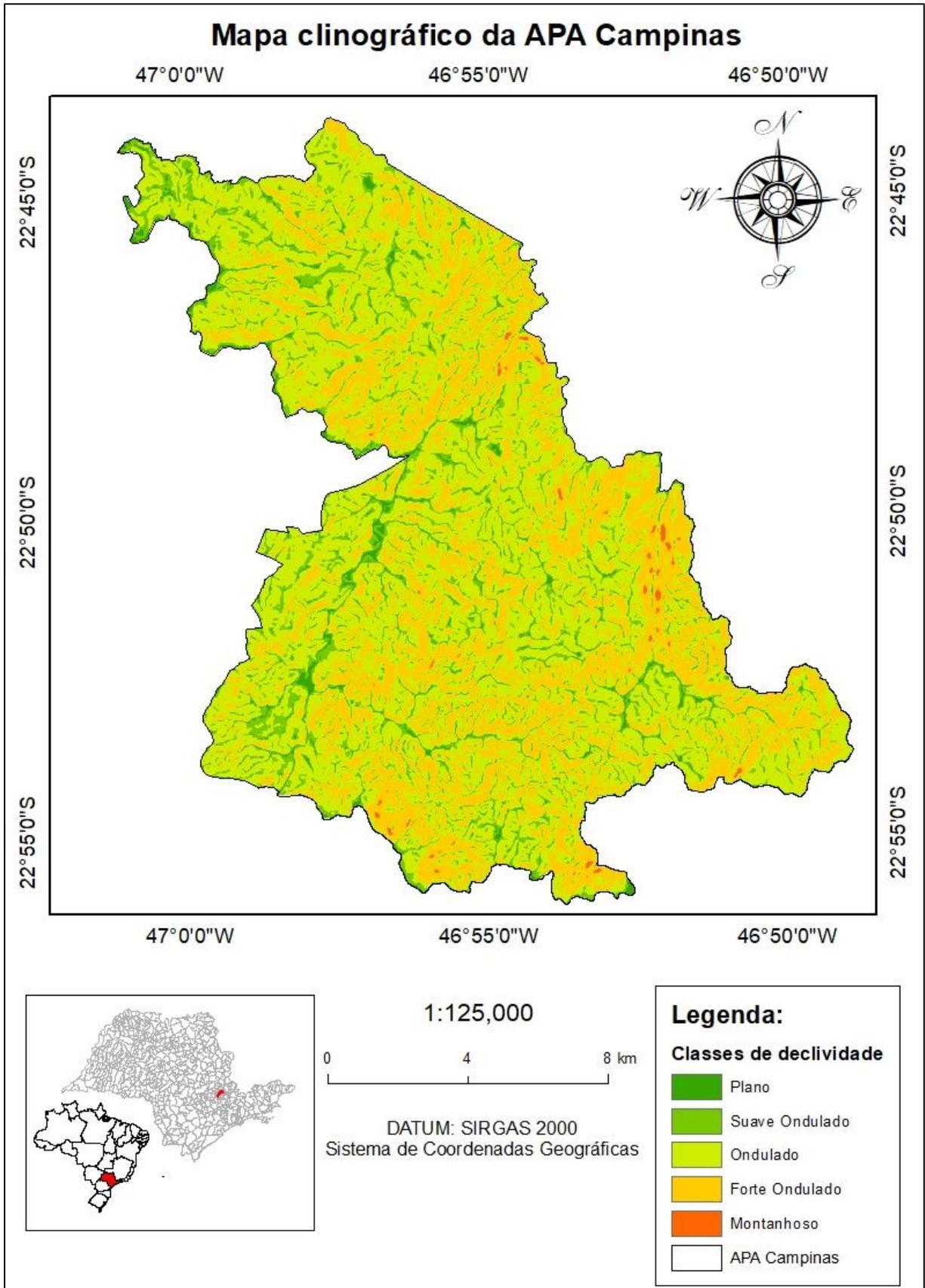


Figura 21 – Mapa das Declividades da APA Campinas. Escala dos dados utilizados 1:100.000. Fonte: Editado de IGC (2016).

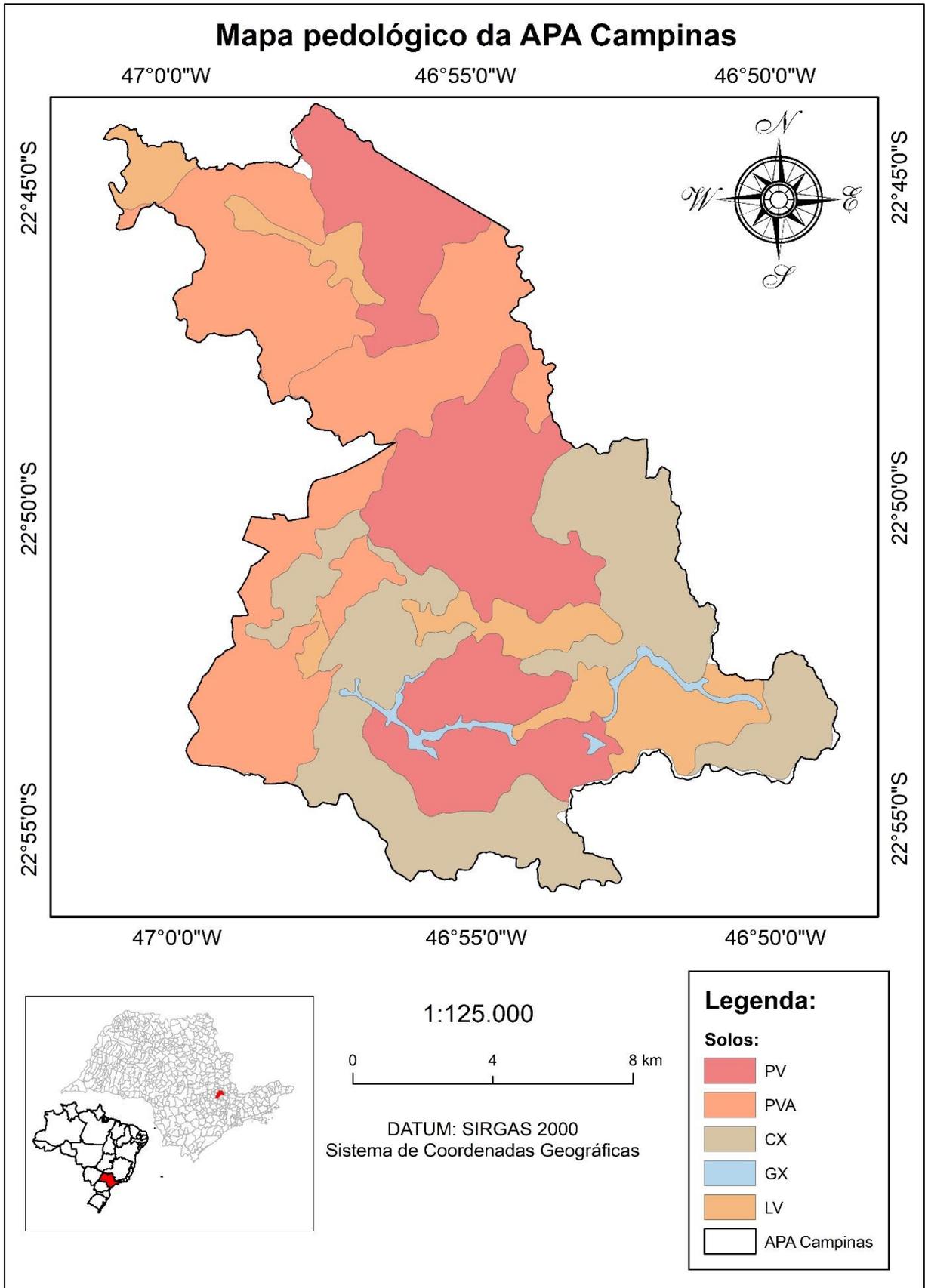


Figura 22 – Mapa pedológico semidetalhado da APA Campinas, sendo: (1) PV, Argissolo Vermelho; (2) PVA, Argissolo Vermelho Amarelo; (3) CX, Cambissolo Háplico; (4) GX, Gleissolo Háplico; e, (5) LV, Latossolo Vermelho. Escala dos dados utilizados 1:100.000. Fonte: Editado de Coelho, Valladares e Chiba (2005).

4.1.3 Vegetação

Segundo Santin (1999), no século XIX, o município de Campinas era coberto pelos biomas da Mata Atlântica e do Cerrado. O primeiro bioma era encontrado principalmente na parte leste do município, região da APA Campinas, e caracterizava-se por apresentar florestas densas e com árvores altas de troncos retilíneos. O bioma Cerrado, por sua vez, localizava-se sobremaneira na parte oeste e apresentava árvores de médio e alto porte espaçadas e com troncos tortuosos, árvores espaçadas de pequeno porte e vegetação herbácea. O processo histórico de uso e ocupação do território campineiro provocou o desmatamento de grande parte desses biomas.

Entretanto, a APA Campinas é a região do município em que a vegetação se encontra mais bem preservada, apresentando fragmentos florestais descontínuos concentrados em áreas de difícil acesso, como escarpas e morros com alta densidade de drenagem (PMC, 1996). As principais formações vegetais da APA Campinas são apresentadas e quantificadas na Tabela 8 e ilustradas na Figura 23.

Tabela 8 – Área das principais formações vegetais da APA Campinas.

Tipo de vegetação	Área (km²)	Porcentagem (%)
Formações Florestais	32,91	94,82%
Campo de Várzea	1,56	4,50%
Mata Ciliar	0,22	0,65%
Recomposição	0,01	0,03%
Total	34,70	100%

Fonte: Editado de SVDS (2016).

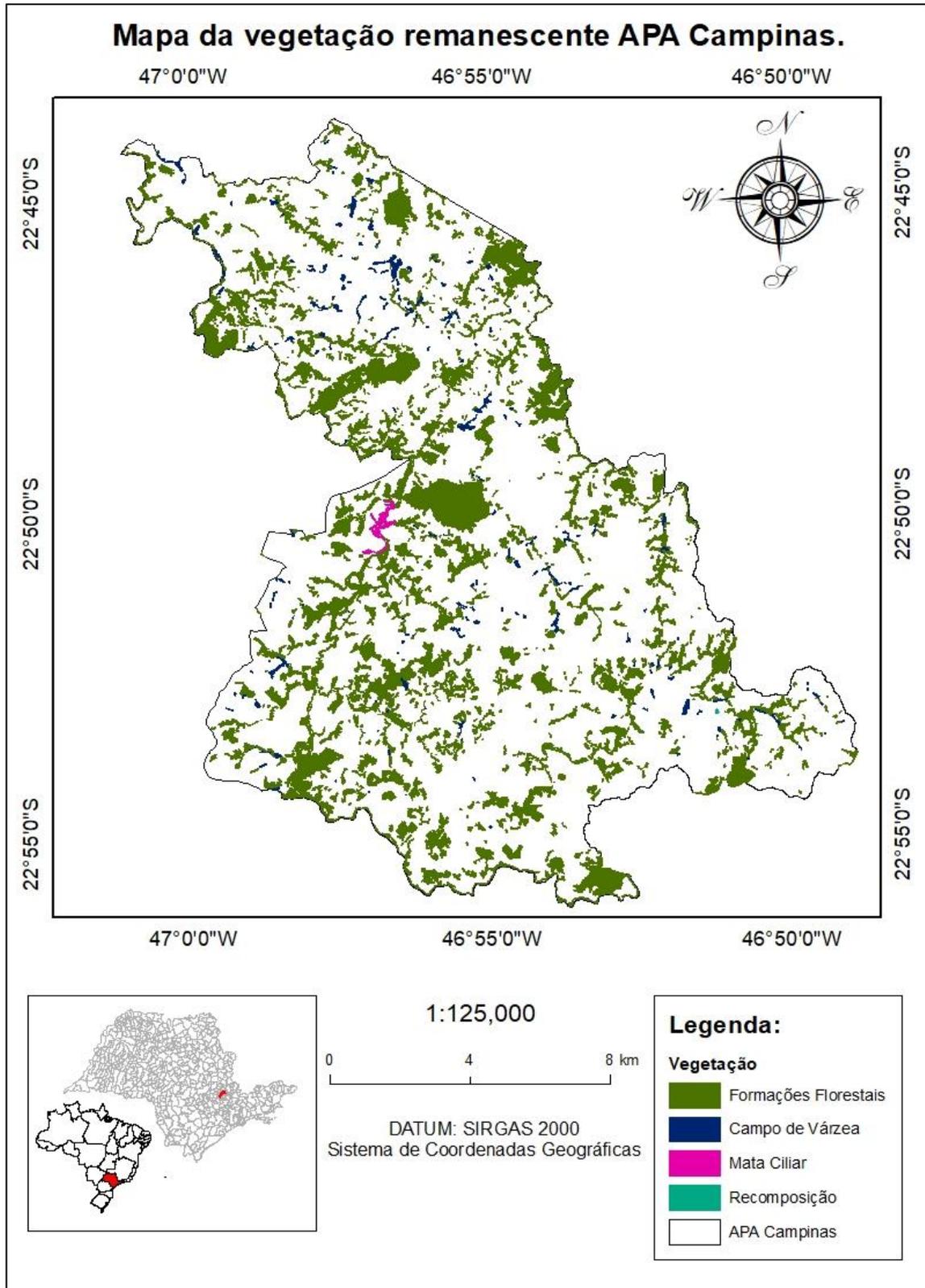


Figura 23 – Mapa da Vegetação Atual da APA Campinas. Escala dos dados utilizados 1:100.000. Fonte: Editado de SVDS (2016).

4.1.4 Hidrografia

Conforme apresentado no Item 4.1, a APA Campinas localiza-se no interflúvio dos rios Atibaia e Jaguari, dois importantes rios para as bacias PCJ. O Rio Atibaia destaca-se por ser o principal manancial de abastecimento do município de Campinas, atendendo 95% das demandas do município, com vazão outorgada de captação superficial direta do rio de 16.920 m³/h (PMC, 2014b; DAEE, 2017). O Rio Jaguari, por sua vez, é um importante manancial de abastecimento dos municípios da região, com possibilidade de uso para abastecimento de Campinas (PMC, 2014b).

Em razão dessa importância, o PMRH dividiu a APA Campinas em dez microbacias hidrográficas (Figura 10), segundo critérios político-administrativos. Essas microbacias constituem-se das porções do município de Campinas que deságuam nos rios Atibaia e Jaguari, sendo que oito microbacias desaguam no Rio Atibaia (Microbacias do Rio Atibaia – MRA) e duas no Rio Jaguari (Microbacias do Rio Jaguari – MRJ). As MRA são as microbacias 20, 22, 23, 24, 25, 26, 27 e 28 e as MRJ, por sua vez, são as microbacias 28 e 30 da Tabela 3.

A principal característica das microbacias é a expressiva quantidade de nascentes e, conseqüentemente, de cursos hídricos, sendo classificadas como Bacias Produtoras de Água no PMRH (PMC, 2016). Conforme apresentado no Item 3.6, essa classificação implica a adoção de medidas de manejo e de planejamento do uso e ocupação de solo visando preservar qualitativa e quantitativamente os recursos hídricos, objetivando o aumento da disponibilidade hídrica do município de Campinas, sobretudo por meio da revegetação de suas APP.

Quanto ao uso de recursos hídricos, atualmente, há 266 usos quantitativos cadastrados e autorizados/outorgados na APA Campinas (DAEE, 2017), subdivididos em: (I) captação em nascentes e mananciais (Captação em Nascente); (II) captação em rios, córregos e outras fontes superficiais (Captação Superficial); (III) captação em fontes subterrâneas como aquíferos rasos ou profundos (Captação Subterrânea); e (IV) lançamento de efluentes nos corpos hídricos superficiais (Lançamento Superficial). A distribuição espacial desses usos é ilustrada na Figura 24, sendo o resumo desses usos por microbacia apresentado na Tabela 9.

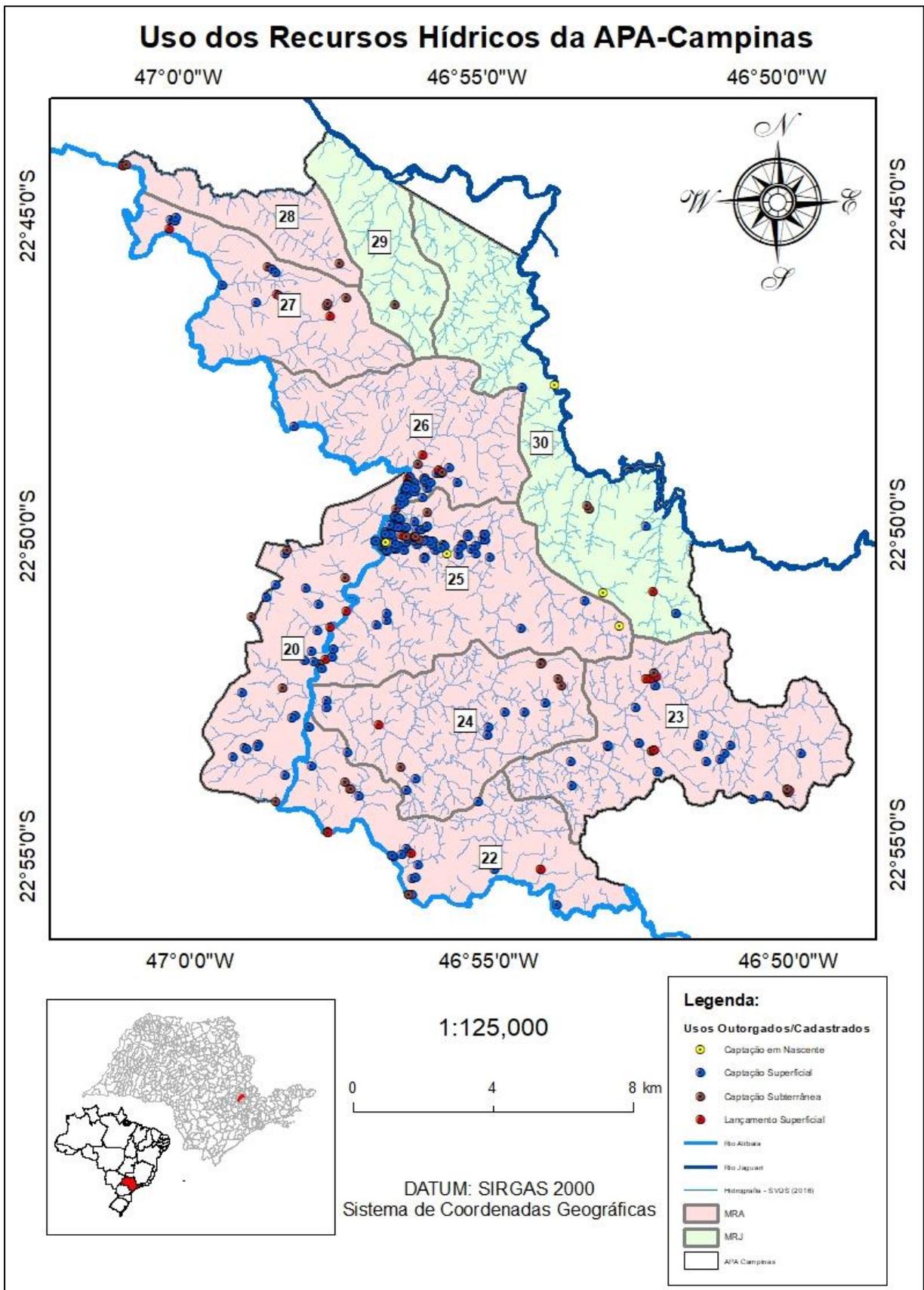


Figura 24 – Mapa da distribuição espacial dos usos quantitativos de recursos hídricos outorgados na APA Campinas. Escala dos dados utilizados 1:100.000. Fonte: Editado de DAEE (2017) e SVDS (2016).

Tabela 9 – Usos quantitativos de recursos hídricos cadastrados na APA Campinas.

N*	Microbacia	Captação em nascente		Captação superficial		Captação subterrânea		Lançamento superficial	
		Usuários	Vazão ¹	Usuários	Vazão ¹	Usuários	Vazão ¹	Usuários	Vazão ¹
20	trecho central do Rio Atibaia	0	0	5	16.943	18	67	1	40
22	trecho Sul do Rio Atibaia	0	0	7	1.247	15	71	3	49
23	trecho 1 do Ribeirão das Cabras	0	0	7	88	22	222	6	85
24	trecho 2 do Ribeirão das Cabras	0	0	5	38	10	75	1	11
25	do Córrego Fazenda das Pedras	5	9	7	85	83	148	6	354
26	do Córrego das Três Pontes	0	0	3	6	31	117	3	31
27	do Córrego Cachoeirinha	0	0	5	6	7	37	3	51
28	do Córrego Santa Rita do Mato Dentro	0	0	2	2	0	0	1	0
29	do Córrego da Fazenda Recreio	0	0	1	10	0	0	0	0
30	do Rio Jaguari	2	16	2	4	4	16	1	50
-	Total	7	25	44	18.428	190	752	25	670

¹ Vazão outorgada em m³/h. Fonte: Editado de DAEE (2018).

4.1.5 Meio socioeconômico

Segundo PMC (2016), a região da APA Campinas caracteriza-se pelo alto custo das propriedades e por apresentar restrições técnicas e ambientais para a edificação como, por exemplo, o relevo acentuado (Figura 21) e a presença de planos de uso e ocupação do solo restritivos (PMC, 1996). Em razão dessas características, as MRA e as MRJ apresentam uma densidade demográfica de, respectivamente, 288 e 6 hab/km², os quais são muito inferiores a densidade demográfica média de Campinas de 1.355 hab/km² (PMC, 2016).

A APA Campinas é dividida em duas regiões rurais, a região Carlos Gomes e a região de Sousas e Joaquim Egídio, em função da presença de núcleos urbanos. A Figura 25 ilustra a posição espacial dos dois núcleos urbanos.

A região Carlos Gomes, com aproximadamente 4,30 km², é composta pelos bairros Carlos Gomes, Chácara Gargantilha e Jardim Monte Belo, localizando-se na porção noroeste da APA Campinas. Segundo PMC (2016), o primeiro núcleo abriga 975 moradores. A região do entorno, por sua vez, apresenta características rurais vivendo principalmente da produção agropecuária, destacando-se a ricultura, piscicultura, plantas fitoterápicas, aspargos e turismo rural.

A região Sousas e Joaquim Egídio, com aproximadamente 23,41 km², é composta pelos distritos de mesmo nome e, por sua vez, abriga 2.284 moradores. Nessa região há o oferecimento de serviços, sobretudo de lazer, como bares e restaurantes. A região do entorno, por sua vez, também apresenta características rurais, destacando-se a criação de gado, café, orgânicos e turismo rural e gastronômico (PMC, 2016).

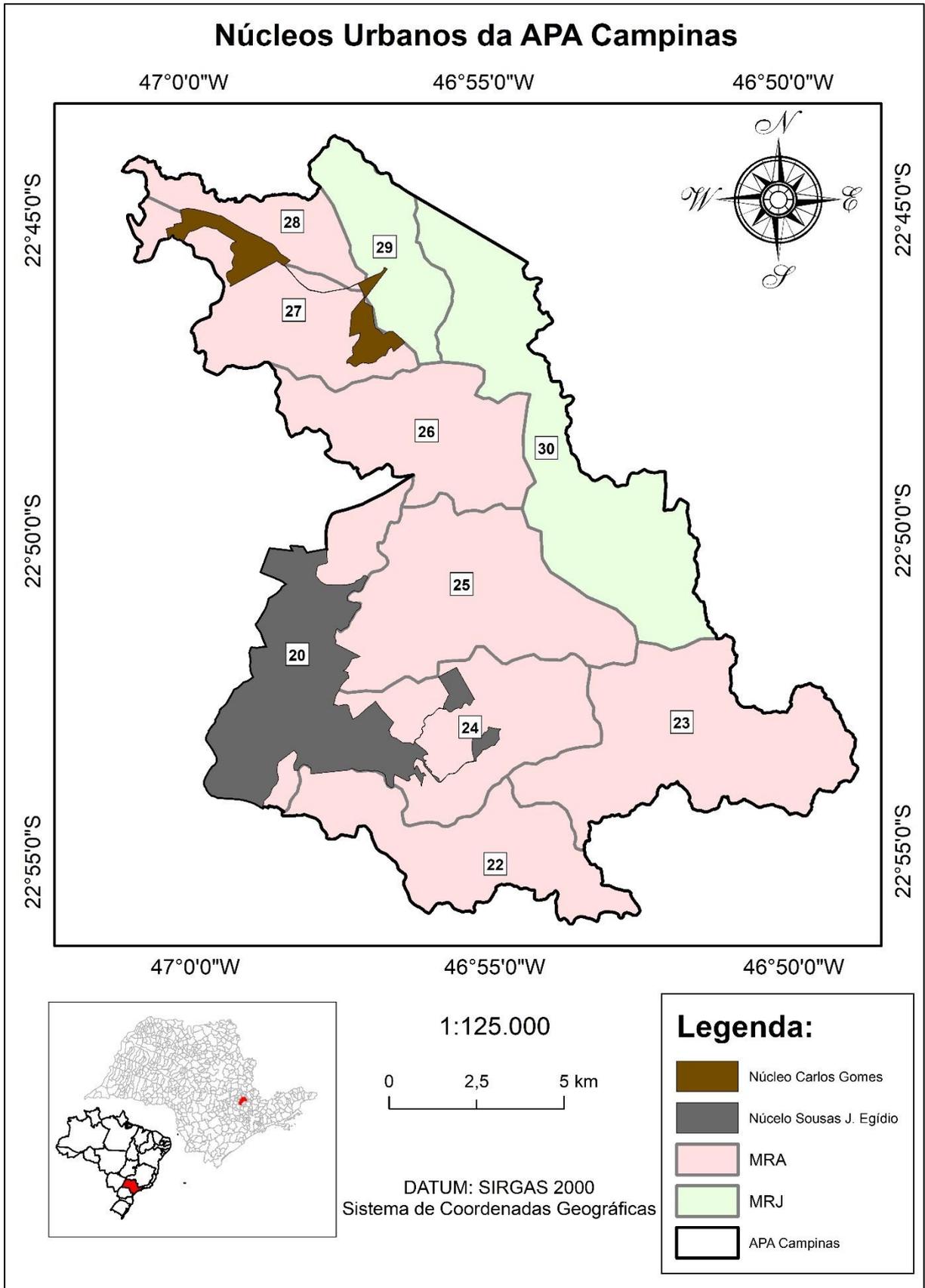


Figura 25 – Mapa ilustrando a posição espacial dos núcleos urbanos que compõem a APA Campinas. Escala dos dados utilizados 1:100.000. Fonte: Editado de SVDS (2016).

4.2 Preparação do modelo SWAT

Neste item será apresentada a metodologia da construção e execução do modelo SWAT em sua interface ArcSWAT.

4.2.1 Delimitação da bacia hidrográfica a ser modelada

A primeira etapa da construção do modelo SWAT consiste na delimitação da bacia hidrográfica e de suas sub-bacias. Ressalta-se, porém, que a modelagem direta da APA Campinas é dificultada uma vez que essa área foi delimitada segundo critérios político-administrativos. Portanto, torna-se necessário delimitar a bacia hidrográfica em que a APA Campinas se insere segundo critérios hidrológicos.

Conforme apresentado no Item 4.1.4, a APA Campinas apresenta oito de suas dez microbacias drenando suas águas no Rio Atibaia, contabilizando 177,2 km² ou 80% de sua área (Tabela 9), com os usos de recursos hídricos concentrados nas MRA (Figura 24), assim como os núcleos urbanos (Figura 25). Em razão dessas características, apenas essa porção da APA Campinas, doravante denominada de bacia APA Atibaia, será modelada no presente trabalho. Para facilitar a compreensão, os resultados obtidos no presente item serão imediatamente apresentados.

A delimitação hidrológica da bacia APA Atibaia foi executada em etapas. A primeira consistiu em obter as coordenadas de postos de monitoramento fluviométrico instalados no interior e o mais próximo possível de montante e de jusante da APA Campinas no curso do Rio Atibaia. Para a consecução dessa etapa, o banco de dados hidrológicos do DAEE (DAEE, 2019) foi consultado, sendo os resultados apresentados na Tabela 10. O posto 3D-003 localiza-se na porção mais a jusante da APA Campinas, o posto 3D-007 em sua porção intermediária e o posto 3D-006 a montante, conforme ilustrado na Figura 26.

Tabela 10 – Postos de monitoramento fluviométrico no interior ou próximos à APA Campinas no Rio Atibaia.

Prefixo	Nome	Município	Latitude	Longitude	Área de Drenagem
3D-003	Desembargador Furtado	Campinas	22° 46' 10" S	46° 59' 22" O	2.490 km ²
3D-007	Captação-Valinhos	Valinhos	22° 55' 42" S	46° 56' 21" O	2.152 km ²
3D-006	Bairro da Ponte	Itatiba	22° 58' 59" S	46° 49' 46" O	1.920 km ²

Fonte: Editado de DAEE (2019).

Em seguida, as coordenadas dos postos de monitoramento fluviométrico foram inseridas no modelo SWAT, sendo atribuída aos postos 3D-003 e 3D-007 a característica de *Outlet* e ao posto 3D-006 de *Inlet*. Os postos considerados como *Outlet* são entendidos pelo modelo como pontos com hidrogramas observados para posterior comparação, calibração e validação (WINCHELL et al., 2013). O posto considerado como *Inlet* é entendido pelo modelo

como uma porção da bacia hidrográfica que não será diretamente modelada, reduzindo o tempo computacional de processamento, mas que fornece uma vazão de entrada que deve ser propagada pela rede de canais para fins de balanço hídrico (WINCHELL et al., 2013).

Posteriormente, a bacia APA Atibaia foi delimitada. Para a execução dessa etapa, o Modelo Digital de Elevação (MDE) do projeto *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) com resolução espacial de 1 arco de segundo (USGS; NGA; NASA, 2013) foi utilizado para extração das características fisiográficas e da hidrografia principal. A área da bacia APA Atibaia é de 565,3 km², sendo que 159,0 km² são referentes às MRA, conforme ilustrado na Figura 27. Portanto, aproximadamente 90% da área das MRA, o equivalente a 70% da APA Campinas, estão contidos nessa delimitação. Observa-se nessa figura que a bacia APA Atibaia extrapola os limites territoriais de Campinas, estendendo-se aos municípios de Itatiba, Jarinu, Jundiaí, Louveira, Morungaba, Valinhos e Vinhedo.

Por fim, a bacia APA Atibaia foi dividida em sub-bacias com área mínima de discretização espacial de 600 hectares (6 km²), aproximadamente 1% de sua área, conforme ilustrado na Figura 24. Este valor foi escolhido em razão da melhora observada por diversos autores (MULETA; NICKLOW; BEKELE, 2007; ROUHANI; WILLEMS; FEYEN, 2009; GONG et al., 2010) para a representação dos processos de geração de vazão e de sedimentos no modelo SWAT. Ao todo 68 sub-bacias hidrográficas foram geradas no procedimento, das quais 25, destacadas em verde oliva, estão, total ou parcialmente, inseridas na APA Campinas.

