



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

SEGURANÇA HÍDRICA DA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL

Ana Carolina da Encarnação Paiva

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Ciências do Sistema Terrestre, orientada pelo Dr. Javier Tomasella e pelo Dr. Daniel Andres Rodriguez.

INPE
São José dos Campos

2020

Esta página deve ficar reservada para inserir a folha de aprovação

Ao meu filho Arthur Paiva Nery, meu pai Horácio Antônio de Souza Paiva e meu marido Tulus Dias Nery.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus orientadores Javier Tomasella e Daniel Andres Rodriguez pelo apoio, ensinamento, paciência e disponibilidade;

À CAPES pela bolsa que financiou minha pesquisa;

Ao INPE e ao CCST a oportunidade de estudar em renomada instituição;

Aos funcionários do INPE que sempre me trataram com muita cordialidade, em especial a Angela e a Mariana Caroline;

Ao ONS por ceder os dados necessários para esta pesquisa;

Ao professor Félix Carriello e Fernanda Rezende por ceder os mapas de uso do solo utilizados nesta pesquisa e pelos ensinamentos sobre o modelo Dinamica EGO;

A minha psicóloga Idalina que não me deixou desanimar;

Aos amigos que conquistei ao longo do doutorado, especialmente Nathália Nascimento, Janaína Guidolini, André Gonçalves e Cássia Lemos que me apoiaram e incentivaram;

As pesquisadoras do CEMADEN/MCTI Minella Martins, Rochane Caram, Ana Carolina Nascimento, Aline Falck pela companhia, conselhos e ensinamentos;

Ao meu marido Tulus e meu filho Arthur que estiveram comigo ao longo dessa jornada, me apoiando e incentivando, ao meu pai Horácio Paiva, aos meus irmãos, Tatiana, Mônica, Letícia e Horácio, e aos meus sobrinhos Marco Antônio, Miguel e Heitor. Minha família é motivo de alegrias e da qual tenho orgulho!

Aos amigos, Carla Pietro, Andrezza Marques, Gabriela Joly, Rafael Rangel, André Mattos, Nayara Shimene, Felipe Soares e Lia Amaral, pela companhia, risos, incentivos; enfim, pela amizade;

E agradeço a Deus pela oportunidade concedida. Pelo conhecimento adquirido, pelo crescimento e amadurecimento pessoal e profissional, pelas pessoas que conheci, pelas amizades que formei e pelas que reafirmei.

Obrigada a todos!

RESUMO

A intensificação de extremos climáticos, o aumento da demanda, e a falta de um planejamento integrado dos recursos hídricos no Brasil vêm se tornando mais evidente ano após ano. No ano de 2014, deparamo-nos com cheias nas regiões Norte e Sul, enquanto o Sudeste e Nordeste sofrem com deficiências hídricas severas. A situação mais crítica no Sudeste foi observada na região metropolitana de São Paulo. O nível d'água nos reservatórios do Sistema Cantareira que abastece a região atingiu o volume morto do reservatório em 2014. A bacia do rio Paraíba do Sul, estudada neste trabalho, também apresentou níveis muito abaixo do normal, caracterizando uma estiagem extrema. O objetivo deste trabalho foi avaliar a segurança hídrica desta bacia utilizando o modelo hidrológico distribuído do INPE. Nesta análise, foi incluída a transposição de águas da bacia do rio Paraíba do Sul para o Sistema Cantareira e suas consequências para o abastecimento do Sistema Guandu – RJ e para a geração de energia nos aproveitamentos hidrelétricos na bacia. Examinou-se a disponibilidade hídrica da bacia a partir de cenários futuros de uso do solo tais como expansão urbana, agricultura e silvicultura. As análises de segurança hídrica indicaram que o reservatório de Jaguari conseguirá atender a transposição para o Sistema Cantareira e a produção de energia em todo período simulado, enquanto que a transposição quando será comprometida em pelo menos 2% do período simulado. Todos os cenários climáticos apontam para a redução da produção hidrelétrica de energia de 2016-2035 e uma tendência de melhora de 2036-2055. Finalmente, espera-se que este estudo contribua para um melhor entendimento da segurança hídrica na bacia do rio Paraíba do Sul, auxiliando as tomadas de decisões para operação dos reservatórios e da gestão dos recursos hídricos.

Palavras-chave: Segurança Hídrica. Modelagem Hidrológica. Modelagem de uso do solo.

WATER SECURITY IN THE PARAÍBA DO SUL RIVER BASIN

ABSTRACT

The intensification of climatic extremes, the increase in demand, and the lack of an integrated planning of water resources in Brazil are becoming more evident lately. In 2014, there were floods in the North and South, while the Southeast and Northeast suffered from severe water deficiencies. The most critical situation in the Southeast was observed in the metropolitan region of São Paulo, because the water level in the reservoirs of the Cantareira System that supplies the region reached the dead volume of the reservoir in 2014. The Paraíba do Sul river basin, the study area in this research, also presented levels well below normal, characterizing an extreme drought. The objective of this work is to evaluate the water security of this basin using INPE's distributed hydrological model. This analysis will include the transposition of waters from the Paraíba do Sul River basin to the Cantareira System and its consequences for the supply of the Guandu System - RJ and for the generation of energy in the hydroelectric facilities in the basin. . It is intended to analyze the water availability of the basin from future land use scenarios such as urban expansion, agriculture and forestry. The water security analyzes indicated that the Jaguari reservoir will be able to keep the transposition to the Cantareira System and the energy production, in all simulated period, will be compromised in at least 2%. All climatic scenarios point to a reduction in hydroelectric energy production between 2016 and 2035 and an improvement trend between 2036 and 2055. Finally, this study will contribute to a better understanding of water security in the Paraíba do Sul River basin, assisting the operational decision making of the reservoirs and the management of water resources.

Keywords: Water Security. Hydrological Modeling. Lando Use Modeling.

LISTA DE FIGURAS

	<u>Pág.</u>
Figura 1.1 - Esquema de transposição proposta pelo governo de São Paulo. ...	3
Figura 4.1 - Evolução das retiradas de água no Brasil, por setor usuário - 1931/2030.....	8
Figura 4.2 - Concentrações atmosféricas dos gases de efeito estufa, CO ₂ (verde), CH ₄ (laranja) e N ₂ O (vermelho), determinados a partir de dados de gelo (pontos) e de medições atmosféricas diretas (linhas).	15
Figura 4.3 - Principais características dos Modelos de Circulação Geral Oceano-Atmosfera (AOGCMs) e Modelos do Sistema Terrestre (ESMs) que participaram do CMIP5.....	17
Figura 4.4 – Projeções da concentração de CO ₂ referentes a cada RCP.	18
Figura 5.1 - Localização e sub-bacias da área de estudo.	20
Figura 5.2 - Esquema da modelagem de uso do solo.	22
Figura 5.3 - Mapas de uso do solo do Vale do Paraíba Paulista para os anos de 2005 e 2010.....	25
Figura 5.4 – Esquema da calibração do modelo hidrológico.	27
Figura 5.5 – Esquema das simulações futuras do modelo hidrológico.	28
Figura 5.6- Esquema ilustrativo das etapas de separação de escoamento (esquerda) e do fluxo propagado na rede de drenagem (direita) no modelo hidrológico MHD-INPE.	29
Figura 5.7 - Esquema conceitual do modelo hidrológico MHD-INPE indicando os fluxos e sua direção e as diferentes camadas: superior, com espessura D1; intermediária, com espessura D2; e inferior, com espessura D3.....	30
Figura 6.1 - Mapas de uso do solo do Vale do Paraíba Paulista reclassificados para os anos de 2005 (a) e 2010 (b).	46
Figura 6.2 – Mapas das variáveis explicativas agrupadas no <i>cubemap</i>	48
Figura 6.3– Comparação entre o mapa de uso do solo de 2010 observado e simulado.	51
Figura 6.4 – Gráfico de índices de similaridade máxima.	53

Figura 6.5 - Evolução da área urbana (km ²) observada (1991, 2000 e 2010) e projetada (2025, 2035 e 2050).	53
Figura 6.6 - Cenários de expansão urbana para os anos de 2025, 2035 e 2050.....	54
Figura 6.7 - Hidrograma diário (a), gráfico de correlação (b) e a curva de permanência (c) das vazões observadas versus simuladas para a sub-bacia 1 (B01), estação fluviométrica Ponte Alta I, para o período de janeiro de 1992 a dezembro de 2015.	58
Figura 6.8 - Hidrograma diário (a), gráfico de correlação (b) e a curva de permanência (c) das vazões observadas versus simuladas para a sub-bacia 2 (B02), estação fluviométrica Estrada do Cunha, para o período de janeiro de 1992 a dezembro de 2015.	59
Figura 6.9 - Hidrograma diário (a), gráfico de correlação (b) e a curva de permanência (c) das vazões observadas versus simuladas para a sub-bacia 3 (B03), reservatório Jaguari, para o período de janeiro de 1992 a dezembro de 2015.....	60
Figura 6.10 - Hidrograma diário (a), gráfico de correlação (b) e a curva de permanência (c) das vazões observadas <i>versus</i> simuladas para a sub-bacia 4 (B04), estação fluviométrica São Luiz do Paraitinga, para o período de janeiro de 1992 a dezembro de 2015.	61
Figura 6.11 - Hidrograma diário (a), gráfico de correlação (b) e a curva de permanência (c) das vazões observadas versus simuladas para a sub-bacia 5 (B05) – Reservatório Paraibuna, para o período de janeiro de 1992 a dezembro de 2015.	62
Figura 6.12 - Hidrograma diário (a), gráfico de correlação (b) e a curva de permanência (c) das vazões observadas versus simuladas para a sub-bacia 6 (B06) – Reservatório Santa Branca, para o período de janeiro de 1992 a dezembro de 2015.	63
Figura 6.13 - Hidrograma diário (a), gráfico de correlação (b) e a curva de permanência (c) das vazões observadas versus simuladas para a sub-bacia 7 (B07) – Reservatório Funil, para o período de janeiro de 1992 a dezembro de 2015.....	64

Figura 6.14 - Hidrograma diário (a), gráfico de correlação (b) e a curva de permanência (c) das vazões observadas versus simuladas para a sub-bacia 8 (B08) – Reservatório Santa Cecília, para o período de janeiro de 1992 a dezembro de 2015.	65
Figura 6.15 - Comparação entre simulação com dados dos modelos climáticos (QSclim) e dados observados (QS) da CPV para todas as sub-bacias estudadas. a) MWH; b) MWL; c) QSM. Cada modelo está representado por um ícone correspondente e cada sub-bacia por uma cor.	66
Figura 6.16 -Comparação dos cenários futuros (RCP 4.5) com base na inclinação do trecho médio da Curva de Permanência (QSM).	68
Figura 6.17 - Comparação dos cenários futuros (RCP 8.5) com base na inclinação do trecho médio da Curva de Permanência (QSM).	68
Figura 6.18 - Comparação dos cenários futuros (RCP 4.5) com base na variabilidade dos segmentos de vazões máximas (MWH).	69
Figura 6.19 - Comparação dos cenários futuros (RCP 8.5) com base na variabilidade dos segmentos de vazões máximas (MWH).	69
Figura 6.20 - Comparação dos cenários futuros (RCP 4.5) com base na variabilidade dos segmentos de vazões mínimas (MWL).	71
Figura 6.21 - Comparação dos cenários futuros (RCP 8.5) com base na variabilidade dos segmentos de vazões mínimas (MWL).	71
Figura 6.22 – Taxas de vazões defluentes em função do tempo do reservatório de Jaguari para cenários climáticos de RCP 4.5 (a) e para cenários climáticos RCP 8.5 (b).	75
Figura 6.23 - Taxas de vazões defluentes em função do tempo do reservatório de Paraibuna para cenários climáticos de RCP 4.5 (a) e para cenários climáticos RCP 8.5 (b).	76
Figura 6.24 - Taxas de vazões defluentes em função do tempo do reservatório de Santa Branca para cenários climáticos de RCP 4.5 (a) e para cenários climáticos RCP 8.5 (b).	77
Figura 6.25 - Taxas de vazões defluentes em função do tempo do reservatório de Funil para cenários climáticos de RCP 4.5 (a) e para cenários climáticos RCP 8.5 (b).	78

Figura 6.26 – Energia assegurada em função do tempo do reservatório de Jaguari.	84
Figura 6.27 - Energia assegurada em função do tempo do reservatório de Paraibuna.	85
Figura 6.28 – Energia assegurada em função do tempo do reservatório de Santa Branca.	86
Figura 6.29 – Energia assegurada em função do tempo do reservatório de Funil.	87
Figure A1 - Mapas de distâncias (m) utilizados como variáveis explicativas.	106
Figura A.2 – Precipitação média anual estimada pelos cenários climáticos com forçante RCP 4.5 da bacia do rio Paraíba do Sul para o período F1 (2016-2035) e F2 (2036- 2055).	108
Figura A.3 – Precipitação média anual estimada pelos cenários climáticos com forçante RCP 8.5 da bacia do rio Paraíba do Sul para o período F1 (2016-2035) e F2 (2036- 2055).	108
Figura A.4 – Cenários de Uso e Cobertura da Terra para a sub-bacia B01 (Ponte Alta 1).	108
Figura A.6 – Cenários de Uso e Cobertura da Terra para a sub-bacia B03 (Jaguari).....	110
Figura A.7 – Cenários de Uso e Cobertura da Terra para a sub-bacia B04 (São Luiz do Paraitinga).	111
Figura A.8 – Cenários de Uso e Cobertura da Terra para a sub-bacia B05 (Paraibuna).	111
Figura A.9 – Cenários de Uso e Cobertura da Terra para a sub-bacia B06 (Santa Branca).	112
Figura A.10 – Cenários de Uso e Cobertura da Terra para a sub-bacia B07 (Funil).....	112

LISTA DE TABELAS

Tabela 5.1- Aproveitamentos Hidrelétricos estudados neste trabalho.	21
Tabela 5.2 – Dados de entrada no modelo.	25
Tabela 5.3 – Descrição das sub-bacias estudadas.	33
Tabela 5.4 – Parâmetros utilizados no processo de calibração.	35
Tabela 5.5 – Cenários elaborados para as projeções futuras.....	40
Tabela 5.6 – Regras de operação dos reservatórios estudados.....	43
Tabela 5.7 – Energia Assegurada.	45
Tabela 6.1 - Matriz de transição, em hectares.....	48
Tabela 6.2 – Pesos de evidências de variável explicativa na conversão de Pastagem para Urbano.	50
Tabela 6.3 – Pesos de evidências de variável explicativa na conversão de Vegetação para Urbano.	50
Tabela 6.4 – Funções objetivo resultantes da Calibração automática do MHD-INPE.	55
Tabela A.1- Correlação das variáveis explicativas para a conversão de Pastagem para Urbano.	106
Tabela A.2- Correlação das variáveis explicativas para a conversão de Vegetação para Urbano.	107
Tabela A.3- Parâmetros para a calibração do MHD-INPE para o período de 1990-2015.....	107

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ANA	Agência Nacional de Águas
AOGCM	Modelo de Circulação Geral Oceano-Atmosfera
CanESM2	<i>Canadian earth system model</i>
CCCMA	<i>Canadian Centre for Climate Modelling and Analy</i>
CEIVAP	Comitê de Bacia do rio Paraíba do Sul
CMIP5	<i>Model Intercomparison Project – Phase 5</i>
CPV	Curva de Permanência de Vazões
ESM	Modelo do Sistema Terrestre
FSI	Índice de Similaridade de Fuzzy
GEE	Gases do Efeito Estufa
GCM	Modelo Climático Global
HadGEM2-ES	<i>Hadley Global Environment Model 2 - Earth System</i>
HAND	<i>Heigth Above the Nearest Dreinage</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
LNASH	Logaritmo da Eficiência de Nasch Sutcliffe
LUCC	<i>Land Use and Land Cover Change</i>
MDE	Modelo Digital de Elevação
MHD –INPE	Modelo Hidrológico Distribuído do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
MIROC5	<i>Model for Interdisciplinary Research on Climate – version 5</i>
NASH	Eficiência de Nasch Sutcliffe

ONS	Operador Nacional do Sistema Elétrico
PI	Proteção Integral
PIB	Produto Interno Bruto
PNSH	Plano Nacional de Segurança Hídrica
RCP	<i>Representative Concentration Pathways</i>
RMRJ	Região Metropolitana do Rio de Janeiro
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo
SCE-UA	<i>Shuffled Complex Evolution</i>
SP	São Paulo
UC	Unidade de Conservação
UHE	Usina Hidrelétrica
URH	Unidade de Resposta Hidrológica
US	Uso Sustentável
VPP	Vale do Paraíba Paulista
WFD	<i>Water Framework Directive</i>

SUMÁRIO

	<u>Pág.</u>
1 INTRODUÇÃO	1
2 JUSTIFICATIVA.....	5
3 HIPÓTESE E OBJETIVOS.....	6
4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	7
4.1 Segurança hídrica.....	7
4.2 Impactos de mudanças de uso e cobertura da terra na resposta hidrológica.....	10
4.3 Mudanças climáticas e os recursos hídricos	14
5 METODOLOGIA	19
5.1 Área de estudo	19
5.2 Modelagem da expansão urbana.....	21
5.2.1 Modelo Dinamica Ego	22
5.2.2 Dados de entrada.....	24
5.2.3 Calibração e validação do Dinamica Ego	26
5.2.4 Uso e cobertura da terra: projeção de cenários futuros	27
5.3 Modelagem hidrológica.....	27
5.3.1 Modelo hidrológico distribuído do INPE.....	28
5.3.2 Dados de entrada do modelo	32
5.3.3 Calibração do modelo do MHD-INPE	34
5.3.1 Simulações e projeção de vazões	36
5.4 Estimativas dos impactos dos cenários do uso e cobertura da terra e climáticos sobre a segurança hídrica.....	40
5.5 Estimativas dos impactos dos cenários do uso e cobertura da terra e climáticos sobre a produção de energia	41
6 RESULTADOS.....	46
6.1 Modelagem da expansão urbana.....	46
6.1.1 Processamento de imagens	46
6.1.2 Modelagem de uso e cobertura da Terra.....	47
6.1.3 Calibração e validação	51
6.1.4 Cenários de expansão urbana.....	52

6.2	Calibração do MHD-INPE	54
6.3	Cenários hidrológicos	56
6.3.1	Simulações do período histórico (1990-2015)	56
6.3.2	Projeções de vazões	67
6.4	Segurança hídrica.....	72
6.5	Estimativa da produção de energia.....	81
7	CONCLUSÃO	89
	REFERENCIAS	92
	APÊNDICE A – DADOS COMPLEMENTARES	106

1 INTRODUÇÃO

A segurança hídrica é a capacidade que uma população tem em proteger o acesso sustentável da água em quantidade adequada e qualidade aceitável para os seus meios de subsistência, bem-estar humano e desenvolvimento socioeconômico. Portanto, o contexto de segurança hídrica propõe garantir proteção contra a poluição e desastres relacionados à água, e pela preservação de ecossistemas sem gerar conflitos (UNITED NATIONS, 2013). Neste contexto, podemos destacar os sete desafios no âmbito da segurança hídrica apresentados durante o Fórum Mundial da Água (2000), por meio do “*Ministerial Declaration of The Hague on Water Security in the 21st Century*” (WWC, 2000): 1- satisfação das necessidades básicas, reconhecendo como necessidade básica o acesso, seguro e suficiente a água e ao saneamento; 2- garantia do abastecimento de alimentos, melhorando a segurança alimentar através do uso mais eficiente e igualitário da água; 3- proteção dos ecossistemas, garantindo a integridade dos ecossistemas por meio da gestão sustentável dos recursos hídricos; 4- compartilhamento de recursos hídricos, promovendo a cooperação pacífica e desenvolvendo sinergias entre os diferentes usos da água em todos os níveis; 5- gerenciamento de riscos, fornecendo segurança contra inundações, secas, poluição e outros riscos relacionados à água; 6- valorização da água, administrando a água de maneira que reflita seus aspectos econômicos, sociais, ambientais e culturais, assim avançando na precificação dos serviços d'água levando em consideração as necessidades básicas dos mais pobres e vulneráveis; e, 7- controle racional da água, garantindo boa governança para que o envolvimento do público e os interesses de todas as partes interessadas sejam incluídos na gestão dos recursos hídricos.

Nas últimas décadas o aumento significativo da população, o principal impulsionador da expansão urbana (SHUKLA et al., 2013; TOMÁS et al., 2016), associada à degradação dos recursos naturais fazem com que a qualidade da água disponível seja cada dia mais deteriorada (IGBP, 2012). Estimativas das Nações Unidas (UNESCO, 2018) apontaram que 55% da população mundial vive em áreas urbanas e este percentual poderá atingir até 68% em 2050.

Portanto, a expansão urbana pode aumentar a demanda de água e consequentemente, aumentar a pressão sobre os recursos hídricos locais (GROPPO et al., 2008; DUTTA et al., 2010; SHUKLA et al., 2013; QIN et al., 2014), exigindo respostas eficazes das políticas públicas ao planejamento urbano para garantir a segurança da água (EMPINOTTI et al., 2019). Alguns países já estudam planos estruturais e não estruturais a fim de garantir a segurança hídrica de seu território, por exemplo, Angola e Namíbia, na África, que cooperam na gestão e no compartilhamento do rio Kunene para abastecimento de água e geração de energia elétrica (MEISSNER; JACOBS, 2016). Na Europa, após a implementação do *EU Water Framework Directive (WFD)*, os países da União Europeia tiveram até 2015 para cumprir o objetivo de atender a qualidade da água específica e limites ecológicos para rios, lagos, pântanos e águas subterrâneas (WWC, 2000). No entanto, tais objetivos não foram alcançados (VOULVOULIS et al., 2017) .

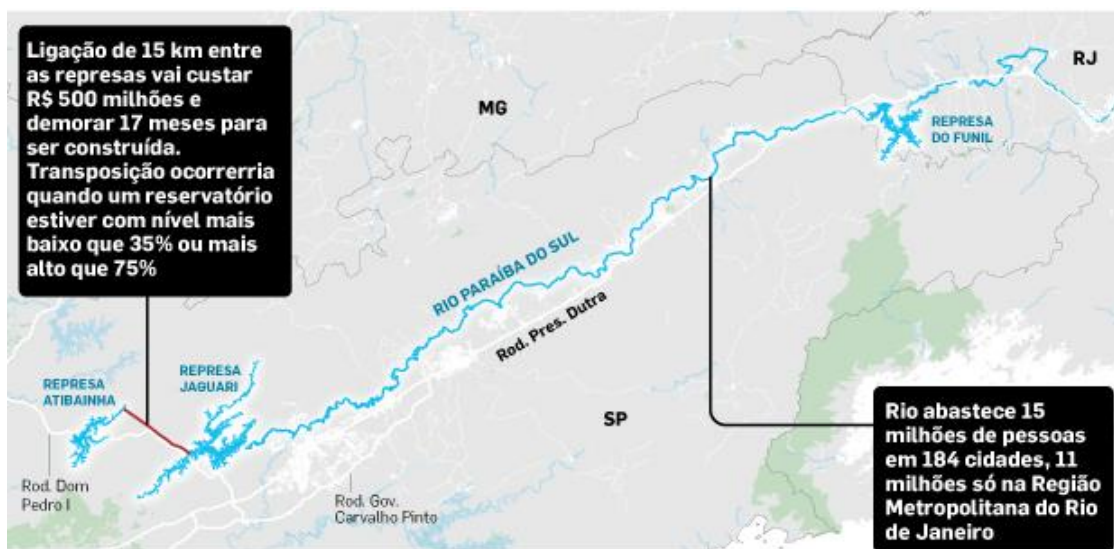
No Brasil, dadas as características do meio físico e socioeconômico, a discussão sobre a segurança hídrica apresenta-se de forma crucial no âmbito da matriz energética, bem como na sua importância para a segurança alimentar. Nos últimos anos, o país passou a perceber a importância de administrar suas reservas a fim de planejar um futuro mais sustentável. Em 2019, a Agência Nacional de Águas (ANA) apresentou o Plano Nacional de Segurança Hídrica (PNSH), que tem como objetivo definir as principais intervenções estruturantes e estratégicas de recursos hídricos para todo o país, tais como barragens, sistemas adutores, canais e eixos de integração, que são necessárias para garantir a oferta de água para o abastecimento humano e para o uso em atividades produtivas. Consequentemente, tais medidas visam reduzir os riscos associados a eventos de secas e cheias.

Nos últimos anos, as secas afetaram diferentes regiões do Brasil causando impacto na segurança da água, alimentos e energia (CUNHA et al., 2019). O ano hidrológico de 2014 foi um ano atípico para a região Sudeste (COELHO et al., 2016; NOBRE et al., 2016; CUNHA et al., 2019). Enquanto o Sul e o Norte sofriam com cheias, o Sudeste sofria com deficiência hídrica, afetando principalmente as periferias das grandes cidades, onde a população,

ambientalmente vulnerável não possui um sistema de saneamento básico adequado (FRACALANZA; FREIRE, 2015; QUINTSLR, 2018).

Em termos hidrológicos, foram registradas as menores afluências de vazões na região, em series históricas com mais de 80 anos (ACOSTA, 2014). O estado de São Paulo (SP) registrou seus reservatórios com capacidade mínima como nunca vista antes. Com a crise d'água em SP, o governo paulista propôs a construção de um canal de 15 km para interligar a represa do Jaguari (bacia do Rio Paraíba do Sul) com a represa de Atibainha (Sistema Cantareira – Bacia Piracicaba-Jundiaí-Capivari). Este canal poderá transportar até 5,13 m³/s e, conforme proposta inicial deverá transferir água em um sentido ou outro dependendo da disponibilidade (Figura 1.1).

Figura 1.1 - Esquema de transposição proposta pelo governo de São Paulo.



Fonte: Estadão (2014).

As análises de segurança hídrica realizadas no presente estudo foram baseadas nas avaliações quantitativas das demandas, sem levar em conta a qualidade da água, recursos de tratamentos de água e esgoto, acessibilidade em água doce e a eficiência do sistema de distribuição. Definições mais abrangentes de segurança hídrica incluem o outros usos e a proteção dos recursos hídricos, incluindo acesso não apenas aos seres humanos mas também ao meio ambiente, como proteção contra enchentes e secas (Wheater; Gober, 2015).

Portanto, a proposta desta pesquisa visa avaliar e compreender a segurança hídrica do rio Paraíba do Sul considerando cenários plausíveis de clima, uso e cobertura do solo e, demanda do recurso. Neste sentido, busca-se avaliar a disponibilidade hídrica nas condições atuais de uso do solo e projeções para a área da bacia e examinar também a possível transposição da água do rio Paraíba do Sul para o Sistema Cantareira e seus impactos na produção de energia ao longo da bacia.

2 JUSTIFICATIVA

Os recursos hídricos desta bacia são motivo de muitos conflitos entre os diferentes usos aos quais se destinam, como por exemplo, o enfrentamento entre os governos paulista e fluminense suscitado recentemente pelo projeto de transferência Jaguari-Cantareira e amplamente noticiado pela mídia. Estas características ressaltam a necessidade de contar com ferramentas e informações que permitam avaliar a segurança hídrica das regiões abastecidas pela bacia, considerando os impactos das mudanças ambientais da mesma.

As águas da bacia do rio Paraíba do Sul abastecem cerca de 180 municípios, incluindo grande parte da Região Metropolitana do Rio de Janeiro, através da transposição para o Guandú, que se encontra fora da bacia (CEIVAP, 2010). Atualmente também contribui com o abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo, em casos emergenciais, através da transposição para o sistema Cantareira. A bacia faz parte do subsistema Sudeste/Centro-Oeste que contribui com cerca de 60% da energia total armazenada no Brasil (ELETROBRÁS, 2018), ao longo da mesma, encontram-se alguns dos principais polos socioeconômicos brasileiros, implicando uma grande diversidade de interesses relacionados às suas águas (ANA, 2015a). Nas últimas décadas, o crescimento dessa região tem chamado atenção pela diversidade de atividades industriais e agrícolas (CARRIELLO et al., 2016), gerando uma preocupação com o uso da terra e suas consequências nos recursos hídricos. Exemplo desta consequência foi observado no início de 2020, na Região Metropolitana do Rio de Janeiro e nos municípios vizinhos, em que o abastecimento foi seriamente afetado pelos problemas de qualidade relacionados à intensa urbanização e falta de tratamento de esgoto (ASSOCIATED PRESS, 2020).

3 HIPÓTESE E OBJETIVOS

A hipótese dessa pesquisa estabelece que o efeito combinado das mudanças de uso e cobertura da terra e as mudanças climáticas globais deverá aumentar os conflitos de uso da água na bacia para abastecimento humano e industrial, demanda de commodities agrícolas e geração de energia.