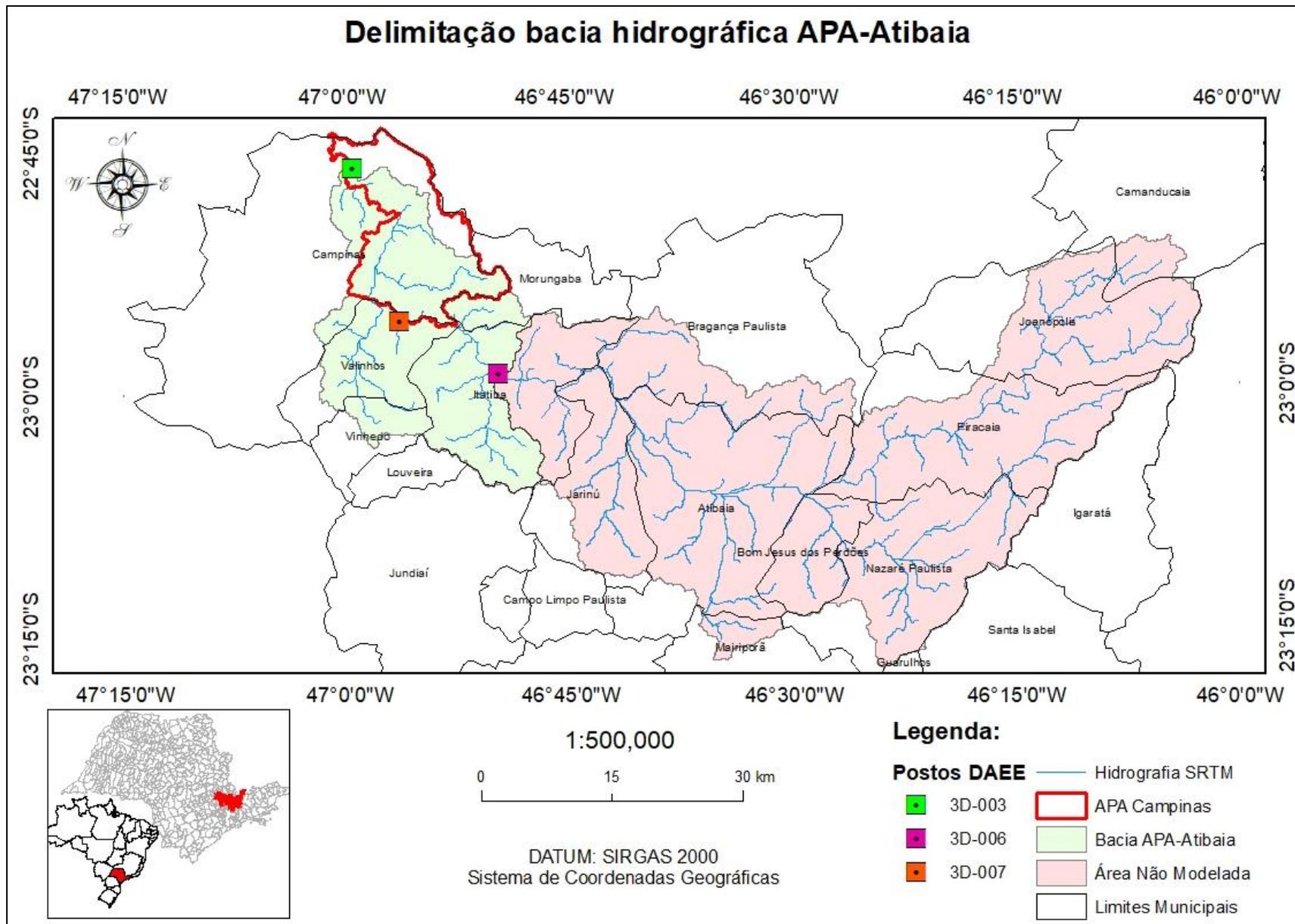


Figura 26 – Bacia APA Atibaia e área não modelada delimitadas pelo modelo SWAT.

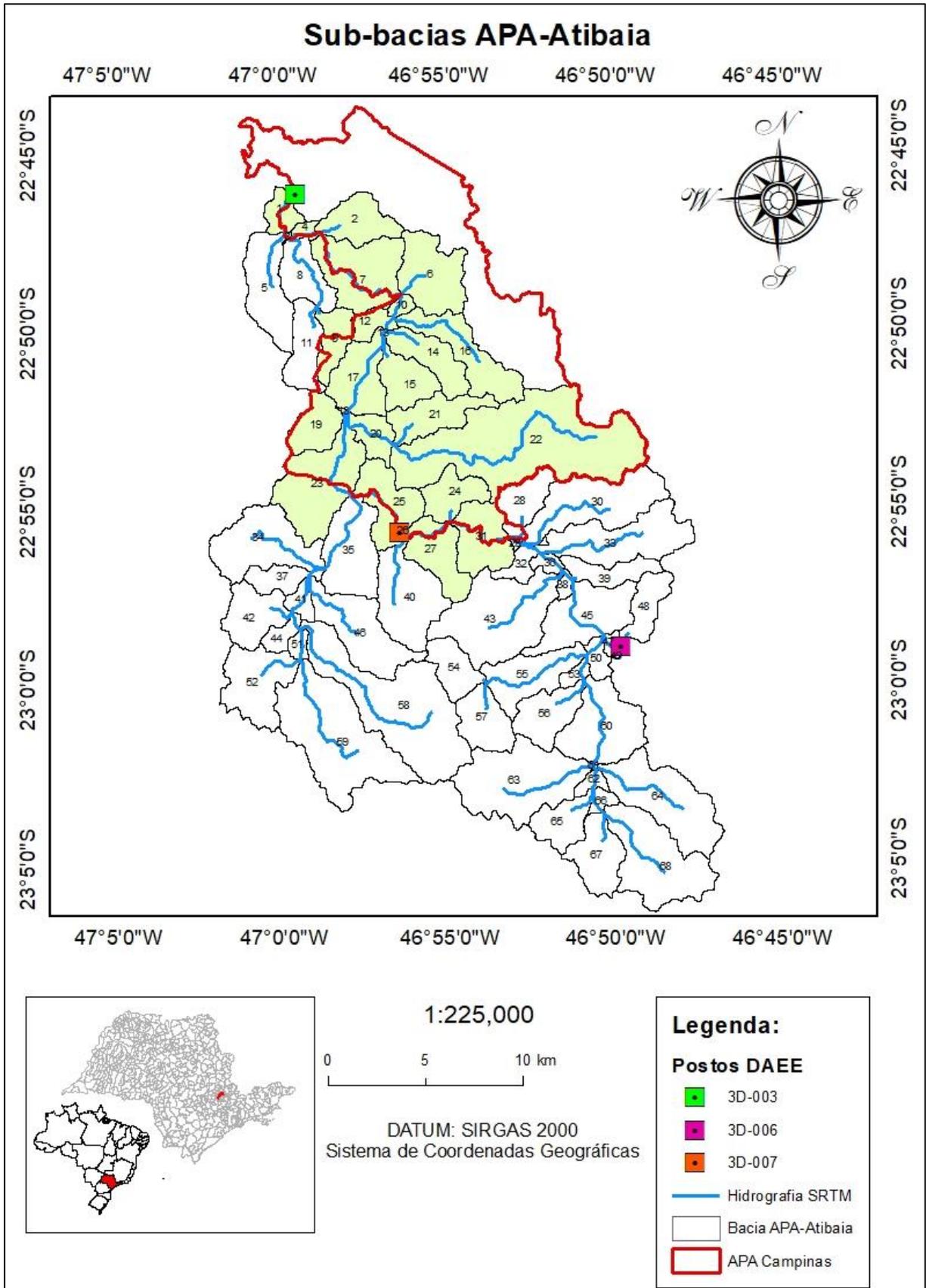


Figura 27 – Sub-bacias da bacia APA Atibaia delimitada pelo modelo SWAT.

4.2.2 Determinação do período de simulação

Após a delimitação da bacia APA Atibaia, o período de simulação no modelo SWAT foi determinado a partir da disponibilidade dos dados climáticos obtidos em estações climatológicas instaladas no interior ou próximos a bacia. Uma vez que o objetivo principal da pesquisa é quantificar o volume de água produzido pela APA Campinas no atual cenário e compará-lo com os cenários de uso e ocupação do solo propostos pelo PMRH, procurou-se estações climáticas com disponibilidade de dados dos últimos vinte anos. Os resultados serão novamente imediatamente apresentados uma vez que fases subsequentes da aplicação do modelo dependem dessa etapa.

Os dados climáticos necessários para a simulação são precipitação, temperaturas máxima e mínima, umidade relativa do ar, velocidade do vento e radiação solar global. Excetuando-se este último, os demais dados foram obtidos das estações meteorológicas do Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas a Agricultura (CEPAGRI) da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP) e do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas (CIIAGRO) do Portal Agrometeorológico e Hidrológico do Estado de São Paulo. Os dados de radiação solar global, por sua vez, são provenientes da segunda edição do Atlas Brasileiro de Energia Solar (PEREIRA et al., 2017).

A partir da análise dos dados, o período de simulação do modelo SWAT é o íterim compreendido entre 01 de janeiro de 1997 e 31 de dezembro de 2017, totalizando 21 anos. Para facilitar a manipulação e análise dos dados, optou-se pela apresentação dos resultados em valores mensais.

4.2.3 Elaboração da Base Cartográfica

A próxima etapa do modelo SWAT consistiu na elaboração da Base Cartográfica, que será utilizada pelo modelo para a determinação das HRU, sendo composta dos mapas clinográfico, de uso e ocupação do solo e do tipo de solos.

4.2.3.1 Elaboração do mapa clinográfico

O mapa clinográfico da APA Atibaia foi elaborado a partir do MDE SRTM. Segundo Neitsch et al. (2009), este mapa pode apresentar até 5 classes, sendo três o valor recomendado e, portanto, adotado na presente pesquisa. Para a bacia APA Atibaia, as três classes foram propostas baseadas na Tabela 6, sendo a Classe 1 com declividades entre 0 e 8% (relevos Plano e Suave Ondulado), a Classe 2 com declividades entre 8 e 20% (relevo Ondulado) e a Classe 3 com declividades superiores a 20% (relevos Forte Ondulado, Montanhoso e Escarpado).

4.2.3.2 Elaboração do mapa de uso e ocupação do solo

Para a elaboração do mapa de uso e ocupação do solo, uma imagem do satélite LANDSAT 8 foi utilizada. A escolha deste satélite foi devida à grande quantidade de imagens disponível em seu banco de dados, à facilidade de manuseio e a sua gratuidade. Uma imagem do dia 11 de novembro julho de 2013 (Coluna 220, Linha 076) foi escolhida em razão de ser a data com disponibilidade de imagens mais próxima do ano de 2008, ano que divide na metade o período de simulação proposto (Item 4.2.2).

As etapas de aquisição, processamento e classificação da imagem escolhida foram realizadas conforme os procedimentos descritos por Barbarotto Junior (2014), sendo propostas as classes temáticas Corpos d'Água, Área Urbana, Cobertura Florestal, Agricultura, Pastagens e Solo Exposto para representar o uso e ocupação de solo da bacia APA Atibaia. Essas classes foram definidas por meio da adaptação das classes propostas nas publicações “Mapa de cobertura da terra do Estado de São Paulo na escala de 1:100.000” (SMA/SP, 2013) e “Manual Técnico de Uso da Terra” (IBGE, 2013), além das classes nativamente apresentadas pelo modelo SWAT (WINCHELL et al., 2013).

Após a execução dessas etapas, o mapa de uso e classificação do solo foi avaliado quanto a sua acurácia por meio do Índice Kappa. Segundo Brites, Bias e Rosa (2012), a acurácia expressa a concordância entre a imagem classificada e o conjunto de amostras de referência da imagem de satélite, sendo o Índice Kappa uma medida dessa concordância. O cálculo deste índice foi executado automaticamente no próprio ArcGIS (ESRI, 2019), sendo o valor avaliado segundo as faixas de valores presentes na Tabela 11. O mapa produzido será utilizado para modelagem hidrológica caso o desempenho obtido seja, no mínimo, classificado como “Bom”.

Tabela 11 – Índice Kappa e o correspondente desempenho da classificação.

Índice Kappa (IK)	Desempenho
$IK \leq 0,00$	Péssimo
$0,00 < IK \leq 0,20$	Ruim
$0,20 < IK \leq 0,40$	Razoável
$0,40 < IK \leq 0,60$	Bom
$0,60 < IK \leq 0,80$	Muito Bom
$0,80 < IK \leq 1,00$	Excelente

Fonte: Landis e Koch (1977).

4.2.3.3 Elaboração do mapa de solos

O modelo SWAT requer dados espaciais e tabulares de solos. Os dados espaciais para a bacia APA Atibaia foram obtidos de Rossi (2017). Na presente pesquisa, considerou-se a sub-ordem (segundo nível categórico dos solos) para sua discretização. Os dados tabulares, por sua vez, são relativos a cada perfil de cada classe de solo, sendo obtidos por medições em

campo, revisão em literatura ou pela aplicação de funções de pedotransferência. Na presente pesquisa, os dados tabulares foram obtidos pelas duas últimas técnicas. A Tabela 12 apresenta os parâmetros requeridos pelo modelo SWAT, as respectivas descrições e sua fonte de obtenção.

Tabela 12 – Parâmetros relativos aos solos exigidos pelo SWAT.

Parâmetro	Descrição	Fonte
HYDGRP	Grupo Hidrológico	Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005)
NLAYERS	Número de camadas do perfil	
SOL_ZMX	Profundidade máxima da raiz no solo (mm)	
ANION_EXCL	Porosidade do solo (Fração)	
SOL_Z*	Profundidade de cada horizonte (mm)	Oliveira, Menk e Rotta (1979) e
SOL_BD*	Densidade aparente (g/cm ³)	Mingoti, Spadotto e Moraes (2016)
SOL_CBN*	Teor de carbono orgânico (% peso do solo)	
CLAY*	Porcentagem de argila (% peso do solo)	
SAND*	Porcentagem de areia (% peso do solo)	
ROCK*	Porcentagem de cascalho (% peso do solo)	
SOL_AWC*	Capacidade de água disponível (mm/mm)	
SOL_K*	Condutividade hidráulica saturada (mm/h)	Saxton e Rawls (2006)
SOL_ALB*	Albedo (fração)	
USLE_K*	Fator K da Equação Universal de Perda de Solo	Neitsch et al. (2009)

* Parâmetros devem ser específicos para cada camada do perfil (NLAYERS),

O modelo SWAT permite ao usuário inserir até dez camadas de perfil para cada tipo de solo, sendo necessária a inserção dos valores de cada camada para os parâmetros marcados com asterisco na Tabela 12.

4.2.3.4 Divisão das sub-bacias em HRU

Após a elaboração da base cartográfica, o procedimento de divisão das sub-bacias hidrográficas em HRU foi executado. Segundo Neitsch et al. (2009), a divisão em HRU permite ao modelo SWAT estimar com maior precisão as diferenças na evapotranspiração, na produção de sedimentos e na geração de escoamento superficial.

Na presente pesquisa, optou-se em definir HRU múltiplas em função das faixas de corte padrão recomendadas por Neitsch et al. (2009) de 10% para tipo de solo e 20% para tipo de uso e ocupação do solo e para declividade. Justifica-se essa escolha em razão do modelo SWAT não apresentar melhora significativa dos índices de desempenho de estimativa de vazão com o aumento do número de HRU (FITZHUGH; MACKAY, 2000; MULETA; NICKLOW; BEKELE, 2007; WANG et al., 2016).

4.2.4 Elaboração do Gerador Climático

Finalizado o processo de divisão das sub-bacias em HRU, a próxima etapa de construção do modelo SWAT compreendeu a elaboração do Gerador Climático. Este arquivo representa

cada estação meteorológica da área de estudo e contém os parâmetros estatísticos necessários (Tabela 13) para gerar dados climáticos diários, os quais podem ser utilizados para criação de séries sintéticas ou para estimar valores quando há falhas de medição (ARNOLD et al., 2012).

Tabela 13 – Parâmetros estatísticos do Gerador Climático do modelo SWAT.

Parâmetro	Descrição
TITLE	Nome da estação ou comentário por parte do usuário
WLATITUDE	Latitude em graus da estação meteorológica.
WLONGITUDE	Longitude em graus da estação meteorológica.
WELEV	Elevação em relação ao nível do mar (metros)
TMPMX	Temperatura máxima diária média para cada mês (°C)
TMPMN	Temperatura mínima diária média para cada mês (°C)
TMPSTDMX	Desvio padrão para a temperatura máxima diária para cada mês
TMPSTDMN	Desvio padrão para a temperatura mínima diária para cada mês
PCPMM	Média mensal da precipitação total (mm)
PCPSTD	Desvio padrão para a precipitação diária de cada mês
PCCSKW	Coefficiente de assimetria para a precipitação diária por mês
PR_W1	Probabilidade de dias úmidos seguidos de dias secos para o mês
PR_W2	Probabilidade de dias úmidos seguidos de dias úmidos para o mês
PCPD	Média Mensal de dias de precipitação no mês
RAINHHMX	Valor máximo de meia hora de chuva em todo o período de registros do mês (mm)
SOLARAV	Média diária de radiação solar para determinado mês (MJ/m ² /dia)
DEWPT	Média diária do ponto de orvalho para determinado mês (°C)
WNDV	Média diária da velocidade do vento (m/s)
RHMON	Umidade relativa média do mês
RAIN_YRS	Número de anos usados para obter o parâmetro RAINHHMX

Fonte: Arnold et al. (2012).

Os parâmetros estatísticos da Tabela 13 foram calculados automaticamente por meio da planilha eletrônica “*WGNmaker4.xlsm*”¹, disponibilizada no sítio eletrônico do modelo SWAT. Frisa-se que para o cálculo do parâmetro RAINHHMX, a precipitação máxima de meia hora para cada registro diário observado das duas estações meteorológicas foi estimada por meio da aplicação de coeficientes de desagregação de chuva (Tabela 14).

Tabela 14 – Coeficientes de desagregação de chuva para diferentes durações.

Relação entre alturas Pluviométricas	Coefficiente
30 min/1 h	0,74
1 h/ 24 h	0,42
24 h/ 1 dia	1,14

Fonte: Editado de CETESB (1986).

¹ Planilha elaborada por Gabrielle Boisramé, disponível em: <https://swat.tamu.edu/media/41583/wgen-excel.zip> (acesso em 12 de janeiro de 2022).

4.2.5 Obtenção de dados hidrológicos complementares

Após a elaboração do Gerador Climático, a etapa subsequente consistiu na obtenção de dados hidrológicos de precipitação e de usos quantitativos de recursos hídricos na bacia APA Atibaia.

4.2.5.1 Dados de precipitação

Para melhor representar a variabilidade espacial da precipitação no modelo SWAT, os postos pluviométricos administrados pelo DAEE localizados no interior ou em um raio de até 15 km da bacia APA Atibaia foram identificados. Posteriormente, a análise da disponibilidade temporal dos dados foi realizada, sendo descartados os pluviômetros que não apresentavam dados para o período de simulação proposto (Item 4.2.2) ou com porcentagem de falhas (dados não medidos) superior a 5%. As falhas foram automaticamente preenchidas pelo Gerador Climático do modelo SWAT.

4.2.5.2 Dados de usos quantitativos de recursos hídricos

Para representar e contabilizar os volumes explorados e devolvidos à rede hídrica da bacia APA Atibaia, os usos de Captação em Nascente, Captação Superficial, Captação Subterrânea e de Lançamento Superficial (DAEE, 2017) foram obtidos conforme procedimento descrito no Item 4.1.4 e inseridos do modelo SWAT (WINCHELL et al., 2013).

4.2.6 Escolha dos métodos de cálculo e estimativa de seus parâmetros

Após a definição das HRU e a obtenção dos dados hidrológicos complementares, procedeu-se a escolha dos métodos de cálculo dos principais componentes do balanço hídrico e a estimativa de seus respectivos parâmetros.

4.2.6.1 Evapotranspiração potencial

Segundo Neitsch et al. (2009), o modelo SWAT permite ao usuário escolher três métodos de estimativa de Evapotranspiração Potencial (ETP): Hargreaves, Priestley-Taylor e Penman-Monteith. O método de Hargreaves requer apenas dados de temperatura. O método de Priestley-Taylor requer, além dos dados de temperatura, radiação solar e umidade relativa. O método de Penman-Monteith requer os dados necessários de Priestley-Taylor e velocidade do vento. O método de Penman-Monteith foi escolhido para a estimativa inicial de ETP.

Um importante parâmetro utilizado pelo modelo SWAT no cálculo da evapotranspiração real é o coeficiente de compensação de evaporação do solo (ESCO). Este parâmetro varia entre 0 e 1, sendo seu valor padrão igual a 0,95 o qual foi utilizado para

estimativa inicial de ETP, e sua redução aumenta a quantidade de água perdida por evapotranspiração nas camadas inferiores de solo (NEITSCH et al., 2009).

4.2.6.2 Escoamento superficial direto

O modelo SWAT permite ao usuário escolher entre dois métodos para determinar o escoamento superficial direto na área de estudo: o método de *Green-Ampt* e o método do *Soil Conservation Service Curve Number* (SCS-CN) (NEITSCH et al., 2009). O primeiro método estima a infiltração no solo e requer dados com discretização temporal sub-diária, enquanto o segundo estima a precipitação efetiva requerendo dados com discretização temporal diária. Em razão de os dados obtidos para a bacia APA Atibaia apresentarem discretização diária (Item 4.2.2), o método SCS-CN foi escolhido.

O método SCS-CN é altamente difundido entre os profissionais de recursos hídricos em razão de sua simplicidade e previsibilidade de cálculo, confiabilidade da instituição de origem e por utilizar apenas o parâmetro *Curve Number* (CN) (PONCE; HAWKINS, 1996). Este parâmetro é estimado considerando uma combinação de fatores, como o tipo e uso de solo, condições antecedentes ao escoamento e abstrações hidrológicas, refletindo a capacidade da área de estudo em gerar escoamento (HAWKINS et al., 2009). Os valores estimados de CN para as classes propostas em função dos tipos hidrológicos (Item 4.2.3.2) de solo encontram-se na Tabela 15.

Tabela 15 - Valores de CN em função do tipo hidrológico do solo.

Classe Temática	Tipo Hidrológico de Solo			
	A	B	C	D
Corpos d'água	92	92	92	92
Solo Exposto	77	86	91	94
Área Urbana	77	85	90	92
Cobertura Florestal	25	55	70	77
Agricultura	61	73	81	84
Pastagens	49	69	79	84

Fonte: Editado de Genovez, Neto e Sartori (2005), SMDU (2012) e Winchell et al. (2013).

No modelo SWAT, as variações diárias do parâmetro CN são calculadas em função da umidade do solo ou da evapotranspiração. Na presente pesquisa, optou-se pelo segundo procedimento de cálculo visto que o modelo se torna menos dependente das características do solo, as quais foram estimadas por revisão em literatura ou por função de pedotransferência (Tabela 12), e mais dependente das condições climáticas anteriores (NEITSCH et al., 2009; BRESSIANI, 2016). O principal parâmetro desse procedimento é o coeficiente de ponderação do efeito da evapotranspiração potencial no cálculo da retenção potencial do método SCS-CN

(CNCOEF), o qual varia entre 0,5 e 2, apresentando valor padrão igual a 1, e é diretamente proporcional a quantidade de escoamento superficial estimada.

4.2.6.3 Escoamento de base

Os parâmetros de escoamento subterrâneos estimados foram o coeficiente de recessão do hidrograma (ALPHA_BF) em $0,048 \text{ dia}^{-1}$ (ABBASPOUR, 2012), tempo de atraso da água subterrânea (GW_DELAY) em 31 dias (ABBASPOUR, 2012) e os níveis de lâmina inicial no aquífero raso (SHALLST) e no aquífero profundo (DEEPST), cujos valores foram estimados em, respectivamente, 1.000 mm e 2.000 mm (BRESSIANI, 2016; BRIGHENTI; BONUMÁ; CHAFFE, 2016).

4.3 Calibração sistemática do modelo SWAT

Após a construção do modelo SWAT da bacia APA Atibaia, o procedimento de calibração sistemática do modelo SWAT foi executado baseado nos protocolos propostos por Abbaspour et al. (2015) e Bressiani (2016). Esse procedimento visa calibrar, validar e analisar as incertezas do modelo avaliando os possíveis efeitos na composição de cenários, etapa posterior da presente pesquisa.

Segundo Abbaspour, Vaghefi e Srinivasan (2017), a etapa calibração refere-se ao procedimento de redução da diferença entre um conjunto de dados simulados e observados de um modelo por meio da alteração de seus parâmetros, respeitando a base física da área de estudo. A etapa de validação, por sua vez, é fase de verificação do modelo calibrado, avaliando se o mesmo representa adequadamente a área de estudo por meio da aplicação dos parâmetros calibrados em um conjunto de dados diferente dos utilizados na calibração (ABBASPOUR; VAGHEFI; SRINIVASAN, 2017).

A análise de incerteza, por fim, refere-se ao estudo da propagação das incertezas dos dados de entrada nas saídas do modelo. Segundo Abbaspour (2012), as incertezas são decorrentes de:

- Representação conceitual do modelo: as incertezas são advindas de (1) simplificações matemáticas, (2) processos que ocorrem na bacia em estudo, mas não são representados pelo modelo, (3) processos que ocorrem na bacia em estudo, mas são desconhecidos pelo modelista, e (4) processos que ocorrem na bacia em estudo, mas não são representados pelo modelo ou conhecidos pelo modelista;

- Dados de entrada: as incertezas são provenientes do uso de dados pontuais para representação de fenômenos espaciais como, p.e., a precipitação ou emprego de dados medidos em campo com algum tipo de erro;
- Parâmetros: incertezas decorrentes do procedimento de calibração em razão do princípio da equifinalidade.

4.3.1 Definição do método de calibração, função objetivo e métricas de avaliação

Para a execução do procedimento de calibração sistemática da bacia APA Atibaia, o *software* utilizado foi o SWAT-CUP (*Soil and Water Assessment Tool: Calibration and Uncertainty Programs*). Este *software* consiste em uma interface genérica do modelo SWAT para a execução dos procedimentos de calibração, validação e análise de incertezas. por meio de cinco algoritmos: *Sequential Uncertainty Fitting Version 2* (SUFI-2), *Particle Swarm Optimization* (PSO), *Generalized Likelihood Uncertainty Estimation* (GLUE), *Parameter Solution* (ParaSol) e *Markov Chain Monte Carlo* (MCMC) (ABBASPOUR, 2012). O algoritmo escolhido foi o SUFI-2 devido a seu extenso uso em literatura técnica (ROUHOLAHNEJAD et al., 2014; KAMALI et al., 2017; RAFEE et al., 2019).

O SUFI-2 se caracteriza por representar as fontes de incerteza do modelo nos parâmetros a serem calibrados, expressando-os em intervalos com distribuições probabilísticas uniformes de ocorrência. Durante o processo de calibração, o SUFI-2 tenta iterativamente englobar a maior parte dos dados observados e otimizar a função objetivo escolhida por meio da modificação nos intervalos dos parâmetros a serem calibrados, apresentando as variáveis de saída dentro de uma faixa de 95% de predição de incerteza (95PPU). A 95PPU é calculada por meio da probabilidade acumulada entre os níveis 2,5% e 97,5% de significância obtida por meio da amostragem do Hipercubo Latino (ABBASPOUR et al., 2007, 2015). Dessa forma, os resultados do algoritmo SUFI-2 são: (I) as faixas de variação dos parâmetros calibrados; (II) os valores calibrados, ou seja, o conjunto de valores dos parâmetros com o melhor desempenho segundo a função objetivo utilizada (*Best Pars*); e, (III) a(s) variável(is) de saída com 95PPU.

As duas medidas utilizadas para mensurar a qualidade do processo de calibração do SUFI-2 são o *P-factor* e o *R-factor*. A primeira refere-se à fração de dados observados que se encontra dentro da faixa de 95PPU, sendo que o valor de 100% indica a calibração perfeita. O *R-factor*, por sua vez, refere-se à razão entre a largura média da faixa de incerteza e seu desvio padrão. Para a presente pesquisa, a variável a ser calibrada será a vazão uma vez que é a única variável de saída prontamente disponível na área de estudo (Item 4.2.1), sendo recomendado

valores de *P-factor* superiores a 0,70 e de *R-factor* inferiores a 1,5 (ABBASPOUR; JOHNSON; VAN GENUCHTEN, 2004; ABBASPOUR et al., 2007, 2015).

Uma vez que os postos de monitoramento fluviométrico 3D-007 e 3D-003 foram assinalados como *Outlet* (Item 4.2.1), o procedimento de calibração executado é considerado multiobjetivo, sendo que as vazões observadas em cada posto apresentam o mesmo peso para o cálculo da função objetivo.

A função objetivo utilizada para a calibração e avaliação dos hidrogramas simulados na presente pesquisa foi a função de Kling-Gupta (KGE) (GUPTA et al., 2009):

$$KGE = 1 - \sqrt{(r - 1)^2 + \left(\frac{\mu_{sim}}{\mu_{obs}} - 1\right)^2 + \left(\frac{CV_{sim}}{CV_{obs}} - 1\right)^2} \quad \text{Equação 5}$$

Sendo *r*, o coeficiente de correlação de Pearson entre as vazões observadas e simuladas; μ_{obs} e μ_{sim} , respectivamente, a média das vazões observadas e simuladas; e CV_{obs} e CV_{sim} , respectivamente, o coeficiente de variação dos dados observados e simulados.

A função KGE consiste em uma modificação da função de Nash-Sutcliffe, função mais comumente utilizada para calibração de modelos hidrológicos. Segundo Thiemig et al. (2013), cada um dos três termos na raiz quadrada da função KGE otimiza partes distintas do hidrograma reduzindo, respectivamente: (1) a forma e tempo, (2) o balanço de massa e (3) a variabilidade do hidrograma simulado em relação ao observado. Dessa forma, a função KGE reduz a tendência da função de Nash-Sutcliffe de superestimar vazões máximas e o coeficiente de variação dos dados simulados (GUPTA et al., 2009).

Além da função KGE, as funções *Percent Bias* (PBIAS), *Root Mean Square Error Observations Standard Deviation Ratio* (RSR) e Coeficiente de Determinação (R^2) foram utilizadas para avaliar o desempenho da melhor solução gerada no processo de calibração. A função PBIAS (Equação 6) é medida percentual de quanto o modelo subestima (valores positivos) ou superestima (valores negativos) os dados simulados em relação aos observados, sendo zero o valor ótimo (MORIASI et al., 2007). A função RSR (Equação 7) é a razão entre a raiz quadrada do somatório dos resíduos quadráticos e a raiz quadrada do desvio padrão amostral. Essa função normaliza o somatório dos resíduos, sendo zero o valor ótimo (MORIASI et al., 2007). A função R^2 (Equação 8) determina o grau de colinearidade entre os dados observados e simulados, sendo 1 o valor ótimo (MORIASI et al., 2007). As classes e suas respectivas faixas de desempenho para as funções utilizadas no intervalo de discretização mensal são apresentadas na Tabela 16.

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs(i)} - Q_{sim(i)})}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs(i)})} \quad \text{Equação 6}$$

$$RSR = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Q_{obs(i)} - Q_{sim(i)})^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Q_{obs(i)} - \mu_{obs})^2}} \quad \text{Equação 7}$$

$$r^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n [(Q_{obs(i)} - \mu_{obs}) \cdot (Q_{sim(i)} - \mu_{sim})]}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Q_{obs(i)} - \mu_{obs})^2} \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^n (Q_{sim(i)} - \mu_{sim})^2}} \right)^2 \quad \text{Equação 8}$$

Sendo Q_{obs} e Q_{sim} , respectivamente, as vazões observadas e simuladas (m^3/s).

Tabela 16 – Faixas de desempenho das funções de avaliação dos procedimentos de calibração e validação.

Função	Classificação do desempenho para discretização mensal			
	Muito Bom	Bom	Satisfatório	Insatisfatório
PBIAS	$ PBIAS < 10\%$	$10\% \leq PBIAS < 15\%$	$15\% \leq PBIAS < 25\%$	$ PBIAS \geq 25\%$
RSR	$0 \leq RSR \leq 0,50$	$0,50 < RSR \leq 0,60$	$0,60 < RSR \leq 0,70$	$RSR > 0,70$
R ²	$R^2 > 0,75$	$0,65 < R^2 \leq 0,75$	$0,50 < R^2 \leq 0,65$	$R^2 \leq 0,50$
KGE	$KGE \geq 0,90$	$0,75 \leq KGE < 0,90$	$0,50 \leq KGE \leq 0,75$	$KGE < 0,50$

Fonte: Kouchi et al. (2017).

4.3.2 Definição dos íterins de calibração e de validação

A próxima etapa consistiu em definir os íterins de dados destinados à calibração e à validação, dividindo a série temporal em quatro períodos: (1) aquecimento do modelo para a etapa de calibração; (2) calibração; (3) aquecimento para a etapa de validação; e, (4) validação. O período de aquecimento destina-se a reduzir o efeito das condições iniciais, as quais não são plenamente conhecidas, correspondendo ao intervalo imediatamente anterior ao período de calibração ou de validação (ABBASPOUR, 2012), não sendo utilizado para o cálculo dos índices de desempenho.

Dois critérios adotados para a divisão temporal. O primeiro foi que o período referente à calibração englobasse a ocorrência de anos secos e úmidos em razão do modelo SWAT apresentar melhores resultados quando calibrado com anos com características hidrológicas opostas (BRIGHENTI; BONUMÁ; CHAFFE, 2016). O segundo foi que o período da calibração compreendesse a cerca de 2/3 dos dados disponíveis (KLEMEŠ, 1986).

4.3.3 Aplicação de restrições no modelo SWAT

A próxima etapa consistiu na aplicação de restrições no modelo SWAT uma vez que, conforme demonstrado por Pokhrel, Yilmaz e Gupta (2012), o processo de calibração e validação de modelos hidrológicos utilizando apenas dados observados de vazão pode

apresentar resultados satisfatórios das funções de avaliação de desempenho sem, entretanto, reproduzir adequadamente os componentes do balanço hídrico. Portanto, torna-se necessário aplicar restrições.

Conceitua-se restrições como as informações adicionais sobre a área de estudo inseridas, direta ou indiretamente, pelo modelista, melhorando a representação dos diferentes componentes do balanço hídrico (PFANNERSTILL et al., 2017). Essas informações podem ser advindas de dados quantitativos (*Hard Data*) ou de dados qualitativos (*Soft Data*) (SEIBERT; MCDONNELL, 2002). Os dados quantitativos são os mensurados em campo que apresentam uma série temporal de longo período, como, p.e., umidade do solo (KOREN; MOREDA; SMITH, 2008). Os dados qualitativos, por sua vez, são definidos como as informações de processos individuais em uma bacia hidrográfica baseadas em estimativas de médias anuais, valores regionais ou advindos do conhecimento e experiência do modelista (ARNOLD et al., 2015).

Na presente pesquisa, as restrições utilizadas foram as estimativas anuais de evapotranspiração potencial (ETP) e real (ETR) da região de Campinas, as quais variam entre, respectivamente, 1.040-1.500 mm e 800-1.200 mm (CAMARGO; CAMARGO, 2000; SANSIGOLO, 2002; SENTELHAS et al., 2003; CIIAGRO, 2018).

De posse dessas informações, o modelo SWAT foi executado para o período de calibração, sendo as estimativas iniciais de ETP e ETR avaliadas com auxílio do *software Swat Check* (WHITE et al., 2014). Caso as estimativas iniciais não estivessem nas faixas propostas, o seguinte procedimento de calibração manual será executado, consistindo nas seguintes etapas:

1. Alterações simultâneas do método de estimativa de evapotranspiração e do parâmetro ESCO, variando-o entre 0,65 e 0,90 (BRESSIANI, 2016), para um ajuste inicial dos valores;
2. Alterações simultâneas nos parâmetros SOL_AWC, capacidade de água disponível nas camadas de solo (mm/mm); e, CANMX, máxima interceptação de água no dossel (mm) (ABBASPOUR et al., 2015).

Por fim, o desempenho do modelo calibrado manualmente foi avaliado segundo os critérios de desempenho propostos (Tabela 16), verificando se ele é capaz de produzir resultados classificados no mínimo como “Satisfatório”, antes da execução dos procedimentos de parametrização e calibração semiautomática. Caso esse critério não seja atendido, os dados e parâmetros inseridos serão reavaliados uma vez que a finalidade desses procedimentos não é corrigir os erros e problemas do modelo quanto a representação dos fenômenos, mas melhorá-

lo para a finalidade pretendida (ABBASPOUR et al., 2015; HARMEL; BAFFAUT; DOUGLAS-MANKIN, 2018).

4.3.4 Parametrização e análise de sensibilidade

Após a calibração manual, foi realizada a parametrização da área de estudo por meio do levantamento dos prováveis parâmetros que influenciam os processos hidrológicos e de seus intervalos de variação sugeridos em literatura técnica. Posteriormente, a Análise de Sensibilidade foi executada. Segundo Abbaspour, Vaghefi e Srinivasan (2017), este procedimento identifica quais são os processos e, conseqüentemente, os respectivos parâmetros, mais importantes na região de estudo. Dessa forma, pode-se reduzir a quantidade de parâmetros a ser calibrada. O *software* SWAT-CUP apresenta dois métodos para realizar a Análise de Sensibilidade: Local (ASL) e Global (ASG).

A ASL consiste em mensurar os efeitos de um parâmetro no modelo mantendo os demais constantes, sendo um método vantajoso em razão de sua simplicidade e rapidez visto que poucas simulações (3 a 5) são necessárias. Contudo, ao se variar um único parâmetro isoladamente, pode-se camuflar sua real influência no modelo visto que este talvez seja dependente dos valores de outros parâmetros (ABBASPOUR, 2012; ABBASPOUR; VAGHEFI; SRINIVASAN, 2017).

A ASG, por sua vez, mensura os efeitos de um parâmetro no modelo variando os demais. Inicialmente, aplica-se um sistema múltiplo de regressões lineares entre os parâmetros gerados por meio do Hipercubo Latino pelos valores obtidos da função objetivo escolhida (ABBASPOUR, 2012). Em seguida, um teste estatístico do tipo *t* é aplicado para identificar a significância relativa de cada coeficiente angular das regressões lineares formadas (ABBASPOUR, 2012). Segundo Abbaspour (2012), o SWAT-CUP fornece duas estatísticas para mensurar o desempenho da ASG: *t-stat* e *p-value*. A primeira estatística avalia o grau de sensibilidade dos parâmetros, sendo seu valor expresso de acordo com a tabela estatística *t*-student. O *p-value*, por sua vez, avalia a hipótese de que o coeficiente angular da reta formada pelo parâmetro avaliado é igual a zero, ou seja, avalia se o parâmetro é ou não sensível. Caso o valor de *p-value* seja maior que 0,05, o parâmetro, com 95% de confiança estatística, não apresenta sensibilidade. As limitações desse método são a necessidade de muitas simulações (350 a 1.000) e que os resultados produzidos são dependentes das faixas de variação propostas (ABBASPOUR; VAGHEFI; SRINIVASAN, 2017). Os resultados obtidos por este método, por sua vez, são mais confiáveis.

Para a presente pesquisa, executou-se apenas a ASG, sendo realizada 1 iteração com 500 simulações. Em seguida, os parâmetros foram avaliados segundo os valores obtidos de *p-value*, sendo os parâmetros considerados sensíveis utilizados para calibração, validação e análise de incerteza.

4.3.5 Calibração, Validação e Análise de incertezas

A última etapa do procedimento de calibração sistemática do modelo SWAT foi a calibração, validação e análise de incertezas. Segundo Abbaspour (2012), o procedimento de calibração no algoritmo SUFI-2 geralmente requer até cinco iterações para que o modelo atinja valores adequados de desempenho, sendo que a cada iteração o algoritmo fornece novos intervalos para as faixas de variação dos parâmetros. Porém, a cada iteração, os parâmetros variam em regiões cada vez menores do espaço amostral resultando na diminuição dos índices de calibração (*P-factor* e *R-factor*) concomitantemente ao aumento dos índices de desempenho dos hidrogramas simulados (Tabela 16). Em razão dessa característica, optou-se em avaliar conjuntamente estes índices, julgando a necessidade de novas iterações, sendo executado 500 simulações por iteração. Em seguida, o procedimento de validação foi executado e consistiu em realizar uma iteração com a faixa dos parâmetros calibrados no período correspondente, analisando posteriormente os resultados obtidos.

Calibrado o modelo, foram realizadas as análises das faixas de valores obtidos para cada parâmetro. Caso essas faixas fossem incondizentes com a realidade da bacia APA Atibaia, a estimativa inicial dos parâmetros seria reavaliada e, conseqüentemente, a etapa de parametrização e análise de sensibilidade reexecutada.

4.4 Composição e análise dos cenários do Plano Municipal de Recursos Hídricos

Após a calibração e validação do modelo SWAT da bacia APA Atibaia, o atual cenário de uso e ocupação do solo foi considerado o cenário base (C0) e foram elaborados quatro cenários de uso e ocupação do solo:

- Cenário 1 (C1) – Recomposição das Áreas de Preservação Permanente (APP) segundo a Lei 12.651/2012 (BRASIL, 2012), atual Código Florestal Brasileiro, apenas para APA Campinas;
- Cenário 2 (C2) – Recomposição das Áreas de Preservação Permanente (APP) segundo a Lei 12.651/2012 (BRASIL, 2012), atual Código Florestal Brasileiro, para a bacia APA Atibaia;
- Cenário 3 (C3) – Revegetação total da área da APA Campinas;

- Cenário 4 (C4) – Revegetação total da bacia APA Atibaia.

Os cenários 1 e 2 baseiam-se no Cenário Ideal proposto no PMRH. Esses cenários representam a aplicação correta e integral da Lei 12.651/2012 (BRASIL, 2012). Dessa forma, admitiu-se a redução da área urbana instalada em APP. Ou seja, caso o Código Florestal Brasileiro fosse aplicado *ipsis litteris*, a área urbana não poderia estar instalada naquele local. Os cenários 3 e 4, por sua vez, são cenários hipotéticos para avaliar a hipótese de revegetação integral respectivamente da APA Campinas e da bacia APA Atibaia com Cobertura Florestal.

Em seguida, o modelo SWAT foi executado para o período de simulação proposto considerando os diferentes cenários de uso e ocupação do solo, avaliando se existe diferença estatisticamente significativa entre os valores observados no cenário atual e os obtidos nos cenários propostos para os componentes ESD, ETR, SW, BF e WYLD (Equação 2) do balanço hídrico e para as vazões estimadas nos *Outlets*. A avaliação foi executada por meio do cálculo do desvio percentual (DP) e da aplicação de testes estatísticos.

O DP consiste na aplicação da Equação 6 para a variável em análise, considerando como dados observados os resultados de C0. Semelhante a PBIAS, esse índice visa avaliar se houve um incremento ou redução da variável ambiental analisada em relação às condições iniciais. Ressalta-se que para as vazões estimadas nos exutórios, o DP foi calculado também para as vazões máximas ($Q_{\text{máx}}$), medianas ($Q_{50\%}$) e com 95% de serem igualadas ou superadas ($Q_{95\%}$), visando avaliar os desvios nos valores em situações de cheia, normais e de seca, respectivamente.

Os testes estatísticos correspondem a aplicação do fluxograma ilustrado na Figura 28 com a finalidade de verificar se as alterações na variável ambiental em relação ao C0 são estatisticamente significantes. Ou seja, a aplicação desses testes visa avaliar se a recomposição da Cobertura Vegetal da bacia APA Atibaia provocaria mudanças estatisticamente significantes na variável ambiental analisada.

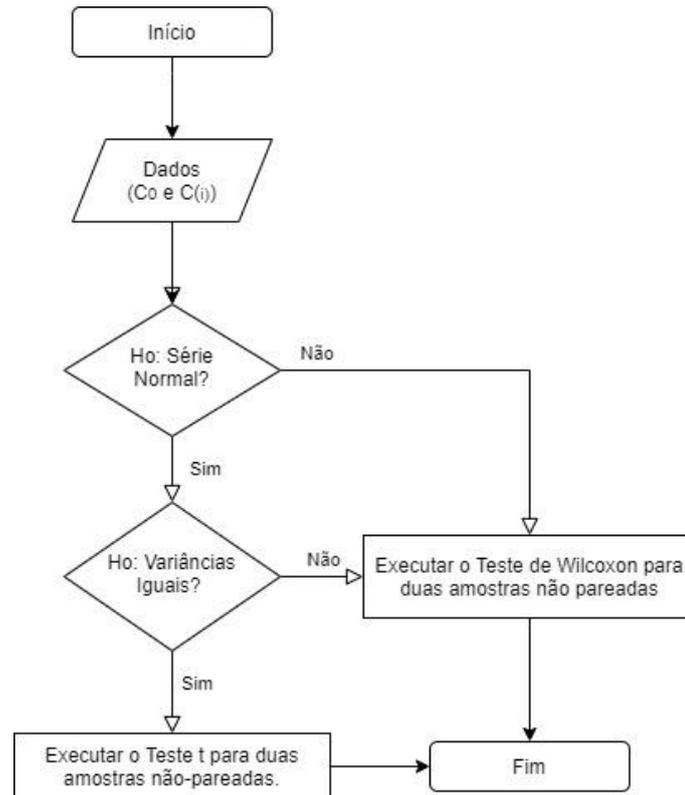


Figura 28 – Fluxograma de comparação entre os dados obtidos no cenário atual de uso e ocupação do solo (C0) e o proposto em análise (C(i)).

A primeira etapa do fluxograma apresentado consiste em determinar qual componente ambiental será avaliado. Em seguida, verifica-se a hipótese de normalidade dos dados obtidos no cenário atual e no cenário em análise por meio do teste de Shapiro-Wilk para o nível de significância α de 5% (SHAPIRO; WILK, 1965):

H_0 : Os dados obedecem a uma distribuição normal

H_1 : Os dados não obedecem a uma distribuição normal.

Caso a hipótese H_0 de Shapiro-Wilk não seja, com 95% de confiança estatística, rejeitada, será verificada a hipótese de igualdade das variâncias das duas amostras por meio do teste F para variâncias (MONTGOMERY, 2016):

H_0 : As variâncias dos dois conjuntos de dados são iguais;

H_1 : As variâncias dos dois conjuntos de dados não são iguais;

Caso as variâncias das amostras com 95% de confiança estatística sejam iguais, será avaliada a hipótese de não existir diferença estatisticamente significativa nos conjuntos de dados avaliados por meio de um Teste T não pareado (MONTGOMERY, 2016):

H_0 : Não há diferença estatisticamente significativa do componente avaliado no cenário proposto de uso e ocupação do solo em relação ao atual;

H_1 : Há diferença estatisticamente significativa no componente avaliado no cenário proposto de uso e ocupação do solo em relação ao atual.

Caso os dados não sejam normais ou não apresentem variâncias iguais, será aplicado o teste de *Wilcoxon* para amostras não pareadas, o qual pode ser entendido como a versão não paramétrica do Teste T.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O presente item apresenta os resultados, discussões e considerações necessárias.

5.1 Modelo SWAT

O mapa clinográfico da bacia APA Atibaia gerado pelo modelo SWAT, ilustrado na Figura 29, apresenta a maior porção de seus terrenos na Classe 2, sendo as porcentagens das três classes de declividade propostas (Item 4.2.3.1) dispostas na Tabela 17.

Tabela 17 – Classes clinográficas da bacia APA Atibaia e respectiva área produzidas pelo modelo SWAT.

Classe	Declividade	Área (km ²)	Área (%)
1	0 - 8%	131,2	23,2%
2	8 - 20%	326,1	57,7%
3	20 - 99%	108,0	19,1%
Total	0 - 99%	565,3	100%

O mapa de uso e ocupação de solo produzido para a bacia APA Atibaia (Figura 30) apresenta valor de IK igual a 0,74. Portanto, o procedimento de classificação da imagem LANDSAT executado enquadra-se na classe “Muito Bom” (Tabela 11), permitindo o uso do mapa gerado viável para modelagem hidrológica no SWAT.

A Tabela 18 apresenta para cada classe temática proposta o respectivo nome da classe correspondente no modelo SWAT, a área ocupada e sua respectiva porcentagem. Observa-se que a bacia APA Atibaia é composta majoritariamente por Pastagens, áreas que geralmente encontram-se degradadas na região de Campinas e se caracterizam pela baixa fertilidade natural e pela presença de processos erosivos em razão de seu manejo incorreto (OLIVEIRA; CORSI, 2005), inspirando cuidados ambientais.

Tabela 18 – Classes temáticas de uso e ocupação do solo da bacia APA Atibaia e respectiva área.

Classe Temática	Classe SWAT	Área (km ²)	% Área
Água	Water	0,4	0,1%
Solo Exposto	Barren	4,5	0,8%
Área Urbana	Urban-Residential	91,1	16,1%
Cobertura Florestal	Forest-Mixed	112,9	20,0%
Agricultura	Agricultural Land-Generic	86,1	15,2%
Pastagens	Pasture	270,3	47,8%
Total		565,3	100,0%

Quanto ao tipo de solo, por fim, os solos mais comuns na bacia APA Atibaia são os Argissolos Vermelho-Amarelos (PVA) seguido dos Latossolos Vermelho-Amarelo (LVA), conforme apresentado na Tabela 19 e ilustrado na Figura 31. Os dados tabulares de cada solo, por sua vez, encontram-se no Apêndice 1.

Tabela 19 – Tipos de solo da bacia APA Atibaia e respectiva área.

Tipo de Solo	Área (km²)	% Área
Área Urbana	100,9	17,9%
Latossolo Vermelho (LV)	22,6	4,0%
Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA)	121,9	21,6%
Argissolo Vermelho (PV)	44,3	7,8%
Argissolo Vermelho-Amarelo (PVA)	227,2	40,2%
Cambissolo Háplico (CX)	42,2	7,5%
Gleissolo Háplico (GX)	6,2	1,0%
Total	565,3	100%

Fonte: Editado de Rossi (2017).

Os Argissolos compreendem solos nos quais normalmente o teor de argila no horizonte B (subsuperficial) é bem maior que no horizonte A (superficial) e, devido as suas variações, torna-se difícil proceder uma abordagem generalizada para esse solo (SHINZATO; FILHO; TEIXEIRA, 2008). Na bacia APA Atibaia, os aspectos gerais do PVA são profundidade superior a 2,5 metros e condutividade hidráulica saturada (SOL_K) elevada para as duas primeiras camadas de solo.

Os Latossolos compreendem solos profundos em avançado estágio de intemperização, muito evoluídos, como resultado de transformações no material constitutivo, e com baixa fertilidade natural. Representam uma das classes de maior expressão no país, ocupando grandes extensões e, portanto, apresentam grandes variações (SHINZATO; FILHO; TEIXEIRA, 2008). Na Bacia APA Atibaia, os aspectos gerais dos LVA são a profundidade superior a 2,5 metros e baixa condutividade hidráulica saturada quando comparado ao PVA.

Uma importante característica do mapa de solos elaborado por Rossi (2017) é a proposição de área urbana como tipo de solo. Comparando as porcentagens dessa classe nos mapas de uso e ocupação do solo (Tabela 18) e de tipo de solo (Tabela 19), a diferença é de apenas 9,8 km², o equivalente a 1,73% da área total da bacia APA Atibaia. A distribuição espacial dessa classe, por sua vez, é semelhante na Figura 30 e na Figura 31. Em razão dessas características, atesta-se novamente o bom desempenho do procedimento de elaboração do mapa de uso e ocupação do solo.

Combinando os mapas referentes à base cartográfica e aplicando as faixas de corte propostas (Item 4.2.3.4), o modelo SWAT gerou 384 HRU para representar os processos hidrológicos que ocorrem na bacia APA Atibaia.

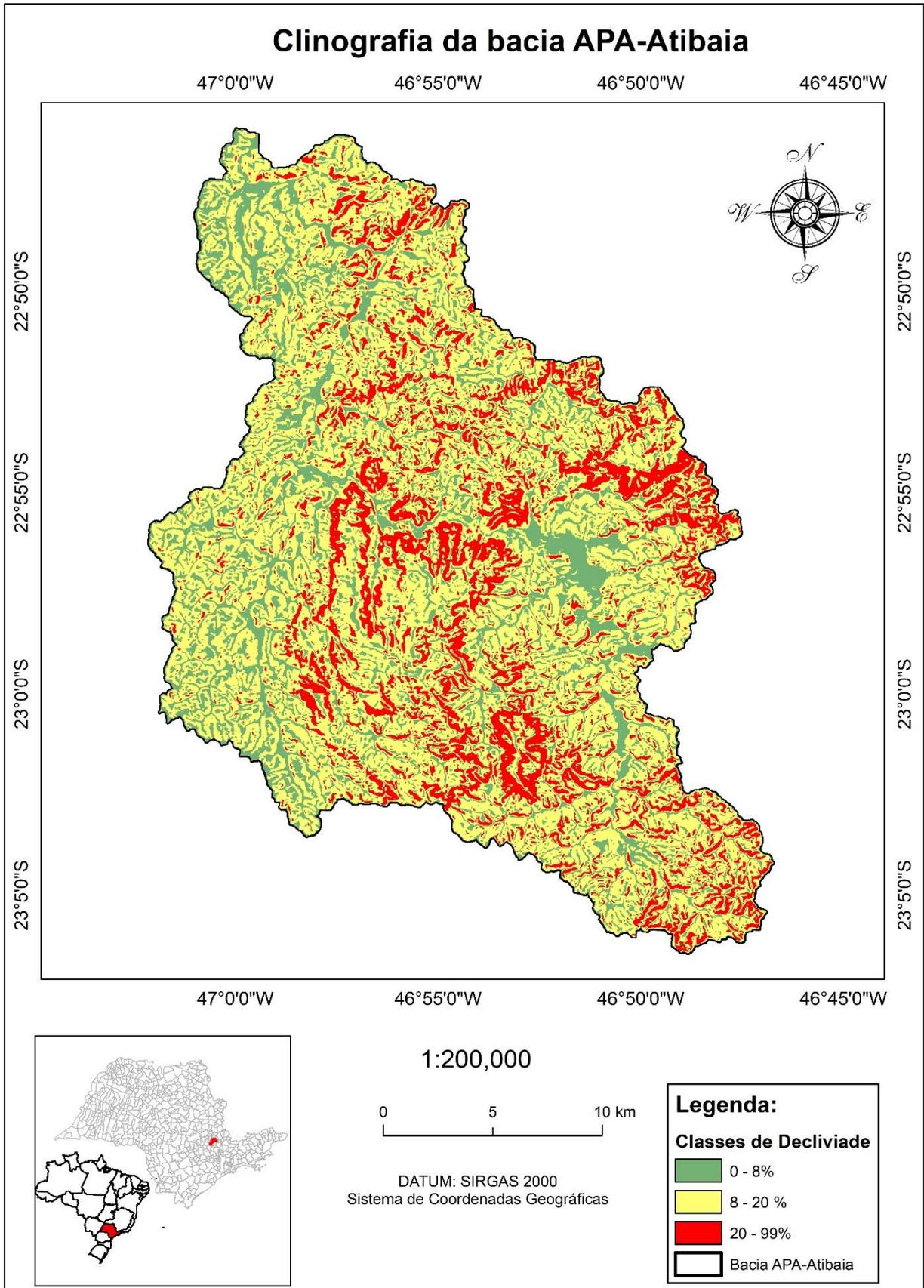


Figura 29 – Mapa Clinográfico da bacia APA Atibaia produzido pelo modelo SWAT.

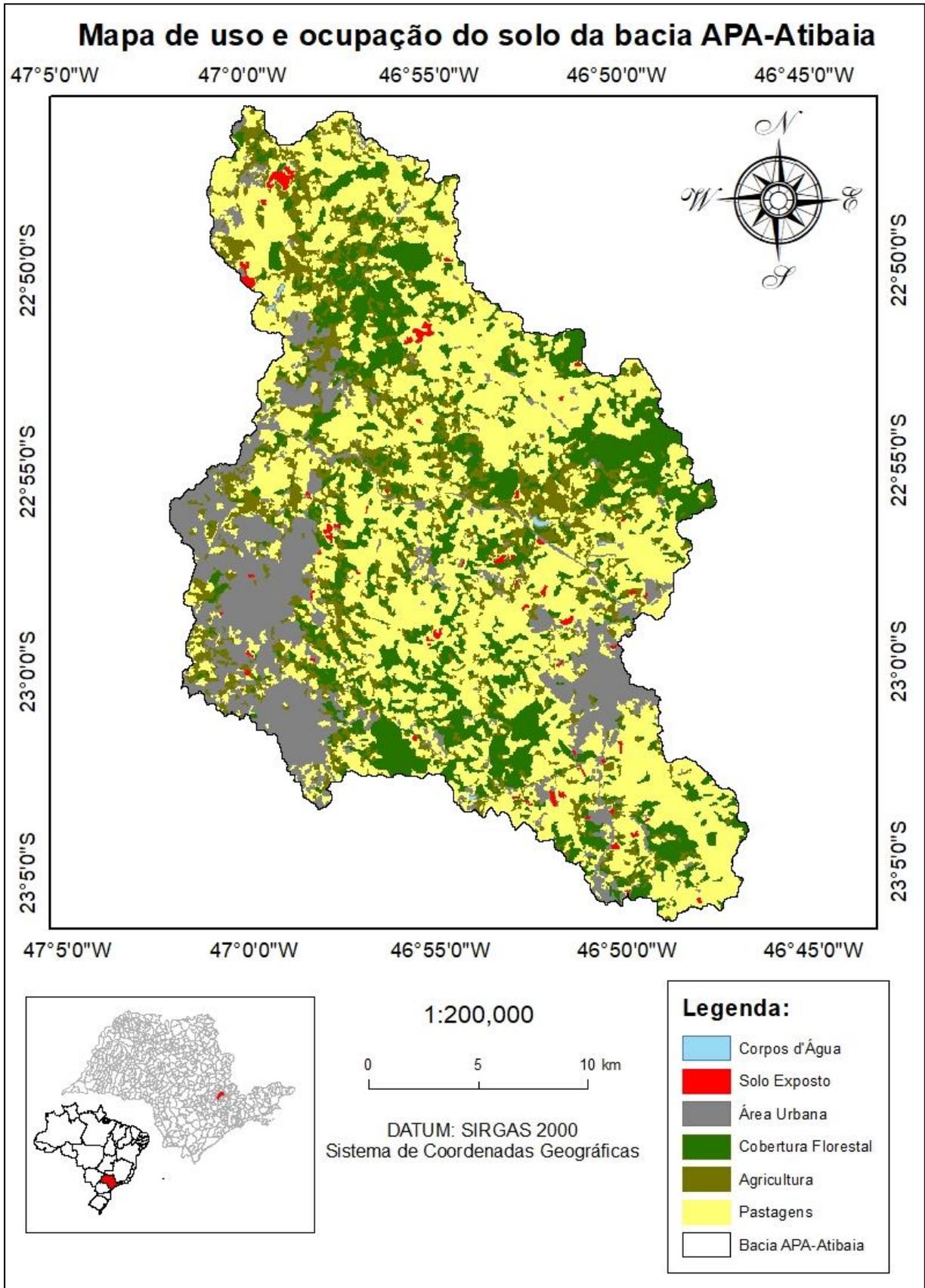


Figura 30 – Mapa de uso e ocupação de solo da bacia APA Atibaia.