A compreensão e análise da dinâmica do rio Paraíba do Sul, no trecho estudado, tem como finalidade avaliar cenários de disponibilidade dos recursos hídricos superficiais, visando proporcionar a oferta de água para abastecimento humano e para as atividades produtivas, a fim de amenizar o impacto sobre os diversos usos consuntivos e não-consuntivos da água. Propõem-se como objetivos específicos:

- Adequar e implementar o MHD-INPE para o trecho estudado da bacia do Rio Paraíba do Sul;
- Desenvolver cenários da expansão urbana do Vale do Paraíba paulista;
- Examinar cenários do uso e cobertura da terra na bacia do rio Paraíba do Sul, considerando silvicultura, agricultura, expansão de áreas urbanas;
- Examinar cenários de transposição de água para o sistema Cantareira;
- Avaliar o impacto dos diferentes cenários de uso e cobertura da terra e da transposição ao Sistema Cantareira na disponibilidade hídrica na bacia;
- Avaliar o impacto dos diferentes cenários no uso múltiplo do recurso, considerando abastecimento para consumo humano, agricultura e geração de energia nos aproveitamentos hidrelétricos na bacia do Rio Paraíba do Sul;
- Analisar o risco de falha na transposição ao sistema Guandu decorrente da combinação de cenários.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 Segurança hídrica

O termo segurança hídrica começou a ser utilizado nos anos 2000 após a publicação do relatório *Water Secure World* pelo Conselho Mundial da Água (WWC, 2000) e do *Towards Water Security: A Framework for Action* pela *Global Water Partnership* (GWP, 2000). Segundo Hoekstra *et al.*, (2018) partir da década de 80 estudos sobre a gestão integrada da água começaram a tratar os sistemas hídricos como um todo, considerando a interligação entre os sistemas hídricos superficiais e subterrâneos, contemplando questões ligadas a qualidade e a quantidade da água, e reconhecendo que esses sistemas hídricos cumprem diferentes funções. Nos anos 90 inspirados na ideia do desenvolvimento sustentável surgiu o termo gestão sustentável da água. Posteriormente empregou-se o termo gestão adaptativa da água, este, motivado pela necessidade de se adaptar as mudanças climáticas. Neste contexto o termo segurança hídrica é bem amplo e abrange tudo que pode ser classificado como integrado, sustentável e adaptativo (HOEKSTRA *et al.*, 2018).

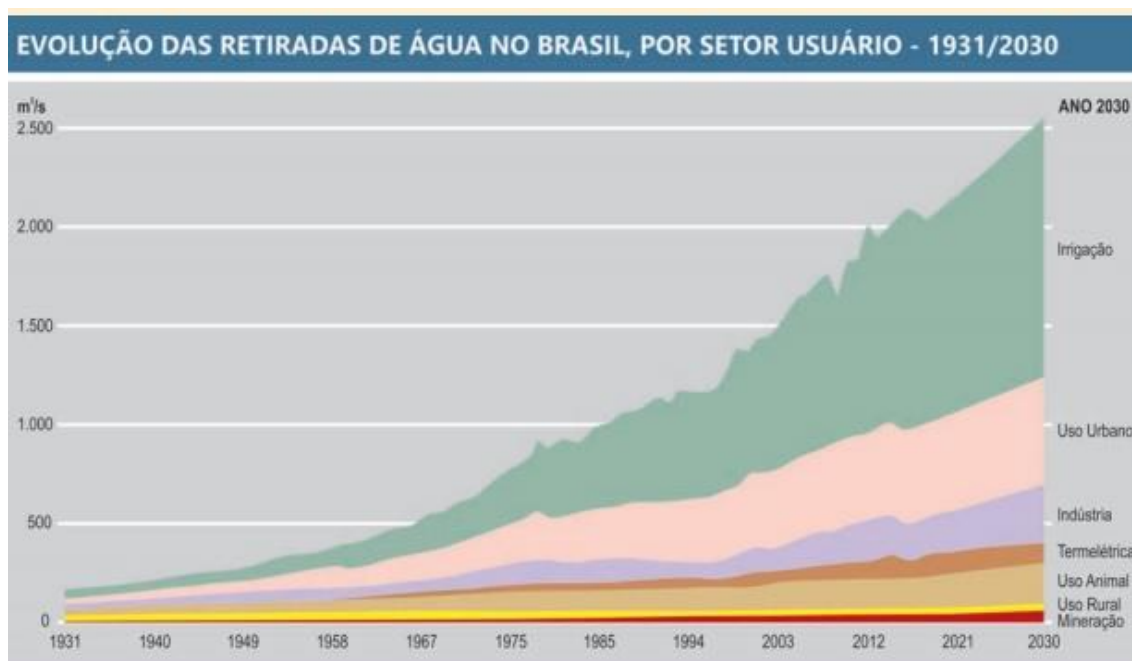
O conceito de segurança da água envolve o uso sustentável da água, buscando esforços para o bem-estar econômico, equidade social e redução de riscos associados à água (HOEKSTRA *et al.*, 2018). Ou seja, visa garantir a segurança do abastecimento de água, buscando evitar o desequilíbrio dos recursos hídricos pela oferta e demanda, entre os setores produtivos e a população (JEPSON *et al.*, 2017). Atualmente, em todo o mundo, a preocupação com o futuro dos recursos hídricos desperta o interesse da população, do governo e dos gestores dos recursos hídricos (KUMLER; LEMOS, 2008).

No contexto mundial, a América do Sul é o continente que tem a maior disponibilidade de água, seguida pelo continente Asiático que, no entanto, apresenta baixa disponibilidade hídrica relativo à sua alta densidade demográfica. A baixa disponibilidade hídrica da África corresponde a uma série de fatores naturais, econômicos e populacionais. Na Europa e na América do Norte a escassez hídrica é consequência, principalmente, da agricultura e da

industrialização. Já na Oceania, a disponibilidade hídrica é alta, porém há uma baixa concentração populacional (FRANCISCO; CARVALHO, 2004).

No Brasil, a distribuição de água superficial é bastante desigual, visto que, na região Norte, onde vivem apenas 5% da população brasileira, estão disponíveis cerca de 81% dos recursos hídricos do país, enquanto que nas bacias próximas ao litoral do país, onde se concentram 45,5% da população, apenas 2,7% destes recursos estão disponíveis (ANA, 2015b). Segundo a ANA a demanda por água cresceu 80% nas últimas décadas e a previsão é que aumente mais 24% até 2030. Como pode ser observado na Figura (4.1), a maior demanda consuntiva vem do setor de irrigação, seguido pela retirada para abastecimento urbano e industrial (ANA, 2019b).

Figura 4.1 - Evolução das retiradas de água no Brasil, por setor usuário -1931/2030.



Fonte: ANA (2019b).

A segurança hídrica depende de uma boa governança e o cumprimento adequado de suas demandas, exigindo uma análise e um planejamento integrado, considerando todos os aspectos e funções do sistema hídrico, e a formulação de políticas coesas de diferentes instituições governamentais

(BAKKER; MORINVILLE, 2013; HOEKSTRA et al., 2018; VAN GINKEL et al., 2018). Foi com esse intuito que o governo federal criou, em 2019, o Plano Nacional de Segurança Hídrica que tem como objetivo assegurar ao país um planejamento integrado e consistente de infraestrutura hídrica para redução dos impactos de secas e cheias, até o horizonte de 2035 (ANA, 2019a). A implementação das ações proposta pelo PNSH tem como desafios: o atendimento dos estados que concentram a maior parte dos problemas estratégicos do País; o foco no suprimento a déficits existentes e projetados a partir de demandas efetivas; o aproveitamento dos recursos hídricos locais e da infraestrutura hídrica existente e em obras; o abastecimento humano realizado por meio de fontes com garantia de quantidade e qualidade de água.

Ações de governança como esta, com proposições sobre a melhor forma de gerir o uso dos recursos hídricos, podem minimizar problemas quanto à qualidade e à escassez d'água, uma vez que as projeções futuras convergem para o crescimento dos conflitos pelo uso da água (SANTOS; ROMANO, 2005).

Estudos envolvendo as mudanças climáticas vem demonstrando que alterações no ciclo hidrológico e no padrão climático podem gerar um grande impacto no acesso e no abastecimento global de água (VAN GINKEL et al., 2018). Esses cenários são agravados quando são consideradas as mudanças de uso e cobertura da terra (LUCC – *Land Use and Land Cover Change*), uma vez que gera impactos nos recursos hídricos. Atualmente, os processos LUCC são uma das principais causas de distúrbios nos sistemas naturais (SAKAI et al., 2004). No contexto da segurança hídrica, a urbanização é a forma mais impactante de LUCC. Além da diminuição da disponibilidade de água (estoques, qualidade e acessibilidade reduzida), a urbanização também aumenta a pressão nos sistemas hídricos, pois leva ao aumento da demanda de água (DUTTA et al. 2010; WADA et al., 2016), comprometendo aspectos sanitários, econômicos e do ecossistema (MILLY et al., 2005; QIN et al., 2014), necessitando assim, um melhor entendimento sobre as questões relativas à segurança da água (GROPPO et al., 2008; DENG et al., 2013; SHUKLA et al, 2013; QIN et al., 2014), Tais aspectos negativos, tornam as populações humanas mais vulneráveis às

flutuações da disponibilidade de água e menos resilientes as mudanças futuras (GHOSH et al., 2019). A gestão sustentável dos recursos hídricos e o acesso ao abastecimento regular da água, assim como um saneamento básico adequado, melhoram os padrões de vida e promovem uma maior inclusão social (CHAN et al., 2003; WHEATER; GOBER, 2015; VAN GINKEL et al., 2018). Portanto, para garantir a segurança hídrica, melhorias nas políticas públicas de planejamento urbano são fundamentais (EMPINOTTI et al., 2019).

4.2 Impactos de mudanças de uso e cobertura da terra na resposta hidrológica

A interferência humana tem causado diversos impactos no nosso ecossistema, de forma que nos últimos anos a preocupação com o futuro dos recursos naturais do nosso planeta vem aumentando. Expansões urbanas e agrícolas são cada vez mais necessárias para dar suporte aos bilhões de habitantes do nosso planeta, porém essas alterações na cobertura da terra geram diversos impactos ao meio ambiente. Essas LUCC têm chamado a atenção de diversos pesquisadores pelo mundo, uma vez que essas alterações geram mudanças nos fluxos de água, energia e carbono (CUNHA et al., 2013), na biodiversidade local (ALMEIDA; SOARES, 2003) e podem potencializar impactos na hidrologia de bacias de diferentes formas, intensidades e escalas (COE et al., 2009; HAYHOE et al., 2011; SIQUEIRA JÚNIOR et al., 2015).

Os aspectos mais abordados em relação à resposta hidrológica são: O desmatamento (conversão da floresta para pastagem) que gera redução na infiltração, na evapotranspiração e nos fluxos médios e de base, aumento do escoamento superficial (WENG et al., 2003; SIQUEIRA JÚNIOR et al., 2015); a substituição da floresta por uma cultura - produzindo aumento da vazão, do escoamento superficial, e a redução da evapotranspiração (HAYHOE et al., 2011); e o reflorestamento (conversão da pastagem para floresta) gerando uma redução na produção de água (BRUIJNZEEL, 2004; BROWN et al., 2005; BECK et al., 2013; ALMEIDA et al., 2016). No trabalho de Almeida et al., (2016), temos que o reflorestamento gerado pelo plantio de eucalipto (prática muito comum na

região da bacia do rio Paraíba do Sul) gera uma diminuição na vazão e um aumento na taxa de infiltração do solo.

O impacto gerado por LUCC, principalmente o desmatamento, tem potencial para alterar a resposta hidrológica. Porém, seus sinais são detectados em pequenas escalas, podendo ser discriminado dos processos naturais e outras fontes de degradação (BLÖSCHL et al., 2007). Por outro lado, em grandes escalas, existe uma grande incerteza e não há evidências de que LUCC impactam o escoamento total e nem as vazões de pico (BONELL, 2010). Essa perda de sinal é devido ao longo tempo entre a causa e o efeito (BLÖSCHL et al., 2007; RODRIGUEZ et al., 2010), e por vários outros fatores que se sobrepõem (por exemplo, efeitos de borda, processos de geração de fluxo, e os gradientes climáticos) e à variabilidade na precipitação que controla a maior parte da resposta hidrológica (RODRIGUEZ et al., 2010).

Outro fator considerado como uma das formas mais drásticas de LUCC é a urbanização, pois afeta o meio ambiente de várias maneiras (MAITI; AGRAWAL, 2005; GHOSH et al., 2014). Em relação à dinâmica hidrológica, o desenvolvimento urbano expande superfícies impermeáveis, reduz a circulação vertical de água e recargas de fluxo subterrâneo, aumenta o escoamento superficial e reduz a evapotranspiração (FLETCHER et al., 2013). Um aumento nos volumes de escoamento direto e uma diminuição nos tempos de resposta da bacia hidrográfica resulta em maiores fluxos de pico, o que aumenta o risco de inundações (THOMSON et al., 2005). Tais mudanças nas vias de água levam a uma redução do fluxo de base, agravando ainda mais a escassez de água durante as secas hidrológicas (CALOW et al., 2010).

A urbanização também pode afetar a qualidade da água, através do esgoto despejado sem tratamento nos canais e pelos lixos arrastados das superfícies urbanas para os sistemas de drenagem (PAUL; MEYER, 2001). A urbanização das bacias de drenagem causa desmatamento e degradação da bacia, alterações morfológicas nos rios e extinção de canais, aumento da erosão do solo, aumento do assoreamento e sedimentação dos rios e poluição ambiental (SHUKLA et al., 2013). A poluição da água reduz disponibilidade de água,

aumento dos custos de tratamento de água, enquanto a deposição de sedimentos nos reservatórios diminui a capacidade de armazenamento e ambos resultam em menor segurança da água (HOEKSTRA et al., 2018). Estudos vêm associando a questão da segurança hídrica aos impactos e adaptação às mudanças climáticas, a gestão da água e ao crescimento urbano (SHAO et al., 2012; XIAO-JUN et al., 2014; FRONE; FRONE, 2015; VAN GINKEL et al., 2018; GHOSH et al., 2019; YOMO et al., 2019).

Dentro deste cenário vem se observando o aumento de pesquisas de LUCC utilizando a modelagem de paisagem contribuindo assim, para uma melhor compreensão dos respectivos fatores e mecanismos (BRUIJNZEEL, 2004). Os modelos de simulação do uso e cobertura do solo e/ou paisagem (*Land Simulation Models*) têm se destacado simulando as alterações das paisagens. Seus resultados podem auxiliar no planejamento de governanças por meio da construção de cenários futuros, possibilitando mapear e identificar os impactos que as ações possam causar antes de suas implementações (LAPOLA et al., 2014; FU et al., 2015). A modelagem de paisagem pode trazer grandes contribuições aos estudos ambientais, concentrando-se nas inter-relações horizontais entre diversas variáveis espaciais em diferentes escalas (RAVAN; ROY, 1995).

Dentre os modelos de paisagem existentes destaca-se o modelo Dinamica EGO (SOARES-FILHO, 1998). Este modelo fundamenta-se na análise de autômato celular, no qual cada célula depende do seu estado inicial e de um conjunto de parâmetros que conduzirá sua mudança, dependendo das células em sua vizinhança, sendo atualizadas de forma conjunta em espaços de tempo discretizados (SOARES-FILHO et al., 2002). Portanto, os autômatos celulares (CAs - do inglês *cellular automata*) utilizam coordenadas discretas e passos de tempos discretos. O estado, num dado passo de tempo é completamente especificados pelos valores das variáveis de uma determinada localidade (ou célula) (WOLFRAM, 1996). Para cada passo de tempo discreto de um autômato celular, a sua evolução ocorre a partir do valor da variável em uma localidade sendo afetado pelos valores das variáveis nas células vizinhas identificadas no

passo de tempo pretérito (WOLFRAM, 1996; ALMEIDA, 2003). Ou seja, a partir dos dados históricos é possível calibrar os CAs e, em seguida prever o futuro, permitindo que esta interação do modelo continue fundamentado nas mesmas regras iniciais (CLARKE et al., 1997).

O Dinamica EGO foi desenvolvido, inicialmente, para simular o comportamento de áreas de colonização amazônica (SOARES-FILHO, 1998) e é a região onde se concentra grandes partes dos trabalhos que empregam esse modelo (COE et al., 2009; OSIS et al., 2019; NASCIMENTO et al., 2020; SIQUEIRA-GAY et al., 2020). Na bacia do rio Paraíba do Sul há poucos estudos utilizando modelagem dinâmica: Andrade et al., (2016) que analisaram as mudanças de uso do solo na bacia e observaram que as maiores taxas de transições ocorreram na conversão agricultura–pastagem e floresta-pastagem, e propuseram cenários de expansão dessas transições; e Rezende et al., (2018) que projetou cenários futuros levando em consideração diferentes questões sociais, econômicas e ambientais, a partir de análises sobre a dinâmica de expansão da silvicultura no Vale do Paraíba paulista. Ambos autores classificaram o modelo como adequado e eficiente para simular as mudanças de uso do solo em bacias hidrográficas.

Dados qualitativos ou quantitativos sobre a água são de extrema importância para a representação dos processos hidrológicos. Modelos hidrológicos juntamente com as séries históricas de vazão permitem estimar a distribuição espacial da água por meio de simulações de diferentes cenários de mudanças de uso do solo, variabilidade climática e gestão d'água (SIQUEIRA JÚNIOR et al., 2015; VON RANDOW et al., 2019).

Os modelos hidrológicos juntamente com os modelos de superfície integrados aos modelos climáticos contribuem para o entendimento dos processos locais e não locais, separadamente, e como eles influenciam na resposta hidrológica (COE et al., 2009). Oliveira (2020) associou o modelo hidrológico MHD-INPE e o modelo conceitual baseado na hipótese de Budyko para quantificar a variação histórica dos componentes do ciclo hidrológico, por fatores climáticos e antrópicos, a partir de cenários de uso do solo. Revelando que a redução da

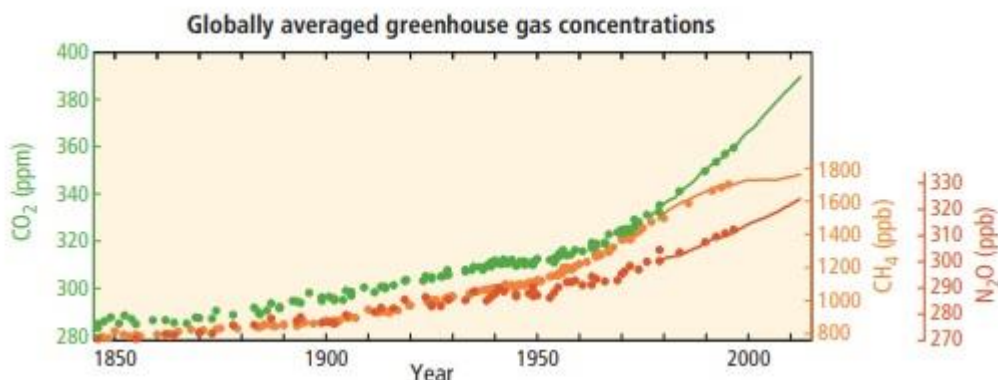
vazão apresenta um padrão quase linear a expansão da cana-de-açúcar e com a aumento da evapotranspiração.

4.3 Mudanças climáticas e os recursos hídricos

Os efeitos das mudanças climáticas podem produzir alterações nos recursos hídricos, acarretando grandes riscos a sociedade. Esses riscos não estão limitados somente aos processos hidrometeorológicos, mas a todos os usos relacionadas a água, tais como: produção de energia, segurança alimentar, saúde, biodiversidade, desenvolvimento econômico, desigualdades sociais, migração e conflito hídrico (VERBIST et al., 2020). Com o aumento e a incerteza da demanda hídrica as mudanças climáticas poderão agravar a situação das regiões que já sofrem com escassez e gerar um estresse hídrico em regiões com águas abundantes, criando alterações na disponibilidade sazonal da água em muitos lugares (UNESCO, 2020).

As mudanças climáticas são impulsionadas pelo crescimento populacional, alterações no uso e cobertura da terra, atividades econômicas, matrizes energéticas e pelo estilo de vida moderno (UNESCO, 2020; VERBIST et al., 2020). Como consequência destas ações, as emissões antropogênicas dos gases de efeito estufa (GEE) aumentaram consideravelmente desde a revolução industrial, as concentrações atmosféricas de dióxido de carbono, metano e óxido nitroso (Figura 4.2) estão em níveis sem precedentes. Em decorrência disso houve um aquecimento da atmosfera e dos oceanos, diminuindo a quantidade de neve e gelo, e elevando os níveis dos oceanos (IPCC, 2014a). A contínua emissão de GEEs causarão mudanças contínuas aos componentes do sistema climático, aumentando a probabilidade de impactos significativos que poderão ser irreversíveis para os ecossistemas (SOLOMON et al., 2009).

Figura 4.2 - Concentrações atmosféricas dos gases de efeito estufa, CO₂ (verde), CH₄ (laranja) e N₂O (vermelho), determinados a partir de dados de gelo (pontos) e de medições atmosféricas diretas (linhas).



Fonte: IPCC (2014a)

Dentro do contexto de compreensão de como as mudanças climáticas podem influenciar fatores locais, estudos vêm se utilizando dos dados de RCPs (*Representative Concentration Pathways*) que serve como entrada na modelagem climática e química da atmosfera nos experimentos numéricos do CMIP5 (*Model Intercomparison Project Phase 5*) (ARORA et al., 2011). Os modelos que compõem o CMIP5 e suas principais características estão descritos na Figura 4.3. Os RCPs são nomeados conforme o nível da forçante radiativa (Wm^{-2}) atingida no final do século XXI e descrevem quatro caminhos diferentes para as emissões de GEE (Figura 4.4), sendo eles: RCP2.6 - cenário com medidas de mitigação mais rigorosas; RCP4.5 e RCP6.0 – cenários intermediários; e RCP8.5 - cenário com emissões de GEE muito altas.

Os efeitos das mudanças climáticas nos padrões de precipitação e temperatura e suas relações com os recursos hídricos são investigados pelos cientistas de todo o planeta (BLÖSCHL et al., 2007; MARENGO et al., 2012; SILVEIRA et al., 2016). O uso combinado entre os modelos climáticos e modelos hidrológicos vêm auxiliando no entendimento dos processos hidrológicos e suas consequências para a sociedade (SOULIS et al., 2005; JACKSON et al., 2011). Entre os trabalhos que utilizam essa combinação de modelos podemos citar

Garafolo et al., (2017) que apresentam uma análise dos impactos das mudanças climáticas nas vazões máximas na Calha-Sul Amazônica e Bacia do Rio Tocantins-Araguaia apontando uma redução nas vazões máximas anuais e na duração dos eventos extremos. Siqueira Júnior et al., (2015) avaliou o efeitos dos impactos das mudanças climáticas e do desmatamento no regime hidrológico na bacia do rio Madeira concluindo que haverá menos variabilidade intra-sazonal e sazonal nas vazões associadas ao aumento da umidade do solo durante a estação seca. Os autores também observaram uma diminuição do fluxo de base, entretendo, com a inclusão do variável desmatamento nas simulações houve uma redução no impacto das mudanças climáticas sobre as vazões mínimas do Alto Madeira. Já no baixo Madeira os efeitos são intensificados sobre as vazões máximas.

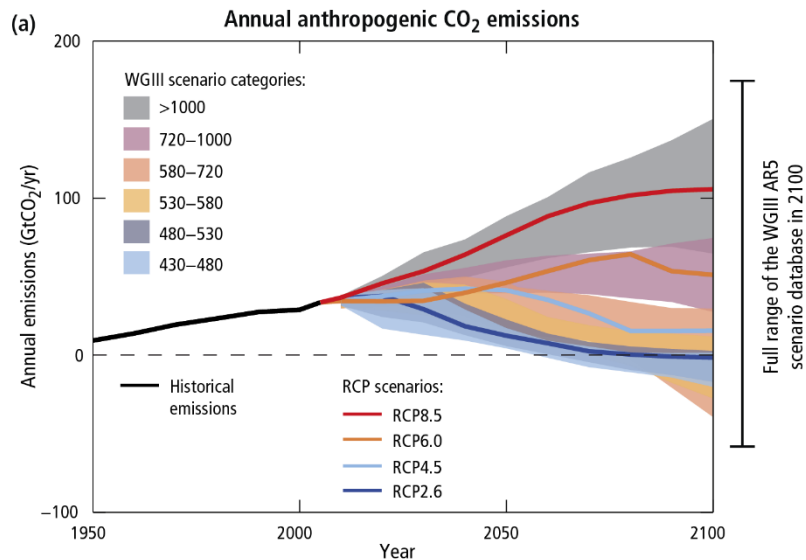
Os cenários hidrológicos obtidos nos trabalhos de Mohor et al.,(2015) e von Randow et al.,(2019) contribuem com projeções futuras para a geração de energia. Von Randow et al.,(2019) demonstram uma diminuição das vazões futuras na bacia do rio Tocantins e por consequência a redução da geração de energia, esses cenários podem ser afetados pela presença da floresta secundária e agravado pelas mudanças climáticas. Os resultados de Mohor et al., (2015) indicam redução na descarga da bacia do Tapajós em resposta às mudanças na precipitação levando a uma diminuição da produção anual de energia e a um aumento do tempo ocioso na UHE Teles Pires.

Figura 4.3 - Principais características dos Modelos de Circulação Geral Oceano-Atmosfera (AOGCMs) e Modelos do Sistema Terrestre (ESMs) que participaram do CMIP5.

Modelo		AOGCM				ESM			
		Atmosfera	Superfície Terrestre	Oceano	Gelo Marinho	Aerossol	Química da Atm	Carbono terrestre	Oceano BCG
ACCESS1.0, ACCESS1.3	Austrália								
BCC-CSM1.1, BCC-CSM1.1(m)	China								
BNU-ESM	China								
CanCM4	Canadá								
CanESM2	Canadá								
CCSM4	EUA								
CESM1 (BGC)									
CESM1 (WACCM)									
CESM1 (FASTCHEM)									
CESM1 (CAM5)									
CESM1 (CAM5.1-FV2)									
CMCC-CM, CMCC-CMS	Itália								
CMCC-CESM									
CNRM-CM5	França								
CSIRO-Mk3.6.0	Austrália								
EC-EARTH	Europa								
FGOALS-g2	China								
FGOALS-S2									
FIO-ESM v1.0	China								
GFDL-ESM2M, GFDL-ESM2G	EUA								
GFDL-CM2.1									
GFDL-CM3									
GISS-E2-R, GISS-E2-H	EUA								
GISS-E2-R-CC, GISS-E2-H-CC									
HadGEM2-ES	Reino Unido								
HadGEM2-CC									
HadCM3									
HadGEM2-AO	Coréia								
INM-CM4	Rússia								
IPSL-CM5A-LR/-CM5A-MR/-CM5B-LR	França								
MIROC4h, MIROC5	Japão								
MIROC-ESM									
MIROC-ESM-CHEM									
MPI-ESM-LR/-ESM-MR/-ESM-P	Alemanha								
MRI-ESM1	Japão								
MRI-CGCM3									
NCEP-CFv2	EUA								
NorESM1-M	Noruega								
NorESM1-ME									
GFDL-HIRAM C180/-HIRAM C360	EUA								
MRI-AGC3.2S/-AGCM3.2H	Japão								

Fonte: Adaptado de Flato e Marotzke (2013).

Figura 4.4 – Projeções da concentração de CO₂ referentes a cada RCP.



Fonte: IPCC (2014a)

Outros estudos que visam os impactos gerados pelas mudanças climáticas nos usos da água podem ser encontrados em (MARTIN et al., 2007; MULLER, 2007; MOORE et al., 2008; MARTINS et al., 2019). Muller (2007) destaca que a gestão da água, que será particularmente afetada pelas mudanças climáticas, pode fornecer uma oportunidade para iniciar respostas de adaptação estruturadas. Adaptação e mitigação das mudanças climáticas através da gestão d'água é essencial para o desenvolvimento sustentável e para alcançar a agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, o Acordo de Paris e o Marco de Sendai para Redução do risco de desastres (VERBIST et al., 2020).

5 METODOLOGIA

5.1 Área de estudo

A bacia do rio Paraíba do Sul abrange uma parte dos estados de São Paulo (~14.500km²), Minas Gerais (~20.700 km²) e do Rio de Janeiro (~26.800km²), totalizando cerca de 62.100 km² de área de drenagem. Localizada numa das regiões mais industrializadas do país, a bacia do rio Paraíba do Sul abastece aproximadamente 14,3 milhões de pessoas, incluindo 8,7 milhões de habitantes da Região Metropolitana do Rio de Janeiro, que se encontram fora dos limites da bacia, e que se beneficiam da transposição de grande volume de suas águas para a bacia do rio Guandu (CEIVAP, 2010).

O potencial hidráulico inventariado na bacia é de aproximadamente 3.000 MW, dos quais aproximadamente 800 MW já estão instalados em cerca de 33 usinas hidrelétricas, o que representa 3,6 % da potência instalada em todo o parque hidrelétrico do subsistema Sudeste, considerando todos os reservatórios cheios. No presente trabalho serão estudados os aproveitamentos localizados nas bacias do Alto e Médio Paraíba do Sul (Figura 5.1, Tabela 5.1), onde se destaca o reservatório de Paraibuna que representa 2,22% do sistema Sudeste. As águas coletadas nas áreas de drenagens destas regiões disponibilizam no reservatório de Funil um volume médio anual de 137,15 hm³ que são disputados para uso na Região Metropolitana do Rio de Janeiro (RMRJ), através da transposição para o Rio Guandú, e para uso nos municípios do Baixo Paraíba do Sul. Também dentro desta região, na captação de escoamento na bacia do Jaguarí foi instituído o desvio de água para o Sistema Cantareira, que alimenta a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Junto com a demanda local, estas transferências alimentam os principais conflitos pelo uso do recurso hídrico na bacia.