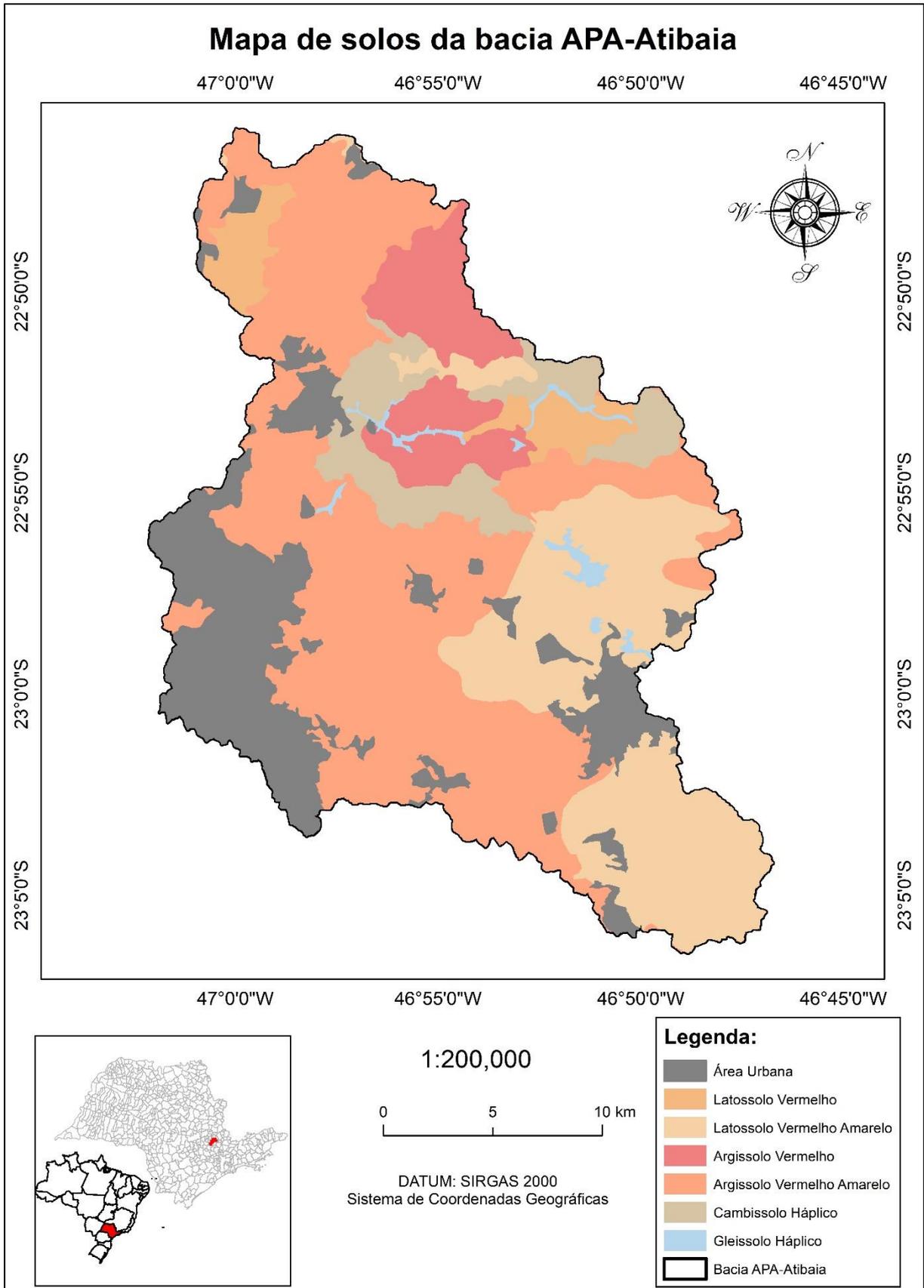


Figura 31 – Mapa do tipo de solos da bacia APA Atibaia. Fonte: Editado de Rossi (2017).

Os dados do Gerador Climático das estações climatológicas do CEPAGRI e do CIIAGRO encontram-se, respectivamente, na Tabela 37 e na Tabela 38 dispostas no Apêndice 2. Os postos pluviométricos do DAEE, que atenderam as exigências de disponibilidade temporal de dados para o período de simulação proposto e de porcentagem de falhas, utilizados para melhor representar a variabilidade espacial foram os postos D3-046, D3-052, D4-044, D4-046 e E3-015, cujas principais informações encontram-se na Tabela 20.

Tabela 20 – Postos de monitoramento pluviométrico no interior ou próximos à APA Atibaia.

Prefixo	Nome	Município	Latitude	Longitude	% Falhas
D3-046	Morungaba	Morungaba	22° 52' 23" S	46° 47' 31" O	1,04%
D3-052	Pedreira	Pedreira	22° 44' 34" S	46° 56' 18" O	0,72%
D4-044	Campinas	Campinas	22° 52' 17" S	47° 04' 39" O	0,10%
D4-046	Faz. Monte D'Este	Campinas	22° 46' 49" S	47° 02' 17" O	0,14%
E3-015	Itatiba	Itatiba	22° 59' 04" S	46° 26' 04" O	0,56%

Fonte: Editado de DAEE (2019).

A Tabela 21, por sua vez, apresenta o resumo dos usos de recursos hídricos da bacia APA Atibaia entre os postos de monitoramento fluviométrico 3D-006 e 3D-007 (seção entre a entrada de vazão, *Inlet*, e o primeiro posto a ser utilizado para calibração, *Outlet*) e entre os postos 3D-007 e 3D-003 (seção entre os dois postos utilizados como *Outlet*).

Tabela 21 – Usos de Recursos Hídricos na bacia APA Atibaia.

Trecho	Seção	Fonte de Captação (m ³ /dia)			
		Superficial	Aquífero Raso	Aquífero Profundo	Lançamento Superficial
1	3D-006 - 3D-007	60.372	447	10.104	43.822
2	3D-007 - 3D-003	432.855	491	47.968	59.642
-	Total	493.227	938	58.072	103.464

Comparando os usos quantitativos dos recursos hídricos dos dois trechos apresentados na Tabela 21, observa-se que os maiores volumes explorados ocorrem no trecho 2. Dentre esses usos, destaca-se a captação realizada no Rio Atibaia para o abastecimento público de Campinas com vazão outorgada de 16.920 m³/h durante 20 horas por dia totalizando, portanto, 338.400 m³/dia, o equivalente a quase 70% de todo volume captado superficialmente. Outra importante característica é que todo o volume explorado de fontes superficiais é cerca de 4,8 vezes superior ao volume devolvido por fontes pontuais. A Tabela 39 disposta no Apêndice 3 apresenta os usos de recursos hídricos por sub-bacia. A Figura 32, por fim, ilustra as estações meteorológicas, pluviômetros e os usos dos recursos hídricos da bacia APA Atibaia considerados para modelagem SWAT.

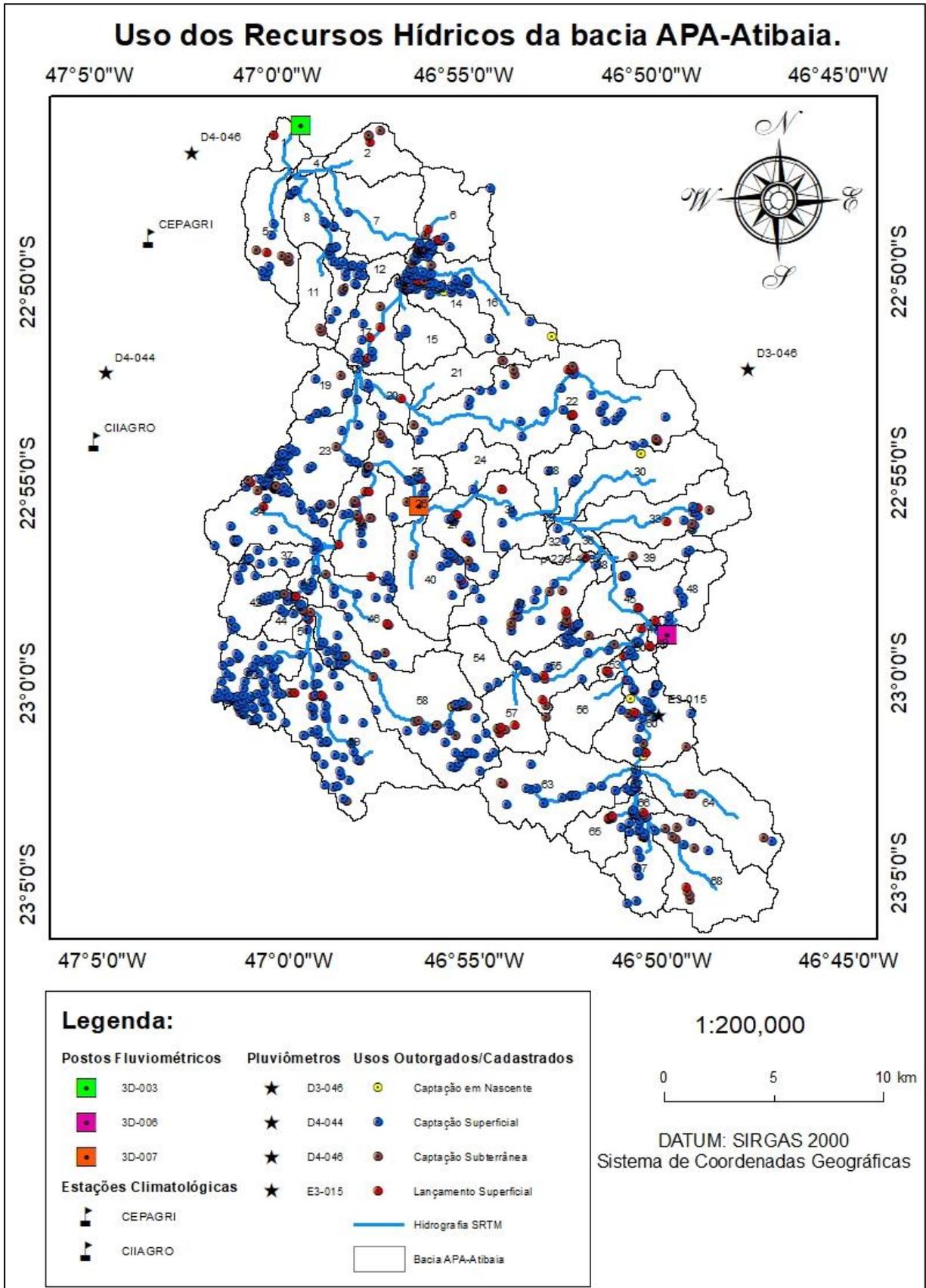


Figura 32 – Estações Climatológicas, Postos de Monitoramento Fluviométrico, Postos de Monitoramento Pluviométrico e usos quantitativos outorgados e cadastrados de recursos hídricos na bacia APA Atibaia.

5.2 Calibração sistemática do modelo SWAT

O presente item apresenta os resultados da calibração e validação do modelo SWAT.

5.2.1 Definição dos íterins de calibração e de validação

Conforme apresentado no Item 4.2.2, o período de simulação é de 01 de janeiro de 1997 a 31 de dezembro de 2017, considerando o passo mensal de apresentação dos resultados. Entretanto, os postos de monitoramento fluviométrico utilizados para a delimitação da bacia APA Atibaia (Tabela 10) apresentam grande quantidade de falhas no período de 1997 a 2002, conforme apresentado na Tabela 22.

Tabela 22 – Quantidade de falhas mensais por postos de monitoramento fluviométrico.

ANO	Falhas Mensais por Posto de Monitoramento Fluviométrico		
	3D-003	3D-007	3D-006
1997	7	12	7
1998	12	12	12
1999	12	9	12
2000	12	0	12
2001	12	0	0
2002	9	0	0
2003	0	0	0
2004	0	0	0
2005	0	0	0
2006	0	0	0
2007	2	0	0
2008	2	0	0
2009	4	0	0
2010	0	0	0
2011	0	0	0
2012	0	0	0
2013	0	0	0
2014	0	0	0
2015	0	0	0
2016	1	0	0
2017	0	0	0

Fonte: Editado de DAEE (2019).

Em razão das falhas e para atender aos critérios pré-estabelecidos, a série de dados de vazão foi dividida em: (1) Aquecimento da Calibração: Jan/2005 a Dez/2007; (2) Calibração: Jan/2008 a Dez/2017; (3) Aquecimento da Validação: Jan/1997 a Dez/2002; e, (4) Validação: Jan/2003 a Dez/2007.

Dessa forma, o período de calibração engloba a ocorrência das enchentes de 2009 e 2010 (Item 3.4.1) e a Crise Hídrica (Item 3.5), eventos hidrológicos opostos, apresentando 13 dos 21 anos, cerca de 2/3, da disponibilidade dos dados de vazão. Frisa-se que as sobreposições dos anos de 2005 a 2007, utilizado no aquecimento da calibração e na validação, visam maximizar o uso dos dados disponíveis e atender ao critério proposto por Abbaspour (2012) de utilizar de 3 a 5 anos para aquecimento do modelo.

5.2.2 Aplicação de restrições no modelo SWAT e calibração manual

As estimativas de ETP e ETR para o período entre 2009 e 2017 no modelo SWAT em sua configuração inicial (Item 4.2.6.1) foram de, respectivamente, 1.587 e 595 mm. Portanto, a estimativa inicial de ETR foi cerca de 26% inferior ao valor mínimo estimado para a região (Item 4.3.1). Em razão dos resultados obtidos, a primeira etapa da calibração manual foi executada, sendo os principais resultados decorrentes da alteração do método de estimativa e do parâmetro ESCO apresentados na Tabela 23, conforme metodologia proposta por Bressiani et al. (2015) e Bressiani (2016).

Tabela 23 – Resultados da calibração manual do método de estimativa de evapotranspiração e do parâmetro ESCO.

#	Método de Estimativa	ESCO	ETP (mm)	ETR (mm)
1	Penman-Monteith		1.587	763
2	Priestley-Taylor	0,70	1.357	725
3	Hargreaves		1.581	757
4	Penman-Monteith		1.587	768
5	Priestley-Taylor	0,65	1.357	741
6	Hargreaves		1.581	773

Conforme apresentado na Tabela 23, as estimativas de ETR utilizando valores menores de ESCO são mais próximas a outras estimativas de ETR da bacia de estudo. Entretanto, apenas o método de Priestley-Taylor produziu valor de ETP dentro da faixa estimada para a região (1.040-1.500 mm). Deste modo, o método de estimativa de evapotranspiração a ser utilizado será o método de Priestley-Taylor com valor de ESCO de 0,65 (opção 5 da Tabela 23). Essa escolha pauta-se também pela proximidade aos resultados apresentados por Bressiani (2016) para a bacia do Rio Piracicaba de 0,70 para o parâmetro ESCO e utilização do método de Priestley-Taylor.

O método escolhido, por sua vez, subestimou o valor de ETR em cerca de 7,5% do valor mínimo de 800 mm estimado para a região. Dessa forma, a segunda etapa da calibração manual foi executada, sendo os principais resultados apresentados na Tabela 24.

Tabela 24 – Resultados da calibração manual dos parâmetros CANMX e SOL_AWC.

#	SOL_AWC	CANMX (mm)	ETR (mm)
1		0	741
2	+ 0%	5	749
3		10	760
4		0	764
5	+ 25%	5	771
6		10	786
7		0	787
8	+ 50%	5	797
9		10	823

Conforme apresentado na Tabela 24, o acréscimo dos parâmetros CANMX e SOL_AWC produz incrementos na estimativa de ETR pelo modelo. Em razão dos resultados obtidos, a alternativa 9 de calibração manual foi escolhida, sendo a estimativa de ETR para cada ano do período avaliado presente na Tabela 25.

Tabela 25 - Valores anuais de ETR estimados após calibração manual do modelo SWAT.

Ano	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	Média
ETR (mm)	878	958	817	782	857	817	660	849	830	782	823

Excetuando-se os anos de 2011, 2014 e 2017, os demais anos apresentam valores de ETR dentro da faixa proposta para a região de Campinas (SP). Explica-se o valor de ETR de 2014 devido à ocorrência da Crise Hídrica (Item 3.5) e, conseqüentemente, pela baixa disponibilidade hídrica para evapotranspiração. Os valores de ETR para os anos de 2011 e 2017, por sua vez, encontram-se próximo aos valores regionais estimados.

Em relação aos parâmetros manualmente calibrados, o valor de CANMX de 10 mm encontra-se relativamente próximo aos valores obtidos por Barbarotto Junior (2014), Fukunaga et al. (2015) e Bressiani (2016) de, respectivamente, 4,5, 11,3 e 15 mm para bacias com uso e ocupação do solo semelhantes a bacia APA Atibaia. O valor manualmente calibrado de SOL_AWC, por sua vez, é o acréscimo de 50% ao valor inicialmente estimado para todos os tipos de solo e suas camadas. Entretanto, deve-se atentar que:

1. A estimativa inicial do parâmetro SOL_AWC, assim como de outros parâmetros de solo (Tabela 12), foi realizada por meio da aplicação de funções de pedotransferência desenvolvidas por Saxton e Rawls (2006) para um banco de dados de solos norte-americanos. Ou seja, os valores inicialmente estimados desse parâmetro não levaram em consideração características regionais dos solos da bacia APA Atibaia;
2. Não foi encontrada durante o desenvolvimento da presente pesquisa uma base de dados de solos brasileiros prontamente disponível para uso no modelo SWAT,

impossibilitando a comparação dos resultados obtidos com os apresentados em literatura técnica.

Em seguida, o modelo SWAT da bacia APA Atibaia foi avaliado segundo as métricas de avaliação propostas (Tabela 16), sendo os resultados para os exutórios considerados apresentados na Tabela 26 e ilustrados na Figura 33 e Figura 34.

Tabela 26 – Desempenho do modelo SWAT da bacia APA Atibaia após calibração manual.

Função	Posto 3D-007		Posto 3D-003	
	Valor	Classificação	Valor	Classificação
PBIAS	0,4%	Muito Bom	-17,6%	Satisfatório
RSR	0,30	Muito Bom	0,34	Muito Bom
R ²	0,96	Muito Bom	0,96	Muito Bom
KGE	0,77	Bom	0,76	Bom

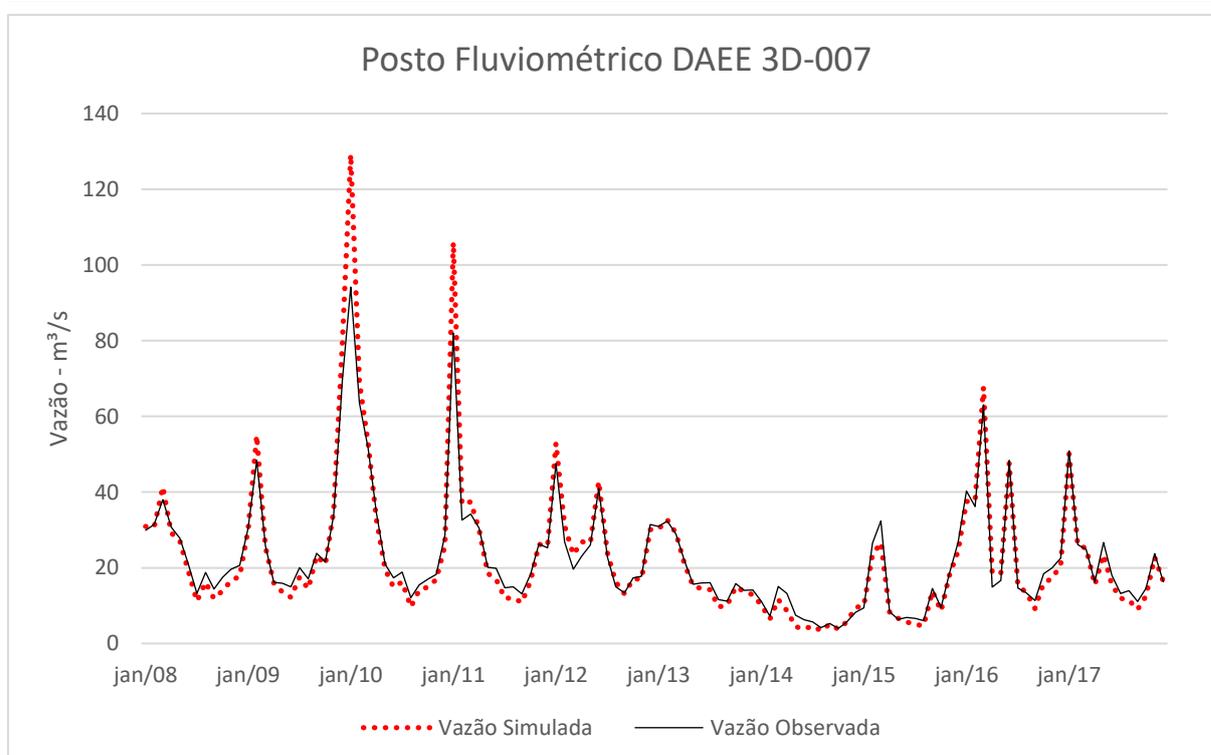


Figura 33 – Vazões observada e simulada após calibração manual para o posto fluviométrico DAEE 3D-007.

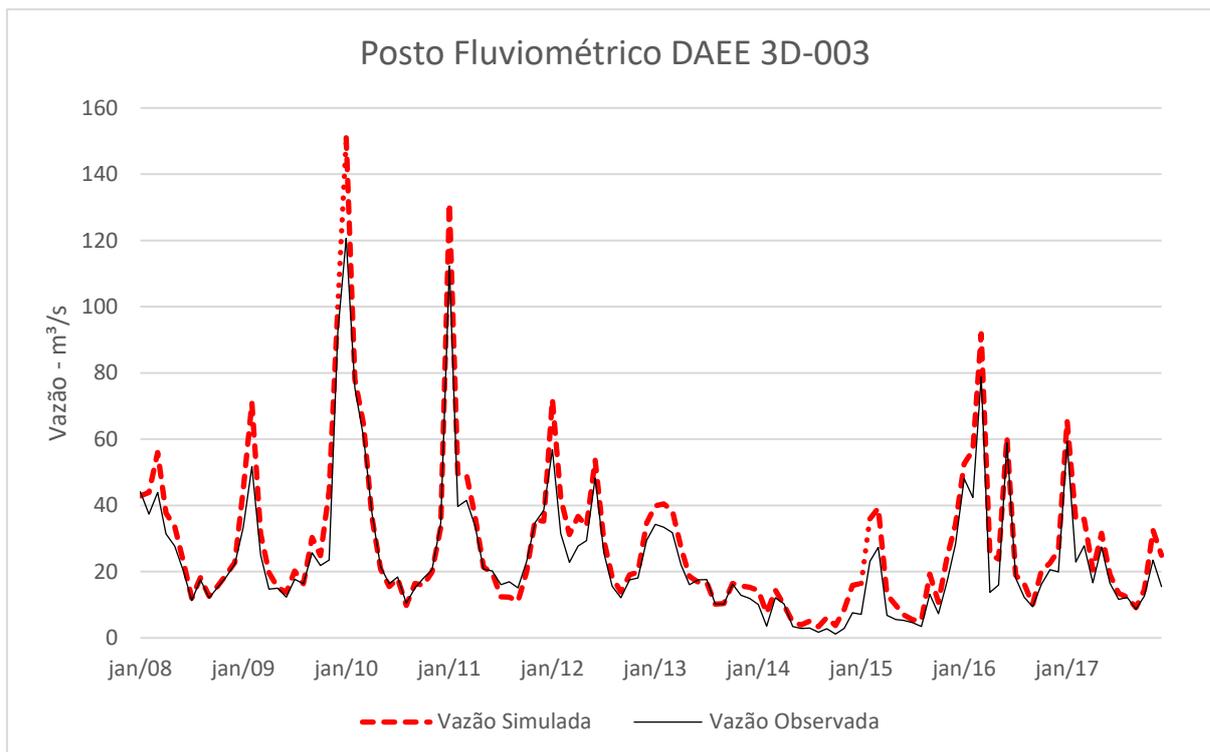


Figura 34 – Vazões observada e simulada após calibração manual para o posto fluviométrico DAEE 3D-003.

Analisando os resultados expressos na Tabela 26, o modelo SWAT calibrado manualmente representa adequadamente o processo geração de vazão na bacia APA Atibaia. Em relação ao posto de monitoramento fluviométrico 3D-007, os índices PBIAS, RSR e R^2 enquadram-se na classe “Muito Bom” e KGE na classe “Bom”. Em relação ao posto fluviométrico 3D-003, exutório da bacia, os índices RSR e R^2 enquadram-se na classe “Muito Bom”, KGE na classe “Bom” e PBIAS, por sua vez, na classe “Satisfatório”, com tendência de superestimar as vazões. Em razão deste último resultado, o modelo SWAT construído para a bacia APA Atibaia enquadra-se na classe “Satisfatório”, permitindo seu uso nas etapas posteriores de calibração e validação visto que este será aprimorado e não corrigido.

Os resultados obtidos pela calibração manual apresentados na Tabela 25 e na Tabela 26, portanto, reforçam a necessidade do uso de dados qualitativos (*Soft Data*) para modelagem hidrológica, sobretudo em razão da melhora advinda da representação de componentes específicos do balanço hídrico e do refino dos valores iniciais de parâmetros de difícil estimativa. Frisa-se, por fim, que o uso desse tipo de dados não extingue a necessidade de medições em campo.

5.2.3 Parametrização e Análise de Sensibilidade

Os 21 prováveis parâmetros que influenciam os processos hidrológicos na área de estudo e seus respectivos intervalos são apresentados na Tabela 27, sendo que os parâmetros

manualmente calibrados (ESCO, CANMX e SOL_AWC) não foram considerados para parametrização e posterior análise de sensibilidade.

Tabela 27 – Parâmetros inicialmente selecionados para a calibração no *software* SWAT-CUP.

#	Parâmetro	Definição e Unidade	Modo de Alteração	Valor Inicial	Limite Inferior	Limite Superior
1	ALPHA_BF	Constante de recessão do escoamento de base (1/dia)	r	0,048	- 50%	50%
2	CH_K(1)	Condutividade hidráulica efetiva no aluvião dos canais tributários (mm/h)	v	0,00	0,025	76,00
3	CH_K(2)	Condutividade hidráulica efetiva no aluvião do canal principal (mm/h)	v	0,00	0,025	76,00
4	CH_N(1)	Coefficiente de rugosidade de Manning para os canais tributários (s/m ³)	v	0,014	0,010	0,20
5	CH_N(2)	Coefficiente de rugosidade de Manning para o canal principal (s/m ³)	v	0,014	0,010	0,20
6	CN2	<i>Curve Number</i> para as condições médias antecedentes ao escoamento	r	variável	-20%	+20%
7	CNCOEF	Coefficiente de ponderação do efeito da ETP no cálculo da retenção potencial do método SCS-CN	v	1	0,5	1,0
8	DEEPST	Nível de água inicial no aquífero profundo (mm)	v	2.000	0	10.000
9	EPCO	Fator de compensação de captação de água pelas plantas	v	1	0	1
10	GW_DELAY	Tempo de atraso da água subterrânea (dias)	v	31	0	500
11	GW_REVAP	Coefficiente de ascensão de água do aquífero raso à zona de saturação	v	0,02	0,02	0,200
12	GWQMN	Nível limite de água no aquífero raso para ocorrer o fluxo de retorno (mm)	v	1.000	0	5.000
13	HRU_SLP	Declividade Média da HRU (m/m)	r	variável	-25%	+25%
14	LAT_TTIME	Tempo de escoamento lateral (dias)	v	0	0	180
15	OV_N	Coefficiente de rugosidade de Manning para o escoamento superficial (s/m ³)	r	0,15	-30%	+30%
16	RCHRG_DP	Coefficiente de percolação da água para o aquífero profundo (mm)	v	0,05	0,01	0,95
17	REVAPMN	Quantidade de água retornando do aquífero raso para a zona de raízes (mm)	v	750	0	1000
18	SHALLST	Nível de água inicial no aquífero raso (mm)	v	1.000	0	5.000
19	SLSUBBSN	Comprimento da superfície de escoamento em lâmina sobre o solo (m)	r	variável	-25%	-25%
20	SOL_K	Condutividade hidráulica saturada (mm/h)	r	variável	-50%	+50%
21	SURLAG	Coefficiente de retardo de escoamento superficial.	v	4	1	12

Fonte: Abbaspour et al. (2007, 2015), Arnold et al. (2012), Rodrigues, Gupta e Mendiondo (2014), Bressiani (2016), Brighenti, Bonumá e Chaffe (2016) e Rafee et al. (2019).

Frise-se que a terceira coluna da Tabela 27 corresponde ao modo de alteração do parâmetro a ser calibrado pelo *software* SWAT-CUP, sendo que os parâmetros assinalados com

a letra “r” terão seus valores originais multiplicados pela unidade mais o valor calibrado e os assinalados com “v”, por sua vez, serão substituídos pelo valor calibrado.

Os resultados da ASG encontram-se na Tabela 28, sendo que em sua quinta coluna apresenta-se a análise de sensibilidade com base no *p-value*. Portanto, dos 20 parâmetros avaliados, 9 apresentaram sensibilidade na área de estudo: CN2, DEEPST, GW_DELAY, GW_REVAP, GWQ_MN, LAT_TTIME, RCHRG_DP, SHALLST e SOL_K.

Tabela 28 – Resultado da ASG para o modelo SWAT.

#	Parâmetro	t-stat	p-value	Análise
1	ALPHA_BF	0,631	0,528	Não Sensível
2	CH_K(1)	-1,477	0,140	Não Sensível
3	CH_K(2)	0,412	0,680	Não Sensível
4	CH_N(1)	0,040	0,968	Não Sensível
5	CH_N(2)	1,720	0,086	Não Sensível
6	CN2	-4,240	0,000	Sensível
7	EPCO	0,745	0,457	Não Sensível
8	DEEPST	2,938	0,003	Sensível
9	GW_DELAY	3,945	0,000	Sensível
10	GW_REVAP	8,115	0,000	Sensível
11	GWQMN	13,807	0,000	Sensível
12	HRU_SLP	-1,304	0,193	Não Sensível
13	LAT_TTIME	3,518	0,000	Sensível
14	OV_N	-0,654	0,513	Não Sensível
15	RCHRG_DP	-9,553	0,000	Sensível
16	REVAPMN	0,843	0,400	Não Sensível
17	SHALLST	-13,186	0,000	Sensível
18	SLSUBBSN	-0,394	0,693	Não Sensível
19	SOL_K	-6,013	0,000	Sensível
20	SURLAG	1,293	0,197	Não Sensível
21	CNCOEF	-1,930	0,054	Não Sensível

5.2.4 Calibração, Validação e Análise de Incertezas

Os resultados obtidos na calibração e validação do modelo SWAT para a bacia APA Atibaia encontram-se na Tabela 29 e são ilustrados na Figura 35 e na Figura 36.

Tabela 29 – Desempenho do modelo SWAT da bacia APA Atibaia após calibração semiautomática no SUFI-2.

Função	Calibração				Validação			
	Posto 3D-007		Posto 3D-003		Posto 3D-007		Posto 3D-003	
	Valor	Classificação	Valor	Classificação	Valor	Classificação	Valor	Classificação
P-Factor	0,65	-	0,70	-	0,97	-	0,62	-
R-Factor	0,10	-	0,18	-	0,14	-	0,25	-
PBIAS	8,0%	Muito Bom	-1,8%	Muito Bom	5,0%	Muito Bom	-7,1%	Muito Bom
RSR	0,27	Muito Bom	0,27	Muito Bom	0,15	Muito Bom	0,30	Muito Bom
R ²	0,96	Muito Bom	0,97	Muito Bom	0,99	Muito Bom	0,92	Muito Bom
KGE	0,98	Muito Bom	0,84	Bom	0,95	Muito Bom	0,90	Bom

Os valores obtidos para o parâmetro *P-factor* para o posto 3D-007 foram de, respectivamente, 0,65 e 0,97 para a calibração e validação. Para o posto 3D-003, por sua vez, os valores foram de, respectivamente, 0,70 e 0,62. Os valores de *P-factor* da calibração do posto 3D-007 e da validação do posto 3D-003 são levemente inferiores ao valor de 0,70 sugerido por Abbaspour et al. (2015). Este resultado, por sua vez, não invalida o uso do modelo uma vez que:

- O modelo SWAT apresenta dificuldade de calibrar bacias em regiões áridas, semiáridas ou cuja série de dados apresenta longos períodos de estiagem (ABBASPOUR et al., 2009, 2015; BRIGHENTI; BONUMÁ; CHAFFE, 2016; CUCELOGLU; ABBASPOUR; OZTURK, 2017). Apesar da série utilizada para calibração e validação apresentar esta última característica na maior porção do tempo, os hidrogramas estimados apresentam índices de desempenho (Tabela 29) adequados para o planejamento dos recursos hídricos;
- A análise visual da Figura 35 e da Figura 36, por sua vez, mostra que os hidrogramas gerados (*Best Pars* e 95PPU) apresentam-se com formato próximo ao observado. Essa característica indica que os bons resultados obtidos durante o processo de calibração não são decorrentes erros capazes de produzir bons resultados nas funções objetivo sem, entretanto, corresponder a realidade (MORIASI et al., 2007, 2015).

Em relação aos valores obtidos para o parâmetro *R-factor*, ambos os postos para os períodos de calibração e validação apresentaram valores inferiores a 1,5, valor recomendado por Abbaspour et al. (2015).

Quanto aos índices de avaliação de desempenho, excetuando-se os valores de KGE para o período de calibração e validação para o posto fluviométrico DAEE 3D-003, os quais se enquadraram como “Bom”, os demais enquadraram-se como “Muito Bom”. Esses resultados atestam a eficácia do procedimento de calibração sistemática adotada para calibração e validação do modelo SWAT para a Bacia APA Atibaia.

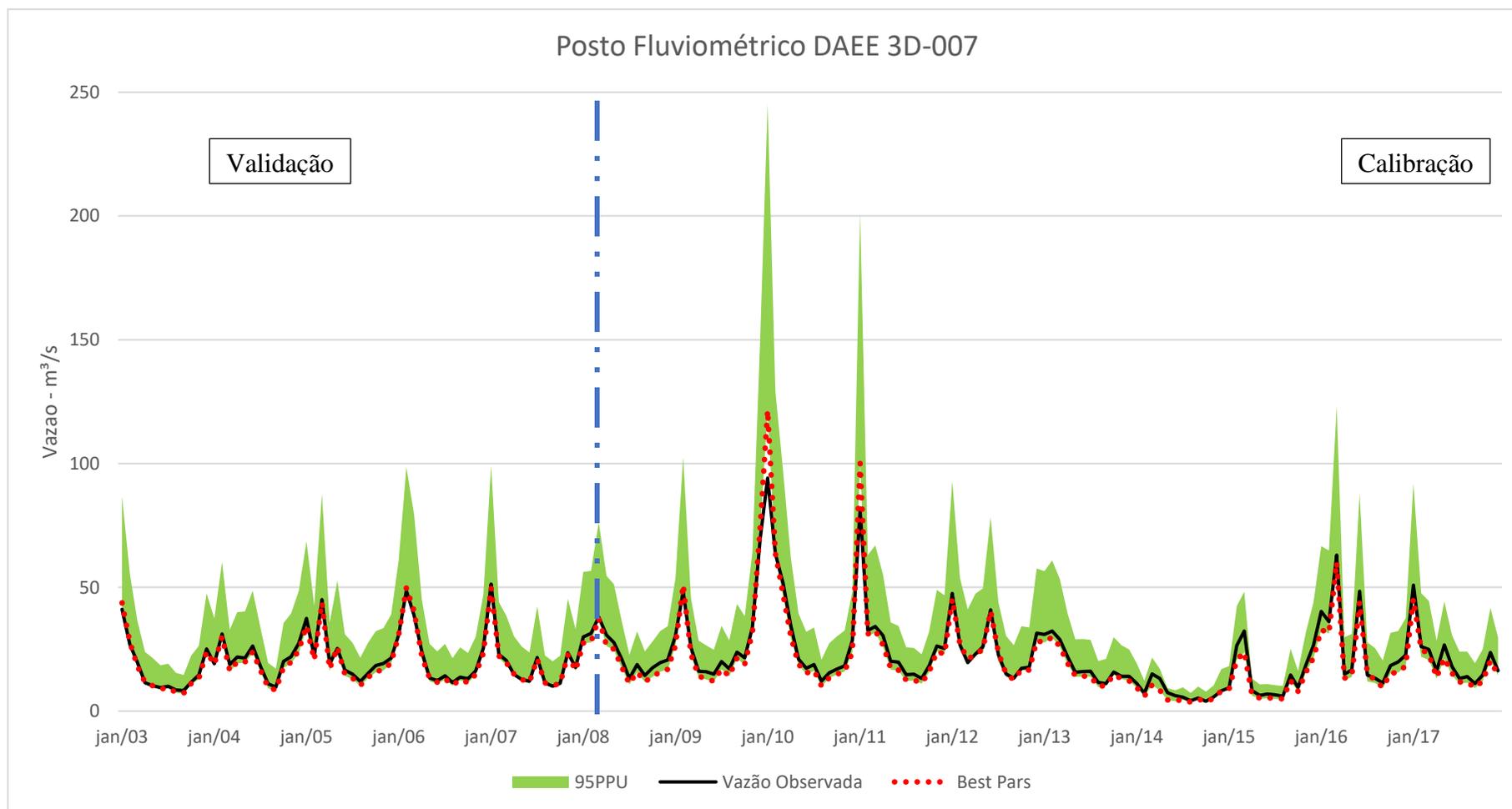


Figura 35 – Vazão observada, melhor estimativa (*Best Pars*) e faixas inferior (95PPU Inferior) e superior (95PPU Superior) de 95PPU após calibração semiautomática no SUFI-2 para o posto fluviométrico DAEE 3D-007.

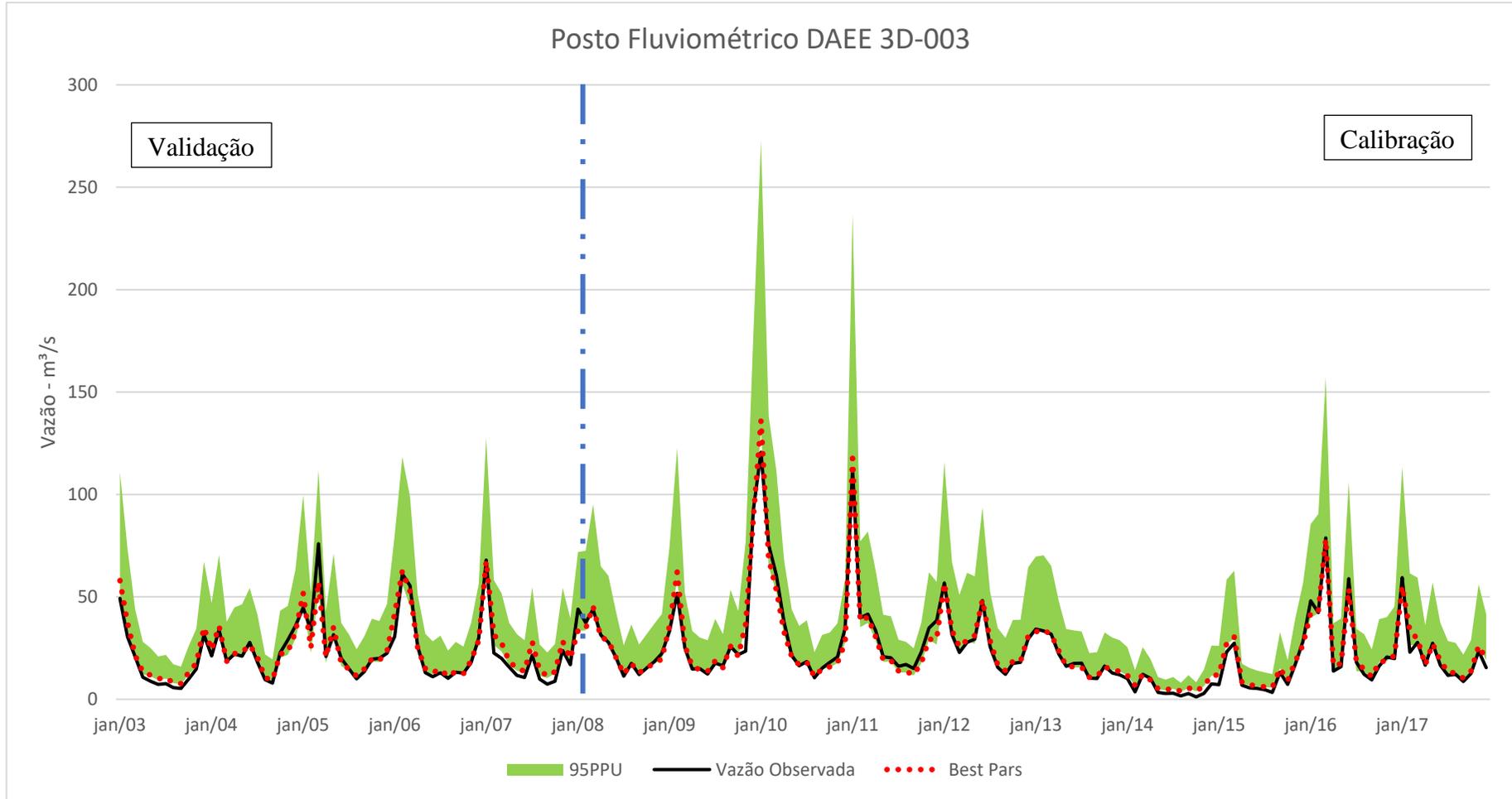


Figura 36 – Vazão observada, melhor estimativa (*Best Pars*) e faixas inferior (95PPU Inferior) e superior (95PPU Superior) de 95PPU após calibração semiautomática no SUFI-2 para o posto fluviométrico DAEE 3D-003.

As faixas com os valores calibrados encontram-se na Tabela 30, sendo esses resultados obtidos após 3 iterações.

Tabela 30 – Valores calibrados dos 9 parâmetros sensíveis na ASG.

#	Parâmetro	Best Pars	Limite Inferior	Limite Superior
1	CN2	-4,60%	-5,00%	8,00%
2	LAT_TTIME	142,61	90	164
3	DEEPST	2.400,65	1.707	5.124
4	SOL_K	-43%	-50%	5%
5	GW_DELAY	1,66	0	151
6	GW_REVAP	0,19	0,1	0,2
7	GWQMN	2.038,73	1.639	4.474
8	RCHRG_DP	0,10	0,01	0,28
9	SHALLST	1.490,22	494	2.289

Em relação ao parâmetro CN2, o valor calibrado reduziu em cerca de 5% os valores estimados, diminuindo a estimativa de escoamento superficial direto e, deste modo, a tendência de superestimativa de vazões de pico sobretudo do posto 3D-003 (Tabela 26). Esse resultado reforça a necessidade de se estimar cautelosamente o parâmetro CN2 uma vez que o método do SCS-CN foi desenvolvido para bacias rurais do meio oeste americano (USDA, 2004) e sua aplicação sem as devidas adaptações em outras regiões ou em áreas urbanas tem resultado no superdimensionamento de obras hidráulicas (CUNHA et al., 2015). Soma-se a isso a dificuldade de conhecer as variações do parâmetro CN2, seja em função da evapotranspiração, método adotado na presente pesquisa, ou das condições anteriores ao escoamento (LAL et al., 2017).

O parâmetro LAT_TTIME provoca achatamento e suavização do hidrograma de cheia, sendo intrínseco a cada bacia simulada. Os parâmetros DEEPST e SHALLST apresentam importância apenas durante o período de aquecimento do modelo (ARNOLD et al., 2012), auxiliando na estabilização das condições iniciais. O parâmetro SOL_K, por sua vez, apresenta as mesmas dificuldades elencadas na calibração manual do parâmetro SOL_AWC (Item 5.2.2).

Os parâmetros GW_DELAY, GW_REVAP, GWQMN e RCHRG_DP, referentes ao escoamento subsuperficial e subterrâneo, foram automaticamente determinados pelo algoritmo. Esses parâmetros caracterizam-se pela difícil mensuração em campo e, dessa forma, estimativa inicial (ARNOLD et al., 2012).

Acrescenta-se a essas dificuldades, o fato de que alguns parâmetros podem se compensar como os parâmetros LAT_TTIME e GW_DELAY e que os resultados obtidos são provenientes das considerações assumidas como algoritmo de calibração, função objetivo

(KGE), períodos de calibração e validação, discretização temporal, base de dados utilizada. Dessa forma, ressalta-se a necessidade do uso de Dados Qualitativos (*Soft Data*) para auxílio na calibração e validação do modelo SWAT.

5.3 Análise dos Cenários Propostos

O presente item apresenta a análise dos cenários elaborados e os respectivos resultados das simulações. O período de simulação para a análise dos efeitos decorrentes das mudanças de uso e ocupação do solo foi de 2003 a 2017, sendo o período de 1997 a 2002 utilizado para aquecimento das simulações.

5.3.1 Análise da mudança de Uso e Ocupação do Solo

Os cenários propostos para a bacia APA Atibaia são ilustrados na Figura 37, as áreas das classes temáticas e sua respectiva porcentagem encontram-se na Tabela 31 e as variações dessas áreas em relação à C0 são dispostas na Tabela 32.

Tabela 31 – Classes temáticas de uso e ocupação do solo da bacia APA Atibaia e respectiva área para os cenários propostos.

Classe	C1		C2		C3		C4	
	Área (km ²)	%	Área (km ²)	%	Área (km ²)	%	Área (km ²)	%
Corpos d'Água	0,41	0,1%	0,41	0,1%	0,41	0,1%	0,00	0%
Solo Exposto	4,44	0,8%	4,21	0,7%	3,63	0,6%	0,00	0%
Área Urbana	88,75	15,7%	73,84	13,1%	82,29	14,6%	0,00	0%
Cobertura Florestal	150,55	26,6%	220,91	39,1%	234,37	41,5%	565,28	100%
Agricultura	73,04	12,9%	53,08	9,4%	57,80	10,2%	0,00	0%
Pastagem	248,10	43,9%	212,85	37,7%	186,81	33,0%	0,00	0%

Tabela 32 – Variações das áreas das classes temáticas dos cenários propostos em relação à C0.

Classe	C1		C2		C3		C4	
	DA (km ²)	DP (%)						
Corpos d'Água	0,00	0%	0,00	0%	0,00	0%	-0,41	-100%
Solo Exposto	-0,08	-2%	-0,31	-7%	-0,89	-20%	-4,52	-100%
Área Urbana	-2,37	-3%	-17,28	-19%	-8,83	-10%	-91,12	-100%
Cobertura Florestal	37,67	33%	108,03	96%	121,49	108%	452,42	401%
Agricultura	-13,02	-15%	-32,98	-38%	-28,26	-33%	-86,06	-100%
Pastagem	-22,21	-8%	-57,46	-21%	-83,50	-31%	-270,31	-100%

* O campo DA refere-se a diferença de áreas entre a classe temática no cenário analisado e C0.

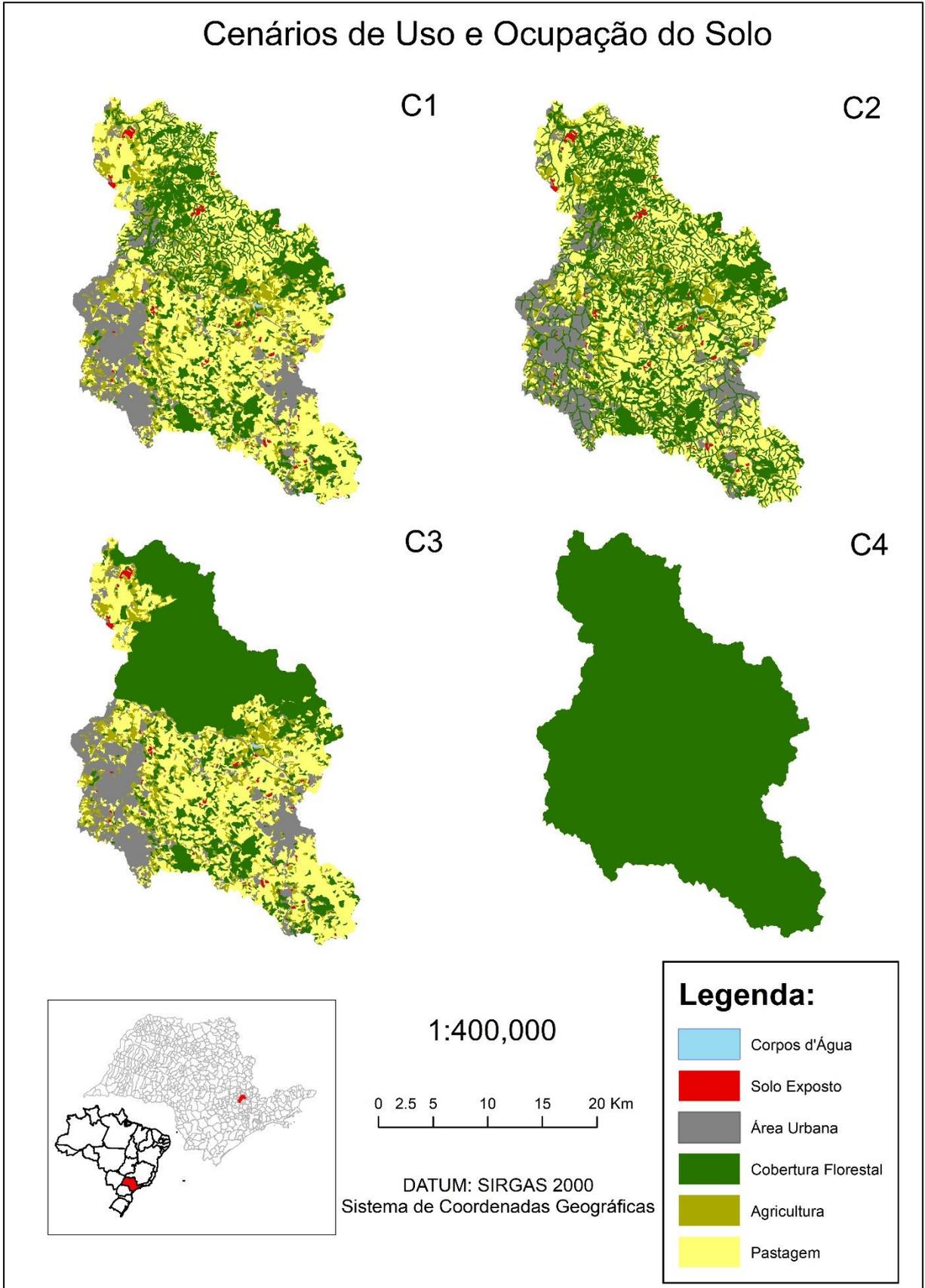


Figura 37 - Cenários de Uso e Ocupação do Solo para a bacia APA Atibaia.

Frisa-se que para a elaboração dos cenários (C1, C2, C3 e C4), aplicou-se as regras contidas na Lei 12.651/2012 (BRASIL, 2012). Dessa forma, houve redução da classe Área Urbana em relação ao cenário base (C0) nesses cenários, conforme explicado anteriormente no Item 4.4. Em relação a C4, por sua vez, houve a redução de todas as classes, inclusive a classe “Corpos d’Água, sendo que: (1) este cenário compreende a um exercício teórico e visou eliminar quaisquer usos que não seja a vegetação natural, uso representado pela classe Cobertura Florestal; e, (2) a hidrografia natural (Rio Atibaia e pequenos córregos) não são aparentes em razão da resolução espacial da imagem de satélite utilizada, conforme pode ser observado na Figura 30, o que não ocorre nas pequenas acumulações de água, as quais podem ser pequenas barragens e açudes. Portanto, esses usos antrópicos foram removidos da área de estudo.

Para C1, caracterizado pela revegetação das APP somente da APA Campinas, observou-se que as classes Agricultura e Pastagem tiveram reduções mais pronunciadas para o aumento da classe da Cobertura Florestal, as quais foram de, respectivamente, 15% e 8%. Explica-se esses resultados sobretudo em razão do processo histórico de colonização e ocupação da área (Item 4.1) – o qual foi reproduzido não só na APA Campinas, mas, em maior ou menor grau, em todas as regiões do Brasil – e de a urbanização ainda ser incipiente no local, com apenas dois núcleos urbanos de baixa densidade demográfica (Figura 25).

Para o C2, por sua vez, as maiores reduções percentuais foram das classes Agricultura (-38%), Pastagens (-21%) e Área Urbana (-19%). As reduções nas classes Agricultura e Pastagem evidenciam a forte presença de atividades do setor agropecuário na bacia APA Atibaia. A redução na classe Área Urbana, por sua vez, reflete o processo histórico de desenvolvimento urbano brasileiro caracterizado pela falta de integração entre o ambiente natural e antrópico e pela substituição das áreas verdes por equipamentos de infraestrutura, como vias de tráfego, apresentando como principais impactos negativos a magnificação de enchentes e inundações.

C3 e C4, por sua vez, são cenários teóricos uma vez que é impossível remover toda a população e processos produtivos da APA Campinas ou da bacia APA Atibaia e, ainda que possível e passível de execução, não existiria apenas a classe Cobertura Florestal homogênea como único uso e ocupação do solo nessas áreas. Este exercício teórico visa avaliar, para a região de estudo e, com base nas premissas adotadas na presente pesquisa, sobretudo quanto à modelagem executada, se o reflorestamento irrestrito de uma área (C3) ou, de toda a bacia (C4) poderia amenizar os efeitos da Crise Hídrica uma vez que há o debate nos meios científico e

popular, o qual remonta à Antiguidade (ANDRÉASSIAN, 2004), de que tal ação aumenta as vazões nos corpos d'água.

5.3.2 Análise dos Componentes do Balanço Hídrico

O presente item faz a análise dos componentes ESD, EB, ETR, SW e WYLD do balanço hídrico (Equação 2 e Equação 3) para a bacia APA Atibaia resultantes das simulações nos cenários propostos.

Os valores médios mensais de cada componente do balanço hídrico decorrente das simulações executadas encontram-se na Tabela 33. Analisando-a, observa-se que os componentes que apresentaram as maiores variações em relação à C0 foram SW e ESD. Os demais, por sua vez, não apresentaram grandes variações. Os resultados das avaliações aplicadas, DP e testes estatísticos, encontram-se na Tabela 34.

Tabela 33 – Valores médios mensais dos componentes do balanço hídrico da bacia APA Atibaia.

Cenário	Componente (mm)				
	ESD	EB	SW	ETR	WYLD
C0	10,80	16,22	277,17	69,35	29,39
C1	8,31	18,78	184,54	66,39	29,99
C2	6,95	18,36	184,02	68,42	28,12
C3	7,13	18,34	182,40	67,52	28,36
C4	1,57	18,35	175,96	73,14	22,72

Tabela 34 – Resultado das avaliações propostas para cada componente do hidrograma analisado.

Componente	Cenários em Comparação	DP	Testes Estatísticos		
			Shapiro-Wilk	Teste F	Teste T/ Wilcoxon
			Rejeita Ho?	Rejeita Ho?	Rejeita Ho?
ESD	C0 x C1	-23%	Sim	-	Não
	C0 x C2	-36%	Sim	-	Sim
	C0 x C3	-34%	Sim	-	Sim
	C0 x C4	-85%	Sim	-	Sim
EB	C0 x C1	16%	Sim	-	Não
	C0 x C2	13%	Sim	-	Não
	C0 x C3	13%	Sim	-	Não
	C0 x C4	13%	Sim	-	Não
ETR	C0 x C1	-4%	Sim	-	Não
	C0 x C2	-1%	Sim	-	Não
	C0 x C3	-3%	Sim	-	Não
	C0 x C4	5%	Sim	-	Não
SW	C0 x C1	-33%	Não	Não	Sim
	C0 x C2	-34%	Não	Não	Sim
	C0 x C3	-34%	Não	Não	Sim
	C0 x C4	-37%	Não	Não	Sim
WYLD	C0 x C1	2%	Sim	-	Não
	C0 x C2	-4%	Sim	-	Não
	C0 x C3	-3%	Sim	-	Não
	C0 x C4	-23%	Sim	-	Sim

Conforme disposto na Tabela 34, todos os cenários propostos provocaram uma redução de ESD em relação à C0, sendo de -23% no C1, -36% no C2, -34% no C3 e -85% no C4. Explica-se esse comportamento em razão da substituição das classes temáticas originais por Cobertura Florestal, a qual apresenta menores valores de CN, principal fator para geração de ESD do método do SCS-CN (Tabela 15).

Quanto ao comportamento de ESD (Figura 38), os cenários C1, C2 e C3 estimam valores próximos aos observados no cenário atual até o valor de 15 mm. A partir deste limite, a discrepância entre as estimativas torna-se mais perceptível. Para o C4, por sua vez, as alterações provocadas são mais pronunciadas, sendo que para valores observados de até 20 mm em C0 praticamente não há geração de ESD nesse cenário. Este comportamento pode ser explicado pelas equações que compõem o método do SCS-CN de estimativa de ESD, apresentadas em detalhes em USDA (2004). Em razão da diminuição do valor do parâmetro CN2, torna-se necessário o aumento da lâmina precipitada para preenchimento das abstrações iniciais, as quais, resumidamente, representam a parcela de precipitação que não é convertida em escoamento.

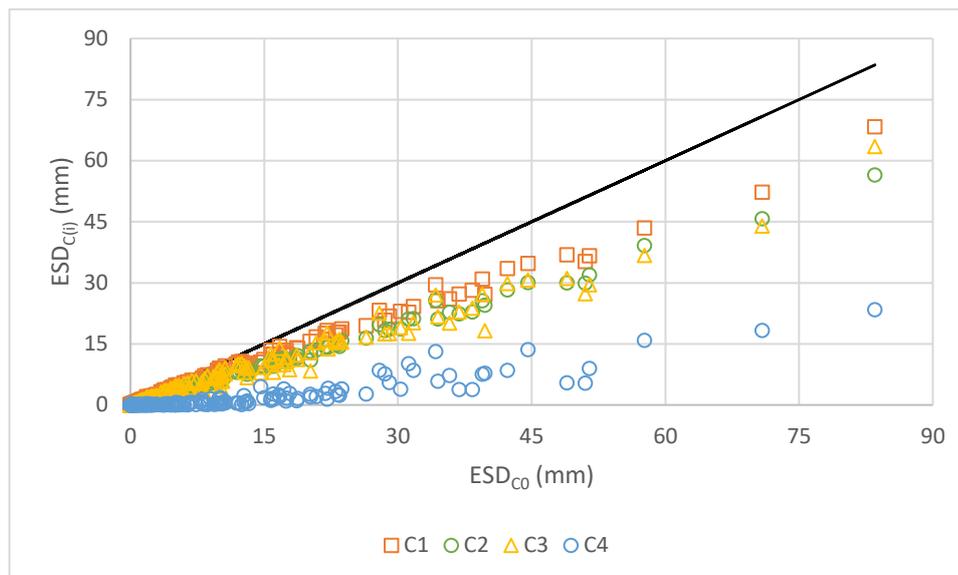


Figura 38 – ESD no cenário atual pelo ESD nos cenários propostos.

Em relação ao EB, por sua vez, em todos os cenários houve um aumento percentual desse componente do hidrograma sendo de 16% para C1 e de 13% para os demais. Esse comportamento nos cenários pode ser explicado devido a redução da potencialidade de geração de ESD, em razão da diminuição do CN, concomitante ao aumento da possibilidade de infiltração e percolação. Rodrigues et al. (2015) encontraram resultados semelhantes aos apresentados na Tabela 33. Segundo estes autores, as espécies nativas apresentam povoamento menos denso e menor índice de área foliar em comparação com outras formações vegetais, sobretudo espécies comerciais, proporcionando a elevação nos níveis de estocagem de água no solo, o que gera escoamento subterrâneo e, portanto, interfere no processo de percolação.

Quanto ao comportamento do componente EB (Figura 39), por sua vez, todos os cenários propostos estimam valores próximos aos observados em C0 até 20 mm, e, após esse limite, há a superestimativa sistemática desse valor. Depreende-se, deste modo, que o EB para períodos mais secos não sofreu variações em decorrência do aumento de Cobertura Florestal.

Quanto à aplicação dos testes estatísticos, os dados obtidos de ESD e EB para os cenários em análise não obedeceram com 95% de confiança estatística a distribuição normal. Em razão desse resultado foi aplicado o teste de Wilcoxon. Os resultados obtidos mostram que com 95% de confiança estatística: (1) apenas as mudanças de uso e ocupação de solo propostas em C1 não acarretam alterações estatisticamente significantes de ESD em relação à C0; e (2) nenhum dos cenários propostos acarreta alterações no EB em relação à C0.

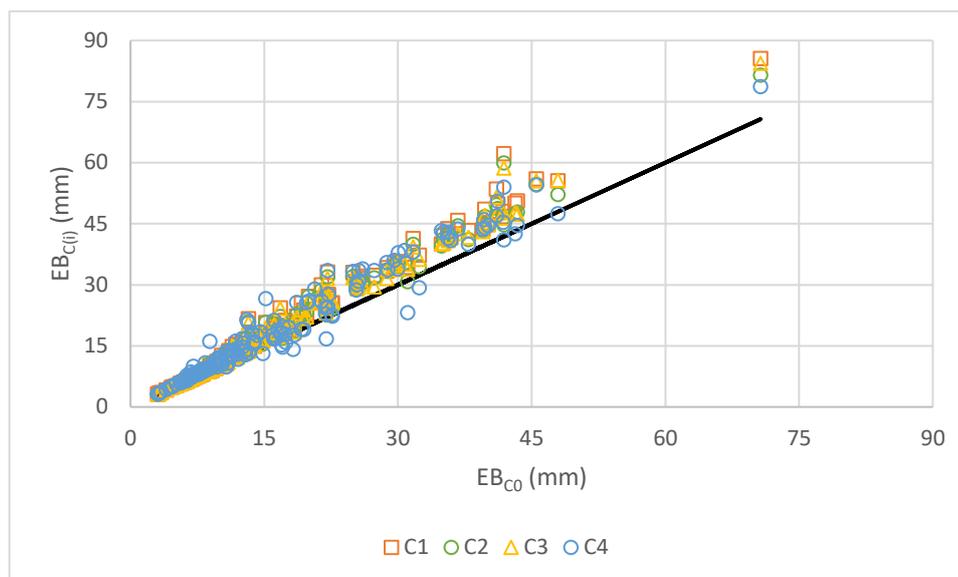


Figura 39 – EB no cenário atual pelo EB nos cenários propostos.

Nota-se também que os cenários C2 e C3 apresentaram comportamento similares de ESD e EB em relação a C0 uma vez que: (1) os valores de DP são de, respectivamente, -36% e -34% para ESD e de 13% para EB; e, (2) o comportamento destes componentes (Figura 38 e Figura 39) são semelhantes. Explica-se esse comportamento em razão do modelo SWAT ser semidistribuído, visto que, apesar da execução da subdivisão da área em diversas HRU, o resultado decorre da soma dos valores em cada uma dessas unidades sem sua interação. Essa característica, inerente de modelos concentrados e semidistribuídos, difere da realidade de uma bacia hidrográfica. Ou seja, o modelo SWAT apresentou resultados semelhantes para os cenários C2 e C3 pois seus valores em área (Tabela 31), assim como em variação percentual (Tabela 32), são próximos. Percebe-se, portanto, uma limitação da versão utilizada do modelo SWAT para este estudo de produção de água, sendo necessário o desenvolvimento de pesquisas com sua versão distribuída “*SWAT Grid*”, a qual ainda encontra-se em desenvolvimento e não apresenta popularização entre os usuários (PIGNOTTI et al., 2017), e a versão “*SWAT+*”, que mostra-se mais flexível na representação dos processos hidrológicos (BIEGER et al., 2017).