A bacia do rio Paraíba do Sul é subdividida em sete áreas de gestão, sendo uma no estado de São Paulo (Alto Paraíba do Sul), quatro no estado do Rio de Janeiro (Médio Paraíba do Sul, Piabanha, Dois Rios e Baixo Paraíba do Sul) e duas em Minas Gerais (Rio Preto e Paraibuna, e Rios Pomba e Muriaé) (AGEVAP, 2018). A sub-bacia do Alto Paraíba do Sul corresponde a grande parte da mesorregião

do Vale do Paraíba Paulista, composta por 39 municípios que concentra cerca de 2,5 milhões de habitantes (IBGE, 2010). A região é de grande importância econômica, sendo responsável por aproximadamente 5% do PIB do estado de São Paulo (IBGE, 2010). O trecho paulista da bacia do rio Paraíba do Sul é caracterizado por pastagens degradadas, intensa fragmentação florestal, processos de conturbação em estado inicial e crescente atividade industrial (SOARES *et al.*, 2008). Quanto a hidrografia temos como principais afluentes os rios Paraibuna, Paraitinga, Jaguari, Una, Buquira/Ferrão, Embaú/Piquete, Bocaina e Pitangueiras/Itagaçaba, e reservatórios de Paraibuna, Santa Branca e Jaguari (SÃO PAULO, 2020).

Figura 5.1 - Localização e sub-bacias da área de estudo.

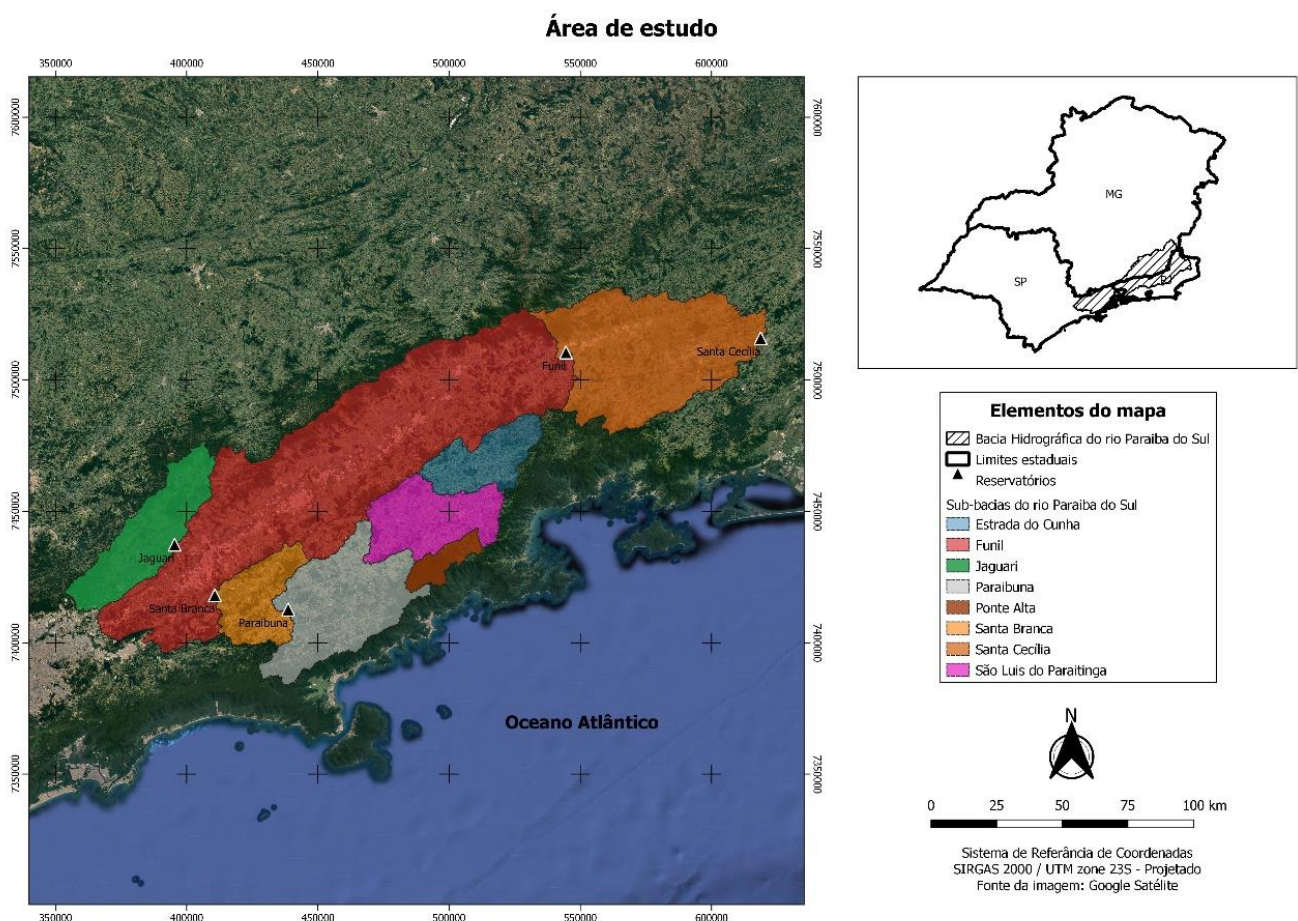


Tabela 5.1- Aproveitamentos Hidrelétricos estudados neste trabalho.

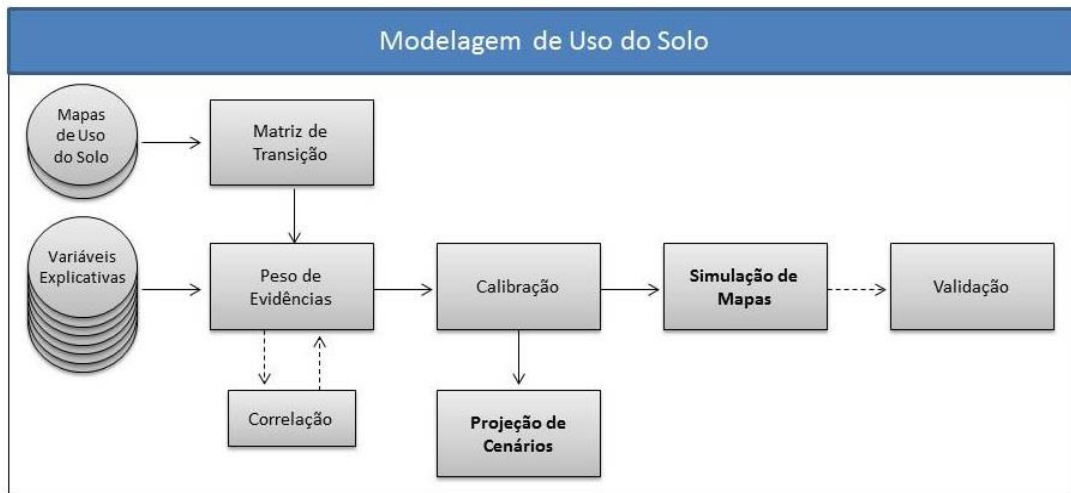
Aproveitamento Hidrelétrico	Regime de Operação	Município/UF	Rio	Área do Reservatório (km²)	Potência Instalada (MW)
Jaguari	Regularização	São José dos Campos, SP	Jaguari		27,6
Paraibuna	Regularização	Paraibuna, SP	Paraibuna/Paraitinga	177,2	85
Santa Branca	Regularização	Santa Branca, SP	Paraíba do Sul	27	50
Funil	Regularização	Itatiaia, RJ	Paraíba do Sul	39	222
Santa Cecília	Fio d'água	Piraí, RJ	Paraíba do Sul	2,7	Sem geração

A sub-bacia do Médio Paraíba do Sul equivale à microrregião do Vale do Paraíba Fluminense, composta por 19 municípios que concentra cerca de 1 milhão de habitantes. Com extensão territorial de aproximadamente 3.828,702 km², a região possui em sua hidrografia os afluentes o Preto, o Bananal, Pirapetinga, o Turvo, o das Flores e o Ubá e os reservatórios de Funil e Santa Cecília (CEIVAP, 2019). No geral, a maior parte das cidades que compõem a microrregião possuem mais áreas rurais que urbanas em seus territórios, entretanto são nos locais mais urbanizados das cidades que residem a maior parte da população (GONÇALVES *et al.*, 2015).

5.2 Modelagem da expansão urbana

A Figura 5.2 apresenta um resumo esquemático das etapas realizadas na modelagem de uso da terra para simular e projetar a expansão urbana no Vale do Paraíba paulista.

Figura 5.2 - Esquema da modelagem de uso do solo.



5.2.1 Modelo Dinamica Ego

Modelos dinâmicos são usados na representação de processos naturais e antrópicos como as mudanças de uso e cobertura da terra, mostrando-se capazes de representar trajetórias de evolução da paisagem e suas possíveis implicações futuras (SOARES-FILHO et al., 2002). Para o processo de modelagem implementado nesse trabalho, foi adotada a plataforma de modelagem de sistemas ambientais Dinamica EGO (Environment for Geoprocessing Objects) 4.4.0.10, desenvolvida pela Universidade Federal de Minas Gerais (SOARES-FILHO et al., 2009). Este modelo, incorpora o conceito de autômato celular, descrito por White et al. (2000), considerando funções estocásticas de alocação de transição com base no método bayesiano de peso de evidências (SOARES-FILHO et al., 2002). As mudanças de uso e cobertura da terra são determinadas através das matrizes de probabilidade de transição e a direção das mesmas é estipulada por simulações estocásticas em diversas escalas que levam em consideração feedbacks espaciais (ARSANJANI et al., 2012). Para a modelagem dinâmica são utilizados mapas de uso e cobertura da terra e variáveis explicativas, as quais influenciam a dinâmica das transições e orientam o processo de classificação de células que apresentam alta e baixa

probabilidade de mudança (SOARES-FILHO et al., 2009). Como resultado, o modelo gera mapas de probabilidades de transição, mapas de paisagem simulada e mapas dinâmicos das variáveis explicativas (SOARES-FILHO et al., 2002).

O desenvolvimento deste trabalho, baseou-se no método sugerido por Soares-Filho et al.,(2009), adaptando as etapas para a simulação e projeção da paisagem do Vale do Paraíba Paulista. A primeira etapa consistiu no cálculo das matrizes de transição, baseando-se na análise de dois mapas de tempos diferentes, retornando taxas de transição que definiram a quantidade líquida de mudanças (SOARES-FILHO et al., 2002). O cálculo de transição permitiu estabelecer um comportamento das classes durante um dado intervalo de tempo representado em taxas de transição, que por sua vez embasaram as transições futuras, permitindo a execução de simulações passadas e a geração de cenários futuros (MONTEIRO JÚNIOR et al., 2019).

Após o cálculo das matrizes de transição foram selecionadas as variáveis explicativas, mapas auxiliares (discretos ou contínuos) que retrataram o grau de favorecimento ou repulsa das transições de uso e cobertura da terra. Esses mapas foram agrupados em um arquivo *raster* de multicamadas, chamado *cubemap*, e serviram de dado de entrada para a próxima etapa. Além desses mapas o Dinamica EGO também gerou mapas de distâncias às classes de uso da terra envolvidas nas transições (ALMEIDA, 2003), neste caso, distância à área urbana.

O cálculo de peso de evidências baseia-se no Teorema de Probabilidade Condicional de Bayes (BONHAM-CARTER, 1994), onde uma determinada transição é analisada com base nas variáveis explicativas, permitindo avaliar o grau de favorabilidade de uma evidencia em um evento. Conforme descrito abaixo:

$$P(A/b) = \frac{P(A \cap b)}{P(b)} = \frac{P(A) \cdot P(b/A)}{P(b)} \quad (5.1)$$

Sendo, A o evento; e b a evidencia.

O método de pesos de evidência usa os logaritmos naturais dos odds. Odds (O) é a razão da probabilidade de que um evento irá ocorrer pela probabilidade de que ele não irá ocorrer. Aplicando odds na equação acima temos:

$$O(A/b) = O(A) \cdot \frac{P(b/A)}{P(b/\bar{A})} \quad (5.2)$$

Aplicando o logaritmo natural em ambos os lados da Equação 5.2, tem-se o peso de evidência positivo (W^+) definido por:

$$\log it \left(\frac{A}{b} \right) = \log it (A) + W^+ \quad (5.3)$$

Detalhes sobre a formulação podem ser encontrados em Almeida (2003).

Os valores W^+ representam o nível de significância de cada categoria para que determinadas transições de uso da terra aconteçam. Valores de pesos próximos a zero significam que a variável não exerce efeito significativo para que uma determinada transição ocorra. Esses valores também podem variar entre positivos, favorecendo a ocorrência de uma transição, e negativos, repelindo uma transição (COE et al., 2009; SOARES-FILHO et al., 2009). Com base nos valores W^+ de cada intervalo para cada variável explicativa considerada, Dinamica-EGO gera um mapa de probabilidade espacial, no qual cada célula recebe a probabilidade para certa transição.

5.2.2 Dados de entrada

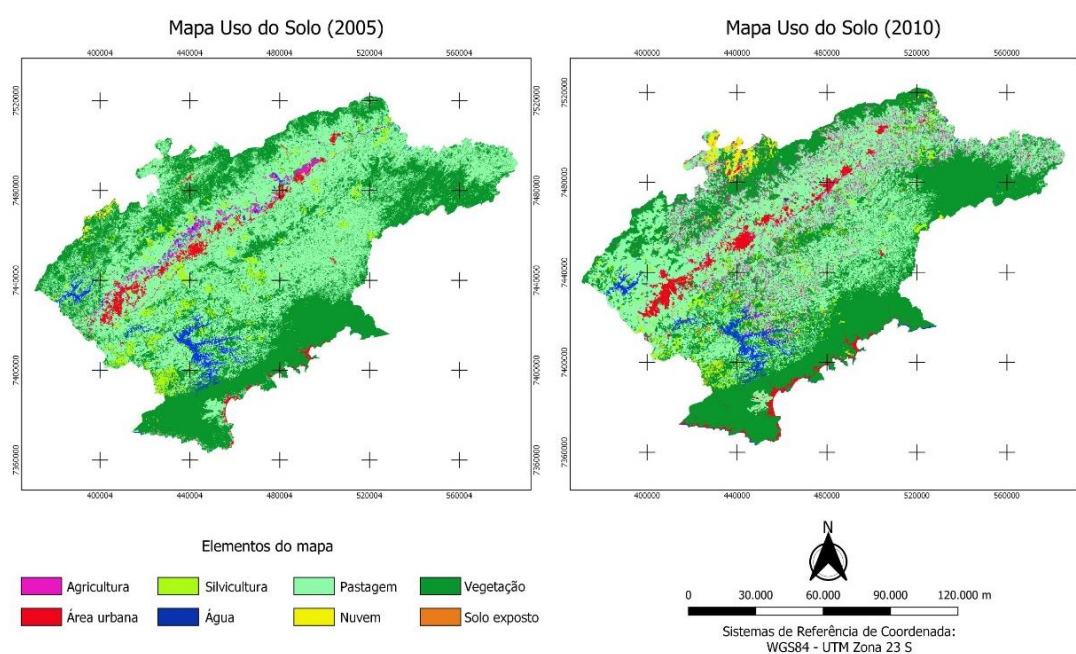
Os dados espaciais que foram agrupados para compor o *cubemap* neste estudo correspondem as características biofísicas, de acessibilidade e de uso presentes na região do Vale do Paraíba. Os dados utilizados que representam a paisagem do Vale do Paraíba Paulista (VPP) estão descritos na Tabela 5.2.

Os mapas de uso do solo (Figura 5.3) equivalente aos anos de 2005 e 2010, escala 1:60000, contém as seguintes classes de uso: Agricultura, Nuvem, Silvicultura, Solo Exposto, Queimadas, Urbano, Vegetação, Pastagem e Água.

Tabela 5.2 – Dados de entrada no modelo.

Dados	Fonte
Uso do Solo e Cobertura do Solo (2005 e 2010) (Figura 5.2)	Neves <i>et al</i> (2018) Rezende <i>et al</i> (2018)
Rodovias	ANA(2018)
Ferrovias	DNIT(2001)
Hidrografia	ANA (2018)
Represas	ANA (2018)
Unidades de Conservação	MMA (2018)
Declividade	INPE (2018)

Figura 5.3 - Mapas de uso do solo do Vale do Paraíba Paulista para os anos de 2005 e 2010.



5.2.3 Calibração e validação do Dinamica Ego

O processo de calibração utilizou o mapa de uso inicial, 2005, o conjunto de variáveis explicativas e os pesos de evidências para determinar os mapas de probabilidade e os mapas simulados.

Após calcular os pesos de evidências analisa-se a correlação dos mapas auxiliares por meio dos coeficientes de Cramer (BONHAM-CARTER, 1994), a fim de que, os mesmos sejam espacialmente independentes. Variáveis com altas correlações (> 50%) devem ser desprezadas ou substituídas pela combinação das mesmas (ALMEIDA, 2003).

A próxima etapa baseia-se no ajuste dos algoritmos de transição *expander* e *patcher*, responsáveis pela alocação de células através da representação dos processos de expansão e contração de fragmentos existentes (*expander*) e da criação de novos (*patcher*) (SOARES-FILHO et al., 2009). O tamanho dos novos fragmentos é definido através de parâmetros empíricos que correspondem ao percentual médio das manchas (Mean Patch), em ha; sua variância (Patch Size Variance), em ha; e o nível de agregação (Isometry). A isometria é um parâmetro que varia entre 0 e 2, sendo mais desagregadas quanto mais próximas de zero, e totalmente agregadas em valor igual a 2 (Almeida, 2003).

As transições analisadas neste trabalho foram às conversões de pastagem para urbano e de vegetação para urbano, assumindo que a ocupação do solo pela expansão urbana não regride e as demais classes permanecem estática.

Para a validação, o Dinamica Ego utiliza o Índice de Similaridade de Fuzzy (FSI). Essa metodologia usa uma função de decaimento exponencial ou constante em função da distância para ponderar a distribuição da célula ao redor de uma célula central (SOARES-FILHO et al., 2009). A análise de concordância se dá por uma janela de amostragem que assume diversos tamanhos e move-se sobre as imagens, determinando o ajuste médio entre a paisagem real e a simulada (COSTANZA, 1989). Esse método resulta em valores que variam de 0 a 1 que significam sem similaridade e similar, respectivamente.

5.2.4 Uso e cobertura da terra: projeção de cenários futuros

Cenários futuros de uso da terra foram gerados a fim de servirem como dados de entrada para o modelo hidrológico. Esses cenários também foram gerados na plataforma Dinamica EGO. Os parâmetros obtidos na calibração (2005/2010) foram utilizados a fim de projetar a classe “urbana” para os anos de 2025, 2030, 2035 e 2050.

5.3 Modelagem hidrológica

A Modelagem hidrológica foi realizada em duas etapas, a primeira é realizada a calibração do modelo MHD-INPE (Figura 5.4), enquanto que na segunda é realizada a simulação do período histórico e a projeção das vazões futuras, com base nas simulações atmosféricas (Figura 5.5).

Figura 5.4 – Esquema da calibração do modelo hidrológico.

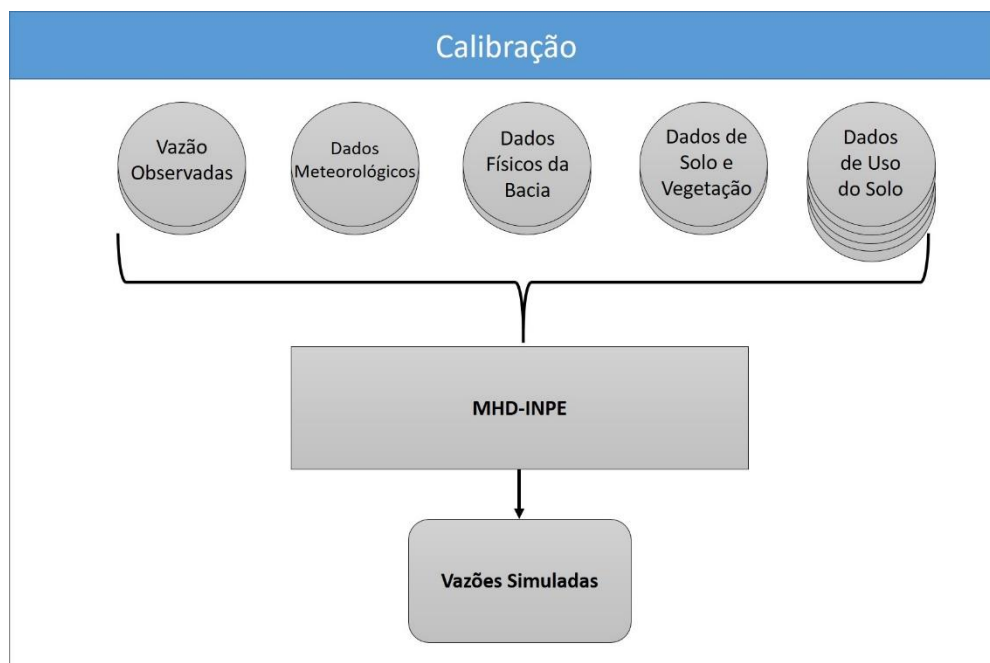
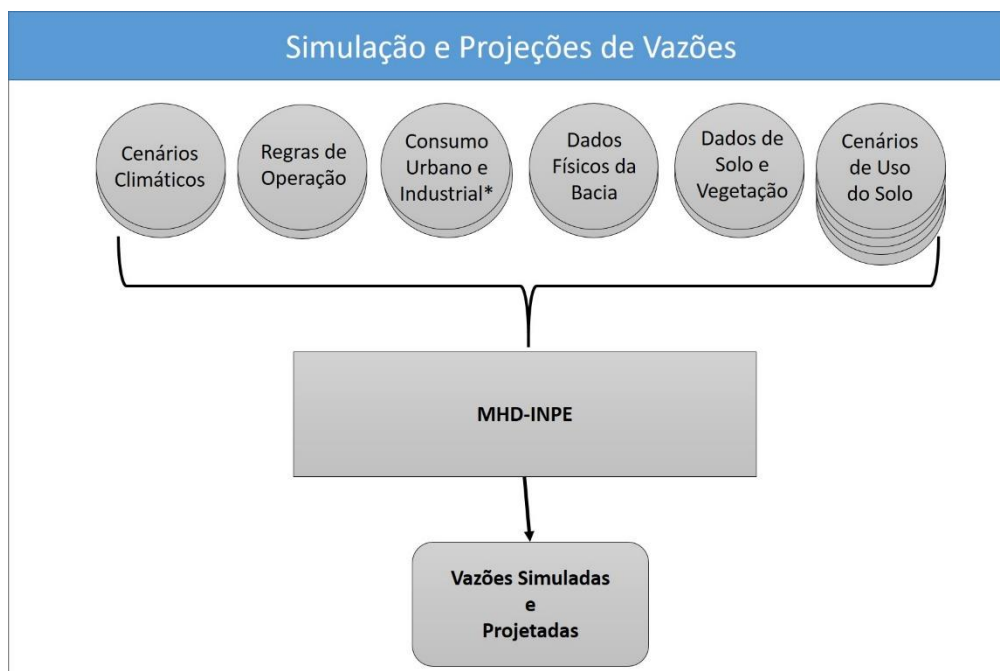


Figura 5.5 – Esquema das simulações futuras do modelo hidrológico.



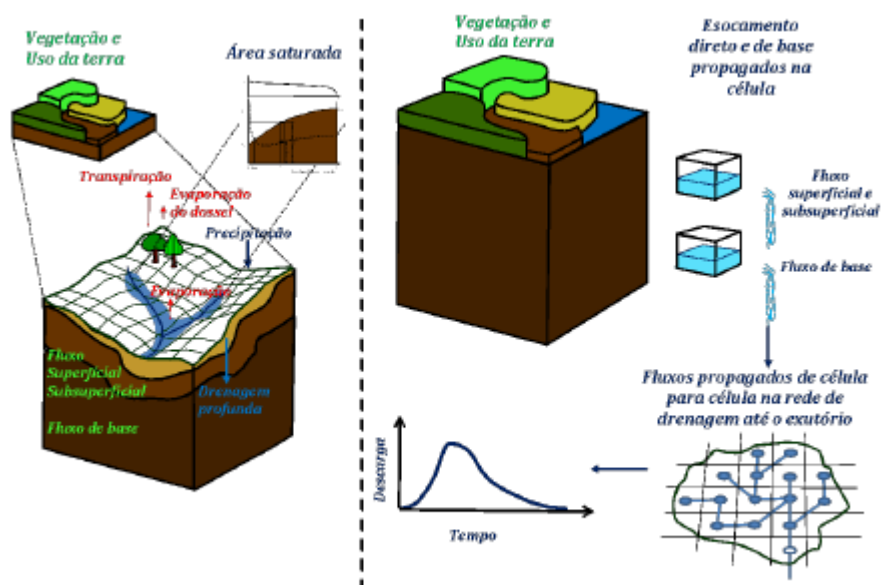
5.3.1 Modelo hidrológico distribuído do INPE

O Modelo Hidrológico Distribuído do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, MHD-INPE (RODRIGUEZ; TOMASELLA, 2016) é um modelo de grade regular de larga escala e composto por quatro módulos (Figura 5.5): Balanço vertical de água no solo; Evapotranspiração; Fluxos de superfície, subsuperficial e água subterrânea; e Roteamento de canais. Trata-se de um modelo físico distribuído que une os modelos TopModel (BEVEN; KIRKBY, 1979), no quesito simulação de escoamento, e o modelo Xinanjiang (ZHAO, 1992). O modelo tem sido aplicado, com êxito, como ferramenta para monitoramento hidrológico e previsão de vazões (FALCK et al., 2015, 2018; CASAGRANDE et al., 2017; TOMASELLA et al., 2019), em estudos de impactos das mudanças climáticas e da mudança de uso e cobertura da terra (MOHOR et al., 2015; SIQUEIRA JÚNIOR et al., 2015; VON RANDOW et al., 2019) e estudos sobre secas (MOHOR; MENDIONDO, 2017).

O balanço vertical da água no solo é calculado para cada unidade de resposta hidrológica (URH), que resulta da combinação de entradas, tais como uso e

cobertura do solo e tipos de solo. Assim, o modelo hidrológico utiliza como informações de entrada as percentagens de cada tipo de URH dentro da célula que são determinantes para os processos de geração de escoamento.

Figura 5.6- Esquema ilustrativo das etapas de separação de escoamento (esquerda) e do fluxo propagado na rede de drenagem (direita) no modelo hidrológico MHD-INPE.

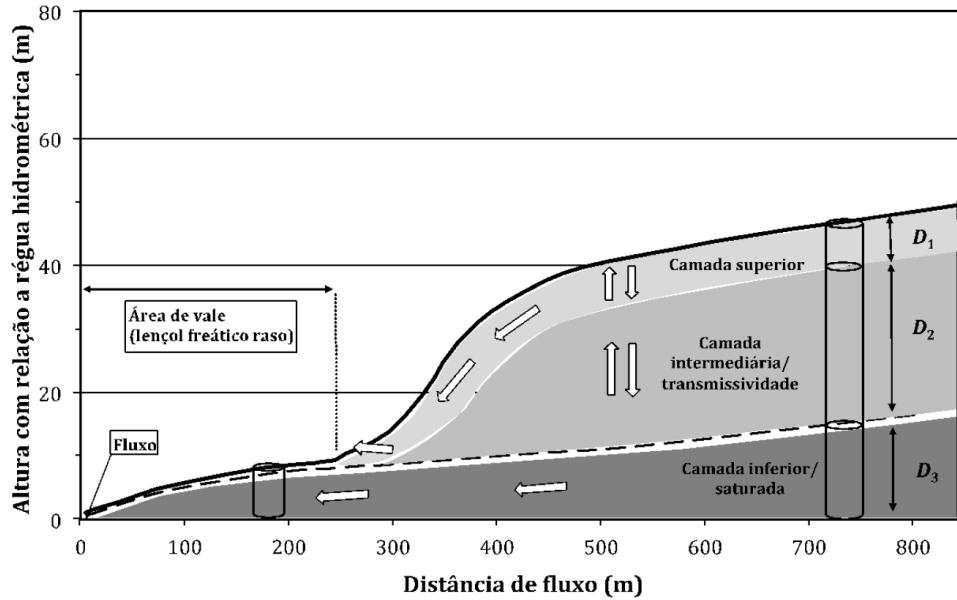


Fonte: Rodriguez et al.(2011).

Em seguida, os fluxos verticais são agregados à célula de grade com base na fração da área ocupada pela UHR correspondente. Os fluxos horizontais são estimados com base no índice topográfico da célula da grade. O modelo estima o fluxo de água em três camadas: superior, intermediária e inferior, conforme a Figura 5.6. Na superfície, são calculadas as respostas diretas à atmosfera, como a interceptação (GASH et al., 1995), o fluxo superficial, sub-superficial e a evapotranspiração. Para a evapotranspiração, é empregado o método de Penman-Monteith (ALLEN et al., 1998). Na camada intermediária são estimados os fluxos verticais provenientes das camadas superior e inferior, e a demanda de raízes mais profundas. Esta camada não permite escoamentos horizontais, podendo ser excluída em solos muito rasos e também funciona como uma espécie de reservatório de água no solo (FALCK et al., 2015). Por fim, a camada

inferior controla o fluxo de base e indiretamente o fluxo superficial por excesso de saturação.

Figura 5.7 - Esquema conceitual do modelo hidrológico MHD-INPE indicando os fluxos e sua direção e as diferentes camadas: superior, com espessura D_1 ; intermediária, com espessura D_2 ; e inferior, com espessura D_3 .