Em relação aos dados de evapotranspiração, nota-se que o aumento da classe Cobertura Florestal não acarretou grandes variações deste componente visto que os desvios percentuais dos valores estimados nos cenários propostos variam entre -1% (C2) a 5% (C4) e não houve diferença estatisticamente significativa entre os valores de ETR entre os cenários propostos e C0, conforme apresentado na Tabela 34 e ilustrado na Figura 40. Entretanto, algumas considerações devem ser realizadas sobre esse resultado:

1. A modelagem executada na presente pesquisa utilizou as classes nativas do Modelo SWAT para a representação das classes de uso e ocupação do solo. Entretanto, conforme

pode ser observado em literatura técnica (ALEMAYEHU et al., 2017; YANG et al., 2019; HAAS et al., 2021), as classes nativas do modelo SWAT podem não descrever adequadamente algumas formações florestais;

2. A presente modelagem não realizou operações de manejo florestal e agrônômico e de otimização de crescimento florestal de culturas (naturais ou não) no Modelo SWAT. Portanto, os valores estimados de ETR podem estar subestimados enquanto as estimativas de quantidade de água produzida (WYLD) e de vazões estimadas (Item 5.3.3) podem estar superestimadas;
3. Durante a etapa de calibração manual (Item 5.2.2), o parâmetro CANMX foi incrementado em 10 mm em todas as classes do valor original. Esse procedimento pode ter aumentado a ETR no modelo SWAT por disponibilizar mais água por evaporação e não por evapotranspiração².

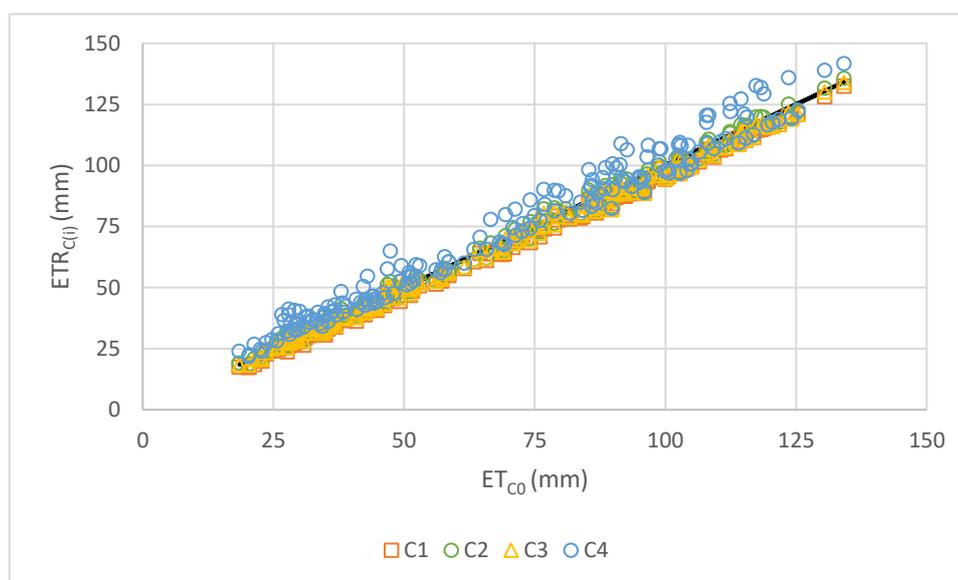


Figura 40 – ET no cenário atual pelo ET nos cenários propostos.

Quanto ao conteúdo de umidade do solo, o aumento da Cobertura Florestal na bacia acarretou a diminuição desse componente em 35%, sendo que os valores estimados em todos os cenários propostos são visualmente paralelos aos estimados em C0 (Figura 41) e apresentam diferenças estatisticamente significantes (Tabela 34).

² Conforme arguição e explicações da Prof^ª. Dr^ª. Danielle de Almeida Bressiani durante a defesa da presente Tese.

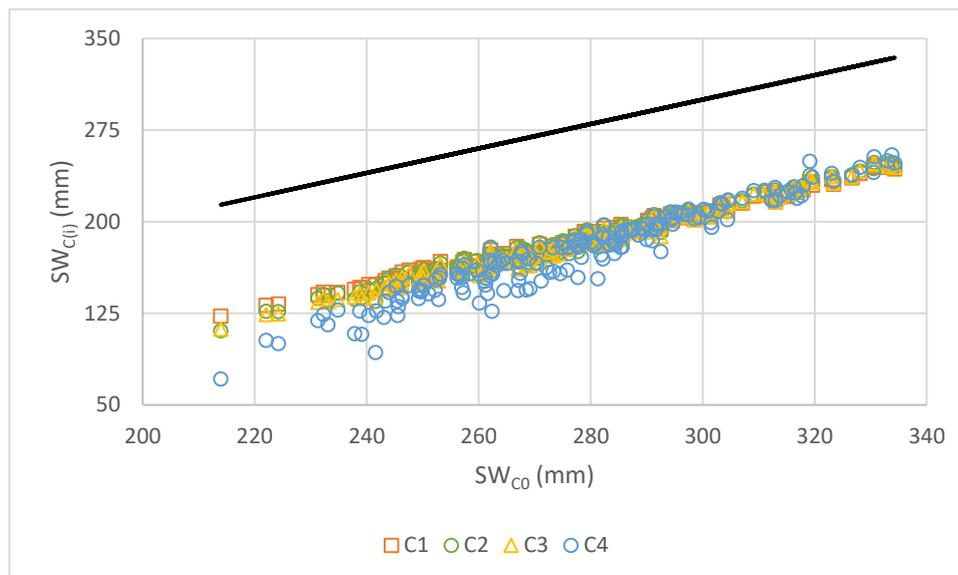


Figura 41 – SW no cenário atual pelo SW nos cenários propostos.

Pela análise da Figura 41, infere-se que o modelo SWAT da bacia APA-Atibaia está retirando água do solo de maneira a compensar a manutenção dos fluxos dos demais componentes do balanço hídrico. Ou seja, o modelo SWAT está esvaziando a água do compartimento solo (SW) e mantendo constante no canal principal (WYLD), evapotranspiração (ETR) e escoamento de base (EB). Este resultado, portanto, reforça a necessidade do emprego de dados qualitativos (*Soft Data*) para calibração e validação do modelo SWAT e da representação do manejo florestal e agrônômico.

Por fim, os valores estimados de WYLD (Tabela 34) mostram que não há variações estatisticamente significantes desse componente para C1, C2 e C3, as quais variaram entre -4% (C2) e 2% (C1) em relação à C0. Para C4, porém, o modelo SWAT estimou a redução de 23% de WYLD, sendo essa redução estatisticamente significante. Analisando o comportamento dos valores simulados de componente (Figura 42), observa-se que em todos os cenários não há diferença perceptível nos valores estimados até 20 mm e, após este limite, apenas no C4 há, perceptivelmente, redução e aumento da dispersão dos valores simulados.

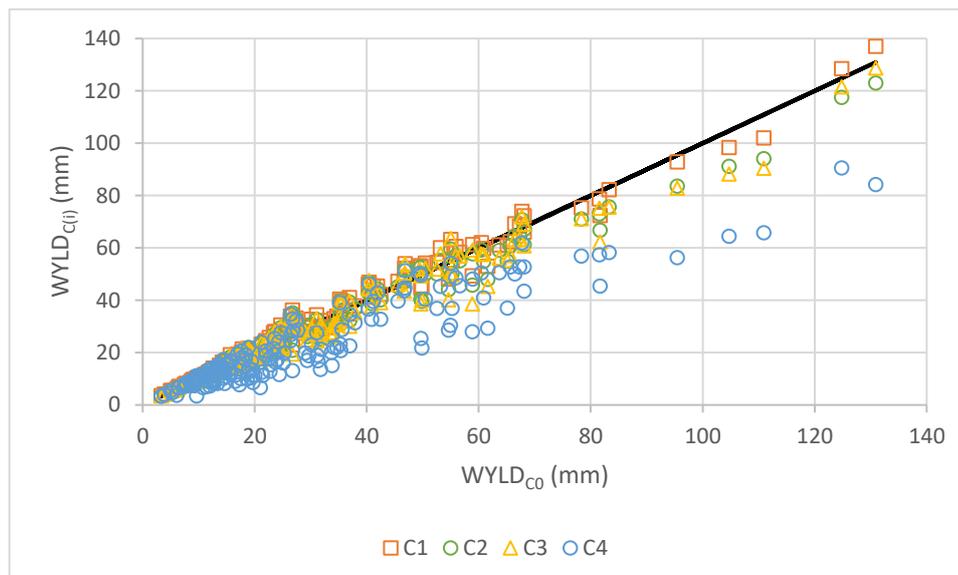


Figura 42 – WYLD no cenário atual pelo WYLD nos cenários propostos.

Os valores de WYLD para os períodos de simulação e de Crise Hídrica são ilustrados, respectivamente, na Figura 43 e Figura 44. Percebe-se, portanto, que o aumento da Cobertura Florestal, mesmo em C4, não resultou no aumento das vazões produzidas na modelagem executada na presente pesquisa. Este resultado que vai ao encontro das premissas preconizadas no PMRH. Ou seja, o reflorestamento com vegetação nativa não resulta em um aumento das vazões observadas.

Da mesma forma, os resultados obtidos não se encontram totalmente de acordo com os resultados observados na literatura técnica, os quais podem ser resumidos nas três premissas propostas por Bosch e Hewlett (1982) (Item 1) e ilustrados na Figura 13, sendo esperado a diminuição das vazões mínimas e médias (Item 3.7). Explica-se este resultado em função das premissas de modelagem adotadas.

Portanto, os resultados norteiam quanto: (1) a necessidade da inclusão do manejo florestal e agrônômico da região da APA Atibaia no Modelo SWAT; (2) a elaboração de protocolos que integrem modelagem hidrológica e manejo agroflorestal, visto que os protocolos adotados na presente tese apresentaram foco em modelagem hidrológica; (3) ao monitoramento de rios e córregos de menor porte de forma aumentar a representatividade espacial das vazões visto que não há postos de monitoramento fluviométrico nos rios e córregos da APA Campinas.

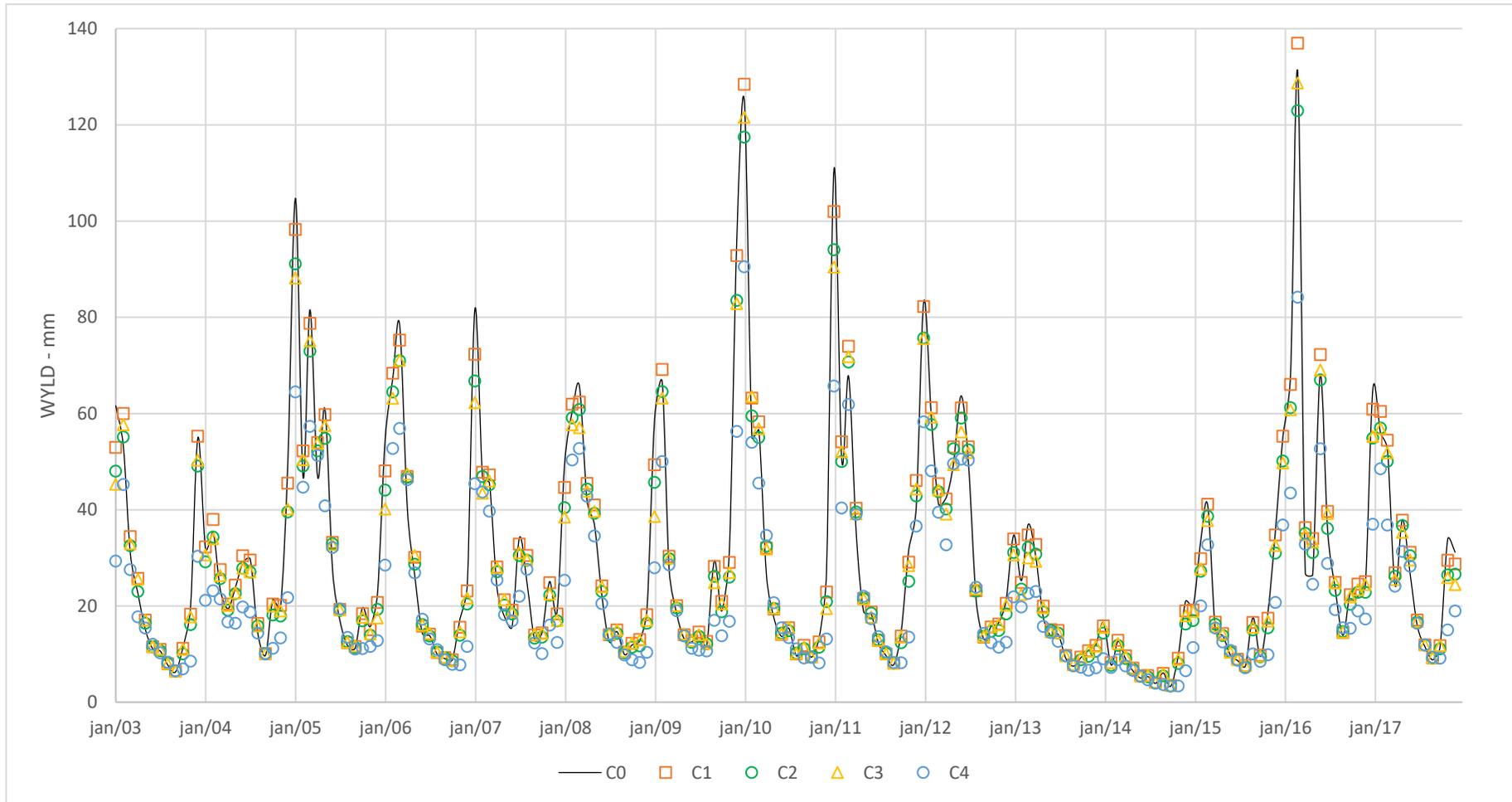


Figura 43 – Valores de WYLD nos diferentes cenários propostos para todo o período de janeiro de 2003 a dezembro de 2017.

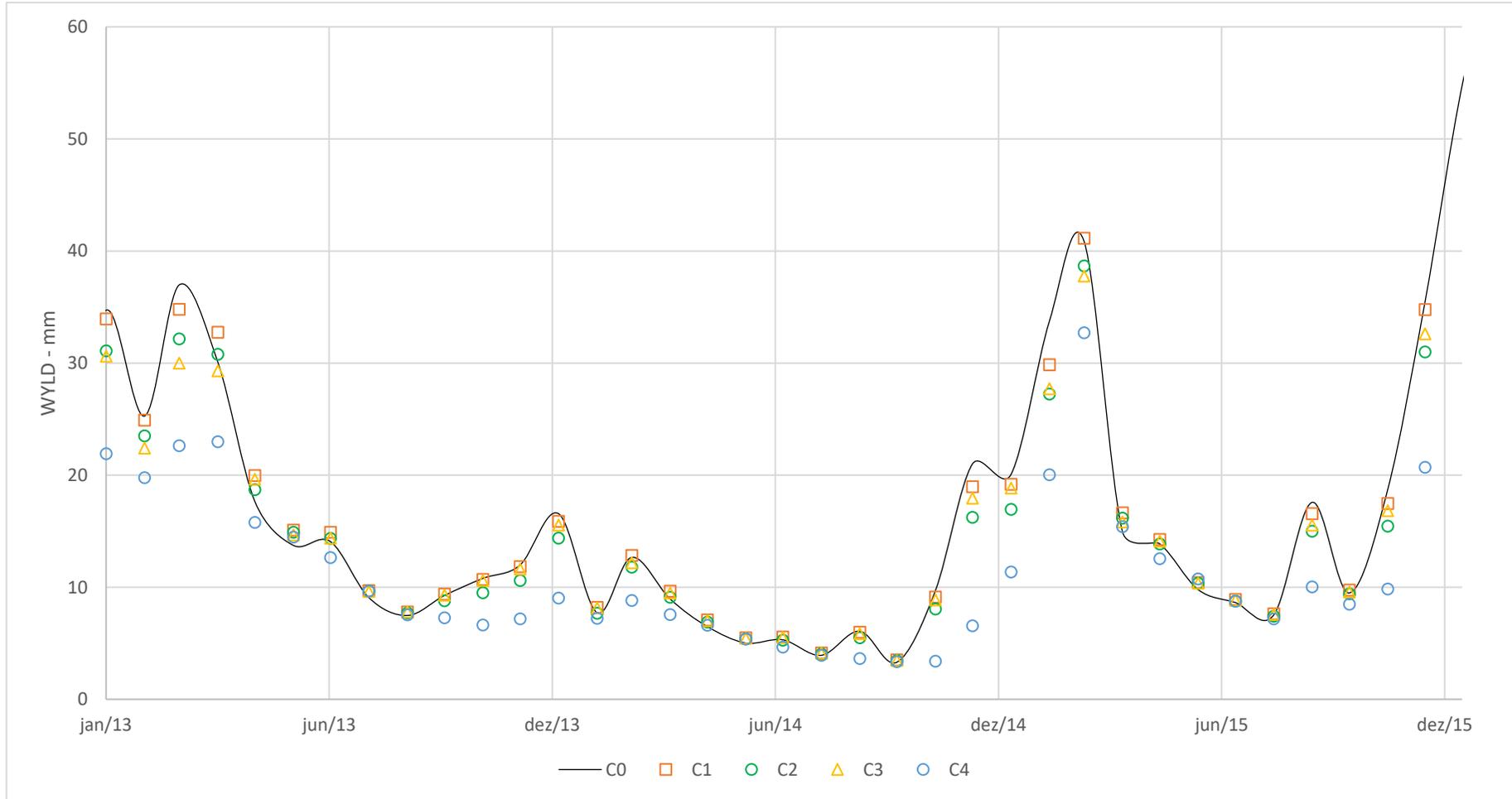


Figura 44 – Valores de WYLD nos diferentes cenários propostos para todo o período da Crise Hídrica: janeiro de 2013 a dezembro de 2015.

5.3.3 Análise das Vazões estimadas nos exutórios

Quanto às vazões estimadas nos postos 3D-007 e 3D-003, postos utilizados para a calibração e validação do modelo SWAT, os resultados para todo o período de simulação e para as vazões de referências encontram-se, respectivamente, na Tabela 35 e Tabela 36.

Tabela 35 – Resultado das avaliações propostas para os postos de monitoramento fluviométrico utilizados.

Posto	Cenários em Comparação	DP	Testes Estatísticos		
			Shapiro-Wilk	Teste F	Teste T/ Wilcoxon
			Rejeita Ho?	Rejeita Ho?	Rejeita Ho?
3D-007	C0 x C1	3%	Sim	-	Não
	C0 x C2	2%	Sim	-	Não
	C0 x C3	3%	Sim	-	Não
	C0 x C4	0%	Sim	-	Não
3D-003	C0 x C1	5%	Sim	-	Não
	C0 x C2	4%	Sim	-	Não
	C0 x C3	4%	Sim	-	Não
	C0 x C4	-1%	Sim	-	Não

Tabela 36 – Vazões de referência para os cenários propostos.

Posto	Cenário	Q _{95%}	Q _{50%}	Q _{max}	DP-Q _{95%}	DP-Q _{50%}	DP-Q _{max}
3D-007	C0	5,27	16,03	125,20	-	-	-
	C1	5,80	16,65	126,30	10%	4%	1%
	C2	5,75	16,50	124,80	9%	3%	0%
	C3	5,79	16,64	126,20	10%	4%	1%
	C4	5,59	16,24	121,10	6%	1%	-3%
3D-003	C0	6,56	18,49	142,30	-	-	-
	C1	7,89	19,93	144,20	20%	8%	1%
	C2	7,87	19,59	141,90	20%	6%	0%
	C3	7,88	19,76	142,80	20%	7%	0%
	C4	7,95	18,93	136,20	21%	2%	-4%

Pela análise da Tabela 35, observa-se que C1, C2 e C3 provocaram um pequeno aumento das vazões médias mensais nos dois postos analisados e que C4 não provocou alterações no posto 3D-007 e uma pequena diminuição (-1%) no posto 3D-003. Essas alterações decorrentes da simulação dos cenários propostos, por sua vez, não foram estatisticamente significantes, sendo o impacto nas vazões observadas em todo o período ilustrado para o posto 3D-007 e 3D-003 ilustrado, respectivamente, na Figura 45 e Figura 46 e na Crise Hídrica, respectivamente, na Figura 47 e Figura 48.

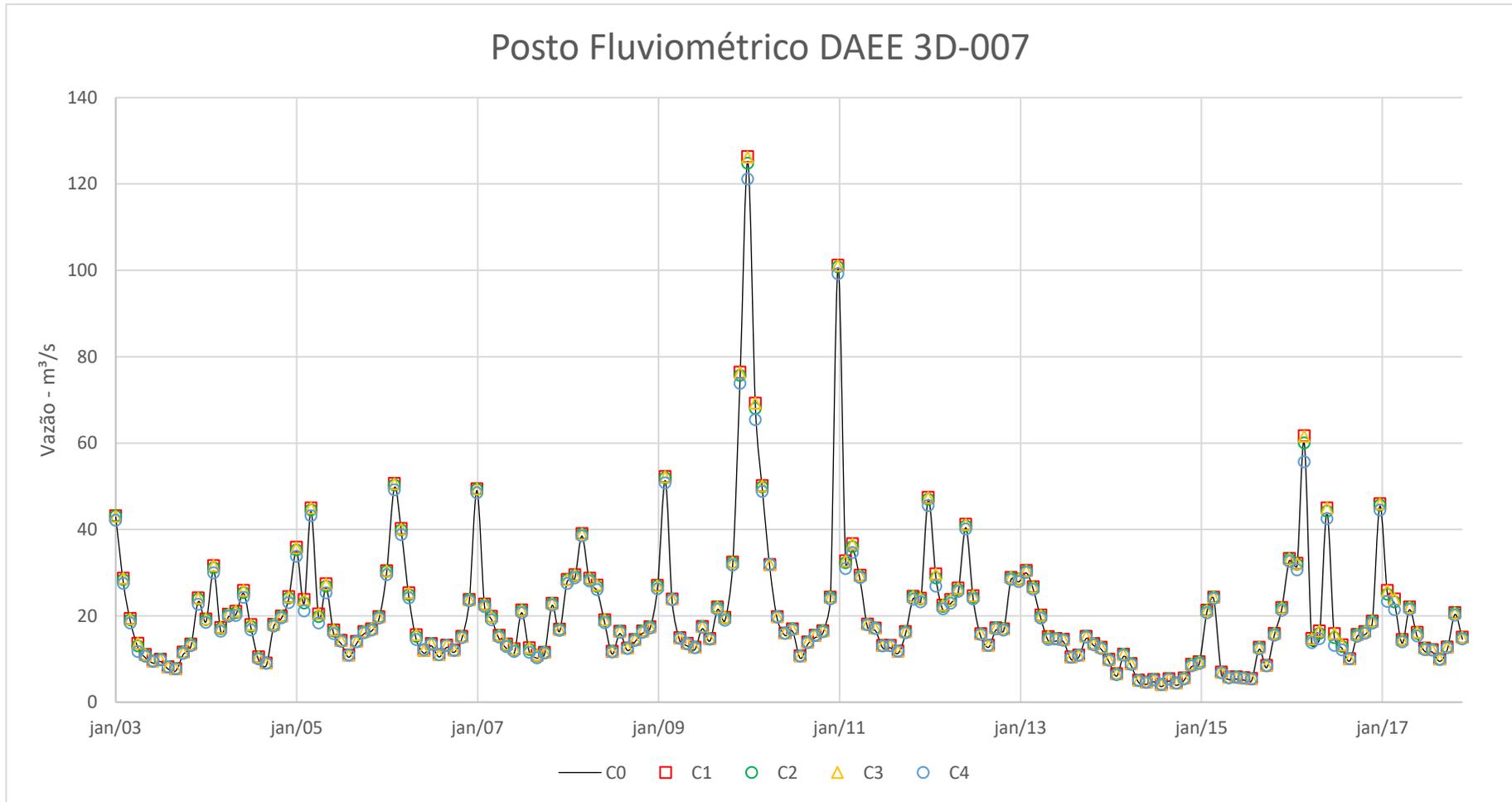


Figura 45 - Vazões médias mensais estimadas nos diferentes cenários propostos no posto de monitoramento fluviométrico 3D-007 para todo o período de simulação proposto.

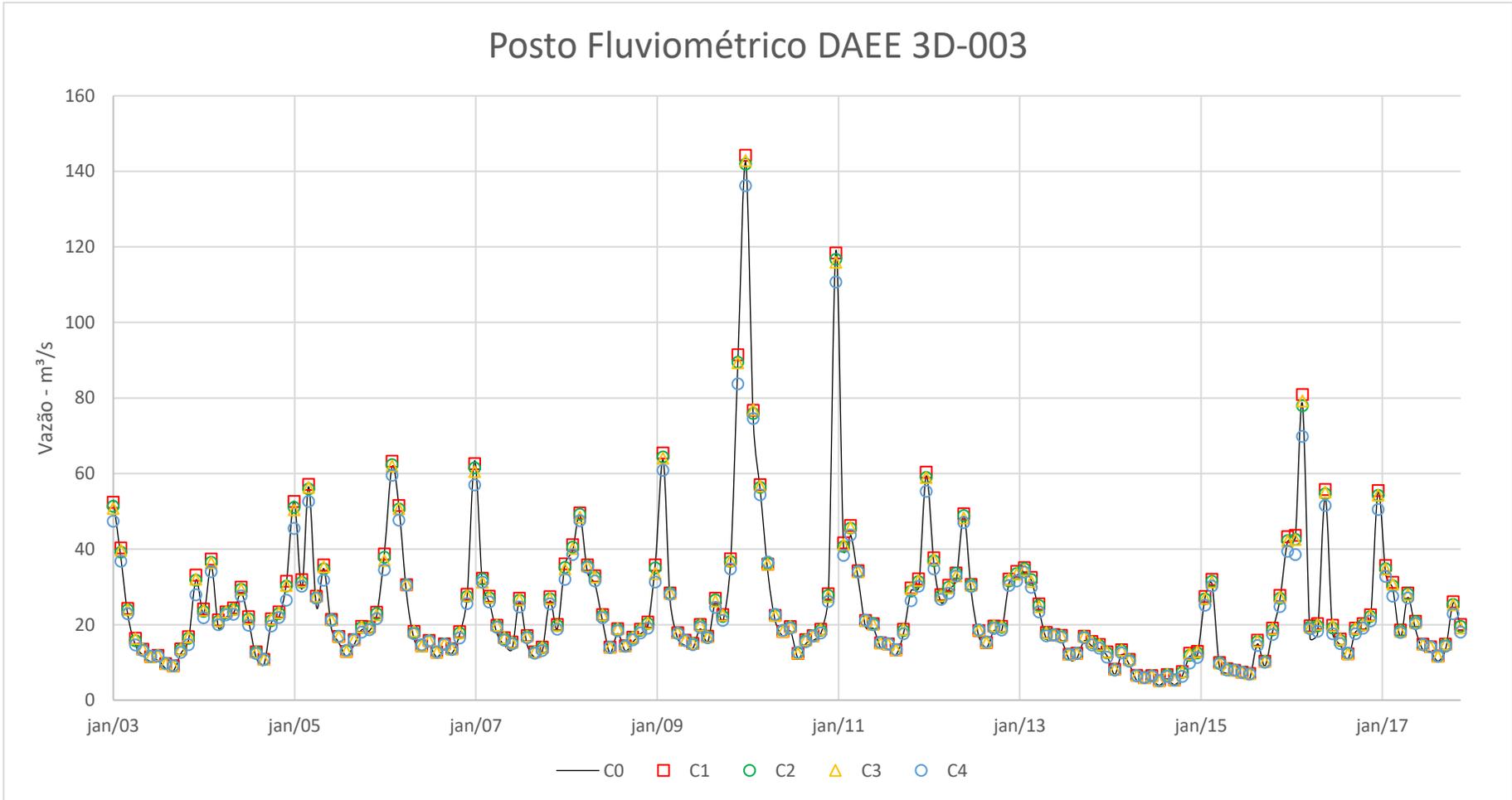


Figura 46 - Vazões médias mensais estimadas nos diferentes cenários propostos no posto de monitoramento fluviométrico 3D-003 para todo o período de simulação proposto.

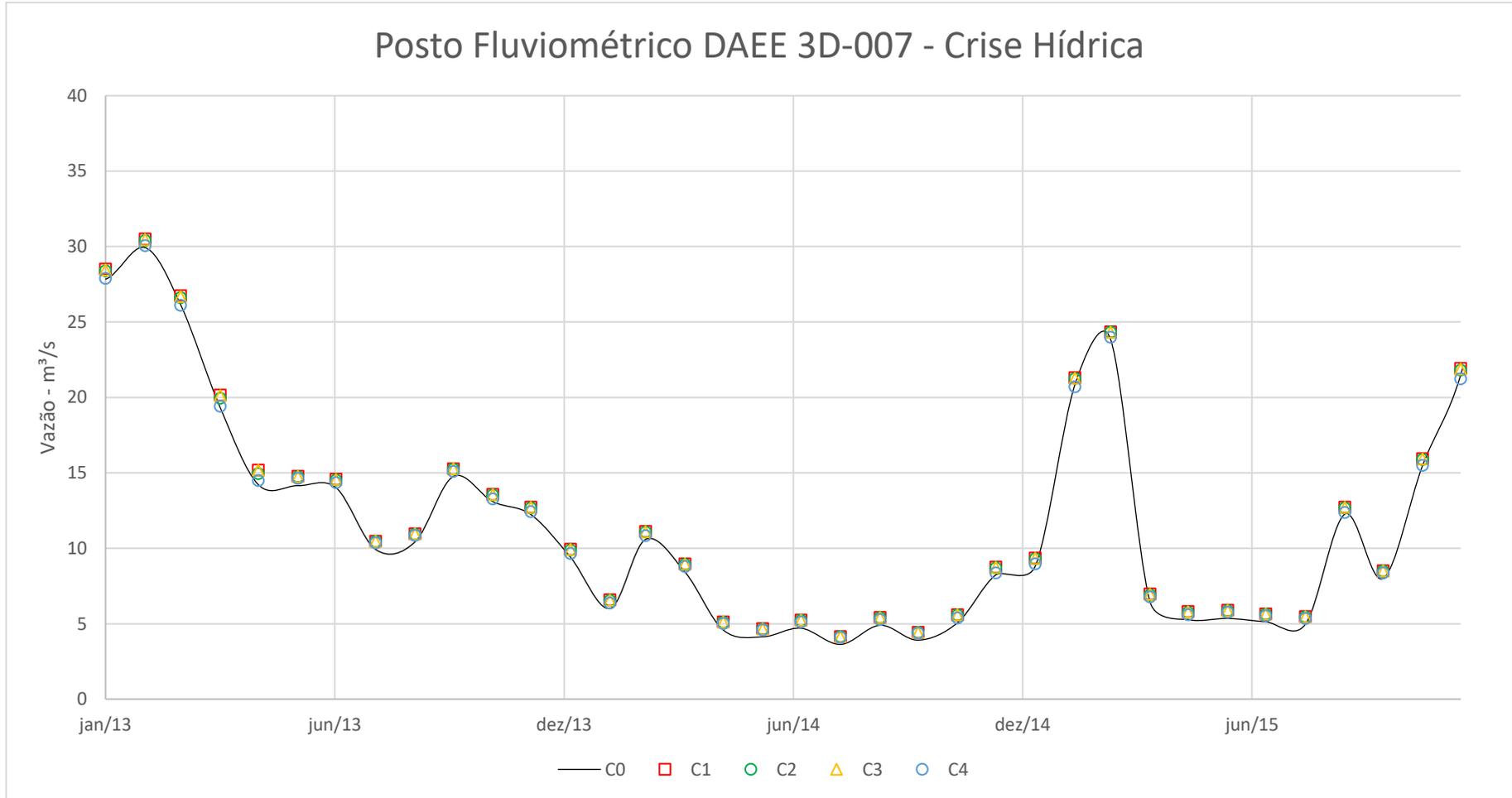


Figura 47 - Vazões médias mensais estimadas nos diferentes cenários propostos no posto de monitoramento fluviométrico 3D-007 para o período da Crise Hídrica.