Fonte: Rodriguez *et al.*, (2016)

Para estimativa do escoamento subterrâneo ou de base, onde o fluxo de água subterrânea será máximo quando o armazenamento também for máximo, o fluxo subterrâneo na camada inferior será dado por Q_{sub} :

$$Q_{sub} = \frac{T_{sub} \tan \beta}{\lambda_{\mu}^{\mu}} \left[1 - \frac{S_{max} - S_t}{S_{max}(1 - \xi)} \right]^{\mu} = \frac{T_{sub} \tan \beta}{\lambda_{\mu}^{\mu}} \left[\frac{S_t - \xi S_{max}}{S_{max}(1 - \xi)} \right]^{\mu} \quad (5.4)$$

Onde, T_{sub} é a transmissividade do lençol freático; $\tan \beta$ é a declividade da camada inferior na célula; S_{max} é o armazenamento máximo; S_t é o armazenamento médio no tempo t para a camada inferior; ξ é a porosidade drenável; μ parâmetro que relaciona a profundidade do solo e sua

transmissividade; λ_μ é a média da área de contribuição sobre a unidade de contorno. Este parâmetro é calculado a partir do DEM de maior resolução, assumindo um perfil potencial de transmissividade (IORGULESCU; MUSY, 1997). Para se estimar S_{max} , é utilizada a porosidade do solo multiplicada pela profundidade da última camada D3 (RODRIGUEZ; TOMASELLA, 2016).

O escoamento superficial direto (Q_{sup}) é obtido pelo produto da precipitação pela porcentagem de área saturada na célula A_{sat} , que é calculada a partir de um histograma da área de contribuição à montante. Assim, o escoamento sub-superficial é calculado na camada superficial de solo, delimitada pelo comprimento da camada superior (D1). Conforme a expressão abaixo:

$$Q_{sup} = \frac{\alpha D_1 K_{ss} \tan \beta}{\lambda_n^\eta} \left(\frac{SS_t}{SS_{max}} \right)^\eta \quad (5.5)$$

Sendo K_{ss} condutividade hidráulica saturada na camada superficial; SS_{max} o armazenamento máximo; η o parâmetro de Brooks-Corey; α a anisotropia do solo; SS_t o armazenamento médio de água no instante t ; e λ^η a média da área de contribuição sobre a unidade de contorno à potência de $\eta-1$.

Desta forma, se calcularmos a diferença entre o fluxo total da camada superior e da intermediária, e o fluxo lateral, podemos estimar o escoamento entre as duas camadas. Como:

$$Q_v = \frac{K_{ss} \lambda}{\lambda_n^\eta} \left(\frac{SS_t}{SS_{max}} \right)^\eta \left(1 - \frac{\alpha D_1}{\lambda} \right) \quad (5.6)$$

A camada de transmissão recebe drenagem profunda (Q_v) da camada superior do solo e contribui para a recarga do aquífero (Q_r) de acordo com a equação abaixo:

$$Q_r = K_{ss} \left(\frac{SR_t}{SR_{max}} \right)^\eta \quad (5.7)$$

Onde, SR_t é o armazenamento médio da camada intermediária no instante t ; e SR_{max} é o armazenamento máximo da camada intermediária, calculado pelo produto da porosidade e da espessura da camada D2.

A implementação dos reservatórios e das regras de operação dos mesmos no modelo MHD-INPE estão descritas no item 5.5.

5.3.2 Dados de entrada do modelo

As simulações do modelo utilizaram como entrada informações geomorfológicas, meteorológicas e da rede de drenagem, espacialmente distribuídas com finalidade de melhor representar o regime hidrológico da bacia.

Os dados de precipitação que foram utilizados neste trabalho são da série histórica da ANA (ANA, 2018) e os demais dados meteorológicos (radiação, pressão atmosférica, velocidade do vento, temperatura do ar e temperatura do ponto de orvalho) foram obtidos através do banco de dados históricos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2018). Os dados de chuva e os demais dados meteorológicos foram interpolados, aplicando o método do inverso do quadrado da distância ponderada pela altitude da estação (LEFÈVRE et al., 2002), na grade do modelo definindo a distribuição dessas variáveis ao longo da bacia.

O modelo hidrológico MHD-INPE foi implementado para os trechos alto e médio da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. A bacia foi delimitada em células regulares (Tabela 5.3) com resolução espacial de 1km² nas sub-bacias de cabeceira e 5km² nas demais, totalizando 9496 células.

Tabela 5.3 – Descrição das sub-bacias estudadas.

Sub-Bacia		Tipo	Área de Contribuição (km²)	Resolução
B01	Ponte Alta 1	Estação	278,09	1km
B02	Estrada do Cunha	Estação	797,71	1km
B03	Jaguari	Reservatório	1314,61	1km
B04	São Luiz do Paraitinga	Estação	1153,91	1km
B05	Paraibuna	Reservatório	1848,74	5km
B06	Santa Branca	Reservatório	825,66	5km
B07	Funil	Reservatório	7290,11	5km
B08	Santa Cecília	Reservatório	3099,18	5km

As informações geomorfológicas da bacia foram extraídas do Modelo Digital de Elevação (MDE) do projeto TOPODATA (INPE, 2018), com resolução de 30m, utilizando o software TerraHidro (ROSIM et al., 2008). Da análise do MDE foram obtidas informações, tais como: direções de fluxos, área de drenagem acumulada e vetorial, delimitação da bacia, declividade dos trechos dos rios.

Para a representação física da bacia também foram utilizadas informações sobre o tipo de solo, vegetação e mapas de uso e cobertura da terra (NEVES et al., 2018; REZENDE et al., 2018), empregados na composição das unidades de resposta hidrológica uniforme.

Para cada perfil de solo é atribuído um grupo de parâmetros a fim de determinar o potencial de água no solo. As informações do perfil do solo são oriundas do algoritmo topográfico quantitativo *Height Above the Nearest Drainage* (HAND) (RENNÓ et al., 2008). As informações sobre os diferentes tipos de solos identificados na região estudada contribuíram para a compreensão das propriedades hidráulicas do solo.

5.3.3 Calibração do modelo do MHD-INPE

A série de vazões que foram utilizadas neste trabalho para calibrar o modelo hidrológico são da série histórica da ANA (ANA, 2018) e vazões de afluentes e defluentes dos reservatórios encontrados ao longo da área de estudo, disponibilizadas pelo Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS). O intervalo calibrado contempla o período de 01 de janeiro de 1990 a 31 de dezembro de 2015 e possui resolução temporal diária.

Na calibração, os parâmetros (Tabela 5.4) foram ajustados a fim de alcançar o melhor ajuste entre a vazão observada e a vazão calculada pelo modelo. No caso dos reservatórios, cada um possui dois registros de vazões observadas, afluentes e defluentes. Na célula correspondente à localização do reservatório, a vazão de saída da célula foi substituída pela vazão defluente de cada reservatório obtida do registro histórico do ONS. Assim, a vazão defluente substitui a vazão de jusante calculada pelo modelo, e essa vazão é somada à vazão da sub-bacia a jusante. O modelo então é calibrado mudando os parâmetros de ajuste da sub-bacia a jusante usando a vazão observada na estação hidrológica, ou a vazão afluente ao reservatório se for o caso, localizados imediatamente a jusante. Esta política foi adotada em função da operação do reservatório, embora seja regras limitadas, pois não sofrem as variações diárias em função da demanda para atender necessidades previstas e imprevistos na rede interconectada (variação de temperatura, eventos esportivos, complementariedade hidrológica, quedas acidentais na rede de transmissão, etc).

Cada sub-bacia foi calibrada automaticamente utilizando o método *Shuffled Complex Evolution* (SCE-UA), descrito por Duan et al., (1992). As funções objetivas utilizadas na calibração são os coeficientes de eficiência Nash-Sutcliffe (NASH), Nash-Sutcliffe do logaritmo (NASHlog) e erro de volume (ΔV). O NASH é fortemente influenciado por erros nas vazões máximas; o NASHlog é mais influenciado pelas vazões mínimas; e o ΔV mostra o valor de erro no balanço de volumes, por exemplo, quando o objeto da análise é a determinação da dimensão de reservatórios, esse valor possui um peso maior. As equações para a determinação desses parâmetros são expressas nas formas a seguir:

$$NASH = 1 - \frac{\sum_{t=1}^n (Q_{obs_t} - Q_{cal_t})^2}{\sum_{t=1}^n (Q_{obs_t} - \overline{Q_{obs}})^2} \quad (5.8)$$

$$NASH_{log} = 1 - \frac{\sum_{t=1}^n (\log Q_{obs_t} - \log Q_{cal_t})^2}{\sum_{t=1}^n (\log Q_{obs_t} - \overline{\log Q_{obs}})^2} \quad (5.9)$$

$$\Delta V = \frac{\sum_{t=1}^n (Q_{cal_t} - Q_{obs_t})}{\sum_{t=1}^n (Q_{obs_t})} \quad (5.10)$$

Sendo, Q_{obs} a vazão observada; Q_{cal} a vazão calculada; $\overline{Q_{obs}}$ a média da vazão observada; ib o índice da bacia e it o tempo;

Tabela 5.4 – Parâmetros utilizados no processo de calibração.

Parâmetro	Unidade	Intervalo	Significado físico
D₁	m	0.01 - 10	Espessura da camada superior.
D₂	m	0 - 10	Espessura da camada intermediária.
D₃	m	0.01 - 30	Espessura da camada inferior.
K_{ss}	m.day ⁻¹	0.05 - 10	Condutividade hidráulica saturada.
α	-	0 - 10.000	Coeficiente de anisotropia.
T_{sub}	m ² .day ⁻¹	0.01 - 1000	Transmissividade máxima na camada inferior do solo.
η	-	0.01 - 2	Razão o armazenamento na capacidade de campo e S _{max} .
μ	-	1 - 2	Parâmetro que representa a diminuição de transmissividade com a espessura da zona saturada.
C_{sup}	day ⁻¹	0.1 - 10	Parâmetro de roteamento para fluxo superficial e subsuperficial.
C_{sub}	day ⁻¹	0.1 - 10	Parâmetro de roteamento para fluxo base.

Os dois primeiros anos do período de calibração não foram considerados nas estatísticas de performance do modelo hidrológico.

5.3.1 Simulações e projeção de vazões

As simulações e projeções de vazões foram desenvolvidas utilizando diferentes cenários de mudanças de uso e cobertura da terra, simulações do clima histórico e projeções de clima futuro associados aos parâmetros obtidos na calibração do modelo hidrológico. Essas informações foram utilizadas para alimentar o modelo hidrológico para o período de 1990-2015 (histórico) e 2016 -2055 (futuro).

5.3.1.1 Cenários de uso e cobertura da Terra

Para os cenários de uso e cobertura da terra foram combinados os cenários de expansão urbana, (PAIVA et al., 2020), com os cenários futuros de agricultura e silvicultura (REZENDE et al., 2018) para o Vale do Paraíba Paulista. Foram analisados três possíveis cenários de uso e cobertura da terra, descrito por Rezende et al. (REZENDE et al., 2018):

- 1- Atual – seguindo a tendência atual de expansão das áreas de silvicultura, crescimento das áreas de vegetação e diminuição das pastagens;
- 2- Pessimista – considerando um aumento nas plantações de eucalipto e nas taxas de desmatamento em função do avanço das pastagens e silviculturas sobre as florestas;
- 3- Otimista – com a hipótese de uma gestão ambiental adequada. Considerando um aumento na taxa de conversão pastagem/vegetação e silvicultura/vegetação.

A expansão urbana segue a tendência atual nos três cenários descrito acima.

Ao todo foram gerados 8 cenários de LUCC com série temporal de 5 anos (2015 a 2050). As informações extraídas desses cenários foram representadas, de forma discreta, nas grades do modelo de modo que para cada célula tivéssemos as porcentagens de usos existentes na mesma.

5.3.1.2 Cenários climáticos

Para as estimativas de clima futuro foram utilizados *downscaling* dinâmico do modelo regional Eta forçado por três modelos climáticos globais (GCM)

CanESM2, HadGEM-ES e MIROC5 de grade de 20 km interpolado para 5 km. O modelo regional Eta começou a ser utilizado no Brasil em 1996 para complementar a previsão numérica do tempo e foi adaptado para contemplar o estudo das mudanças climáticas, incorporando ao modelo os cenários de emissões de CO₂ e as variações da vegetação ao longo do ano (CHOU et al., 2014; CHOU; NOBRE, 2015). O *Canadian earth system model* (CanESM2) é desenvolvido pelo *Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis* (CCCma), possui grade horizontal linear de aproximadamente 2,81°. Maiores informações sobre o CanESM2 podem ser encontradas em Arora et al., (2011). O modelo HadGEM2 – ES (*Hadley Global Environment Model 2 - Earth System*) do *Met Office Hadley Centre* é um modelo climático global que inclui elementos do sistema terrestre, tais como: ciclo do carbono terrestre e oceânico, e química da atmosfera. Possui resolução atmosférica de 1,875° x 1,25°. Informações mais detalhadas sobre o HadGEM2-ES pode ser obtida em Martin et al. (2011). O modelo MIROC5 - *Model for Interdisciplinary Research on Climate* - versão 5, é um modelo de circulação geral oceano – atmosfera, com resolução espacial de 1,4° x 1,4°. A nova versão do modelo MIROC foi descrita por Watanabe et. al. (2010). Os modelos selecionados apresentam bom desempenho na representação das características climatológicas brasileiras (CHOU et al., 2015; ALMAGRO et al., 2020; AVILA-DIAZ et al., 2020). Também foram considerados dois cenários emissões de carbono (*Representative Concentration Pathways* RCP - 4.5 e 8.5) (IPCC, 2014b), totalizando 6 cenários climáticos diferentes.

A correção dos erros sistemáticos nos campos de precipitação resultantes dos modelos climáticos foi realizada utilizando a Transformação Quartil-Quartil descrita por Bárdossy e Pegram (2011), a partir dos dados observados (1990-2015). Para correções das variáveis meteorológicas, utilizadas para estimar a evapotranspiração futura, empregou-se o método de escalamento linear descrito por (LENDERINK et al., 2007; TEUTSCHBEIN; SEIBERT, 2012).

5.3.1.3 Análise das projeções de vazões

As projeções de vazões futuras foram simuladas pelo modelo hidrológico usando projeções climáticas de três modelos, Eta-CAM, Eta-HadGEM, Eta-MIROC, baseadas em dois caminhos representativos da concentração RCP4.5 e RCP8.5. Ainda, foram utilizados os três cenários de uso e cobertura da terra descritos.

As projeções hidrológicas (Tabela 5.5) foram agrupadas em seis grupos identificados pelo cenário de uso e cobertura da terra utilizado, atual (A), Otimista (O), Pessimista (P) e pelo período futuro simulado, 2016-2035 (F1) 2036-2055 (F2). Assim, esses grupos foram denominados: F1_O, F1_A, F1_P, F2_O, F2_A e F2_P, totalizando em 36 projeções hidrológicas diferentes para cada sub-bacia.

As séries de vazões obtidas pelas simulações do MHD-INPE sob o efeito dos cenários climáticos e dos cenários de uso e cobertura do solo foram avaliadas utilizando os índices estatísticos das Curvas de Permanência de Vazões (CPV) (LEY *et al.*, 2011). São eles: QSM – Inclinação do trecho médio da CPV; MWH – Variabilidade nos segmentos de vazões máximas e MWL – Variabilidade nos segmentos de vazões mínimas. As equações para a determinação desses índices são apresentadas a seguir:

$$QSM = \frac{\text{quantil } 0.8 - \text{quantil } 0.2}{\bar{Q}} \quad (5.11)$$

$$MWH = \frac{\sum_{h=1}^H Q_h}{H} \quad (5.12)$$

$$MWL = \frac{\sum_{l=1}^L Q_l}{L} \quad (5.13)$$

Onde,

Q é a vazão;

H é o número de dias com vazões com probabilidade menor que 5%;

L é o número de dias com vazões com probabilidade entre 70% e 95%;

$\bar{Q}$ é a média das vazões;

Quantil 0.8 e quantil 0.2 são as vazões que representam as vazões com 80% e 20% de probabilidade.

Cenários históricos (1990-2015) foram gerados um para cada modelo climático e outro para a representação das séries hidrometeorológicas observadas. Esses cenários foram simulados de forma diferente da calibração. Ao invés de substituir a vazão defluente do reservatório correspondente foram adotadas as regras de operação dos reservatórios estudados descritas no item 5.5.

Os índices estatísticos da CPV foram utilizados para validar o comportamento dos modelos climáticos durante o período histórico e para analisar o impacto das mudanças climáticas e de uso e cobertura da terra na resposta hidrológica da bacia. Os índices foram normalizados em relação aos índices das simulações históricas para facilitar a comparação.

Nas simulações de vazão das projeções futuras, foram subtraídas o aumento de consumo de água urbano e industrial para os anos de 2025 e 2035 (AGEVAP, 2013) de todos os municípios localizados na bacia até o desvio.

Tabela 5.5 – Cenários elaborados para as projeções futuras.

Modelos	RCP	Período	Uso e Cobertura do Solo
Eta_CAM	4.5	F1	Otimista, Atual e Pessimista
		F2	Otimista, Atual e Pessimista
	8.5	F1	Otimista, Atual e Pessimista
		F2	Otimista, Atual e Pessimista
Eta_HadGEM	4.5	F1	Otimista, Atual e Pessimista
		F2	Otimista, Atual e Pessimista
	8.5	F1	Otimista, Atual e Pessimista
		F2	Otimista, Atual e Pessimista
Eta_MIROC	4.5	F1	Otimista, Atual e Pessimista
		F2	Otimista, Atual e Pessimista
	8.5	F1	Otimista, Atual e Pessimista
		F2	Otimista, Atual e Pessimista

5.4 Estimativas dos impactos dos cenários do uso e cobertura da terra e climáticos sobre a segurança hídrica

Neste estudo foram consideradas as duas transposições do sistema, Cantareira e Guandu. No caso da vazão do sistema Cantareira, foi considerada uma extração diária de 5,13 m³/s (SABESP, 2017) somada à vazão mínima de jusante definida pelo ONS e detalhado no item 5.5. Foi verificada o comprimento de ambas as regras, a percentagem do tempo em que esta regra era satisfeita.

Com relação à transposição ao Sistema Guandu, a vazão destinada a essa transposição é a vazão incremental entre Funil e Santa Cecília que deve ser maior que 110m³/s, em condições hidrológicas normais e 71 m³/s, em condições hidrológicas desfavoráveis (ANA, 2015a).

Assim, para cada cenário histórico e futuro propostos (1990-2015, 2016-2035 e 2036-2055), foram estimadas as vazões de regularização de cada reservatório, usando as séries de vazões simuladas pelo modelo hidrológico considerando os

usos consuntivos. Uma vez que o aumento de demanda de outros usos implica na redução da vazão de regularização. Permitindo assim estimar frequência (fração de tempo) em que segurança hídrica da bacia do rio Paraíba do Sul é comprometida. Afetando as transposições para o sistema do Guandu e para o sistema Cantareira.

Além de abastecer os municípios, os reservatórios estudados também são utilizados para geração de energia. Logo, vazões abaixo da vazão mínima operativa não só acarretam desabastecimento hídrico das cidades, como também, falha no sistema elétrico.

5.5 Estimativas dos impactos dos cenários do uso e cobertura da terra e climáticos sobre a produção de energia

Para fins da avaliação dos impactos das mudanças climáticas e no uso e cobertura da terra, foram feitas simulações e projeções hidrológicas diárias. A partir das vazões afluentes, realizou-se o balanço hídrico dos reservatórios com a geração de energia. Conforme a equação abaixo:

$$V_{FIN} = V_{INI} + \left(\frac{Q_{AFL} \cdot 3600 \cdot 24}{10^6} \right) - \left(\frac{Q_{DEF} \cdot 3600 \cdot 24}{10^6} \right) \quad (5.14)$$

Sendo,

V_{FIN} o volume do reservatório no final do intervalo de tempo (hm^3);

V_{INI} o volume do reservatório no início do intervalo de tempo (hm^3);

Q_{AFL} a vazão afluente (m^3/s); e

Q_{DEF} a vazão defluente do reservatório (m^3/s)

Nesta equação, a precipitação e a evapotranspiração dos reservatórios não foram explicitamente incluídas, uma vez que, o modelo hidrológico tem identificadas as células onde se localiza os lagos dos reservatórios. Portanto, o

balanço de precipitação e evaporação do reservatório foram implicitamente incluídos na vazão afluente.

A vazão afluente levando em consideração a vazão incremental (Q_{INC}), entre a usina analisada e a usina de montante, e a vazão defluente da cascata de reservatórios à montante. No cálculo da vazão incremental foram incluídos os diferentes usos da água da bacia do trecho incremental. Este cálculo é feito pelo modelo hidrológico utilizando os diferentes cenários de uso.

Quando aplicada a equação anterior, é necessário que os mínimos e os máximos operacionais do reservatório (Tabela 5.6) sejam considerados. Se a equação de balanço hídrico diário indicar que o volume final poderá ficar acima do máximo volume operacional (V_{MAX}) do reservatório, nesse caso a vazão defluente (Q_{DEF}) é contabilizada como a soma da vazão turbinada (Q_{TUR}) e a vazão vertida (Q_{VER}), conforme:

$$Q_{DEF} = Q_{TUR} + Q_{VER} \quad (5.15)$$

A vazão vertida (Q_{VER}) é estimada da fórmula abaixo:

$$Q_{VER} = \left(\frac{(V_{FIN} - V_{MAX}) \cdot 10^6}{3600 \cdot 24} \right) - Q_{TUR} \quad \cdots V_{FIN} > V_{MAX} \quad (5.16)$$

$$Q_{VER} = 0 \quad \cdots V_{FIN} \leq V_{MAX}$$

Com relação à vazão turbinada (Q_{TUR}), sua estimativa depende de política de operação do reservatório. Neste estudo foi considerada a regra de operação baseada no volume útil do reservatório proposta por (BRAVO, 2006). Nesta metodologia, a vazão turbinada utiliza uma relação linear entre o volume máximo (V_{MAX}) e o volume mínimo (V_{MIN}) do reservatório, conforme:

$$Q_{TUR} = Q_{TMX} \left(\frac{V_{INI} - V_{MIN}}{V_{MAX} - V_{MIN}} \right) \quad (5.17)$$

Tabela 5.6 – Regras de operação dos reservatórios estudados.

Sub-bacia	Volume (hm ³)			Vazões (m ³ /s)			Cota de Fuga (média)
	Útil	Mínimo Operativo	Máximo Operativo	Mínima	Máxima	Turbinada	
B03- Jaguari	793	443	1236	4	60	50	556.85
B05- Paraibuna	2636	2096	4732	10	120	120	625.7
B06- Santa Branca	308	131	439	30	300	150	576.5
B07- Funil	606	283	888	70	650	378	397.1

Fonte: ONS (2019).

Onde Q_{TMX} é a vazão de engolimento (m³/s), ou seja, a vazão máxima que pode ser turbinada no volume máximo. Se o reservatório atingir o volume mínimo operacional, a vazão turbinada será zero. Apesar desta regra operativa ser conservadora em termos de geração de energia, preserva o volume operacional em épocas de estiagem e reduz a ocorrência de vertimentos, aumentando a vazão turbinada à medida que o reservatório enche.

A partir da vazão turbinada, a capacidade de geração P_w (MW) será determinada usando:

$$P_w = HQ_{TUR}k \quad (5.18)$$

Sendo, H a carga (m), calculada usando a diferença entre o nível do reservatório de montante e o nível de jusante, e k o coeficiente específico de produtividade da turbina (MW.s/m⁴).

Deve-se salientar que este cálculo não contempla despacho de carga do ONS que tem variação diária e sazonal em função das condições do sistema interconectado e das condições climáticas. Entretanto, a regra de operação adotada neste estudo permite uma base de comparação comum para os cenários atuais e futuros.

Além disso, para cada período analisado (1990-2015, 2016-2035 e 2036-2055), e para diferentes cenários do uso da terra, foram feitas estimativas de energia assegurada (Tabela 5.7), admitindo-se um risco de não atendimento a carga de 5 %, visando quantificar como cada cenário de uso da terra e de mudanças climáticas afetam a geração de energia. A energia assegurada é a máxima produção de energia que pode ser mantida de forma quase que constante ao longo dos anos pelas usinas hidrelétricas considerando séries de vazões hipotéticas permitindo que haja racionamento dentro de um limite considerado pelo sistema (ANEEL, 2005).

As regras de operação do sistema hidráulico do Rio Paraíba do Sul, que compreende, além dos reservatórios localizados na bacia, as transposições para o sistema Cantareira e o sistema Guandu. Tais regras consiste em: 1) A descarga mínima a jusante dos aproveitamentos deve respeitar os limites indicados na Tabela 5.6; 2) Quando a vazão incremental entre Funil e Santa Cecília for maior que $110 \text{ m}^3/\text{s}$, a vazão emergencial de $71 \text{ m}^3/\text{s}$ a jusante de Santa Cecília deverá ser gradativamente aumentada até atingir o limite da vazão mínima normal de $90 \text{ m}^3/\text{s}$; 3) O limite mínimo para a vazão média de bombeamento em Santa Cecília é de $110 \text{ m}^3/\text{s}$; 5) O deplecionamento dos reservatórios para atender o limite mínimo em Santa Cecília deve observar a seguinte ordem de prioridade, Funil, Santa Branca, Paraibuna e Jaguari, procurando manter o limite de 10% do volume útil desses reservatórios.

Uma vez que a regra de operação proposta neste estudo pode infringir as regras atuais definidas pelo próprio Operador do Sistema, como restrições ecológicas de vazões mínimas ou mesmo de controle de cheias, estimou-se a frequência em que elas poderão ser descumpridas caso os cenários futuros indiquem um aumento da frequência de extremos comprometendo a capacidade de regularização.

Tabela 5.7 – Energia assegurada.

Sub-bacia	Energia Assegurada (MW)
B03- Jaguari	14
B05- Paraibuna	50
B06- Santa Branca	32
B07- Funil	121

Fonte: ANEEL (2005).

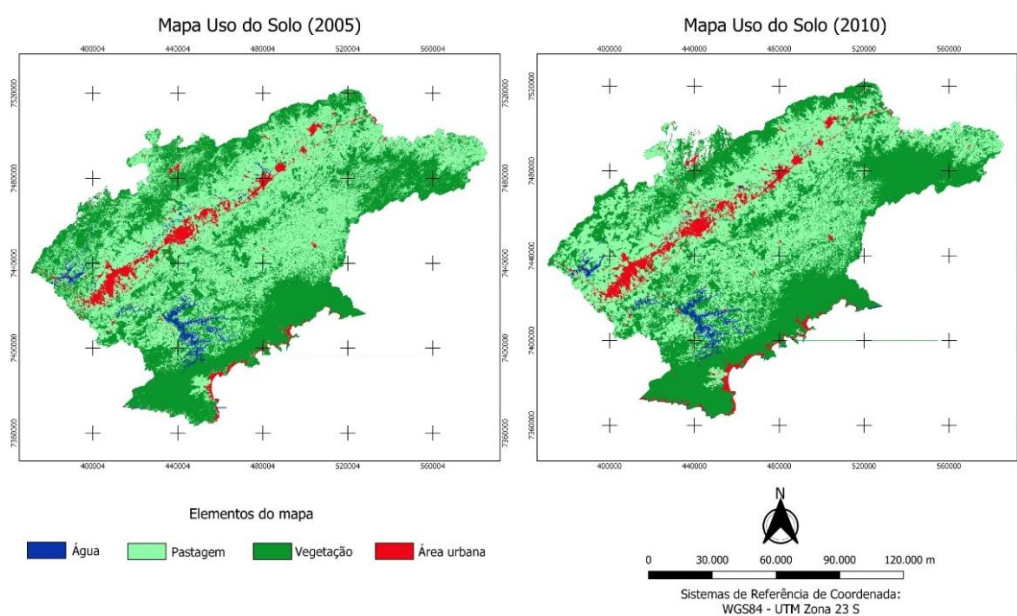
6 RESULTADOS

6.1 Modelagem da expansão urbana

6.1.1 Processamento de imagens

Os dados de entradas georeferenciados do modelo Dinamica EGO (SOARES-FILHO et al., 2002) foram tratados e colocados na mesma projeção (UTM WGS-84) e, posteriormente, recortadas com base no limite do Vale do Paraíba Paulista. As informações de Unidades de Conservação (UC) e Uso do solo foram convertidas do formato shapefiles para raster, com resolução de 90 m. Ambas as informações foram reclassificadas. As Unidades de Conservação foram agrupadas em duas classes: Unidade Sustentável (US) e Proteção Integral (PI). As informações de Uso do Solo foram reclassificadas a fim de manter as mesmas classes nos mapas de 2005 e 2010 (Figura 6.1), bem como, para extrair a classe nuvem. Fez-se necessário reduzir o número de classes para uma melhor aplicação do modelo de mudança de uso e cobertura do solo para projetar expansão urbana. Com isso, a classe silvicultura é incorporada à classe vegetação, e as classes solo exposto e queimadas é incorporada à classe pastagem.

Figura 6.1 - Mapas de uso do solo do Vale do Paraíba Paulista reclassificados para os anos de 2005 (a) e 2010 (b).



As distâncias de cada ponto até as rodovias, ferrovias, hidrografia e o polígono de represas foram estimadas de acordo com sua distância euclidiana nas bases vetoriais, resultando em mapas matriciais, em formato TIF, com resolução de 90m. Ao final do processamento das imagens todos os mapas foram salvos com o mesmo domínio.