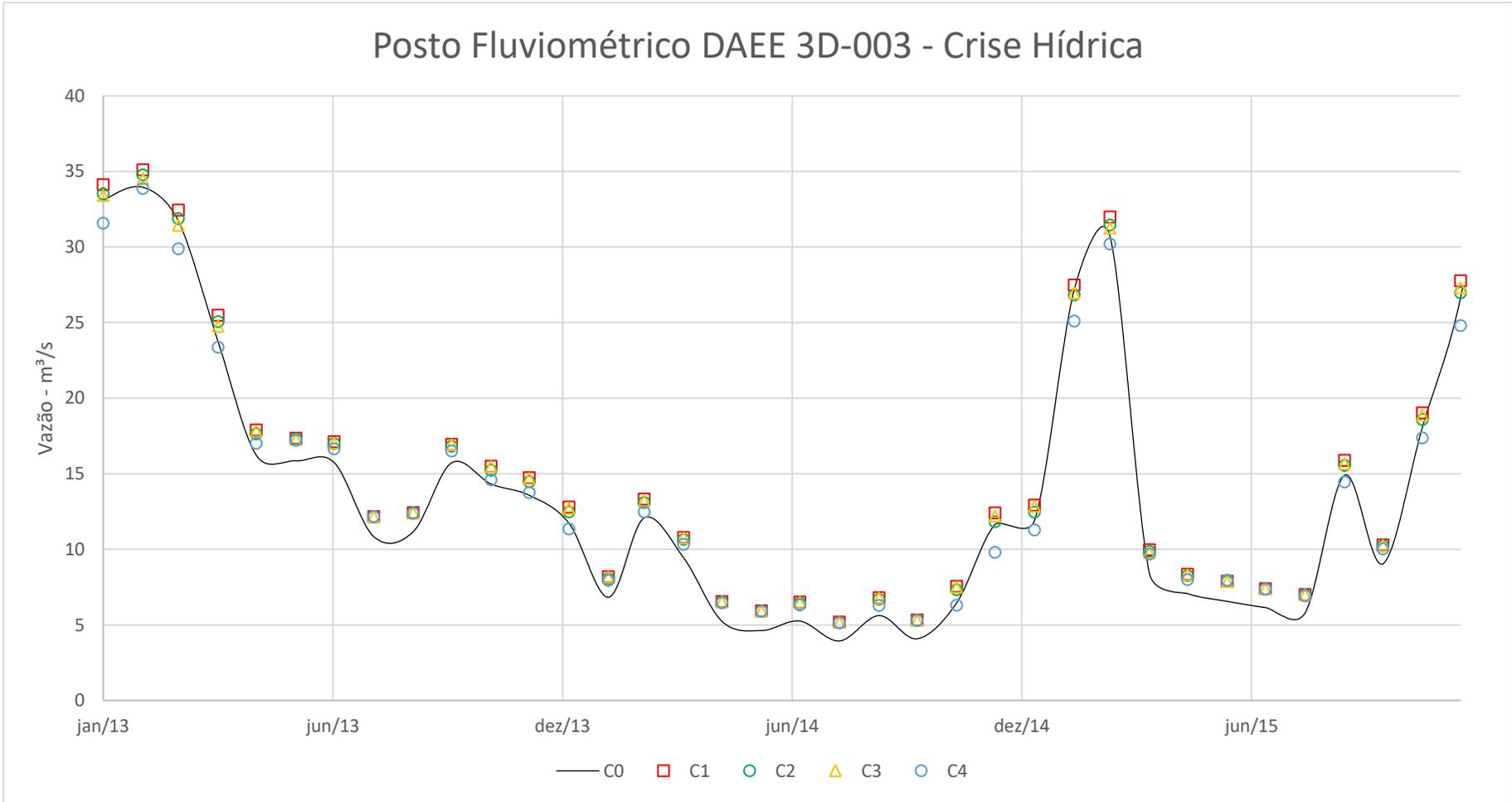


Figura 48 - Vazões médias mensais estimadas nos diferentes cenários propostos no posto de monitoramento fluviométrico 3D-003 para o período da Crise Hídrica.

Em relação as vazões de referências avaliadas na presente pesquisa, observou-se que houve um incremento da $Q_{95\%}$ e da $Q_{50\%}$. O aumento da $Q_{95\%}$ foi na ordem de 9% para o posto 3D-007 e de 20% para o posto 3D-003. Porém, conforme ilustrado na Figura 45 e Figura 46, esses aumentos não seriam suficientes para provocar um aumento das vazões médias mensais durante a Crise Hídrica e, dessa forma, amenizar os efeitos da estiagem severa. Para a $Q_{50\%}$, por sua vez, o incremento médio nos cenários propostos foi de, respectivamente, 3% e 6% para o posto 3D-007 e 3D-003. Para as vazões máximas, por fim, observou-se um pequeno aumento dos valores em C1, na ordem de 1% para os dois postos, e redução nos demais cenários.

Essas alterações, entretanto, são imperceptíveis conforme ilustrado nos hidrogramas apresentados na Figura 45 e na Figura 46 e nas curvas de permanência dos dois postos apresentadas na Figura 49 e na Figura 50. Ou seja, os resultados indicam que as premissas preconizadas no PMRH de reflorestamento com vegetação nativa podem não surtir o efeito desejado de aumento das vazões observadas, amenizando os efeitos de uma Crise Hídrica. Além disso, conforme discutido no Item 5.3.2, em razão das considerações adotadas na presente modelagem, as vazões estimadas nos cenários propostos estão superestimadas uma vez que o componente SW apresentou reduções acentuadas para manter os fluxos de água em outros compartimentos.

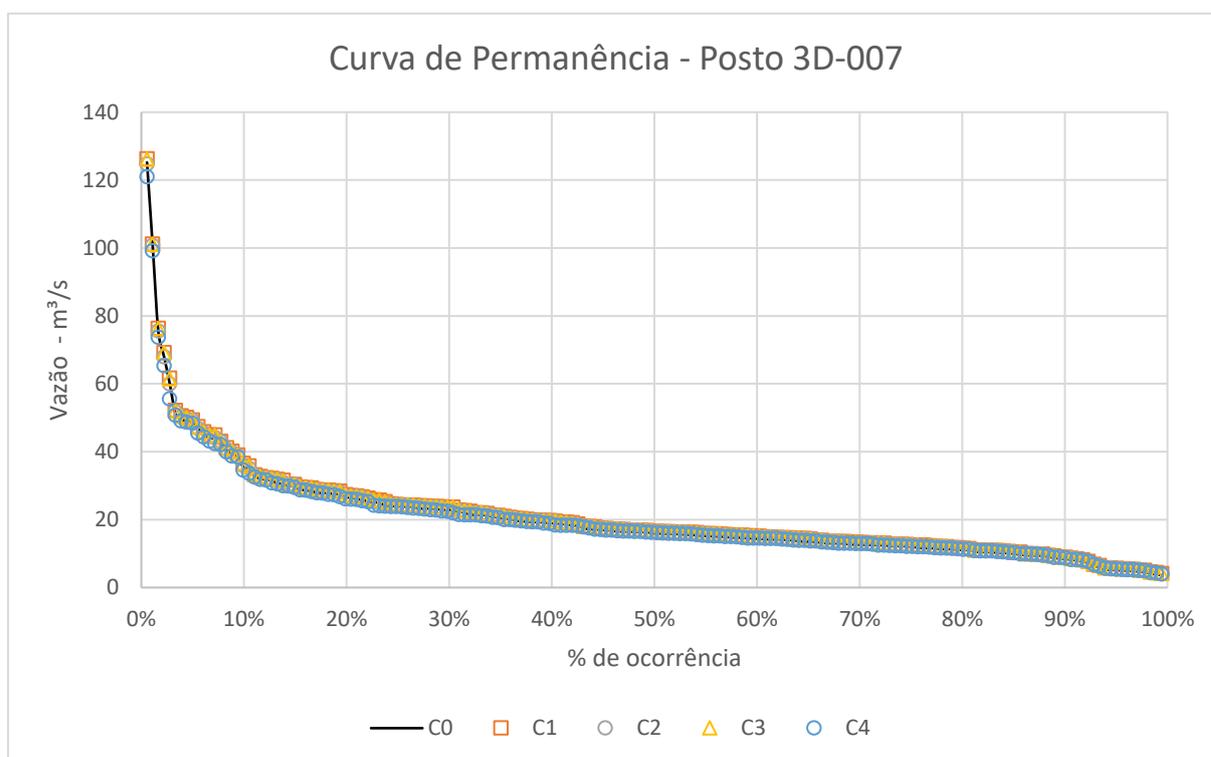


Figura 49 - Curva de permanência para o posto 3D-007 elaborada a partir dos cenários propostos.

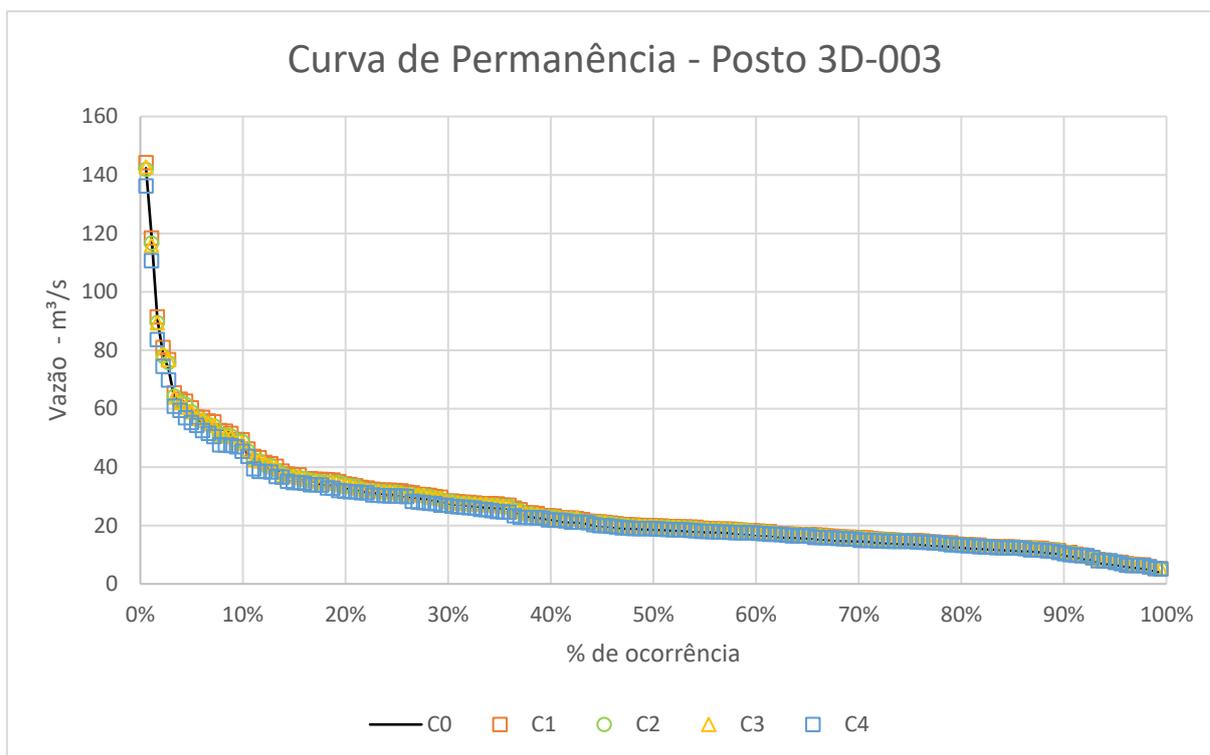


Figura 50 - Curva de permanência para o posto 3D-003 elaborada a partir dos cenários propostos.

Esses resultados, contudo, não devem ser entendidos como um aval ou uma justificativa para o não cumprimento dos planos e programas do PMRH que visem a revegetação das APP ou de qualquer outra área de Campinas ou da Bacia APA-Atibaia. Ou seja, apesar das simulações indicarem que não há diferença estatisticamente significativa nas vazões simuladas na bacia, a revegetação acarreta ganhos ambientais decorrente de suas funções ecossistêmicas, como, p.e., provisão de alimentos (DE GROOT, 2011) e redução da quantidade de nutrientes e sedimentos carregados para os corpos d'água, acarretando a diminuição dos custos de tratamento de água (RODRÍGUEZ OSUNA et al., 2014).

Os resultados obtidos, por sua vez, alertam sobre a necessidade de revisão das ações propostas no PMRH quanto à segurança hídrica de Campinas, sobretudo a necessidade de mudança de postura quanto à implantação de barragens (Item 3.6). Apesar deste tipo de medida estrutural ser alvo de questionamento e desconfiança por parte da população leiga, de grupos ambientais e, até mesmo, da comunidade acadêmica, este tipo de obra é de suma importância para a RMC visto que milhares de habitantes sofrem os impactos negativos decorrentes dos extremos hidrológicos, como secas e inundações. Urge, portanto, a concepção de projetos que visem minimizar os impactos nas esferas social, econômica e ambiental e maximizar benefícios decorrentes, como garantir a disponibilidade hídrica em eventos de seca, amortecer vazões

máximas em eventos chuvosos e gerar emprego e renda decorrente de atividades do setor de turismo, p.e.

Outro aspecto a ser considerado no PMRH é a necessidade de planejamento integrado e coordenado dos recursos hídricos entre todos os entes responsáveis pela sua gestão conforme preconizado na Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997). Percebe-se a necessidade de cumprimento desse tipo de planejamento visto que a bacia APA-Atibaia apresenta grande importância para o abastecimento público de Campinas, sendo 28% de sua área composta pela APA Campinas e o restante distribuída nos municípios de Itatiba, Jarinu, Jundiaí, Louveira, Morungaba, Valinhos e Vinhedo, além de pequenos trechos em Campinas (Figura 23).

Por fim, os resultados obtidos também alertam a população da bacia do Rio Piracicaba, em especial os habitantes da RMC, sobre a necessidade de vigilância constante da situação do SPAC e das vazões vertidas visto que as principais entradas de água na bacia APA Atibaia são as vazões do posto 3D-006 (*Inlet*) e a precipitação, não sendo constatadas grandes afluências por meio subterrâneo em razão de suas características geológicas. Portanto, qualquer alteração nas vazões vertidas no SPAC provoca impactos significativos no Rio Atibaia e, conseqüentemente, nas vazões produzidas pela bacia APA Atibaia.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A proposta do presente trabalho foi estimar e avaliar os efeitos decorrentes da implantação de cenários de uso e ocupação do solo propostos pela Prefeitura Municipal de Campinas nos componentes quantitativos do balanço hídrico da APA Campinas por meio do emprego do modelo SWAT. Dessa forma, a eficácia das medidas propostas no PMRH em aumentar a disponibilidade hídrica quantitativa do município de Campinas (SP), sobretudo em cenários de crise de abastecimento, foi avaliada.

Em relação ao SPAC, conclui-se ser extremamente importante a execução de estudos que visem otimizar e verificar constantemente a validade das regras operacionais para uso deste recurso uma vez que a Crise Hídrica expôs fragilidades que resultaram em conflitos entre seus principais usuários. Quanto à Crise Hídrica, urge a necessidade da execução de medidas visando o uso mais eficiente do recurso hídricos e a redução de seu desperdício. Somada a essas medidas, recomenda-se a expansão das redes de monitoramento ambiental das variáveis hidrológicas e climatológicas necessárias para detecção e posterior modelagem desse fenômeno. Sugere-se, também, a capacitação de profissionais da área de recursos hídricos quanto à obtenção e manuseio de dados provenientes de sensoriamento remoto.

No tocante a modelagem executada, o modelo SWAT mostrou-se uma robusta ferramenta para o gerenciamento de recursos hídricos e tomada de decisão. Os resultados obtidos, apesar de suas limitações, indicam que as ações propostas no PMRH se mostraram ineficazes em aumentar a disponibilidade hídrica da bacia APA Atibaia uma vez que não foram observadas diferenças estatisticamente significantes nas vazões médias mensais estimadas nos exutórios considerados para modelagem, assim como nas vazões observadas e simuladas durante o período da Crise Hídrica (Figura 47 e Figura 48). Entretanto, deve-se entender esses resultados e as limitações do modelo como fonte para futuros estudos na área, os quais visem:

- Concatenar os dados necessários para calibração e validação em bases de dados prontamente disponíveis, agilizando o processo de simulação e tomada de decisão;
- Melhorar a representação do modelo SWAT das classes de vegetação, florestais ou não, e seu respectivo manejo na região de Campinas e nas Bacias PCJ;
- Produzir protocolos de modelagem que integrem os processos hidrológicos, as ações de manejo agroflorestal e o uso de informações qualitativas (*Soft Data*), de forma a aumentar a confiabilidade de representação do Modelo SWAT;
- Analisar os efeitos qualitativos nos cursos hídricos decorrentes da revegetação, assim como seus ganhos ambientais em termos de funções ecossistêmicas;
- Simular cenários que contemplem a implantação de barragens na região de Campinas e da Bacia PCJ de forma a auxiliar o processo de decisão quanto à implantação dessas obras e quanto à elaboração de estudos de viabilidade técnica-econômico-ambiental;
- Desenvolver modelos voltados a previsão hidrológica nas Bacias PCJ de forma a antecipar ações contra cenários hidrológicos adversos;
- Avaliar as novas versões do modelo SWAT uma vez que esta ferramenta está em contínuo desenvolvimento e melhoria, sobretudo da representatividade espacial e computacional dos processos hidrológicos.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBASPOUR, K. C. et al. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. **Journal of Hydrology**, v. 333, n. 2–4, p. 413–430, fev. 2007.

ABBASPOUR, K. C. et al. Assessing the impact of climate change on water resources in Iran. **Water Resources Research**, v. 45, n. 10, p. 1–16, 2009.

ABBASPOUR, K. C. SWAT-CUP: Calibration and Uncertainty Programs. **Science And Technology**, p. 106, 2012.

ABBASPOUR, K. C. et al. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. **Journal of Hydrology**, v. 524, p. 733–752, maio 2015.

ABBASPOUR, K. C.; JOHNSON, C. A.; VAN GENUCHTEN, M. T. Estimating Uncertain Flow and Transport Parameters Using a Sequential Uncertainty Fitting Procedure. **Vadose Zone Journal**, v. 3, n. 4, p. 1340–1352, 1 nov. 2004.

ABBASPOUR, K.; VAGHEFI, S.; SRINIVASAN, R. A Guideline for Successful Calibration and Uncertainty Analysis for Soil and Water Assessment: A Review of Papers from the 2016 International SWAT Conference. **Water**, v. 10, n. 1, p. 6, 22 dez. 2017.

AGÊNCIA PÚBLICA. Hoje não tem água nem aula. **El País**, p. 1–14, 2 set. 2015. Disponível em: <https://brasil.elpais.com/brasil/2015/08/26/politica/1440600257_362008.html>. (Acesso em 17 de janeiro de 2022).

ALEMAYEHU, T. et al. An improved SWAT vegetation growth module and its evaluation for four tropical ecosystems. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 21, n. 9, p. 4449–4467, 2017.

AMATO, F. Aneel aprova aumento no valor da taxa extra da bandeira tarifária. **G1 Economia**, 27 fev. 2015. Disponível em: <<http://g1.globo.com/economia/noticia/2015/02/aneel-aprovamento-no-valor-da-taxa-extra-da-bandeira-tarifaria.html>>. (Acesso em 17 de janeiro de 2022).

ANA. **Glossário de Termos Hidrológicos**. Agência Nacional de Águas. Superintendência de Informações Hidrológicas (SIH), 2001.

ANA. **Sistema Cantareira**. Agência Nacional de Águas. Disponível em: <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/saladesituacao/v2/SistemaCantareira.aspx>>. (Acesso em 17 de janeiro de 2022).

ANA. **Glossário Cantareira**. Agência Nacional de Águas. Disponível em: <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/saladesituacao/v2/glossariocantareira.aspx>>. (Acesso em 17 de janeiro de 2022).

ANA; DAEE. **Nota Técnica Conjunta ANA / DAEE: Subsídios para a análise do pedido de outorga do Sistema Cantareira e para a definição das condições de operação dos seus reservatórios**. Agência Nacional de Águas. Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo. Brasília (DF). 2004a.

ANA; DAEE. **Resolução Conjunta ANA/DAEE n° 428, de 04 de agosto de 2004**. Agência Nacional de Águas. Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo. Brasília (DF). 2004b.

ANA; DAEE. **Resolução Conjunta ANA/DAEE n° 50, de 21 de janeiro de 2015**. Agência Nacional de Águas. Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo. Brasília (DF). 2015.

ANA; DAEE. **Resolução Conjunta ANA/DAEE n° 926, de 29 de maio de 2017**. Agência Nacional de Águas. Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo. Brasília (DF). 2017.

ANA; DAEE. **Resolução Conjunta Ana/Daee n° 925, de 29 De Maio De 2017**. Agência Nacional de Águas. Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo. Brasília (DF). 2017b.

ANA; DAEE. **Boletim Diário ANA/DAEE de Monitoramento do Sistema Cantareira**. Agência Nacional de Águas. Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo. Brasília (DF). 2017c.

ANDRÉASSIAN, V. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. **Journal of Hydrology**, v. 291, n. 1–2, p. 1–27, maio 2004.

ARNOLD, J. G. et al. **Soil & Water Assessment Tool: Input/Output Documentation**

Version 2012. Texas Water Institute. TR-439. 2012.

ARNOLD, J. G. et al. Hydrological Processes and Model Representation: Impact of Soft Data on Calibration. **Transactions of the ASABE**, v. 58, n. 6, p. 1637–1660, 30 dez. 2015.

AZEVEDO, N. L. Água: Há Muita Gente Decidindo. **Revista Interesse Nacional**, 2016.

BARBAROTTO JUNIOR, J. L. **Análise da disponibilidade hídrica da bacia do rio jundiá por meio de simulações hidrológicas de cenários prováveis.** 2014. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Engenharia Civil. Universidade Estadual de Campinas. 2014.

BAYER, D. M. **Efeitos das mudanças de uso da terra no regime hidrológico de bacias de grande escala.** Tese de Doutorado. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2014.

BIEGER, K. et al. Introduction to SWAT+, A Completely Restructured Version of the Soil and Water Assessment Tool. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 53, n. 1, p. 115–130, fev. 2017.

BORLINA FILHO, V. Pela primeira vez, região de Campinas terá restrição na captação de água. **Crise da Água.** 2015.

BOSCH, J. M.; HEWLETT, J. D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, v. 55, n. 1–4, p. 3–23, fev. 1982.

BRASIL. **Decreto nº 24.563, de 10 de julho de 1934.** Rio de Janeiro (RJ). 1934.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de Janeiro de 1997.** Brasília (DF). 1997.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de Maio de 2012.** Brasília (DF). 2012.

BRESSIANI, D. D. A. **Coping with hydrological risks through flooding risk index, complex watershed modeling, different calibration techniques, and ensemble streamflow forecasting.** Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. 2016.

BRESSIANI, D. de A. et al. A review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. **International Journal of Agricultural and Biological**

Engineering, v. 8, n. 3, p. 1–27, 2015.

BRIGHENTI, T.; BONUMÁ, N.; CHAFFE, P. Calibração hierárquica do modelo swat em uma bacia hidrográfica Catarinense. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 1, p. 53–64, 25 fev. 2016.

BRITES, R. S.; BIAS, E. de S.; ROSA, A. N. de C. S. CLASSIFICAÇÃO POR REGIÕES. In: MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. DE (Ed.). Classificação por Região. **IN: Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto**. Cap 13. 209-220. 2012.

BROWN, A. E. et al. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. **Journal of Hydrology**, v. 310, n. 1–4, p. 28–61, 2005.

BRUIJNZEEL, P. S. Environmental impacts of (de) forestation in the humid tropics a watershed perspective. **Wallaceae**, v. 46, p. 3–13, 1986.

CAMARGO, Â. P. de; CAMARGO, M. B. P. de. Uma revisão analítica da evapotranspiração potencial. **Bragantia**, v. 59, n. 2, p. 125–137, 2000.

CAVALCANTI, I. F. A.; KOUSKY, V. E. Drought in Brazil during summer and fall 2001 and associated atmospheric circulation features. **Revista Climanalise**, v. 01, p. 1–10, 2001.

CEPAGRI. **Clima dos Municípios Paulistas**. Centro de Pesquisas Meteorológicas Aplicadas à Agricultura. Campinas (SP). 2016.

CERQUEIRA, G. A. et al. **Boletim Do Legislativo nº 27: A Crise Hídrica E Suas Consequências**. Senado Federal da República Federativa do Brasil. Brasília (DF). 2014.

CETESB. **Drenagem Urbana: Manual de Projeto**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 3ª ed. São Paulo (SP). ASCETESB. 1986.

CETESB. **Aquífero Pré-Cambriano (Cristalino)**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. São Paulo (SP). 2019. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/programa-de-monitoramento/consulta-por-aquiferos-monitorados/aquifero-pre-cambriano-cristalino/> (Acesso em 29 maio 2019).

CIAGRO. **Dados Meteorológicos do Centro Integrado de Informações**

Agrometeorológicas. Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas. Campinas (SP) . 2018.

COELHO, C. A. S.; CARDOSO, D. H. F.; FIRPO, M. A. F. Precipitation diagnostics of an exceptionally dry event in São Paulo, Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 125, n. 3–4, p. 769–784, 9 ago. 2016.

COELHO, R. M.; VALLADARES, G. S.; CHIBA, M. K. Mapa Pedológico Semidetalhado do Município de Campinas (SP). **Embrapa - Monitoramento por Satélite**. Campinas (SP). 2005.

CONSÓRCIO PCJ. **Agência das Bacias PCJ e Comitês PCJ planejam recomposição florestal de 30 hectares por ano até 2028 nas APPs da região.** Consórcio das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí. Campinas (SP). 2019. Disponível em: <http://www.agenciapcj.org.br/novo/imprensa/noticias/735-agencia-das-bacias-pcj-e-comites-pcj-planejam-recomposicao-florestal-de-30-hectares-por-ano-ate-2028-nas-apps-da-regiao> (Acesso em 01 de fevereiro de 2019).

CUCELOGLU, G.; ABBASPOUR, K.; OZTURK, I. Assessing the Water-Resources Potential of Istanbul by Using a Soil and Water Assessment Tool (SWAT) Hydrological Model. **Water**, v. 9, n. 10, p. 814, 24 out. 2017.

CUNHA, S. et al. Avaliação da acurácia dos métodos do SCS para cálculo da precipitação efetiva e hidrogramas de cheia /Evaluation of the SCS method for effective rainfall and flood hydrograph estimation. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 4, p. 837–848, 2015.

DAEE. **Portaria DAEE nº 1.213, de 06 de agosto de 2004.** Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado do São Paulo. São Paulo (SP). 2004.

DAEE. **Relatórios de usos de recursos hídricos, cadastrados ou outorgados no DAEE.** Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo. São Paulo (SP). 2016.

DAEE. **Banco de Dados Hidrológicos.** Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo. São Paulo (SP). 2019.

DE GROOT, R. What Are Ecosystem Services? **In: Treatise on Estuarine and Coastal Science**. p. 15-34. Elsevier. 2011.

DE MORAES, J. M. et al. Water storage and runoff processes in plinthic soils under forest and pasture in eastern Amazonia. **Hydrological Processes**, v. 20, n. 12, p. 2509–2526, 15 ago. 2006.

DWARAKISH, G. S.; GANASRI, B. P. Impact of land use change on hydrological systems: A review of current modeling approaches. **Cogent Geoscience**, v. 1, n. 1, p. 1–18, 15 dez. 2015.

ELLISON, D. et al. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. **Global Environmental Change**, v. 43, p. 51–61, mar. 2017.

EMBRAPA. **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos**. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Súmula da 10ª Reunião Técnica de Levantamento de Solos. Rio de Janeiro (RJ). 1979.

EMPLASA; **Região Metropolitana de Campinas**. Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano. São Paulo (SP). 2019.

ESRI. **Compute Confusion Matrix**. Environmental Systems Research Institute. 2019. Disponível em: <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.5/tools/spatial-analyst-toolbox/compute-confusion-matrix.htm> (Acesso em: 5 de novembro de 2019).

ESTADO DE SÃO PAULO. **Interligação Jaguari-Atibainha: benefícios para moradores de SP e RJ**. p. 1, 28 mar. 2018.

FARLEY, K. A.; JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy. **Global Change Biology**, v. 11, n. 10, p. 1565–1576, 2005.

FITZHUGH, T. .; MACKAY, D. . Impacts of input parameter spatial aggregation on an agricultural nonpoint source pollution model. **Journal of Hydrology**, v. 236, n. 1–2, p. 35–53, set. 2000.

FREDERICE, A.; BRANDÃO, J. L. B. Efeito do Sistema Cantareira sobre o regime de vazões na bacia do rio Piracicaba. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 4, p. 797–810, 15 set. 2016.

FUKUNAGA, D. C. et al. Application of the SWAT hydrologic model to a tropical watershed at Brazil. **Catena**, v. 125, p. 206–213, 2015.