6.1.2 Modelagem de uso e cobertura da Terra

Foram observados diferentes padrões de transição urbana ao longo da área de estudo e por isso fez-se necessário observar as transições dos usos de forma mais detalhada. Para isso adotou-se uma abordagem por sub-regiões estabelecendo assim diferentes parâmetros e coeficientes para cada sub-região.

A maior taxa de conversão, de 2005 para 2010, foi de pastagem para urbano (Tabela 6.1). Essa transição se deu principalmente nas microrregiões 3 e 5, as mais populosas das microrregiões estudadas (Figura 6.2). Os menores índices para essa transição foram observados nas microrregiões 1 e 6, essas microrregiões estão localizadas em áreas bastantes declivosas, que dificultam a ocupação urbana, bem como em áreas que possuem grandes áreas de proteção ambiental (SILVA *et al.*, 2016). Por outro lado, na região 2, destaca-se a transição vegetação para urbano, com a maior taxa de transição. O litoral possui uma estreita faixa de área de baixa declividade entre a Serra do Mar e o mar, fazendo com que a ocupação avance sobre as florestas (MARANDOLA JÚNIOR. *et al.*, 2013). A microrregião 6, que apresentou menor transição para as duas conversões estudadas possui baixa densidade populacional, cerca de 12,7 hab/km² (IBGE, 2010).

Após verificar que todas as variáveis explicativas são independentes (Tabela A1 e A2), após verificar que todas as variáveis explicativas são independentes (Tabela A1 e A2), os pesos de evidências foram calculados para as microrregiões, de modo que para cada microrregião e transição temos um grupo representativo de variáveis explicativas e seus pesos de evidências correspondentes.

Figura 6.2 – Mapas das variáveis explicativas agrupadas no *cubemap*.

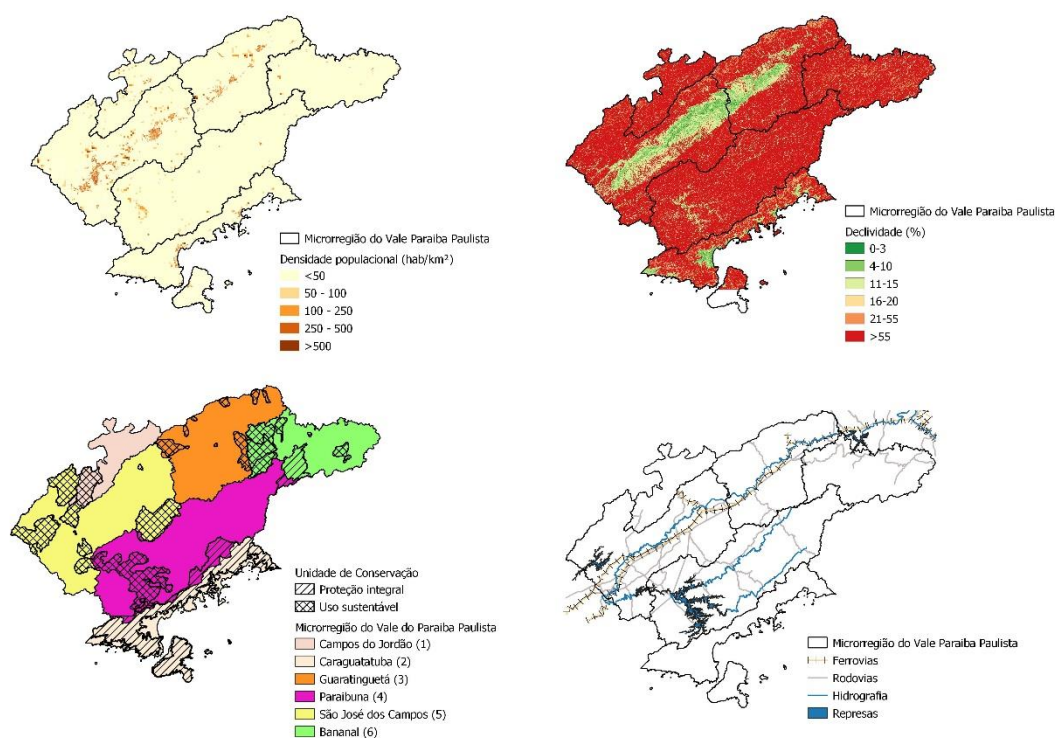


Tabela 6.1 - Matriz de transição, em hectares.

De/Para	Urbano (1)	Urbano (2)	Urbano (3)	Urbano (4)	Urbano (5)	Urbano (6)	Urbano (Total)
Pastagem	477	2121	3221	817	9028	367	16031
Vegetação	363	2828	360	256	805	59	4670

Nas transições Pastagem/Urbano (Tabela 6.2) e Vegetação/Urbano (Tabela 6.3), observam-se valores positivos dos pesos em todas as regiões para a variável “distância a área urbana”. Esta variável captura o efeito de aglomeração, favorecendo a expansão urbana em áreas vizinhas já ocupadas dadas a facilidade deslocamento de materiais, informações e diminuição de custos de infraestrutura (WHITE; ENGELEN, 2000; HE et al., 2008).

A “distância rodovia” (Figura A.1) favorece a urbanização em todas as microrregiões estudadas. A variável “distância ferrovia” favorece a transição nas

regiões 1, 3 e 5, regiões onde a ferrovia está presente (Figura 6.2). A proximidade a uma rede de transporte funciona como conector entre centros urbanos e permite a circulação de recursos (COLE; KING, 1968; KEBBLES et al., 1982).

A variável “distância rio” (Figura A.1) também influencia a expansão urbana, associada à necessidade de suprir a demanda pelo recurso hídrico de forma eficiente e com menores custos (SHUKLA et al., 2013).

A variável “distância represa” (Figura A.1) apresentou influência positiva em praticamente todas as microrregiões. As represas do VPP são utilizadas para fins recreativos, tais como: pesca e navegação, despertando interesses no setor imobiliário (DEVIDE et al., 2014).

A variável Unidade de Conservação de PI inibe a formação de novas áreas urbanas, dada suas características de proibição de assentamentos humanos e exploração direta dos recursos (BRASIL, 2000). Para conversão pastagens/urbano, nas microrregiões 4 e 6 temos um efeito preponderado dada a presença da Unidade de Conservação da Serra do Mar nessas regiões (Figura 6.2). No caso da conversão vegetação/urbano a variável PI repele a transição em todas as microrregiões, com destaque para as microrregiões 3, 5 e 6, em virtude das Unidade de Conservação das Serras do Mar e da Mantiqueira.

A Unidade de Conservação de US favorece transição na microrregião 2, em ambas as transições, onde sua presença é mais expressiva. A legislação brasileira estabelece que nas Unidades de Conservação de Uso Sustentável é admitido o assentamento humano, desde que haja uma compatibilidade entre conservação da natureza e o uso sustentável dos recursos naturais (BRASIL, 2000).

A variável “declividade” favorece as transições em quase todas as microrregiões, exceto na microrregião 2 no caso da transição pastagem/urbano. Nesta região a declividade é maior devido a estreita faixa de áreas de baixa inclinação entre a Serra do Mar e o oceano.

Tabela 6.2 – Pesos de evidências de variável explicativa na conversão de Pastagem para Urbano.

Variáveis		Sub-Região					
		1	2	3	4	5	6
Distância área urbana		3.24	2.13	2.33	3.86	1.77	3.50
Distância ferrovia		3.66	0.00	1.92	0.00	0.68	0.00
Distância rodovia		0.89	4.00	1.59	2.17	1.08	1.68
Distância rio		0.00	0.00	1.68	1.03	0.79	3.43
Distância represa		0.00	0.00	1.15	0.38	-0.96	2.26
Unidade de conservação	PI	2.36	-0.65	0.00	-11.19	0.57	-8.33
	US	-0.04	8.44	0.00	0.02	0.00	0.00
Declividade		1.30	-0.79	1.58	1.92	1.03	1.21

Tabela 6.3 – Pesos de evidências de variável explicativa na conversão de Vegetação para Urbano.

Variáveis		Sub-Região					
		1	2	3	4	5	6
Distância área urbana		3.31	2.61	4.03	4.44	3.73	5.48
Distância ferrovia		2.24	0.00	3.44	0.00	2.07	0.00
Distância rodovia		1.61	2.25	2.49	2.07	2.64	2.58
Distância rio		0.00	0.00	3.61	1.21	2.88	0.26
Distância represa		0.00	0.00	3.77	1.98	0.88	2.14
Unidade de conservação	PI	-1.06	-0.08	-9.03	-1.54	-12.11	-13.08
	US	0.15	3.50	0.00	1.15	0.02	0.72
Declividade		2.89	1.97	5.56	12.08	5.70	7.36

A área urbana do VPP aumentou cerca de 24% entre 2005 e 2010 sobre as áreas de pastagem e vegetação. A expansão urbana é impulsionada principalmente pelo crescimento populacional e pela migração do campo para as cidades (SUDHIRA et al., 2004). As microrregiões VPP 2, 3 e 5 apresentaram

taxas de crescimento populacional de 20%, 7% e 13%, respectivamente, entre 2000 e 2010, as mais altas da região nesse período. Também foram encontradas nessas microrregiões as maiores taxas de transições estudadas.

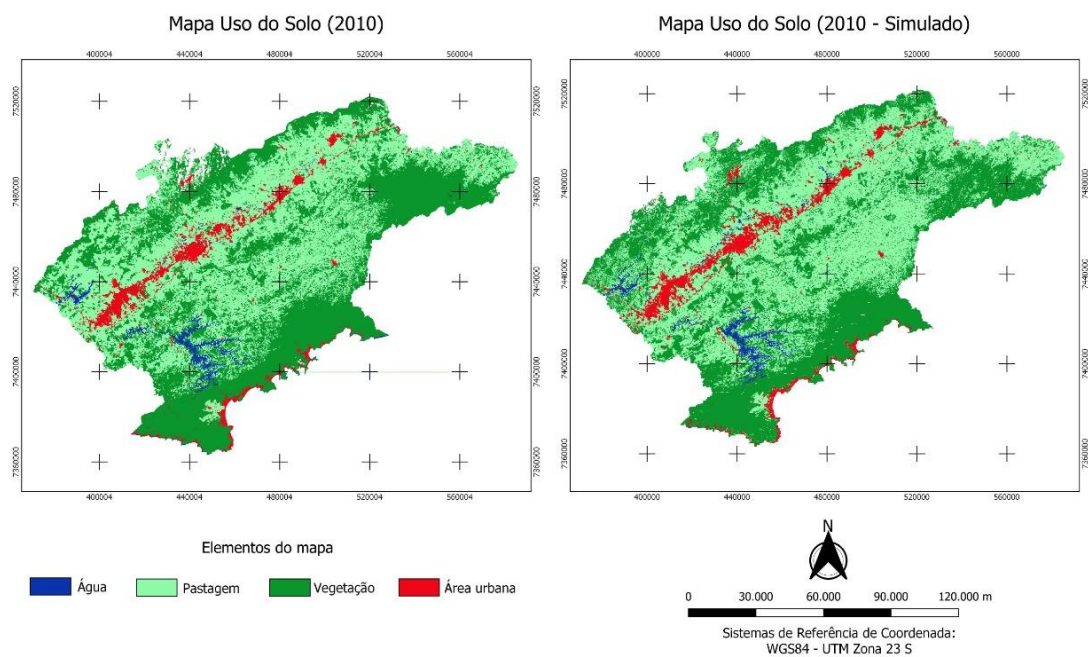
As microrregiões 3 e 5 mostraram padrões semelhantes de expansão urbana. Ambas as microrregiões têm baixas taxas de conversão vegetação/urbano devido à presença de centros urbanos consolidados. Isso faz com que os padrões de urbanização influenciem a conversão pastagem/urbano em seu entorno. A localização da rede de infraestrutura é beneficiada pelo relevo plano, o que facilita os assentamentos urbanos. Por outro lado, as áreas mais íngremes da Unidade de Conservação da Serra do Mar e da Serra da Mantiqueira atuam como contenção da expansão urbana (ANDRADE et al., 2019).

A microrregião 2 se destaca por seu grande crescimento populacional últimas décadas e alta taxa de conversão de uso urbano. Nos anos mais recentes a costa norte experimentou um grande crescimento econômico e urbano impulsionado pela exploração de gás e petróleo, a expansão dos portos (por exemplo, o Porto de Sebastião) e a consolidação do turismo e da urbanização (MARANDOLA JÚNIOR. et al., 2013). A população costeira nesta região aumentou 50% de 1991 a 2010 (IBGE, 1990, 2010), e essa expansão foi concentrada nas principais rodovias (RUIZ JÚNIOR; OLIVEIRA, 2013), corroborando os resultados observados neste estudo. Além disso, a estreita faixa de áreas de baixa inclinação entre a Serra do Mar e o oceano fazem com que as áreas urbanas avancem em direção às florestas (MARANDOLA JÚNIOR. et al., 2013).

6.1.3 Calibração e validação

Na calibração do modelo também foi utilizada a abordagem das sub-regiões para obter o mapa simulado (Figura 6.3). Comparando os mapas de forma quantitativa temos que a modelagem representa bem o padrão de expansão urbana. No ano de 2010 a área urbana observada é de 83440,72 ha, enquanto que a simulada é de 88173,15 ha, um erro de aproximadamente 5%.

Figura 6.3– Comparação entre o mapa de uso do solo de 2010 observado e simulado.



Na validação foi considerada a similaridade por múltiplas janelas uma vez que o objetivo deste artigo é utilizar a quantificação da expansão urbana. A similaridade máxima corresponde estatisticamente à quantidade de células alocadas, enquanto que a similaridade mínima corresponde à localização das mesmas (HAGEN, 2002). A validação resultante da comparação entre o mapa simulado e o mapa observado (2010), identifica valores de similaridade máxima acima de 50% na janela 3x3, chegando a 91% na janela 11x11 (Figura 6.4).

6.1.4 Cenários de expansão urbana

Os cenários de expansão urbana gerados neste trabalho consideram apenas as transições pastagem para urbano e vegetação para urbano, as demais classes encontram-se estáticas. Na Figura 6.5 apresenta-se a evolução da expansão urbana, as áreas que correspondem aos anos de 1990, 2000 e 2010 são estimadas com base na classificação do uso do solo de Neves et al. (2018) e Rezende et al., (2018). Os anos de 2025, 2035 e 2050 são as estimativas derivadas dos cenários gerados pelo modelo. A intensificação da área urbana projetada converge no entorno dos eixos Rodovia Dutra e litorâneo (Figura 6.6),

conforme o esperado. Essas regiões são as que atualmente apresentam as maiores aglomerações urbana.

Figura 6.4 – Gráfico de índices de similaridade máxima.

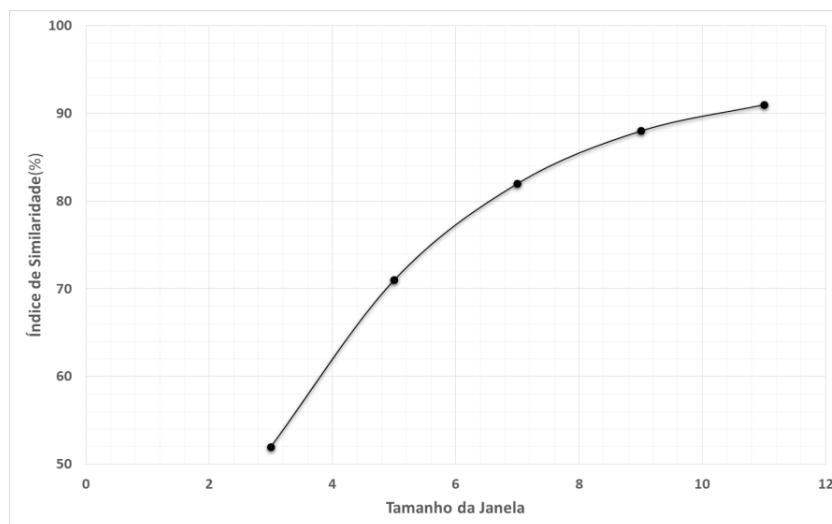


Figura 6.5 - Evolução da área urbana (km²) observada (1991, 2000 e 2010) e projetada (2025, 2035 e 2050).

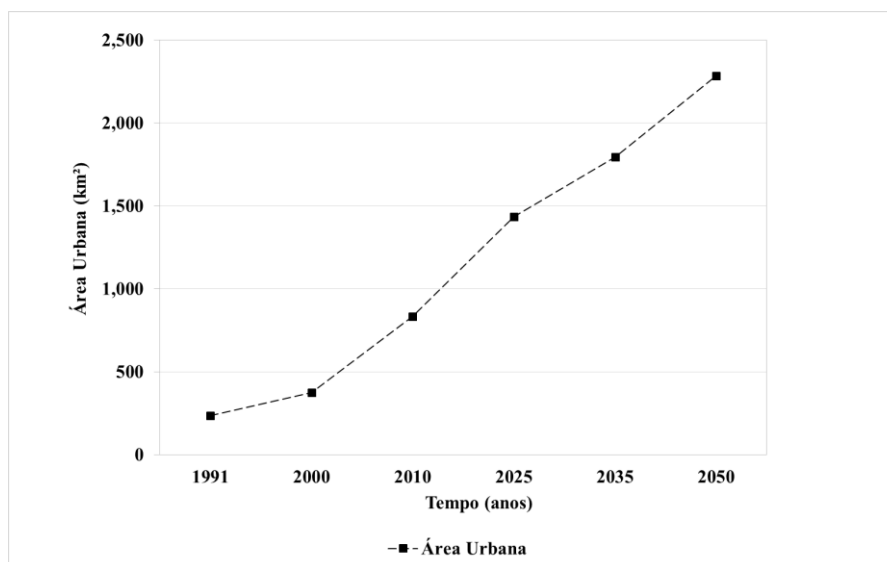
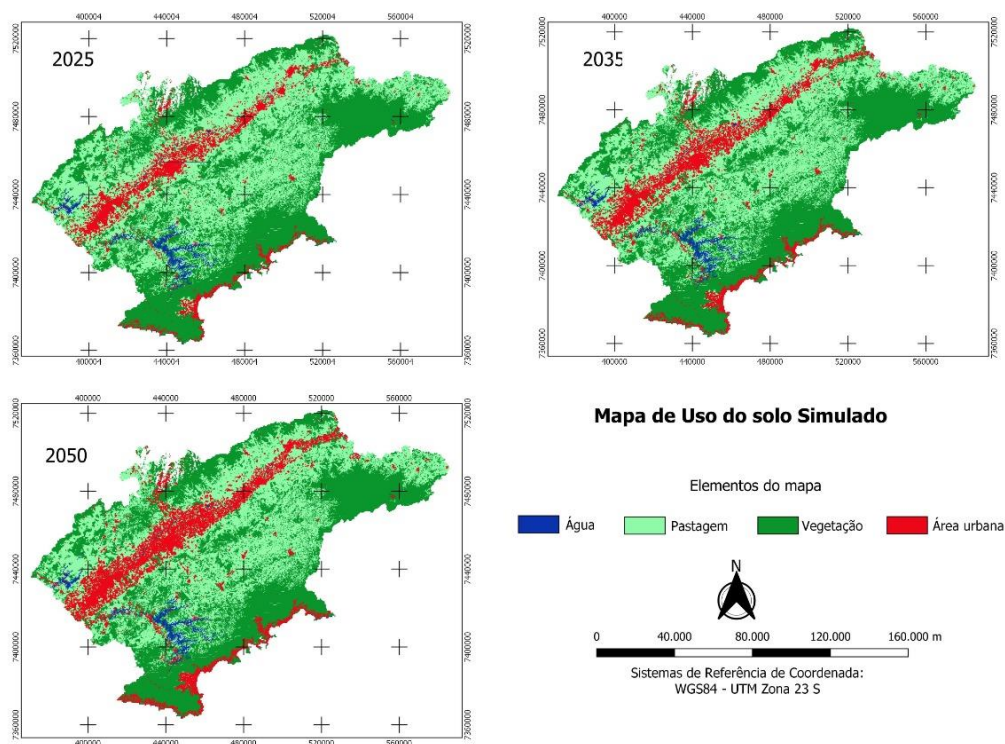


Figura 6.6 - Cenários de expansão urbana para os anos de 2025, 2035 e 2050.



6.2 Calibração do MHD-INPE

Os resultados da calibração do modelo hidrológico são apresentados em hidrogramas diários, curva de permanência e gráficos de dispersão entre a vazão observada e a simulada, e os valores obtidos pelas funções objetivo. Os parâmetros calibrados estão apresentados na Tabela A.1.

O modelo apresentou boa performance na simulação das séries de vazões históricas observadas para as sub-bacias do rio Paraíba do Sul aqui estudadas (Tabela 6.4). O coeficiente de NASH atingiu valores entre 0.65 e 0.91 nas sub-bacias calibradas com vazões afluentes aos reservatórios, e entre 0.48 e 0.73 para as sub-bacias com vazões observadas em estações hidrológicas. O coeficiente de LNASH atingiu valores entre 0.65 e 0.93 as sub-bacias que possuem reservatórios, e entre 0.56 e 0.80 para as sub-bacias sem reservatórios. O erro volumétrico se manteve num valor absoluto menor de 6%.

Tabela 6.4 – Funções objetivo resultantes da Calibração automática do MHD-INPE.

SUB-BACIA	NASH	LNASH	ERRV
01	0.475	0.555	-0.008
02	0.573	0.622	-0.013
03	0.774	0.789	-0.021
04	0.731	0.800	0.042
05	0.649	0.646	-0.059
06	0.854	0.927	-0.032
07	0.837	0.870	-0.002
08	0.908	0.884	-0.013

Para esse estudo o coeficiente LNASH tem mais relevância, uma vez que o mesmo é influenciado pelas vazões mínimas. De acordo com os intervalos propostos por Moriasi et. al.,(2007) temos que os resultados do coeficiente LNASH é considerado satisfatório para a sub-bacia 1 (superior a 0,5), bom para as sub-bacias 2 e 5 (superior a 0,6), e muito bom nas demais bacias. Nas sub-bacias B01 e B02, bacias de cabeceira, os baixos valores de LNASH e NASH podem estar relacionados a distribuição da rede pluviométrica uma vez que há pouca cobertura de pluviômetros e o posicionamento deles não representam bem a variabilidade da chuva local.

As Figuras 6.7 a 6.14 apresentam os hidrogramas diários (a), gráficos de correlações (b) e as curvas de permanências (c) das vazões observadas e simuladas para cada sub-bacia calibradas. O modelo apresentou uma ótima representação das vazões médias, observadas em todas as sub-bacias. As vazões mínimas foram superestimadas nas sub-bacias B01, B02, B04, B05 e B06 e subestimada na sub-bacia B03. Nas demais bacias as vazões mínimas foram bem representadas. O MHD-INPE tende a subestimar vazões de picos

(FALCK et al., 2015), essa afirmação pode ser observada na maioria das sub-bacias estudadas. No geral as sub-bacias B01 e B02 demonstram os piores desempenhos na representação das vazões, e as sub-bacias B07 e B08 os melhores. Entretanto, a subestimativa de picos, sobretudo em bacia de cabeceira não necessariamente pode ser atribuído exclusivamente ao modelo hidrológico. Como a rede pluviométrica em bacias de cabeceira tem pouca cobertura espacial, e normalmente a informação disponível é de pluviométricos localizados em fundos de vale, raramente a interpolação representa a pluviometria nos picos dos morros, onde ocorrem os maiores montantes de precipitação com alta variabilidade espacial. Assim, a dificuldade em se representar picos de vazão em bacias de cabeceiras decorre de uma combinação de limitações na representação espacial dos dados de entrada durante chuvas intensas (ainda mais em bacias com área de drenagem relativamente menor) somada à própria limitação do modelo em representar processos não lineares (que ganham relevância em bacias de menor porte) (FALCK et al., 2015).

O modelo subestimou as vazões durante a seca extrema de 2014-2015. Esta subestimativa se evidencia nas sub-bacias B01, B02 e B04, que se caracterizam por serem vazões medidas por estações hidrológicas. As demais sub-bacias possuem reservatórios de regularização e tendem amortecer o efeito da precipitação, não apresentando sinal evidente da seca.

6.3 Cenários hidrológicos

6.3.1 Simulações do período histórico (1990-2015)

Para validar as vazões diárias simuladas pelo MHD-INPE para o período histórico (1990 a 2015), fez-se uma comparação entre os indicadores estatísticos da curva de permanência (Figura 6.15). As vazões observadas (QS) foram relacionadas com as vazões simuladas a partir de dados dos modelos climáticos (QSclim) para todas as sub-bacias. O modelo Eta-CAM é o que melhor representa as vazões médias (Figura 6.15c) e máximas (Figura 6.15a), porém

tende a superestimar as vazões mínimas. Enquanto que o modelo ETA-HadGEM representou melhor as vazões mínimas e subestimou as vazões máximas. De modo geral, os indicadores mostraram uma boa correlação entre as simulações e que os modelos climáticos Eta-CAM e Eta-MIROC superestimaram as vazões, enquanto o Eta-HadGEM subestimou a variabilidade obtida a partir de dados observados.

As variações entre os resultados dos modelos climáticos é consequência do evento de seca de 2013/2014, que no caso do sistema Cantareira foi responsável pela falha nas sequência de vazões desde 1930 (SABESP, 2015) ,uma vez que o período da simulação histórica utilizada para a correção dos erros sistemáticos dos modelos é menor que o tempo de recorrência desse evento.

Entretanto, com base nos estudos de Chou et al.,(2014) Dereczynski et al.,(2020), o modelo que melhor representa a precipitação no Sudeste quando comparado com as séries históricas de precipitação é o Eta-MIROC. Os autores relatam um aumento da precipitação no Sudeste, principalmente na frequência de eventos extremos de precipitação. Esses resultados são corroborados pelo estudo de Penna et al.,(2020) que indicou um aumento de convergência de umidade no Sudeste brasileiro, favorecendo as precipitações.

Figura 6.7 - Hidrograma diário (a), gráfico de correlação (b) e a curva de permanência (c) das vazões observadas versus simuladas para a sub-bacia 1 (B01), estação fluviométrica Ponte Alta I, para o período de janeiro de 1992 a dezembro de 2015.

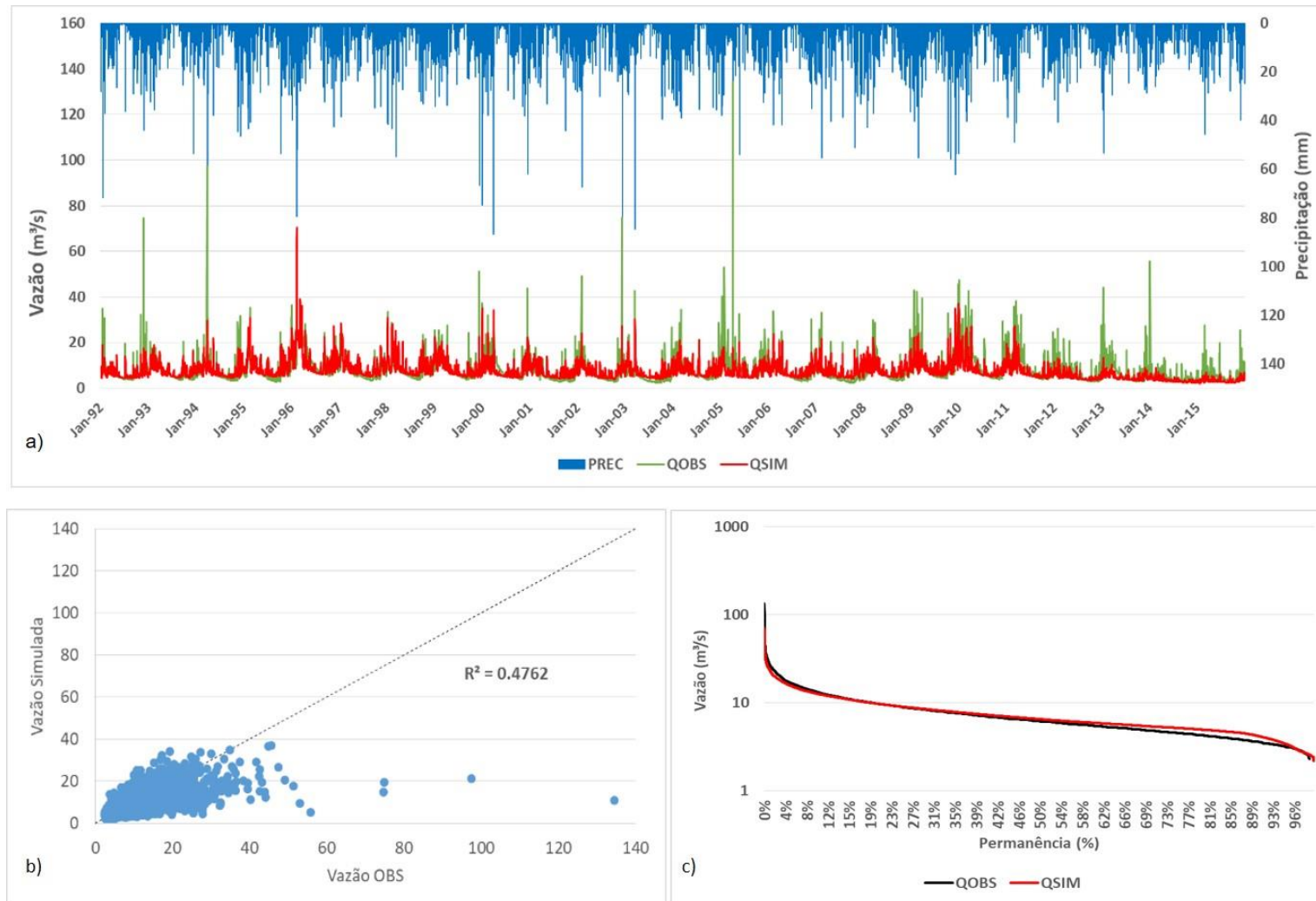


Figura 6.8 - Hidrograma diário (a), gráfico de correlação (b) e a curva de permanência (c) das vazões observadas versus simuladas para a sub-bacia 2 (B02), estação fluviométrica Estrada do Cunha, para o período de janeiro de 1992 a dezembro de 2015.

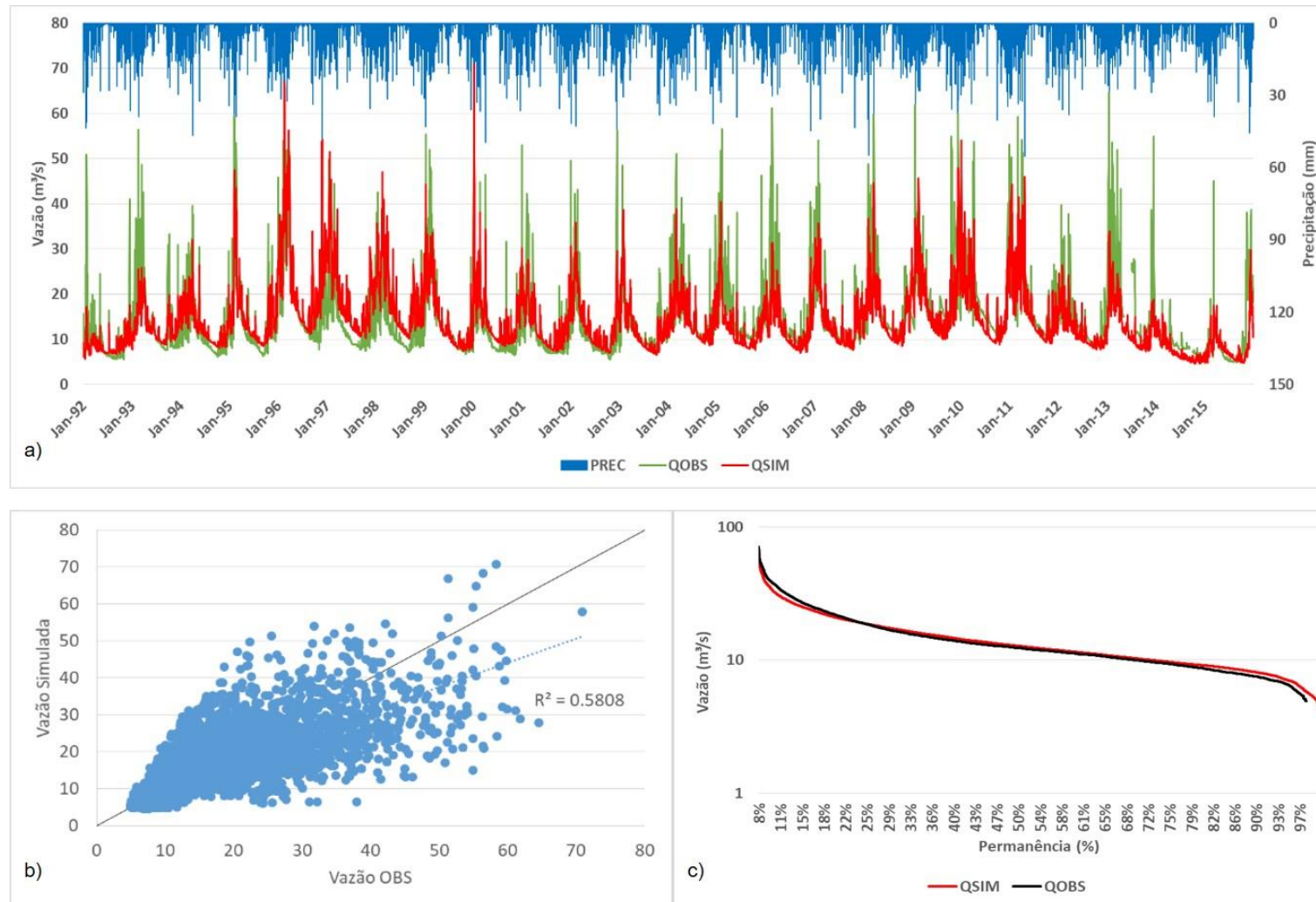


Figura 6.9 - Hidrograma diário (a), gráfico de correlação (b) e a curva de permanência (c) das vazões observadas versus simuladas para a sub-bacia 3 (B03), reservatório Jaguari, para o período de janeiro de 1992 a dezembro de 2015.

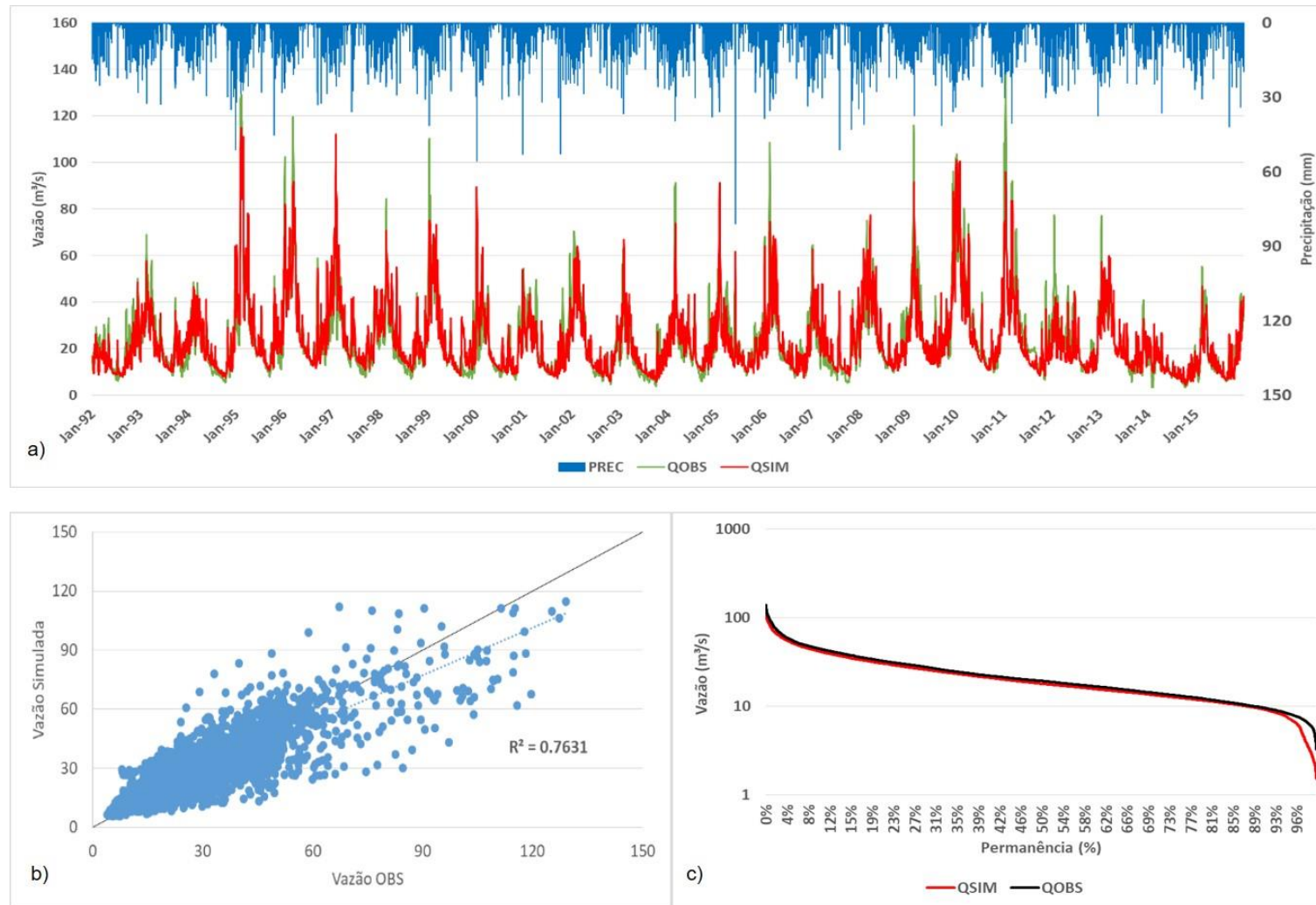


Figura 6.10 - Hidrograma diário (a), gráfico de correlação (b) e a curva de permanência (c) das vazões observadas *versus* simuladas para a sub-bacia 4 (B04), estação fluviométrica São Luiz do Paraitinga, para o período de janeiro de 1992 a dezembro de 2015.

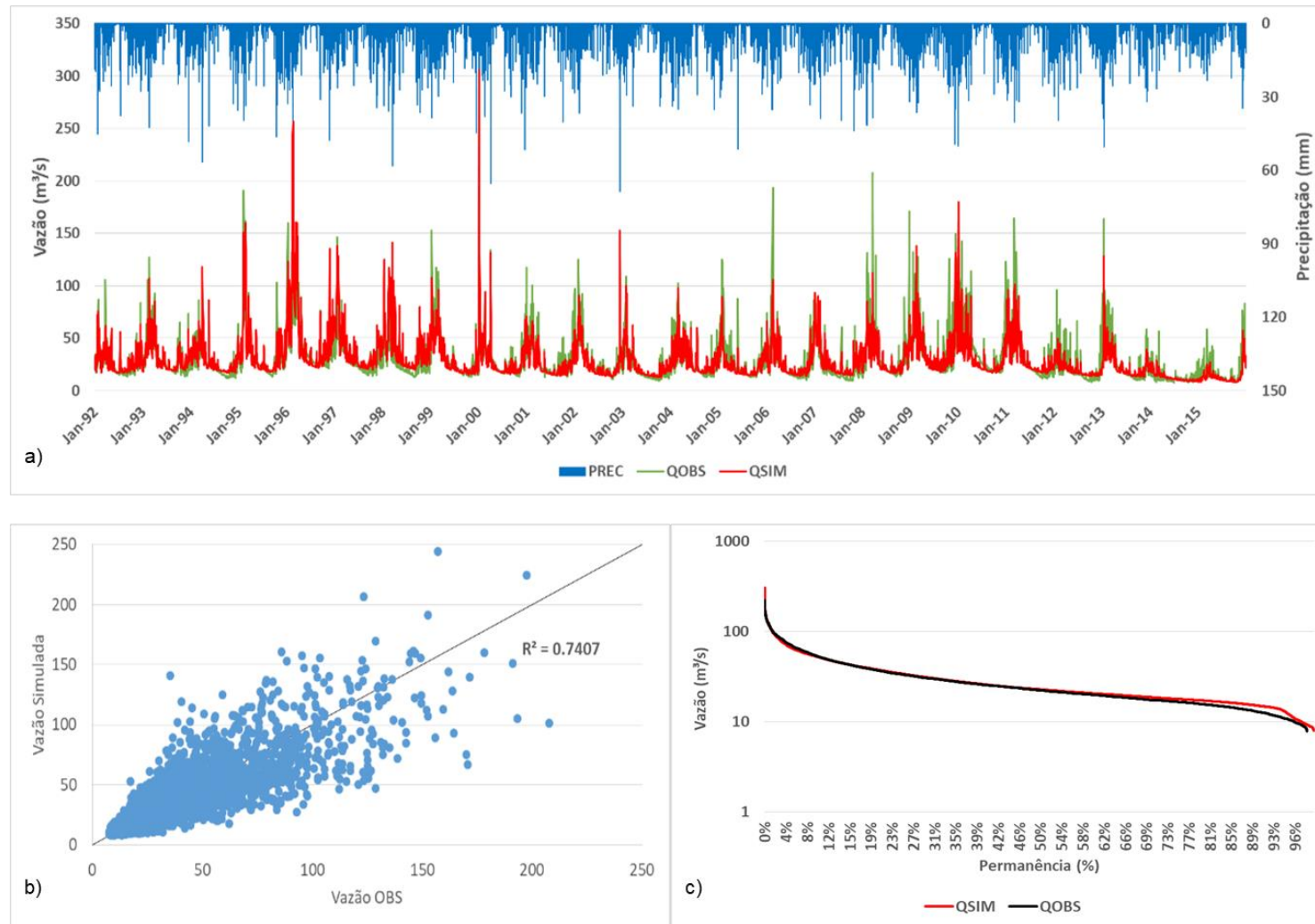


Figura 6.11 - Hidrograma diário (a), gráfico de correlação (b) e a curva de permanência (c) das vazões observadas versus simuladas para a sub-bacia 5 (B05) – Reservatório Paraibuna, para o período de janeiro de 1992 a dezembro de 2015.

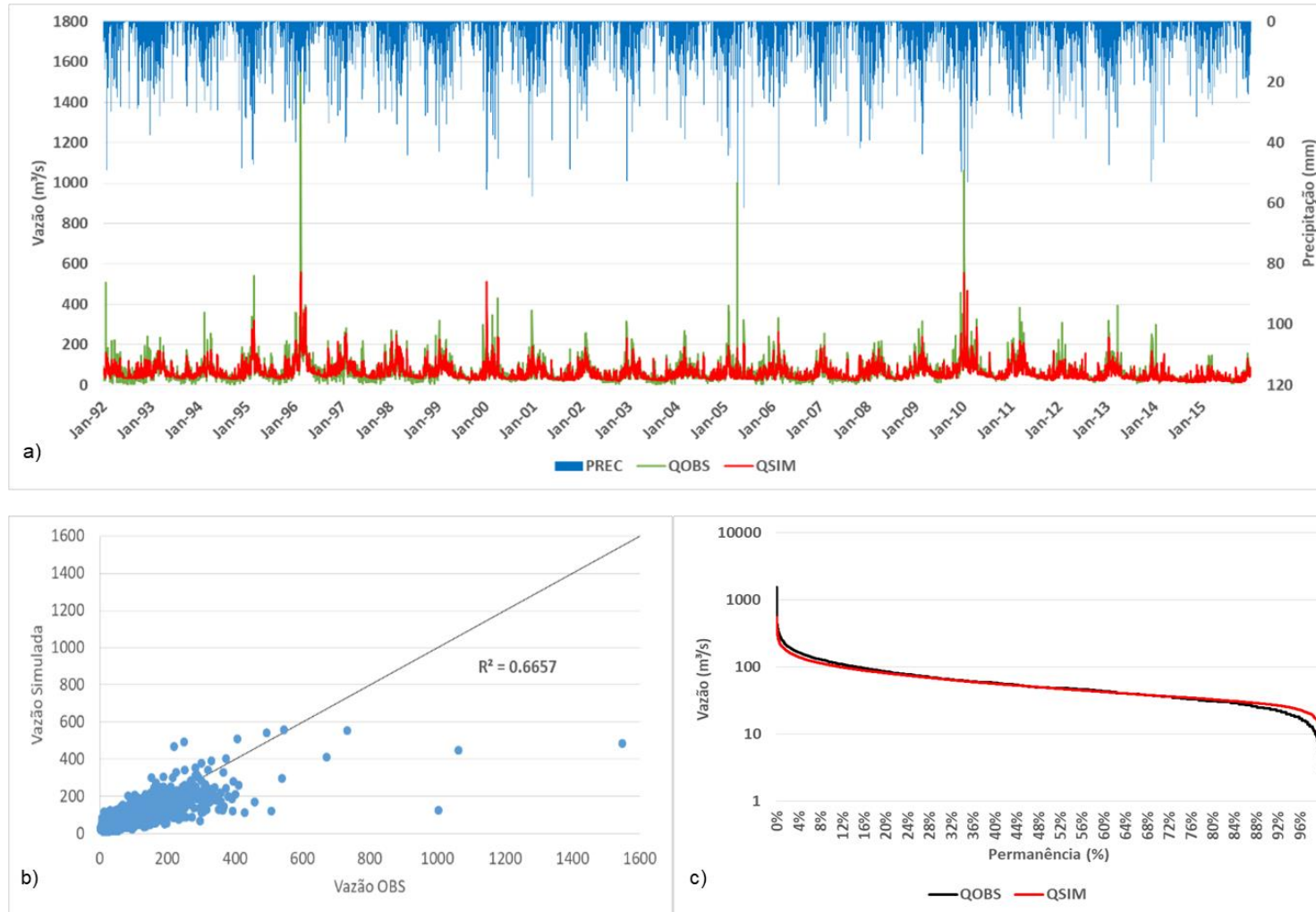


Figura 6.12 - Hidrograma diário (a), gráfico de correlação (b) e a curva de permanência (c) das vazões observadas versus simuladas para a sub-bacia 6 (B06) – Reservatório Santa Branca, para o período de janeiro de 1992 a dezembro de 2015.

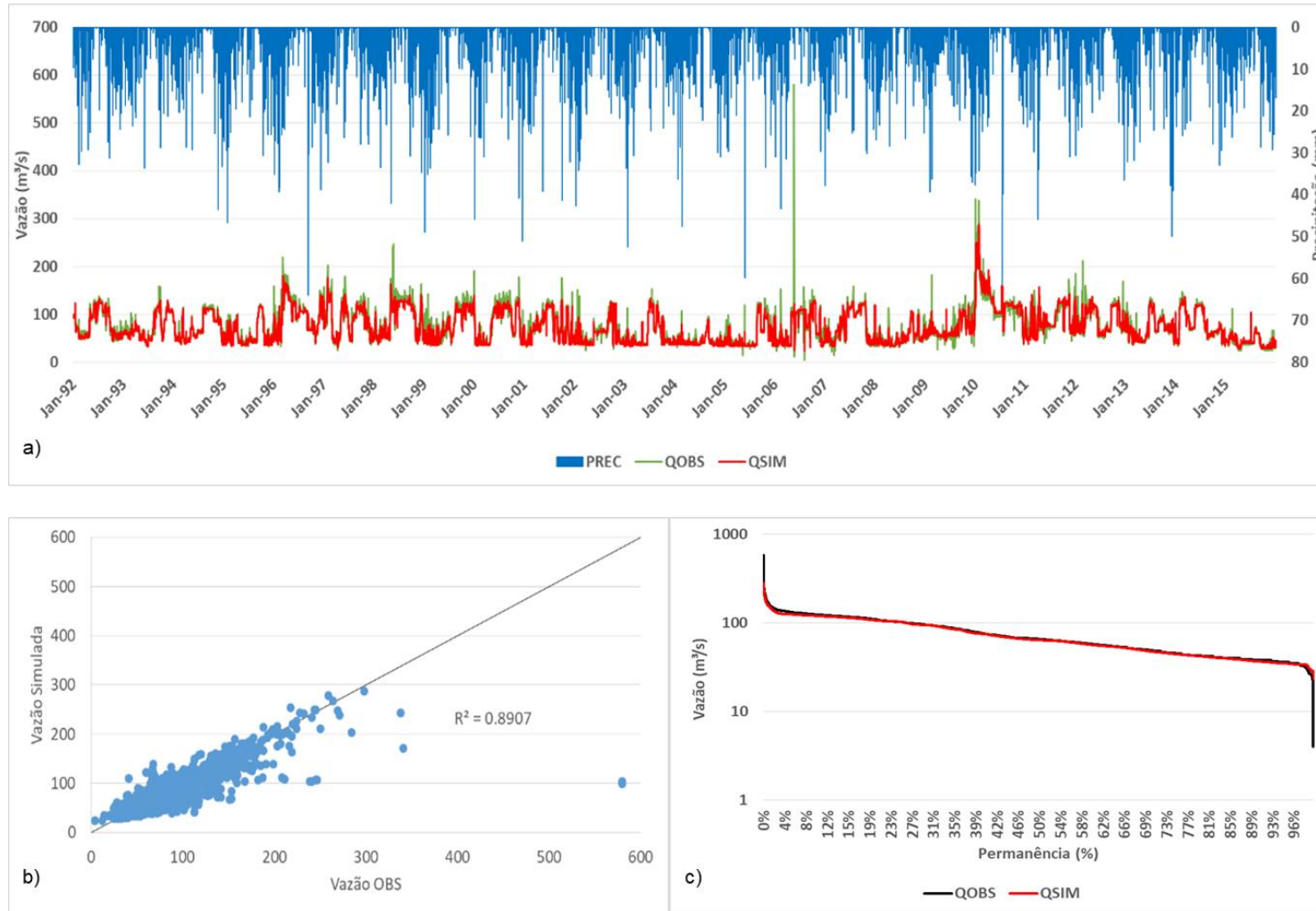


Figura 6.13 - Hidrograma diário (a), gráfico de correlação (b) e a curva de permanência (c) das vazões observadas versus simuladas para a sub-bacia 7 (B07) – Reservatório Funil, para o período de janeiro de 1992 a dezembro de 2015.

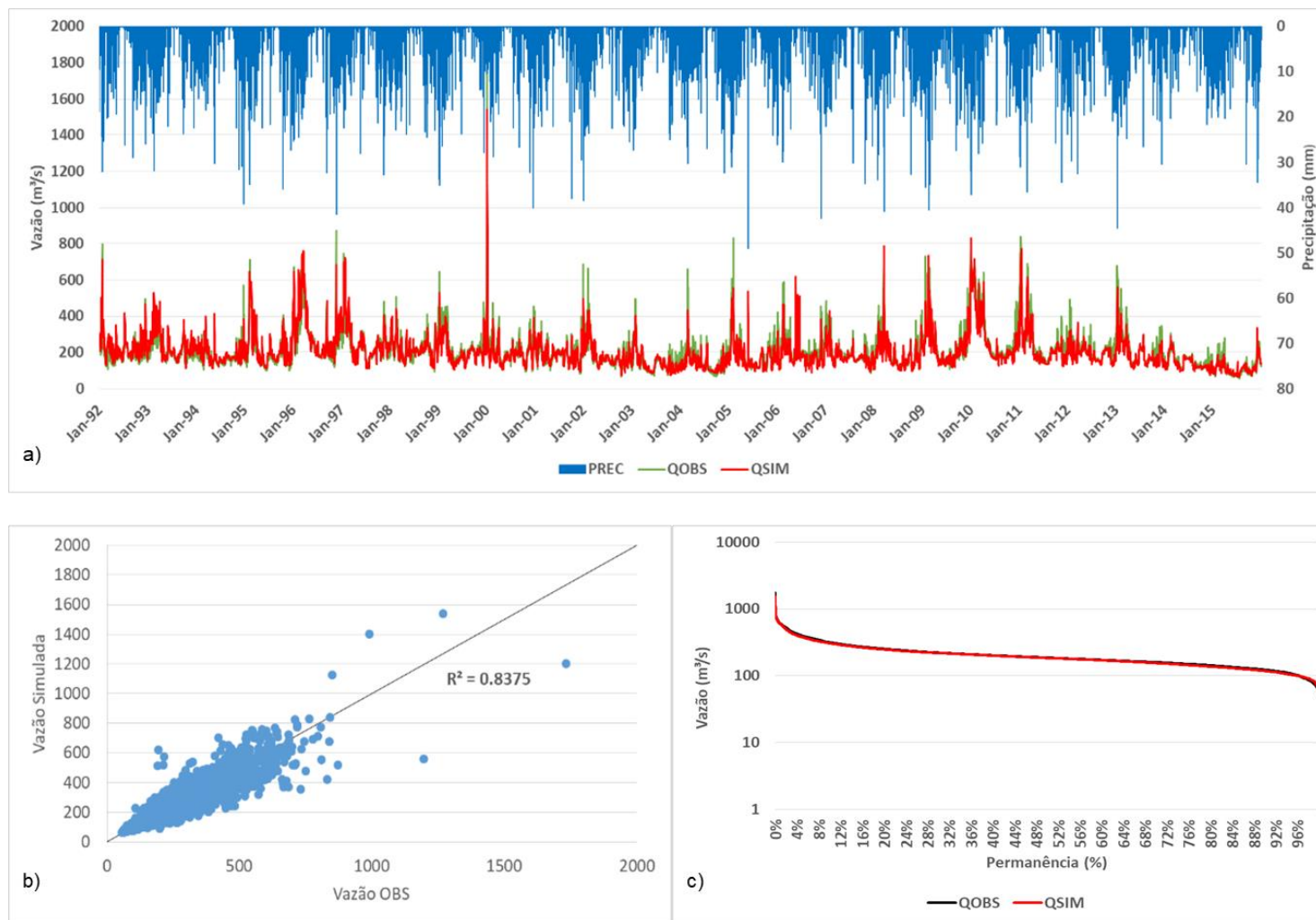


Figura 6.14 - Hidrograma diário (a), gráfico de correlação (b) e a curva de permanência (c) das vazões observadas versus simuladas para a sub-bacia 8 (B08) – Reservatório Santa Cecília, para o período de janeiro de 1992 a dezembro de 2015.

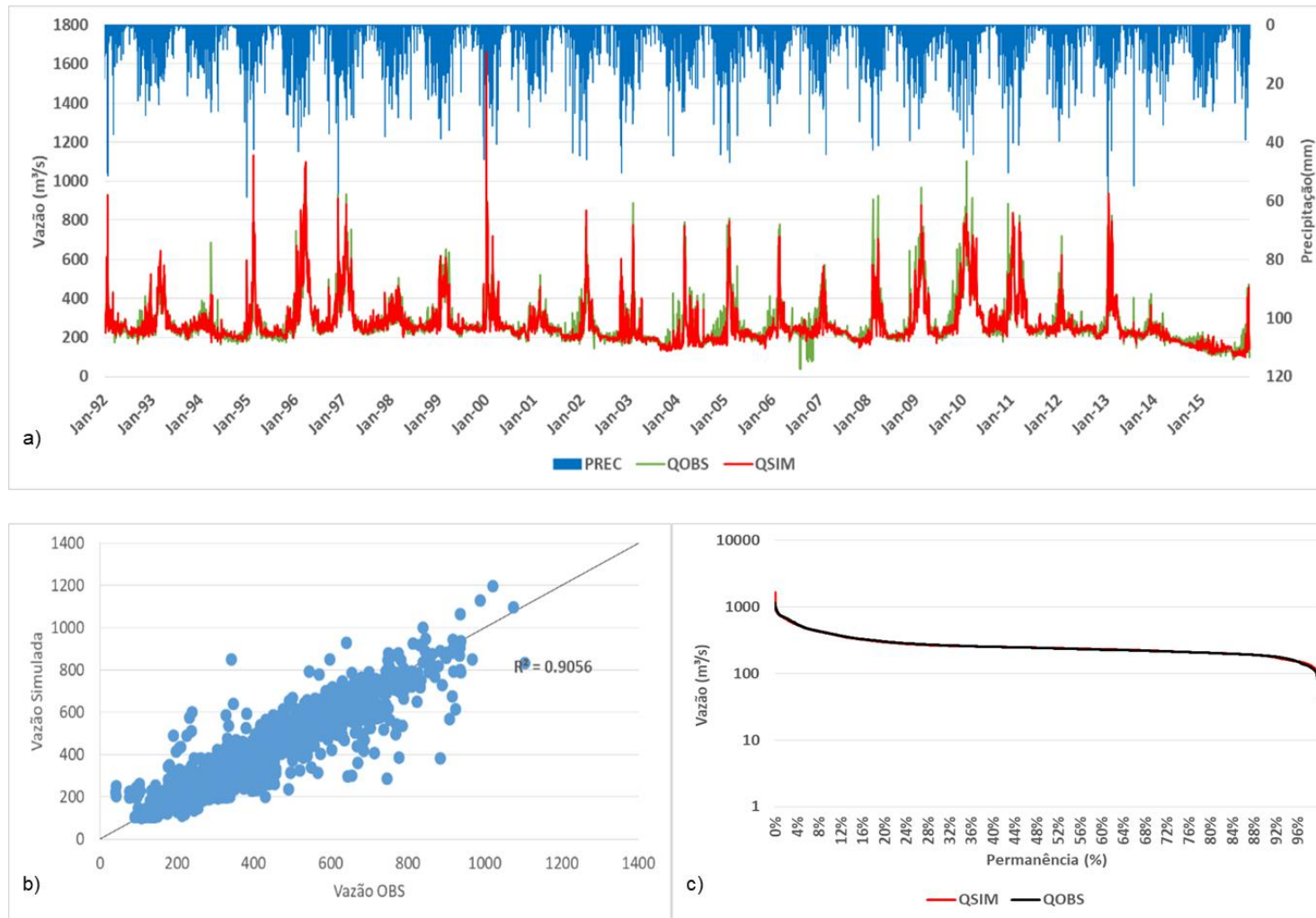
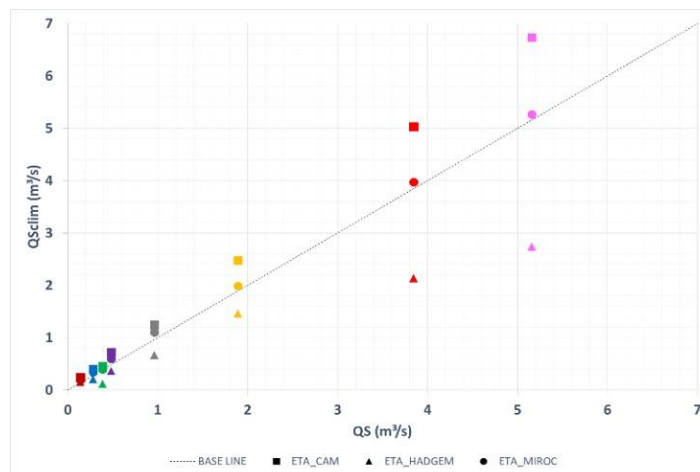
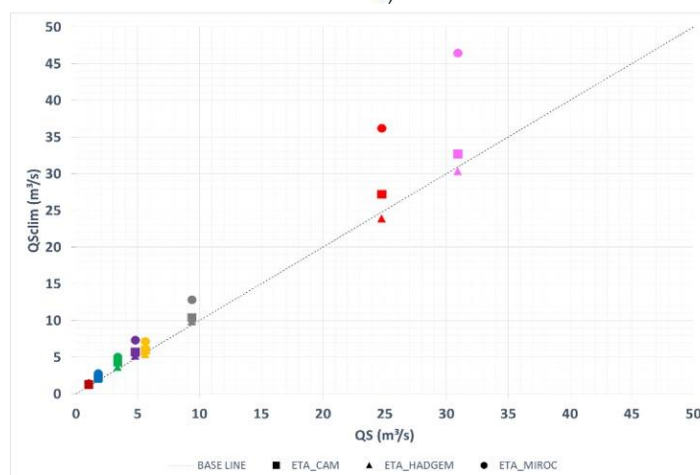


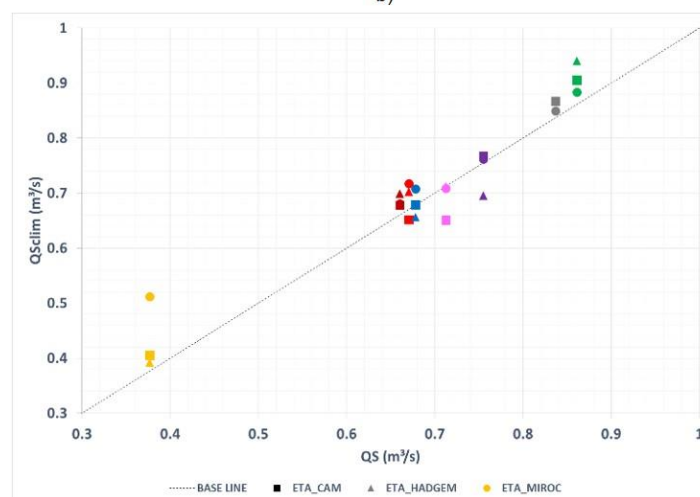
Figura 6.15 - Comparação entre simulação com dados dos modelos climáticos (QScim) e dados observados (QS) da CPV para todas as sub-bacias estudadas. a) MWH; b) MWL; c) QSM. Cada modelo está representado por um ícone correspondente e cada sub-bacia por uma cor.



a)



b)



c)



6.3.2 Projeções de vazões

A análise do impacto das mudanças climáticas e de uso e cobertura da terra na resposta hidrológica da bacia foram feitas utilizando os índices estatísticos normalizados da CPV. Os cenários climáticos de precipitação (Figura A.2 e A.3) e os cenários de LUCC (Figura A.3, A.4, A.5, A.6, A.7, A.8 e A.9) utilizados para alimentar o modelo hidrológico estão representados nas figuras em anexo.