FUNDAÇÃO AGÊNCIA DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIO PIRACICABA CAPIVARI E JUNDIAÍ. **Relatório de situação das bacias PCJ 2018**. 2018.

G1 CAMPINAS E REGIÃO. Baixa vazão aumenta mau cheiro no Córrego Anhumas, em Campinas. **G1 Campinas e Região**, p. 1–10, 23 out. 2014a.

G1 CAMPINAS E REGIÃO. Crise hídrica provoca alta em preços das frutas mais consumidas no Natal. **Crise da Água**, 13 dez. 2014b.

G1 CAMPINAS E REGIÃO. Com baixa vazão, Rio Atibaia entra em estado de restrição de captação. **Crise da Água**, 2015.

GETIRANA, A. Extreme Water Deficit in Brazil Detected from Space. **Journal of Hydrometeorology**, v. 17, n. 2, p. 591–599, fev. 2016.

GLAVAN, M.; PINTAR, M. Strengths, Weaknesses, Opportunities and Threats of Catchment Modelling with Soil and Water Assessment Tool (SWAT) Model. **Water Resources Management and Modeling**, March, 2012.

GOMES, R. Crise Ampla: falta de água já causa danos na economia de cidades e empresas paulistas. **Revista Brasil Atual**, p. Sem Saída, 25 jul. 2014.

GONG, Y. et al. Effect of Watershed Subdivision on SWAT Modeling with Consideration of Parameter Uncertainty. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 15, n. 12, p. 1070–1074, 15 dez. 2010.

GRANDIN, F.; OSCAR, N. Represas do Sistema Cantareira transbordam e ameaçam 12 cidades. **O ESTADO DE SÃO PAULO**, 27 jan. 2010.

GUPTA, H. V. et al. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. **Journal of Hydrology**, v. 377, n. 1–2, p. 80–91, 25 out. 2009.

HAAS, H. et al. Improving the representation of forests in hydrological models. **Science of The Total Environment**, nov. 2021.

HARMEL, R. D.; BAFFAUT, C.; DOUGLAS-MANKIN, K. Review and Development of ASABE Engineering Practice 621: “Guidelines for Calibrating, Validating, and Evaluating

Hydrologic and Water Quality Models”. **Transactions of the ASABE**, v. 61, n. 4, p. 1393–1401, 2018.

HAWKINS, R. H. et al. **Curve Number Hydrology**. Reston, VA: American Society of Civil Engineers, 2009.

IBGE. **Manual Técnico de Uso da Terra**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Brasília (DF). 2013.

IBGE. **Mapeamento Topográfico Sistemático Terrestre do Brasil na escala 1:50.000**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Brasília (DF). 2016.

IBGE. **Contas Regionais 2014: cinco estados responderam por quase dois terços do PIB do país**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Brasília (DF). 2019.

IG. **Unidades Aquíferas**. Instituto Geológico. Secretaria de Estado do Meio Ambiente (SMA) do Estado de São Paulo. São Paulo (SP). 2007.

IG. **Mapa geológico do município de Campinas e mapas de pontos de descrição geológica e de pontos de descrição geomorfológica**. Instituto Geológico. Secretaria de Estado do Meio Ambiente (SMA) do Estado de São Paulo. São Paulo (SP). 2009.

IGC. **Cartas Topográficas na Escala 1:10.000**. Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo. São Paulo (SP). 2016.

IRITANI, M. A.; EZAKI, S. **As águas subterrâneas do Estado de São Paulo**. Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. 2ª ed. São Paulo (SP). 2009.

IRRIGART. **Plano Diretor para Recomposição Florestal visando à conservação da água nas bacias hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí**. Relatório Técnico n° 1.068/2018. Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí. 2018.

JORNAL DA EPTV. **Crise Hídrica afeta 261 mil moradores de Campinas e comércio sofre com falta d’água**. 2014.

KAMALI, B. et al. Multilevel Drought Hazard Assessment under Climate Change Scenarios in Semi-Arid Regions—A Case Study of the Karkheh River Basin in Iran. **Water**, v. 9, n. 4, p. 241, 30 mar. 2017.

KLEMEŠ, V. Operational testing of hydrological simulation models. **Hydrological Sciences Journal**, v. 31, n. 1, p. 13–24, mar. 1986.

KOBIYAMA, M.; CHAFFE, P. L. B.; AGUIAR NETTO, A. de O. **Manejo de bacias hidrográficas na produção de água**. In: Agricultura conservacionista no Brasil. p. 579-598. 2014.

KOREN, V.; MOREDA, F.; SMITH, M. Use of soil moisture observations to improve parameter consistency in watershed calibration. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 33, n. 17–18, p. 1068–1080, jan. 2008.

KOUCHI, D. H. et al. Sensitivity of calibrated parameters and water resource estimates on different objective functions and optimization algorithms. **Water**, v. 9, n. 6, 2017.

LAL, M. et al. Evaluation of the Soil Conservation Service curve number methodology using data from agricultural plots. **Hydrogeology Journal**, v. 25, n. 1, p. 151–167, 26 fev. 2017.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159–174, 1977.

LAPORTA, T. Crise da água pesa na conta de luz e eleva ainda mais a inflação. **Menos é Mais**. 2015.

LEITE, I. Bônus na conta de água na Grande SP fica mais difícil a partir desta segunda. **G1 São Paulo**, p. 1–15, 1 fev. 2016.

LIMA, W. de P. Geração do Deflúvio em Microbacias Florestais. In: LIMA, W. DE P. (Ed.). **Hidrologia Florestal Aplicada ao Manejo de Bacias Hidrográficas**. Piracicaba: USP, p. 171-189. 2008.

MACHADO, R. E.; LOPES, M. S.; RIBEIRO, L. C. L. J. Effect of the Substitution of Agricultural Uses by Forest on the Hydrological Processes in a Tropical Watershed. Analysis through Hydrological Simulation. **International Journal of Advanced Engineering Research and Science**, v. 5, n. 11, p. 272–286, 2018.

MARENGO, J. A. et al. A seca e a crise hídrica de 2014-2015 em São Paulo. **Revista USP**, n. 106, p. 31, 2 set. 2015.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M. Crise Hídrica em São Paulo em 2014: Seca e Desmatamento. **GEOUSP: Espaço e Tempo (Online)**, v. 19, n. 3, p. 485, 6 dez. 2015.

MARTÍN, M. Durante a crise hídrica, casos de diarreia se multiplicam em São Paulo. **El País Brasil**, 2015a.

MARTÍN, M. Ministério Público investiga contratos ‘ premium ’ da Sabesp. **El País Brasil**, 2015b.

MARTÍN, M. Sabesp ignorou ordem e assinou contratos com grandes consumidores. **El País Brasil**, 2015c.

MARTIN, P. H. et al. INTERFACING GIS WITH WATER RESOURCE MODELS: A STATE-OF-THE-ART REVIEW. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 41, n. 6, p. 1471–1487, dez. 2005.

MENDONÇA DOS SANTOS, F.; PROENÇA DE OLIVEIRA, R.; DI LOLLO, J. A. Effects of Land Use Changes on Streamflow and Sediment Yield in Atibaia River Basin—SP, Brazil. **Water**, v. 12, n. 6, p. 1711, 16 jun. 2020.

MENEZES, A. et al. Crise Hídrica no Município de Campinas : Uma análise do Impacto da Escassez Hídrica nos Custos Diretos Variáveis Empregados no Tratamento de Água Crise Hídrica no Município de Campinas : Uma análise do Impacto da Escassez Hídrica nos Custos Diretos Variáv. **XXV Congresso Brasileiro de Custos**, p. 52, 2018.

MINGOTI, R.; SPADOTTO, C. A.; MORAES, D. A. de C. Suscetibilidade à contaminação da água subterrânea em função de propriedades dos solos no Cerrado brasileiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1252–1260, set. 2016.

MME. **Portaria MME nº 750, de 08 de agosto de 1974**. Ministério de Minas e Energia. Brasília (DF). 1974.

MONTGOMERY, D. C. **Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros**. 6ª ed. Rio de Janeiro (RJ): LTC, 2016.

MOREIRA, J. E. Energia , crise e perspectivas. **Revista Clube de Engenharia**, 2015.

MORIASI, D. N. et al. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy

in Watershed Simulations. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 3, p. 885–900, 2007.

MORIASI, D. N. et al. Hydrologic and Water Quality Models: Performance Measures and Evaluation Criteria. **Transactions of the ASABE**, v. 58, n. 6, p. 1763–1785, 30 dez. 2015.

MULETA, M. K.; NICKLOW, J. W.; BEKELE, E. G. Sensitivity of a Distributed Watershed Simulation Model to Spatial Scale. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 12, n. 2, p. 163–172, mar. 2007.

MUNICH RE. Topics. **Natural catastrophes 2014 Analyses, assessments, positions**, 2015.

NAPOLI, M.; MASSETTI, L.; ORLANDINI, S. Hydrological response to land use and climate changes in a rural hilly basin in Italy. **CATENA**, v. 157, n. May, p. 1–11, out. 2017.

NEITSCH, S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009**. Boston, MA: Springer US, 2009.

NETO, J. F. **Estudo da distribuição espacial da vegetação natural em Áreas de Preservação Permanente: subsídios à gestão da APA Municipal de Campinas (SP)**. 2007. Universidade de Campinas, 2007.

NOBRE, C. A. et al. Some Characteristics and Impacts of the Drought and Water Crisis in Southeastern Brazil during 2014 and 2015. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 08, n. 02, p. 252–262, 2016.

OLIVEIRA, J. B. de; MENK, J. R. F.; ROTTA, C. L. **Levantamento pedológico semidetalhado dos solos do Estado de São Paulo: quadrícula de Campinas**. Instituto Agrônômico de Campinas (IAC). 1979.

OLIVEIRA, L. et al. Hydrological simulation of a small forested catchment under different land use and forest management. **iForest - Biogeosciences and Forestry**, v. 13, n. 1, p. 301–308, 31 ago. 2020.

OLIVEIRA, P. P. A.; CORSI, M. Recuperação de pastagens degradadas para sistemas intensivos de produção de bovinos. **Circular Técnica-Embrapa**, 2005.

PEREIRA, E. B. et al. **Atlas Brasileiro de Energia Solar**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). 2ª ed. São José dos Campos. 2017.

PFANNERSTILL, M. et al. How to Constrain Multi-Objective Calibrations of the SWAT Model Using Water Balance Components. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 53, n. 3, p. 532–546, jun. 2017.

PIGNOTTI, G. et al. Comparative analysis of HRU and grid-based SWAT models. **Water**, v. 9, n. 4, p. 272, 2017.

PMC. **Plano de Gestão da Área de Proteção Ambiental da Região de Sousas e Joaquim Egídio - APA Municipal**. Prefeitura Municipal de Campinas. Secretaria de Planejamento e Meio Ambiente (SEPLAMA), v. 1, 1996.

PMC. **Prefeitura anuncia pacote com 12 medidas para enfrentar a escassez hídrica**. Prefeitura Municipal de Campinas. Notícias. 2014a.

PMC. **A Bacia do Rio Atibaia**. In: Diagnóstico do Plano Municipal de Recursos Hídricos. Prefeitura Municipal de Campinas. Secretaria Municipal de Desenvolvimento Urbano. Campinas (SP). 2014b.

PMC. **Plano Municipal de Recursos Hídricos**. Prefeitura Municipal de Campinas. Secretaria Municipal do Verde e do Desenvolvimento Sustentável. Campinas (SP). 2016.

POKHREL, P.; YILMAZ, K. K.; GUPTA, H. V. Multiple-criteria calibration of a distributed watershed model using spatial regularization and response signatures. **Journal of Hydrology**, v. 418–419, p. 49–60, fev. 2012.

PONCE, V. M.; HAWKINS, R. H. Runoff Curve Number: Has It Reached Maturity? **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 1, n. 1, p. 11–19, jan. 1996.

PORTO, R. L.; PORTO, M. F. A.; PALERMO, M. Ponto de vista_ A ressurreição do volume morto do sistema Cantareira na Quaresma. **Revista DAE**, v. 62, n. 197, p. 18–25, 2014.

PROFILL-RHAMA. **Primeira Revisão do Plano das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí 2010 a 2020**. Tomo I - Diagnóstico. Agência das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí. 2018.

RAFEE, S. A. A. et al. Large-scale hydrological modelling of the Upper Paraná River Basin. **Water (Switzerland)**, v. 11, n. 5, 2019.

REICHERT, J. M. et al. Experimental catchments in the Pampa biome: Database on hydrology in grasslands and eucalyptus plantations in subtropical Brazil. **Hydrological Processes**, v. 35, n. 8, 20 ago. 2021.

RODRIGUES, D. B. B.; GUPTA, H. V.; MENDIONDO, E. M. A blue/green water-based accounting framework for assessment of water security. **Water Resources Research**, v. 50, n. 9, p. 7187–7205, 2014.

RODRIGUES, E. L. et al. Aplicação do modelo SWAT na avaliação do consumo de água em áreas de florestas plantadas na bacia do rio pará, Alto São Francisco, em Minas Gerais. **Sociedade & Natureza**, v. 27, n. 3, p. 485–500, dez. 2015.

RODRÍGUEZ OSUNA, V. et al. Priority areas for watershed service conservation in the Guapi-Macacu region of Rio de Janeiro, Atlantic Forest, Brazil. **Ecological Processes**, v. 3, n. 1, p. 16, 8 dez. 2014.

ROSSI, M. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado**. Secretaria do Meio Ambiente do Governo do Estado de São Paulo. São Paulo (SP). 2017.

ROUHANI, H.; WILLEMS, P.; FEYEN, J. Effect of watershed delineation and areal rainfall distribution on runoff prediction using the SWAT model. **Hydrology Research**, v. 40, n. 6, p. 505–519, dez. 2009.

ROUHOLAHNEJAD, E. et al. Water resources of the Black Sea Basin at high spatial and temporal resolution. **Water Resources Research**, v. 50, n. 7, p. 5866–5885, jul. 2014.

SALEMI, L. F. et al. Aspectos hidrológicos da recuperação florestal de áreas de preservação permanente ao longo dos corpos de água. **Revista do Instituto Florestal**, v. 23, n. 1, p. 69–80, 2011.

SALEMI, L. F. et al. Riparian vegetation and water yield: A synthesis. **Journal of Hydrology**, v. 454–455, p. 195–202, ago. 2012.

SANASA; PMC. **Nosso Cantareira**. Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento de Campinas. Prefeitura Municipal de Campinas. Campinas (SP). 2016.

SANSIGOLO, C. A. Estimativas climatológicas de evapotranspiração regional em Piracicaba-SP. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 17, n. 1, p. 11–18, 2002.

SANTIN, D. A. **A vegetação remanescente do município de Campinas (SP): mapeamento, caracterização fisiômica e florística, visando a conservação.** Tese de Doutorado. Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas. 1999.

SARTORI, A.; NETO, F.; GENOVEZ, A. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 10, n. 4, p. 5–18, 2005.

SAXTON, K. E.; RAWLS, W. J. Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, n. 5, p. 1569, 2006.

SCOTT, D. F. Managing riparian zone vegetation to sustain streamflow: results of paired catchment experiments in South Africa. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 29, n. 7, p. 1149–1157, 1 ago. 1999.

SEIBERT, J.; MCDONNELL, J. J. On the dialog between experimentalist and modeler in catchment hydrology: Use of soft data for multicriteria model calibration. **Water Resources Research**, v. 38, n. 11, p. 23-1-23–14, nov. 2002.

SENTELHAS, P. C. et al. **Banco de dados climáticos do Brasil. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.** 2020.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). **Biometrika**, v. 52, n. 3/4, p. 591–611, 1965.

SHINMA, T. A. **Calibração multiobjetivo do SWMM aplicada à transformação chuva-vazão.** Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. 2011.

SHINMA, T. A. **Avaliação de incertezas na calibração automática do modelo SWMM.** Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. 2015.

SHINZATO, E.; FILHO, A. C.; TEIXEIRA, W. G. **Solos Tropicais.** In: SILVA, C. R. DA (Ed.). Geodiversidade do Brasil: Conhecer o passado para entender o presente e prever o futuro. 1ª ed. Rio de Janeiro (RJ). 2008.

SIQUEIRA, P. P. et al. Effects of climate and land cover changes on water availability in a Brazilian Cerrado basin. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 37, n. September, p. 100931, out. 2021.

SMA. **Mapa de Cobertura da Terra do Estado de São Paulo na Escala de 1:100.000**. Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Coordenadoria de Planejamento Ambiental. 2013.

SMDU. Aspectos Tecnológicos: Fundamentos. **In: Manual de Drenagem e Manejo de Águas Pluvias**. Secretaria Municipal de Desenvolvimento Urbano do município de São Paulo (SP). 2012.

SVDS. **Dados Cartográficos do Município de Campinas (SP)**. Secretaria do Verde e do Desenvolvimento Sustentável. Prefeitura Municipal de Campinas. 2016.

THIEMIG, V. et al. Hydrological evaluation of satellite-based rainfall estimates over the Volta and Baro-Akobo Basin. **Journal of Hydrology**, v. 499, p. 324–338, 2013.

TOMAZELA, J. M. Campinas admite rodízio de água em mais de 100 bairros. **EXAME**. 2014.

TREVIZAN, K. Vendas de itens para poupar água no banheiro crescem 30 %, dizem marcas. **G1 São Paulo**. 2015.

TRIMBLE, S. W.; WEIRICH, F. H.; HOAG, B. L. Reforestation and the reduction of water yield on the Southern Piedmont since circa 1940. **Water Resources Research**, v. 23, n. 3, p. 425–437, mar. 1987.

USDA. **Estimation of Direct Runoff from Storm Rainfall**. United States Department of Agriculture. Chapter 10 in National Engineering Handbook: Part 630 Hydrology, edited by United States Department of Agriculture (USDA) and Natural Resources Conservation Service (NRSC), 1–79. Washington. 2004.

USGS; NGA; NASA. **Shuttle Radar Topography Mission 1 Arc-Second Global**. United States Geological Survey, National Geospatial-Intelligence Agency, National Aeronautics and Space Administration. Earth Resources Observation and Science (EROS) Center. 2013.

VALLADARES, G. S.; COELHO, R. M.; CHIBA, M. K. **Comunicado Técnico - Mapa Pedológico do Município de Campinas, SP: Legenda Expandida**. Empresa Brasileira de

Pesquisa Agropecuária. EMBRAPA Monitoramento por Satélite. 2008.

VENKATESH, B.; LAKSHMAN, N.; PURANDARA, B. K. Hydrological impacts of afforestation — A review of research in India. **Journal of Forestry Research**, v. 25, n. 1, p. 37–42, 16 mar. 2014.

WANG, Y. et al. Impact of Spatial Discretization of Hydrologic Models on Spatial Distribution of Nonpoint Source Pollution Hotspots. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 21, n. 12, p. 04016047, dez. 2016.

WHITE, M. J. et al. SWAT check: A screening tool to assist users in the identification of potential model application problems. **Journal of Environmental Quality**, v. 43, n. 1, p. 208–214, 2014.

WINCHELL, M. et al. Arcswat Interface for SWAT2012: User's Guide. **Blackland Research Center, Texas AgriLife Research**, p. 464, 2013.

YANG, Q. et al. Improving the SWAT forest module for enhancing water resource projections: A case study in the St. Croix River basin. **Hydrological Processes**, v. 33, n. 5, p. 864–875, 28 fev. 2019.

ZÉGRE, N. et al. In lieu of the paired catchment approach: Hydrologic model change detection at the catchment scale. **Water Resources Research**, v. 46, n. 11, nov. 2010.

ZHU, C.; LI, Y. Long-Term Hydrological Impacts of Land Use/Land Cover Change From 1984 to 2010 in the Little River Watershed, Tennessee. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 2, n. 2, p. 11–21, jun. 2014.

ZUFFO, A. C. O Sol, o motor das variabilidades climáticas. **Revista DAE**, v. 63, n. 198, p. 6–24, 2015.

ZUFFO, A. C.; JACOMAZZI, M. A.; FANTINATTI, P. A. P. Estudo de Caso: o Sistema Cantareira. In: **Gerenciamento de Recursos Hídricos: Conceituação e Contextualização**. p. 403-456. Elsevier. 2016.

APÊNDICE 1

Dados tabulares do Mapa de Tipo de Solo

Latossolo Vermelho - LV													
HYDGRP	ANION_EXCL	Layer	SOL_Z	SOL_BD	SOL_AWC	SOL_CBN	SOL_K	SAND	CLAY	SILT	ROCK	SOL_ALB	USLE_K
A	0,44	1	100	1,14	0,06	1,6	73,82	83	8	9	0	0,23	0,09
		2	3000	1,17	0,09	0,6	11,84	65	23	12	0	0,23	0,14

Latossolo Vermelho Amarelo – LVA													
HYDGRP	ANION_EXCL	Layer	SOL_Z	SOL_BD	SOL_AWC	SOL_CBN	SOL_K	SAND	CLAY	SILT	ROCK	SOL_ALB	USLE_K
A	0,52	1	200	1,55	0,10	1,3	2,06	61	36	3	0	0,23	0,09
		2	520	1,40	0,10	0,7	1,16	58	39	3	0	0,23	0,09
		3	1020	1,20	0,10	0,6	0,95	57	40	3	0	0,23	0,09
		4	1700	1,20	0,11	0,4	0,50	55	44	1	0	0,23	0,06
		5	2700	1,52	0,11	0,3	0,52	54	44	2	0	0,23	0,08

Argissolo Vermelho– PV													
HYDGRP	ANION_EXCL	Layer	SOL_Z	SOL_BD	SOL_AWC	SOL_CBN	SOL_K	SAND	CLAY	SILT	ROCK	SOL_ALB	USLE_K
B	0,52	1	450	1,25	0,13	2,3	3,16	34	37	29	0	0,23	0,16
		2	2200	1,32	0,13	0,5	0,70	26	49	25	0	0,23	0,15

Argissolo Vermelho Amarelo - PVA													
HYDGRP	ANION_EXCL	Layer	SOL_Z	SOL_BD	SOL_AWC	SOL_CBN	SOL_K	SAND	CLAY	SILT	ROCK	SOL_ALB	USLE_K
B	0,61	1	390	1,56	0,04	0,3	95,67	90	6	4	0	0,23	0,06
		2	800	1,50	0,04	0,2	147,4	93	3	4	0	0,23	0,06
		3	1030	1,70	0,07	0,2	11,31	71	24	5	0	0,23	0,11
		4	1620	1,70	0,07	0,2	8,93	71	26	3	0	0,23	0,09
		5	1930	1,60	0,08	0,2	11,11	70	24	6	0	0,23	0,12
		6	2150	1,70	0,07	0,2	16,29	73	21	6	0	0,23	0,11
		7	2700	1,54	0,13	0,2	3,47	38	30	32	0	0,23	0,16

Cambissolo Háptico – CX													
HYDGRP	ANION_EXCL	Layer	SOL_Z	SOL_BD	SOL_AWC	SOL_CBN	SOL_K	SAND	CLAY	SILT	ROCK	SOL_ALB	USLE_K
		1	140	1,40	0,10	1,4	20,20	61	18	21	0	0,23	0,16
		2	240	1,57	0,10	0,9	16,20	58	19	23	0	0,23	0,17
		3	440	1,40	0,10	0,7	17,57	59	18	23	0	0,23	0,17
C	0,57	4	620	1,58	0,10	0,6	9,94	55	23	22	0	0,23	0,16
		5	830	1,40	0,11	0,6	9,76	54	23	23	0	0,23	0,16
		6	1200	1,60	0,10	0,2	8,23	54	24	22	0	0,23	0,16
		7	2000	1,62	0,10	0,2	21,23	59	15	26	0	0,23	0,17

Gleissolo Háptico – GX													
GRUPO	ANION_EXCL	Layer	SOL_Z	SOL_BD	SOL_AWC	SOL_CBN	SOL_K	SAND	CLAY	SILT	ROCK	SOL_ALB	USLE_K
		1	80	1,27	0,21	2,8	9,21	2	26	72	0	0,16	0,42
D	0,50	2	450	1,36	0,16	0,7	2,43	6	38	56	0	0,16	0,30
		3	750	1,49	0,18	0,3	2,83	12	26	62	0	0,16	0,26
		4	1178	1,55	0,17	0,3	4,65	21	21	58	0	0,16	0,21

APÊNDICE 2

Dados do Gerador Climático da bacia APA Atibaia

Tabela 37 - Gerador Climático da Estação Climatológica CEPAGRI.

Estação CEPAGRI, WLATITUDE = -22,815°, WLONGITUDE = -47,058°, WELEV = 664 metros												
Parâmetro	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
TPMAX	30,18	31,03	30,07	28,99	25,73	25,14	25,21	27,35	28,76	29,81	29,60	30,31
TPMIN	19,32	19,34	18,77	17,18	14,12	12,90	12,32	13,36	15,59	17,32	17,78	18,87
STDMAX	3,41	3,04	2,66	2,85	3,17	2,97	3,53	3,74	4,17	4,09	3,19	2,92
STDMIN	1,54	1,61	1,55	2,25	2,43	2,53	2,38	2,41	2,32	2,38	2,15	1,68
PCPMM	199,83	131,97	113,65	55,48	51,72	43,25	31,75	17,15	41,46	73,92	104,92	164,38
PCPSTD	13,48	11,54	11,76	6,73	7,73	5,90	5,55	3,03	5,72	7,53	10,32	13,09
PSPSKW	2,70	3,95	4,81	4,57	8,61	4,75	6,69	7,79	6,19	4,10	4,50	3,72
PR_W(1)	0,19	0,20	0,17	0,15	0,14	0,09	0,05	0,05	0,10	0,18	0,21	0,23
PR_W(2)	0,75	0,70	0,62	0,43	0,45	0,51	0,57	0,50	0,52	0,51	0,57	0,66
PCPD	13,19	10,67	9,19	5,71	5,24	4,33	3,19	2,57	4,38	7,52	9,05	11,52
RAINHR	29,44	40,39	35,64	18,63	42,87	16,74	17,72	14,88	25,12	22,41	29,05	37,98
SOLARAV	19,98	20,84	18,36	16,62	13,66	12,71	13,31	16,66	17,34	19,63	20,53	22,04
DEWPT	0,79	0,79	0,79	0,79	0,79	0,79	0,79	0,79	0,79	0,79	0,79	0,79
WINDAV	4,10	3,91	3,86	3,61	3,54	3,36	3,47	3,89	4,41	4,50	4,57	4,32

Tabela 38 - Gerador Climático da Estação Climatológica CIAGRO.

Estação CIAGRO, WLATITUDE = -22,900°, WLONGITUDE = -47,083°, WELEV = 574 metros												
Parâmetro	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
TPMAX	29,21	30,12	29,41	28,30	25,11	24,68	24,91	27,06	28,15	29,17	28,96	29,60
TPMIN	19,52	19,65	19,09	17,38	14,10	12,83	12,57	13,74	15,68	17,54	18,17	19,26
STDMAX	3,15	2,67	2,65	2,75	3,13	3,03	3,45	3,73	4,14	4,05	3,07	2,84
STDMIN	1,56	1,35	1,43	2,22	2,41	2,56	2,29	2,38	2,28	2,25	2,11	1,57
PCPMM	282,58	170,51	158,48	55,80	64,58	45,41	34,31	25,67	55,61	103,97	160,02	207,06
PCPSTD	15,04	12,65	12,79	5,89	8,71	6,10	5,29	3,51	6,01	9,82	11,59	13,55
PSPSKW	2,78	4,35	3,87	4,11	8,37	6,01	6,08	5,57	5,29	6,73	3,03	3,52
PR_W(1)	0,44	0,34	0,30	0,16	0,14	0,11	0,08	0,09	0,15	0,28	0,32	0,37
PR_W(2)	0,71	0,66	0,54	0,38	0,43	0,42	0,51	0,48	0,50	0,44	0,58	0,61
PCPD	18,48	14,19	12,24	6,38	5,48	4,57	3,95	3,90	7,00	10,05	12,95	15,05
RAINHR	29,07	49,75	38,23	18,81	49,43	27,54	16,01	11,76	21,61	51,27	30,44	43,79
SOLARAV	19,98	20,84	18,36	16,62	13,66	12,71	13,31	16,66	17,34	19,63	20,53	22,04
DEWPT	0,75	0,72	0,74	0,71	0,72	0,70	0,66	0,59	0,60	0,65	0,70	0,73
WINDAV	1,92	1,78	1,95	2,01	1,87	1,74	1,99	2,09	2,33	2,36	2,34	2,09

APÊNDICE 3

Dados de usos quantitativos cadastrados e autorizados/outorgados na bacia APA Atibaia

Tabela 39 - Usos quantitativos cadastrados e autorizados/outorgados na bacia APA Atibaia em m³/dia.

Sub Bacia	Fonte de Captação (m ³ /dia)				Sub Bacia	Fonte de Captação (m ³ /dia)			
	Sup	AR	AP	LS		Sup	AR	AP	LS
1	0	0	0	36	35	738	14	546	27.068
2	17	0	0	1.128	36	0	0	7	0
3	0	0	0	0	37	0	0	590	0
4	0	0	0	0	38	0	0	72	0
5	504	1	114	408	39	60	0	48	0
6	120	3	21	720	40	33.247	0	932	197
7	0	0	3	0	41	0	0	602	0
8	0	6	47	0	42	3.456	1	22.611	3.600
9	90	15	75	0	43	1.144	11	430	483
10	24	111	61	24	44	1.440	15	374	1.538
11	166	0	0	0	45	215	11	1.475	2.891
12	0	9	0	0	46	9.664	2	1.001	160
13	0	0	0	0	47	0	0	72	0
14	552	27	56	546	48	43.200	0	109	0
15	0	2	105	0	49	0	0	0	0
16	6	7	26	0	50	3	0	301	20.315
17	870	2	248	8.205	51	180	0	340	720
18	0	0	0	0	52	0	33	5.683	0
19	7	0	64	0	53	24	0	24	6.360
20	0	0	18	264	54	0	0	23	0
21	248	0	0	0	55	53	3	281	37
22	2.172	212	1.288	2.031	56	0	0	0	0
23	338.412	4	954	0	57	1.452	0	317	1193
24	0	0	70	0	58	23.401	10	4.386	285
25	165	0	572	40	59	7.299	5	5.985	2.521
26	0	0	3	0	60	4.714	73	1.027	3.836
27	236	0	1.731	51	61	0	0	16	0
28	0	1	0	0	62	0	0	295	173
29	0	0	0	0	63	120	7	643	120
30	27	0	13	0	64	765	0	15	600
31	864	18	165	864	65	6	3	30	4
32	0	81	0	0	66	4.800	2	1.175	4.512
33	53	228	296	53	67	1.486	9	656	2.062
34	123	14	2.012	10.349	68	11.104	0	65	72

Sendo: Sup, superficial; AR, Aquífero Raso; AP, Aquífero Profundo; e LS, Lançamento Superficial.