O índice QSM para os cenários RCP 4.5 (Figura 6.16) e RPC 8.5 (Figura 6.17) apresentaram menor variabilidade nos resultados dos modelos em sub-bacias que possuem reservatórios e maior variabilidade em sub-bacias sem reservatório. Essas variações se dão, pois, os reservatórios possuem grande armazenamento e amortecem o escoamento. O QSM representa a variabilidade do coeficiente médio do escoamento (Ley et al., 2011) que, em bacias sem regularização, está diretamente associada à precipitação. Portanto, uma inclinação acentuada indica uma nítida resposta do escoamento as precipitações, enquanto que uma curva mais plana indica uma resposta relativamente amortecida (YADAV et al., 2007). A sub-bacia com menor variação do QSM foi a B05 (Reservatório de Paraibuna) e a de maior foi a B06 (Reservatório de Santa Branca), o maior e o menor reservatório, respectivamente. Outro fator que contribui para esse resultado é a influência do reservatório de Paraibuna sobre as vazões de Santa Branca. Essa afirmação fica evidente no MWH (Figura 6.18 e 6.19) uma vez que o reservatório de Santa Branca exerce a função de controle de cheias, ajudando a minimizar os vertimentos em períodos chuvosos (CEIVAP, 2010).

Analisando o MWH observou-se, para o cenário climático RCP 4.5 (Figura 6.18) e RCP 8.5 (Figura 6.19) que o modelo Eta_HadGEM apresentou, para os cenários F1 e F2, vazão máximas abaixo dos valores históricos, para ambos os grupos. O modelo Eta_CAM RCP4.5, indicou vazões máximas dentro dos padrões esperados, o que não foi observado para o cenário climático RCP 8.5, no qual as vazões foram menores do que as vazões históricas. O modelo Eta_MIROC, em ambos cenários climáticos (RCP4.5 e RCP 8.5) mostrou, no período F1, vazão mais baixas do que no segundo período simulado (F2). Em

geral, os cenários indicam redução nas vazões máximas, principalmente nos cenários de RCP 8.5, e uma tendência de aumento das vazões no segundo período de simulação (F2).

Figura 6.16 - Comparação dos cenários futuros (RCP 4.5) com base na inclinação do trecho médio da Curva de Permanência (QSM).

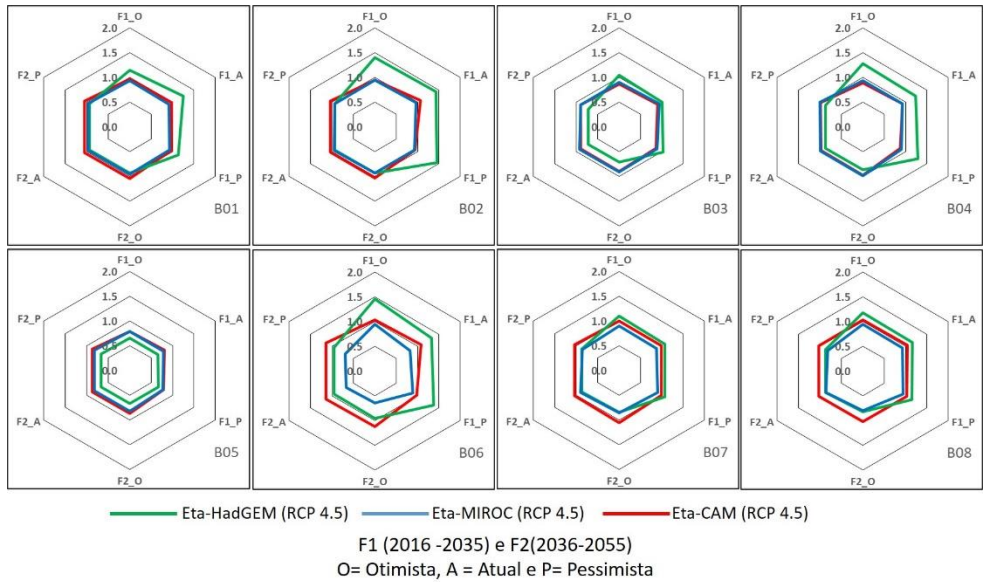


Figura 6.17 - Comparação dos cenários futuros (RCP 8.5) com base na inclinação do trecho médio da Curva de Permanência (QSM).

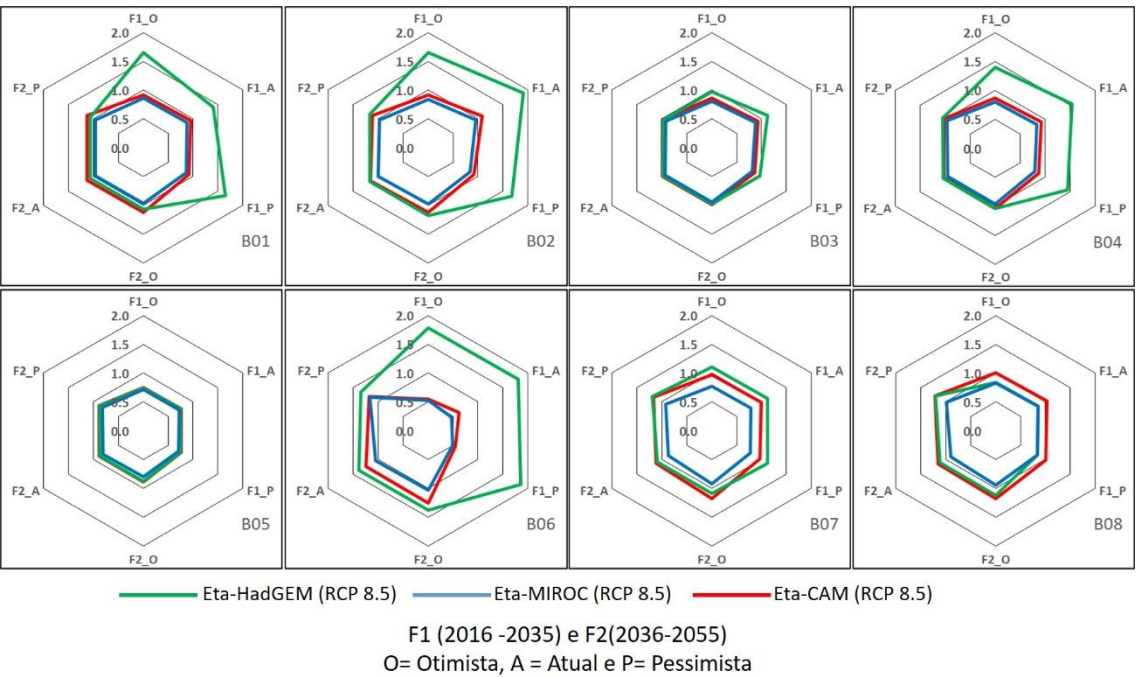


Figura 6.18 - Comparação dos cenários futuros (RCP 4.5) com base na variabilidade dos segmentos de vazões máximas (MWH).

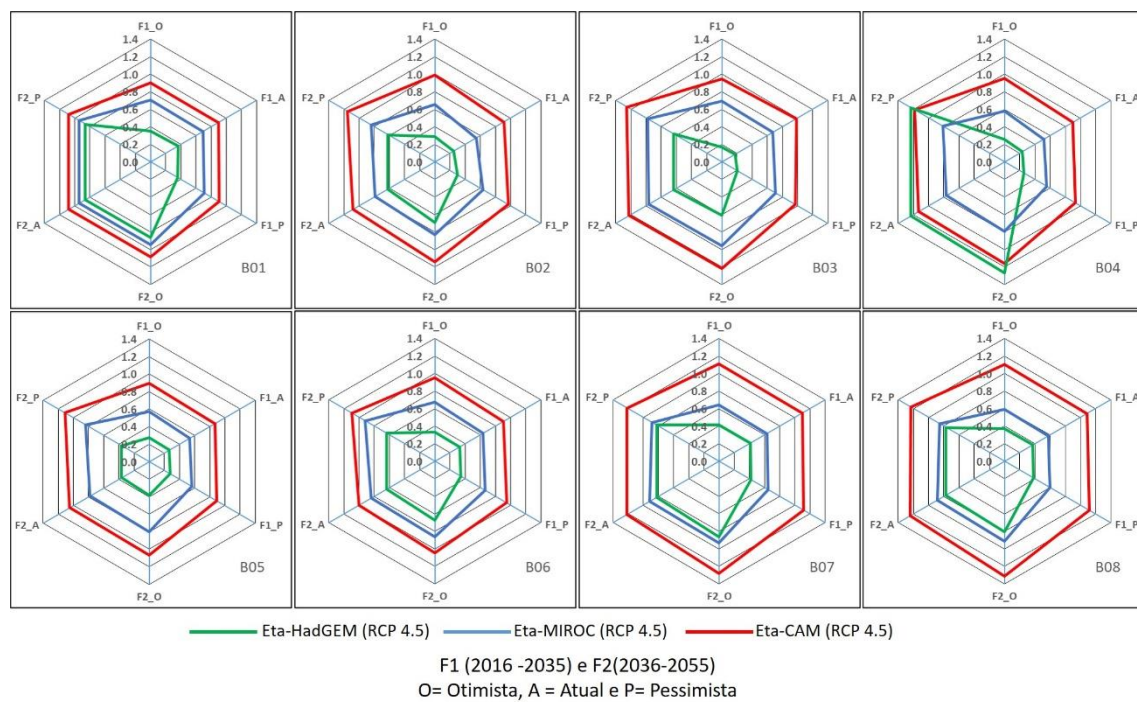
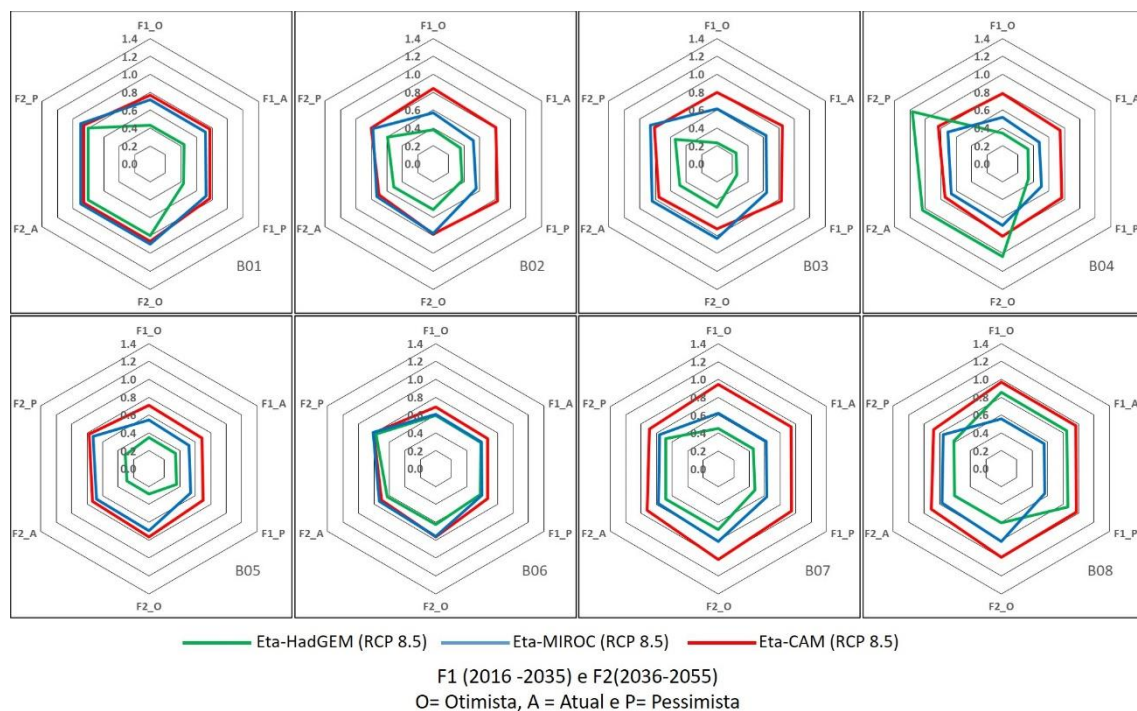


Figura 6.19 - Comparação dos cenários futuros (RCP 8.5) com base na variabilidade dos segmentos de vazões máximas (MWH).



Para os gráficos de MWL do cenário RCP 4.5 (Figura 6.20) e do cenário RCP 8.5 (Figura 6.21), o modelo Eta_HadGEM indicou vazões mínimas abaixo do histórico para todas as sub-bacias e para todos os cenários de uso e cobertura da terra do F1. As simulações do HadGEM mostraram um aumento da vazão no segundo período de simulação (F2) mas ainda ficam abaixo das vazões do cenário histórico na maioria dos reservatórios, principalmente nas simulações do RCP 8.5. O modelo Eta_MIROC apontou vazões mínimas dentro do esperado para a maioria das sub-bacias para o F1 e vazões maiores que o histórico no F2. As vazões mínimas resultantes do cenário climático Eta_CAM se manteve ligeiramente abaixo do cenário histórico para as simulações de RCP 4.5 (F1 e F2) e de RCP 8.5 no F1. No F2 do Eta_CAM RCP 8.5 as vazões mínimas tendem a diminuir.

No índice de MWL nota-se a influência dos efeitos de LUCC sobre a resposta hidrológica. Esse sinal ficou evidente nas sub-bacias B02, B03 e B04 (bacias de cabeceira) para todos os cenários climáticos no F1_A, dos RCP 4.5 e 8.5. A redução na vazão mínima do cenário atual é devido ao aumento das áreas de floresta e de silvicultura, gerando redução na vazão por efeito do aumento na taxa de evapotranspiração das florestas (BRUIJNZEEL, 2004; BECK et al., 2013; MOHOR et al., 2015) e do alto consumo de água das plantações de eucalipto (REZENDE et al., 2015; ALMEIDA et al., 2016). No cenário F2_A esse sinal foi atenuado, pois para esse período os modelos indicaram um aumento nas vazões mínimas. O estudo de Siqueira Júnior et al.,(2015) observou que os efeitos do LUCC nas descargas mais altas foram relativamente menos importantes do que nas descargas mais baixas, uma vez que mudanças do uso da terra afetam a taxa de evaporação e com isso impactam, principalmente, as vazões mínimas.

Figura 6.20 - Comparação dos cenários futuros (RCP 4.5) com base na variabilidade dos segmentos de vazões mínimas (MWL).

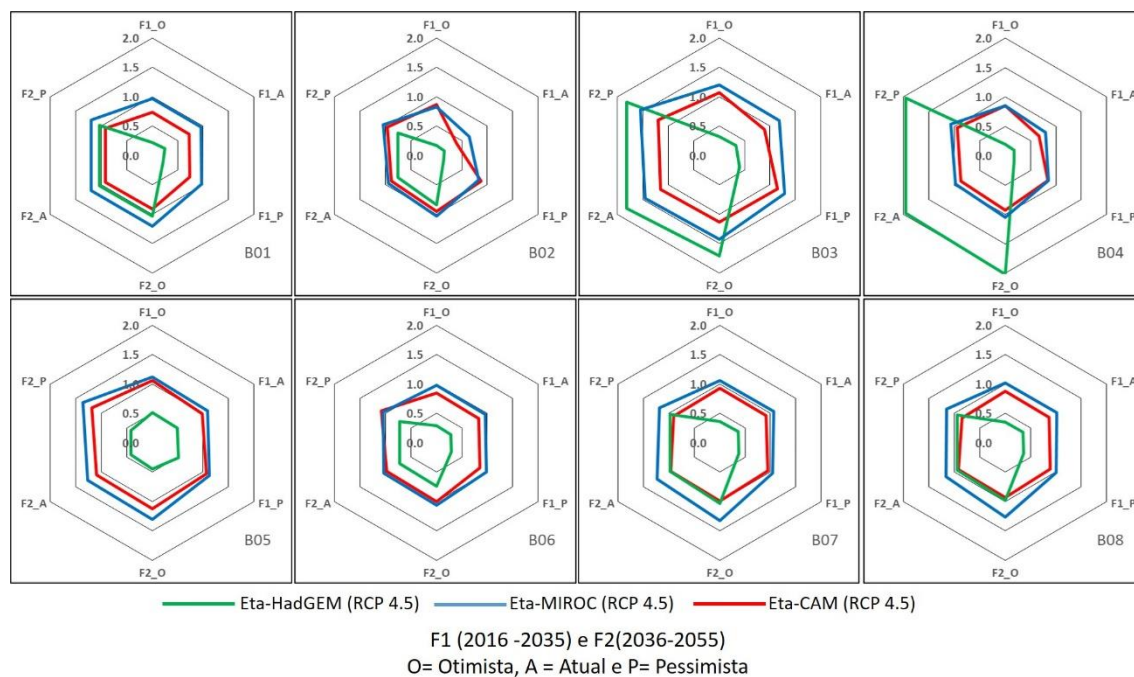
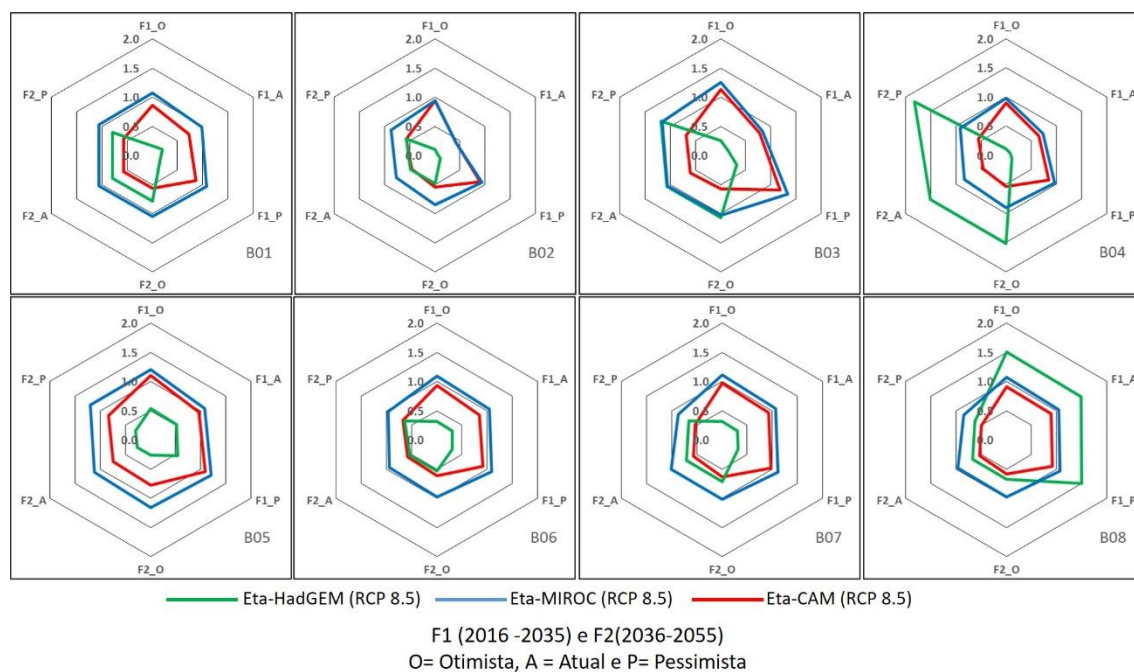


Figura 6.21 - Comparação dos cenários futuros (RCP 8.5) com base na variabilidade dos segmentos de vazões mínimas (MWL).



Considerando os índices estatísticos da CPV, os cenários estudados apontaram uma redução das vazões mínimas para o período F1 e um aumento das vazões

no período F2, para as simulações de RCP 4.5. Nas simulações de RCP 8.5 essa tendência não foi observada, as vazões mínimas continuaram diminuindo no F2, isto é consequência das reduções de precipitação nos cenários de RCP 8.5 (Figura A.3) causada pelo aumento dos gases de efeito estufa na atmosfera. Quanto às vazões máximas todos os cenários concordam na diminuição da mesma, principalmente no F1.

Além disso, embora exista amplo conhecimento sobre os efeitos antrópicos nos recursos hídricos, as respostas humanas às mudanças são difíceis de avaliar e simular. Considerando que o conhecimento das estratégias de adaptação humana para o gerenciamento de recursos hídricos ainda é incipiente (BALDASSARRE et al., 2015; GARCIA; PORTNEY; ISLAM, 2016; PANDE; SIVAPALAN, 2017), as projeções não devem ser consideradas uma previsão futura, mas um cenário plausível para facilitar a exploração de estratégias de adaptação.

6.4 Segurança hídrica

Nesse item a partir das vazões defluentes simuladas, de cada reservatório, verificou-se falhas no atendimento ao abastecimento da RMRJ e da RMSP através da transposição para o sistema Guandu e Sistema Cantareira, respectivamente.

As Figuras 6.22, 6.23, 6.24 e 6.25 apresentam as taxas de vazões de defluentes (%) de cada reservatório em função do tempo, para cada cenário climático, incluindo os cenários de uso do solo. Estão representados pela cor azul os períodos em que a vazão defluente é maior que a vazão máxima de operação do reservatório correspondente, acarretando em problemas de inundações. Períodos em que a vazão defluente se encontra dentro dos limites operativos seguros, estão representados pela cor verde. Períodos em que as vazões baixas que comprometem o abastecimento urbano estão representadas pela cor laranja, e pela cor vermelha vazões que além de comprometerem o

abastecimento ficaram abaixo da regra mínima de operação, comprometendo a geração de energia.

Jaguari

Analisando as vazões defluentes simuladas para o período histórico do reservatório de Jaguari (Figura 6.22) observou-se valores maiores que a vazão mínima de operação ($4 \text{ m}^3/\text{s}$) em todos os cenários. Entretanto, nas simulações dos modelos Eta_MIROC e Eta_CAM a vazão defluente superou a vazão máxima de operação ($60 \text{ m}^3/\text{s}$), com 1.4% e 0.05%, respectivamente.

Para as projeções futuras, todos os cenários dos modelos Eta_MIROC e Eta_CAM, e para o período F2 do Eta_HadGEM, as vazões defluentes ficaram acima de $4 \text{ m}^3/\text{s}$, assim como observado no período histórico. No cenário F1_RCP 4.5 a maior taxa foi observada pelo cenário de uso da terra otimista (74%) e a menor pelo pessimista (64%). No cenário F1_RCP 8.5 a maior taxa foi verificada pelo cenário de uso da terra otimista (60%) e a menor pelo pessimista (47%). O cenário otimista tende a ser mais pessimista pois o aumento das áreas de floresta aumenta a evapotranspiração reduzindo a vazão. Enquanto que no cenário pessimista temos o aumento do desmatamento, gerando aumento das vazões consequência da redução da evapotranspiração.

Paraibuna

Os resultados das simulações do reservatório Paraibuna (Figura 6.23) apontaram que em todos os cenários a vazão se manteve acima da vazão mínima operativa ($10 \text{ m}^3/\text{s}$). A vazão máxima de operação ($120 \text{ m}^3/\text{s}$) foi observada a uma taxa de 0.37% no cenário histórico para os modelos Eta_CAM e Eta_MIROC. Nos cenários futuros, somente o F2_RCP4.5 indicou 0.05% de tempo com vazões acima de $120 \text{ m}^3/\text{s}$.

Santa Branca

As vazões defluentes simuladas para o período histórico do reservatório de Santa Branca (Figura 6.24) foram maiores que a vazão mínima de operação ($30 \text{ m}^3/\text{s}$) em todos os cenários, e nos Modelos Eta_MIROC e Eta_CAM a vazão

defluente superou a vazão máxima de operação (300 m³/s) a uma taxa de 0.07%. Nas projeções futuras, todos os cenários dos modelos Eta_MIROC, as vazões defluentes ficaram acima de 30 m³/s, e valores abaixo da vazão mínima de operação foram observados em todos os cenários para o modelo Eta_HadGEM. O modelo CAM apresentou vazões abaixo da vazão mínima de operação apenas nos cenários F2_O e F2_A para o RCP 8.5. No cenário climático Eta_HadGEM_RCP 4.5 a maior taxa foi indicada pelo cenário de uso da terra F1_A 93% e a menor pelos cenários F1_O e F1_P, ambos com 91%. No RCP 8.5 a maior taxa também foi indicada pelo cenário de uso da terra atual (74%), e a menor taxa pelo pessimista (71%). No F2 os cenários do Eta_HadGEM mostraram menores taxas de tempo em que a vazão mínima não foi atendida, devido ao aumento na precipitação em relação ao F1 apontada pelo modelo (Figura A.8). No Eta_HadGEM RCP 4.5 a taxa foi de 2% em todos os cenários de uso e cobertura da terra no F1, e o Eta_HadGEM RCP 8.5 apresentaram taxas de 36% nos cenários de uso da terra atual e otimista e 22% no pessimista. Em dois cenários o CAM 8.5 apresentou vazões menores que 30 m³/s

Figura 6.22 – Taxas de vazões defluentes em função do tempo do reservatório de Jaguari para cenários climáticos de RCP 4.5 (a) e para cenários climáticos RCP 8.5 (b).

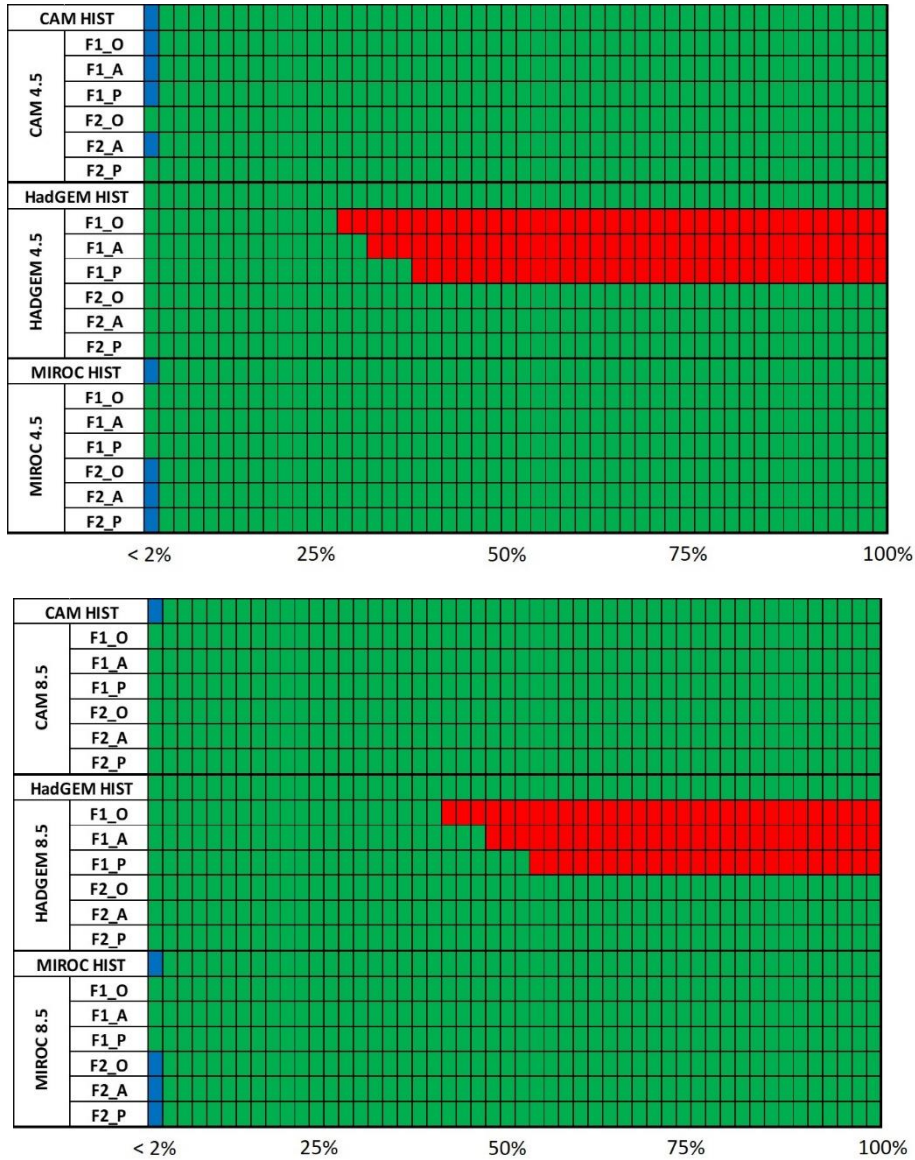


Figura 6.43 - Taxas de vazões defluentes em função do tempo do reservatório de Paraibuna para cenários climáticos de RCP 4.5 (a) e para cenários climáticos RCP 8.5 (b).

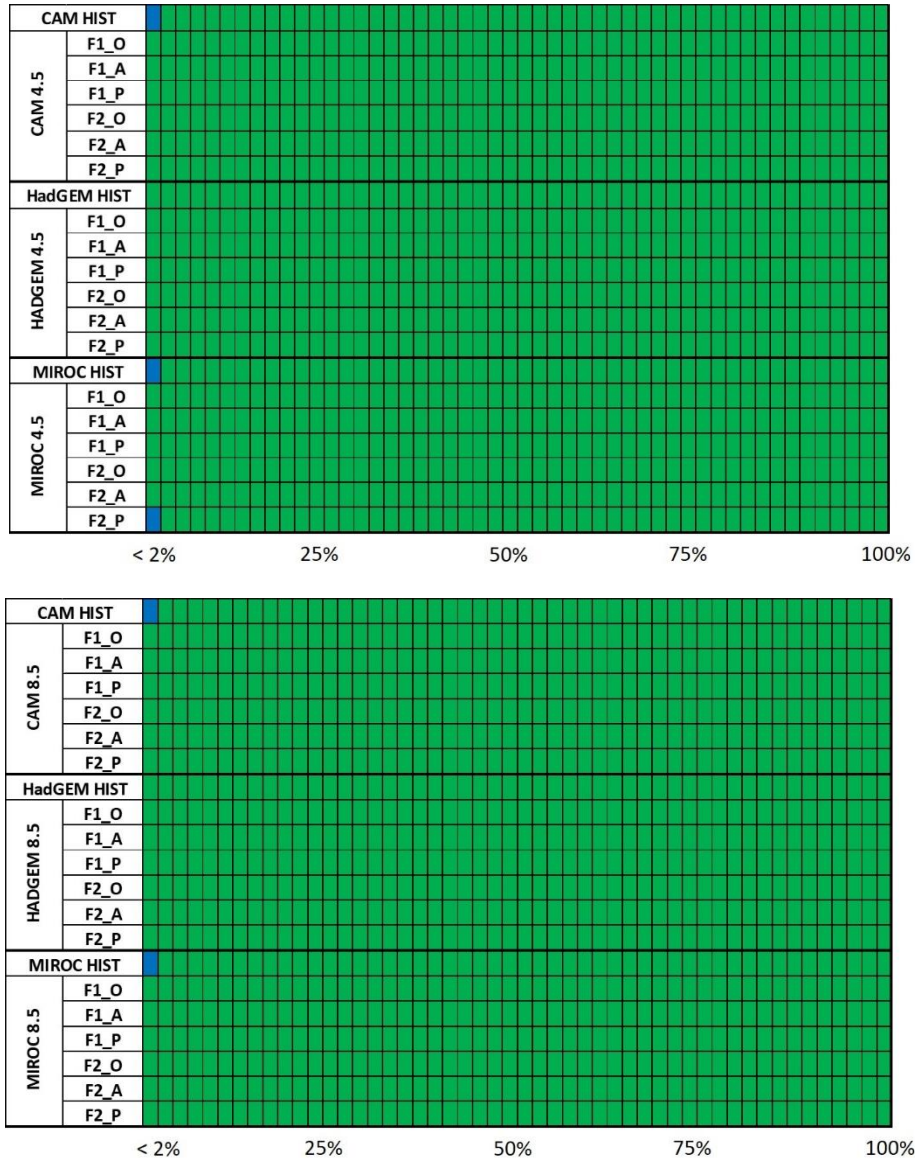


Figura 6.24 - Taxas de vazões defluentes em função do tempo do reservatório de Santa Branca para cenários climáticos de RCP 4.5 (a) e para cenários climáticos RCP 8.5 (b).

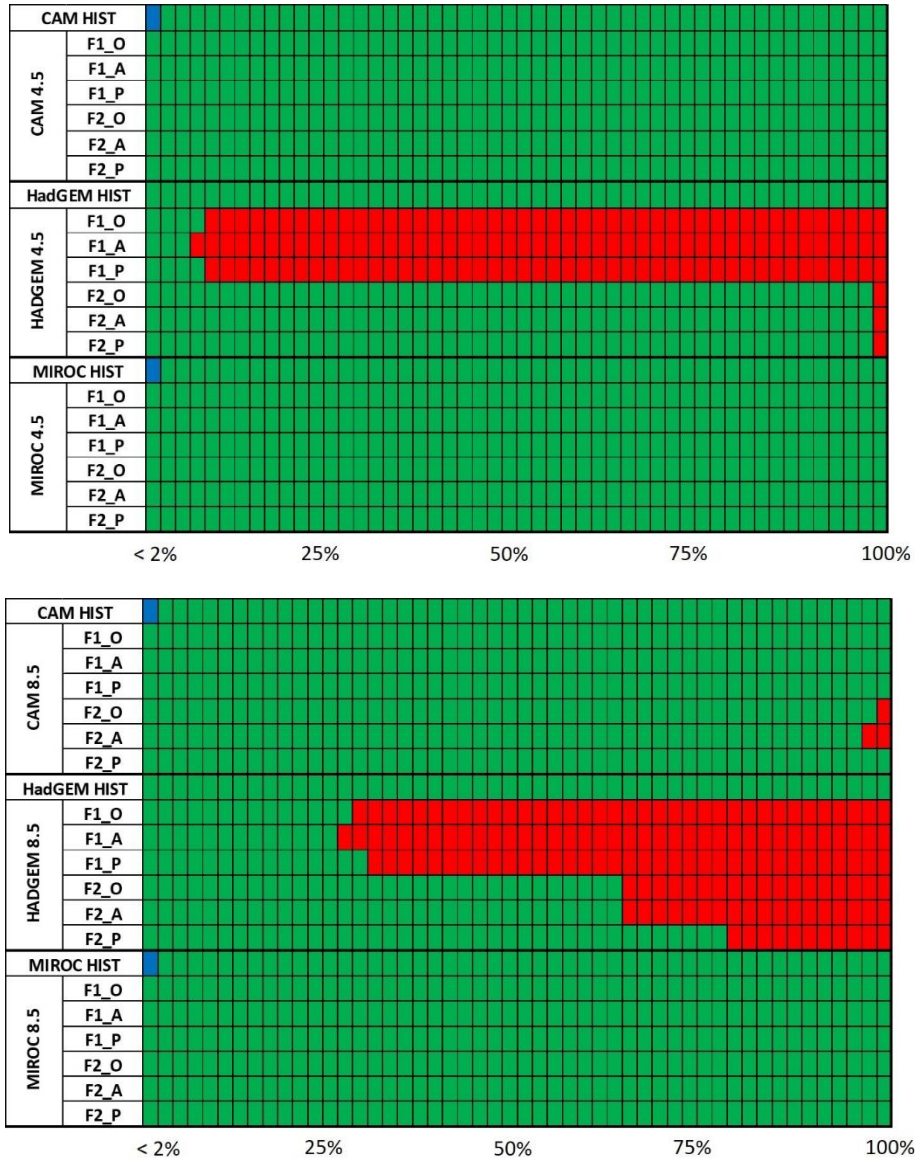
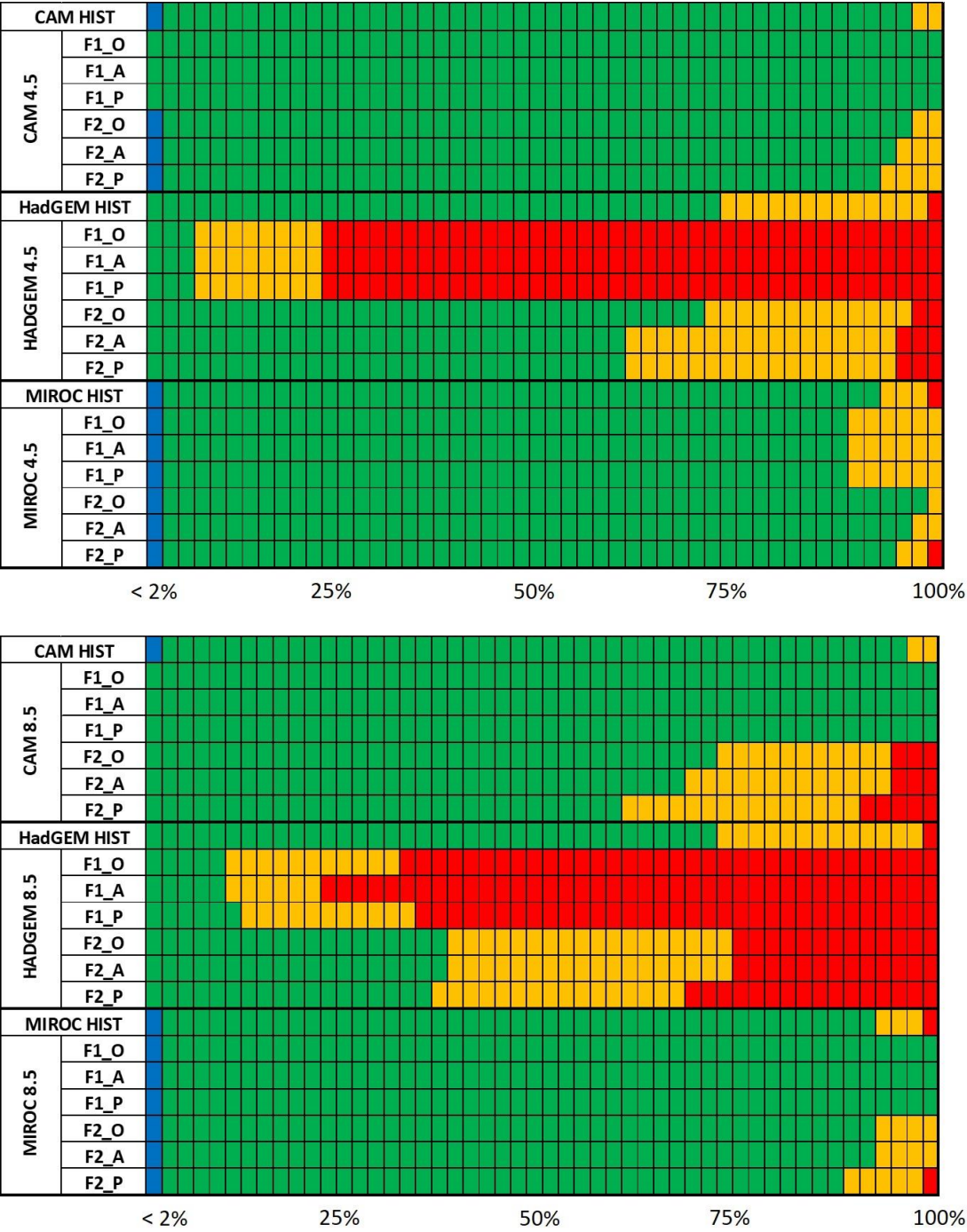


Figura 6.25 - Taxas de vazões defluentes em função do tempo do reservatório de Funil para cenários climáticos de RCP 4.5 (a) e para cenários climáticos RCP 8.5 (b).



Funil

As vazões defluentes simuladas para o período histórico do reservatório de Funil (Figura 6.25) apresentaram valores abaixo da vazão mínima de operação ($70 \text{ m}^3/\text{s}$) foram apontadas nos modelos Eta_HadGEM (2%) e MIROC (1%). O modelo Eta_CAM não apresentou vazões menores que $70 \text{ m}^3/\text{s}$ no período histórico. Entretanto, no reservatório Funil, vazões defluentes menores que $110 \text{ m}^3/\text{s}$ comprometem a vazão afluente do reservatório de Santa Cecília, afetando a demanda da vazão de transposição do Sistema Guandu. Vazões defluentes abaixo de $110 \text{ m}^3/\text{s}$ foram observadas em todos os modelos do período histórico, 4% do CAM, 8% do Eta_MIROC e 27% do Eta_HadGEM. Nas simulações dos modelos Eta_MIROC e Eta_CAM a vazão defluente superou a vazão máxima de operação ($650 \text{ m}^3/\text{s}$), 2.08% e 0.52%, respectivamente.

A vazão defluente das simulações futuras apresentaram valores abaixo de $110 \text{ m}^3/\text{s}$ na maior parte dos cenários. Nas simulações do modelo CAM foram observadas vazões abaixo de $110 \text{ m}^3/\text{s}$ em todos os cenários do período F2. No cenário Eta_CAM_RCP 8.5 a maior taxa foi indicada pelo cenário F2_P cerca de 40%, esse cenário também foi o que apresentou a maior taxa de tempo de descargas abaixo da vazão mínima operativa cerca de 10%.

As simulações do modelo Eta_HadGEM apontam longos períodos em que o reservatório Funil não atingirá a vazão mínima de operação e nem vazão necessária para atender a transposição. No RCP 4.5 a vazão defluente ficou abaixo de $110 \text{ m}^3/\text{s}$ e de $70 \text{ m}^3/\text{s}$ com 93% e 78%, respectivamente, do tempo para todos os cenários de uso do solo durante o período F1. No RCP 8.5 a maior taxa foi indicada pelo cenário F1_A cerca de 78% de vazões abaixo de $100 \text{ m}^3/\text{s}$ e cerca de 90% para as vazões menores que $70 \text{ m}^3/\text{s}$. Para o período F2 o cenário que apresentou a menor taxa de atendimento das vazões mínimas operativas e ecológicas, 68% e 36% foi o cenário RCP 8.5 F2_P.

Nos cenários Eta_MIROC RCP 4.5 e 8.5, apenas o cenário F2_P apresentou taxa de 2% de não atendimento da regra de vazão mínima para a operação do reservatório. No cenário F1_RCP 4.5 todos os cenários de uso do solo apresentaram a mesma porcentagem de tempo em que a vazão não atinge

110m³/s, com 88%. No cenário F1_RCP 8.5 a vazão se mantém acima de 110m³/s em todo período. No cenário F2_RCP 4.5 a maior taxa de vazão maior que 110m³/s foi de 5% no cenário de uso da terra pessimista e 2% no otimista. No cenário F2_RCP 8.5 a maior taxa foi indicada pelo cenário pessimista (12%) e a menor pelos cenários otimista e atual com cerca de 8%.

O reservatório de Funil foi o que apresentou o maior desequilíbrio nos indicativos temporais de vazões mínimas. Os cenários de uso e cobertura da terra Otimista e Atual não mostraram influência na sub-bacia por ser uma região bem antropizada, com áreas urbanas bem consolidada. O cenário Pessimista foi o que apresentou os menores índices de atendimento das vazões mínimas operativas consequência da impermeabilização do solo proveniente da expansão urbana que gera redução do fluxo de base importante para a recarga dos aquíferos (CALOW *et al.*, 2010; FLETCHER *et al.*, 2013). Outro problema causado pela impermeabilização do solo na sub-bacia é o aumento do risco de inundações, pois o escoamento superficial aumenta e o tempo de resposta da bacia diminui (THOMSON *et al.*, 2005)ameaçando a segurança hídrica das cidades à jusante. Os modelos Eta_MIROC e Eta_CAM indicaram períodos com vazões máximas acima da regra de operação compatíveis com o período histórico.

Os cenários climáticos Eta_MIROC e Eta_CAM (RCP 4.5 e 8.5) indicaram descargas acima das vazões mínimas operativas para o reservatório de Jaguari garantindo a produção de energia e a transposição do Jaguari para o Sistema Cantareira até 2055. Os cenários climáticos do HadGEM (RCP 4.5 e 8.5) só apresenta a mesma tendência para o período F2 das simulações.

Para o reservatório Paraibuna a tendência de descargas acima das vazões mínimas de operação foi consenso entre todos os cenários. Um resultado importante para o sistema elétrico visto a importância do reservatório de Paraibuna para o subsistema Sudeste.

O reservatório de Santa Branca apresentou 100% das vazões acima da sua vazão mínima de operação em todos os cenários climáticos do Eta_MIROC e no cenário climático Eta_CAM RCP 4.5.

A vazão defluente no reservatório de Funil ficou abaixo de 110m³/s em pelo menos 2% do período F2, em todos os cenários. Podendo chegar até 40% no cenário Eta_CAM (RCP 8.5) F2_P. e 60% no cenário Eta_HadGEM (RCP 8.5) F2_P. Implicando em restrições para a vazão afluente em Santa Cecília, ou seja, para a transposição para o Sistema Guandu, comprometendo o abastecimento da Região Metropolitana do Rio de Janeiro (RMRJ).

O presente estudo não avaliou a mudança de uso e cobertura da terra da região do Médio Paraíba e nem a projeção de consumo hídrico e industrial da RMRJ, portanto o período de restrição das vazões menores que 110 m³/s podem ser ainda maiores do que foi apresentado.

6.5 Estimativa da produção de energia

Além de abastecer as cidades, os reservatórios estudados também são utilizados para geração de energia. Logo, vazões abaixo da vazão mínima operativa não só acarretam desabastecimento hídrico das cidades, como também, falha no sistema elétrico.

As figuras 6.27, 6.28, 6.29 e 6.30 apresentam as estimativas de tempo (%) em que a energia assegurada, de cada reservatório, foi atingida. Estão representados pela cor verde os períodos em que a energia assegurada foi alcançada ou superada, e pela cor vermelha períodos em que a energia assegurada não foi atingida.

Jaguari

A estimativa de energia produzida pelo reservatório de Jaguari nos cenários futuros ficaram abaixo das estimativas históricas no período F1. No período F2 apenas os cenários Eta_MIROC RCP 4.5 e Eta_CAM RCP 4.5 apresentaram estimativas temporais acima do histórico. Os cenários do Eta_MIROC RCP 4.5

(Fig. 6.27a), apontaram as melhores estimativas de tempo de alcance da energia assegurada cerca de 75%.

Paraibuna

Para o reservatório de Paraibuna, apenas o cenário climático Eta_MIROC RCP 4.5 F2_P (Fig. 6.28a) supera o cenário histórico. Essa também é a estimativa mais positiva indicada pelas simulações com cerca de 52% de tempo de energia assegurada atingida. Os cenários do Eta_CAM RCP8.5 (F1_O, F1_A e F1_P), Eta_HadGEM RCP 4.5 e 8.5, e Eta_MIROC RCP 4.5 (F1_A) e RCP 8.5 (F1_O, F1_A e F1_P) apontaram alcance da energia menor que 2% do período simulado.

Santa Branca

Nos cenários futuros de produção de energia do reservatório de Santa Branca apenas o cenário climático Eta_CAM RCP 4.5 para o F2 apresentaram estimativas acima da simulação histórica. A melhor estimativa é do cenário climático Eta_CAM RCP 4.5 F2_P (Fig. 6.29a) cerca de 24%. O modelo climático HadGEM apontou que a energia assegurada não foi atingida em nenhum dos cenários climáticos e de uso do solo, e em nenhum dos períodos futuros para o reservatório. Além dos cenários climáticos do Eta_HadGEM outros cenários climáticos e de uso do solo indicaram que o reservatório do Santa Branca não atingirá a energia assegurada nos seus períodos de simulação, são eles: Eta_MIROC RCP 4.5 F1_A, Eta_CAM RCP 8.5 (F1_O, F1_A, F1_P, F2_O, F2_A) e Eta_MIROC RCP 8.5 (F1_O, F1_A, F1_P).

Funil

O cenário climático Eta-MIROC RCP 4.5 apontaram as melhores estimativas de tempo em que a energia assegurada é mantida para o F2, cerca de 54% no cenário Otimista e 50% no Atual, superando as estimativas do período histórico. No cenário climático Eta_CAM RCP 4.5 não houve variações significativas entre os diferentes cenários. Entretanto, no cenário climático Eta_CAM RCP 8.5 a energia assegurada já é mais sensível aos cenários de uso do solo,

principalmente no F1. O Eta-HadGEM foi um pouco mais otimista para o reservatório de Funil alcançando a energia assegurada em até 10% do tempo simulado.

Tendo em vista as estimativas temporais de energia assegurada temos que os maiores períodos em que energia assegurada atingida é encontrada na simulação climáticas de RCP 4.5 e os menores nos de RCP 8.5, e em todos os cenários o segundo período de simulação (F2) apresenta uma melhora nas estimativas.

Figura 6.56 – Energia assegurada em função do tempo do reservatório de Jaguari.

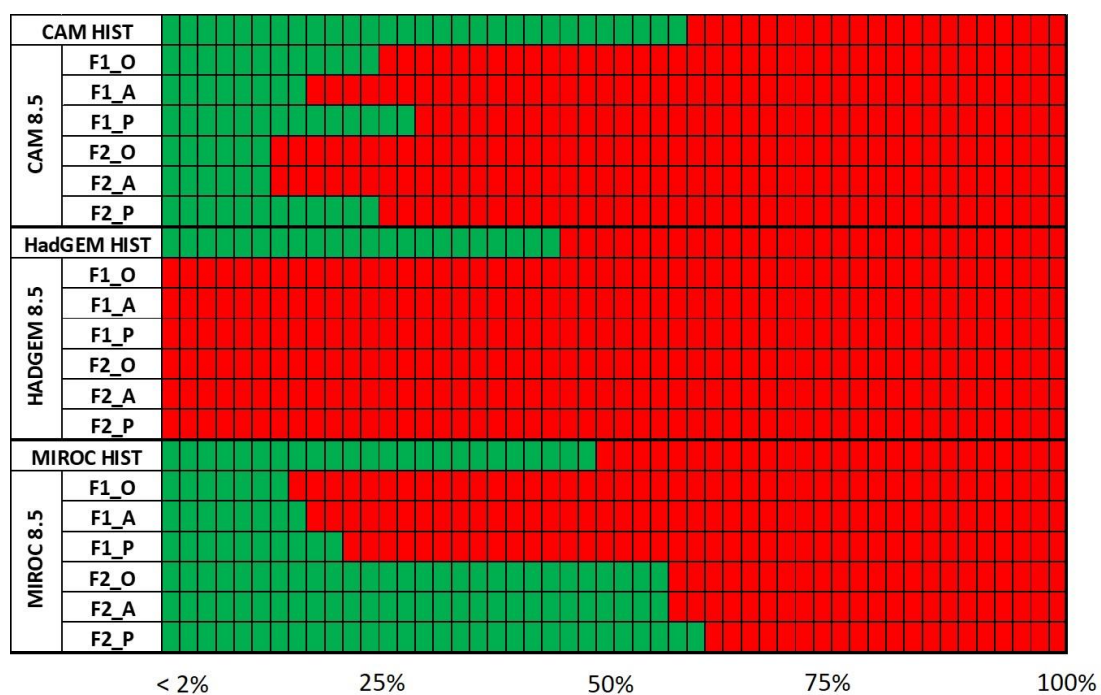


Figura 6.27 - Energia assegurada em função do tempo do reservatório de Paraibuna.

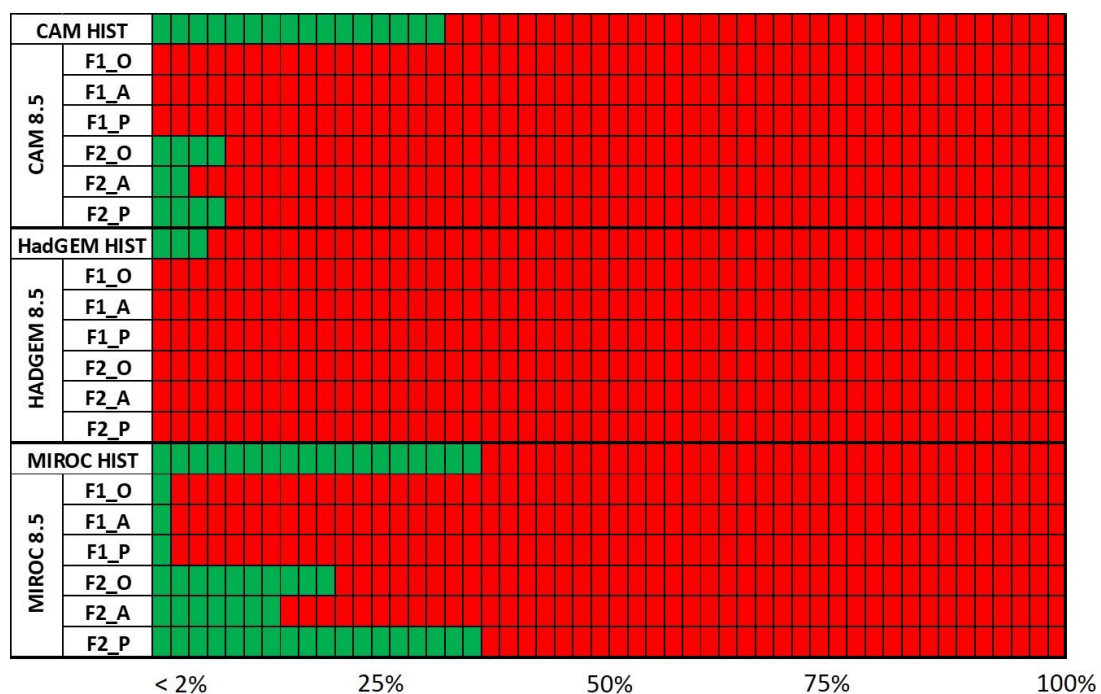
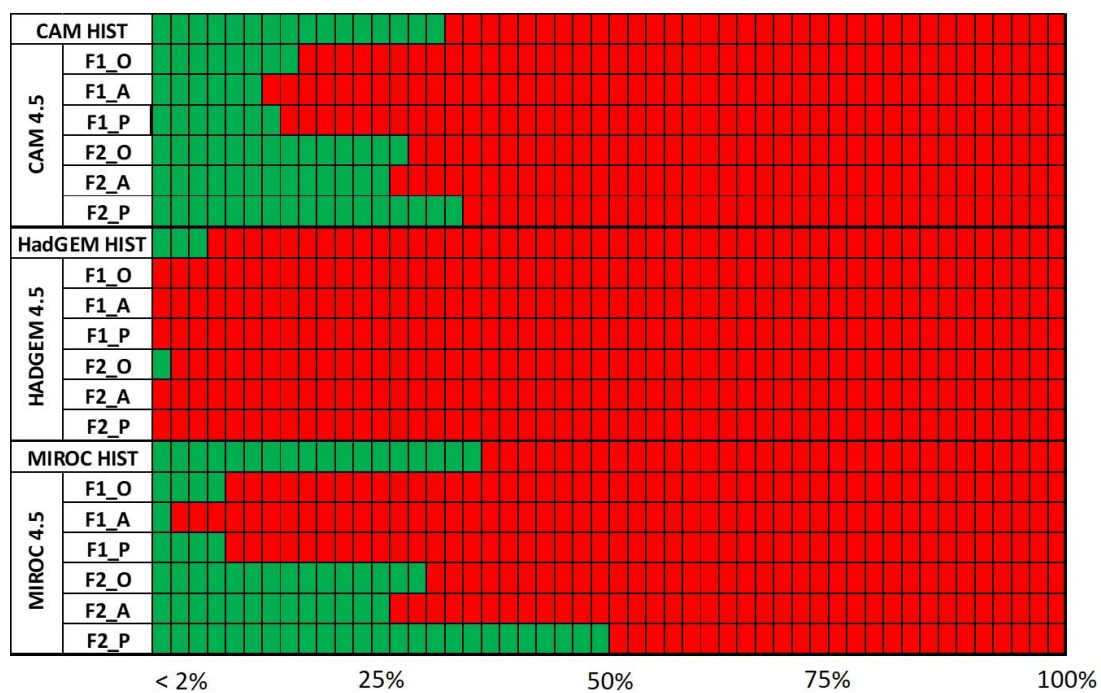


Figura 6.28 – Energia assegurada em função do tempo do reservatório de Santa Branca.

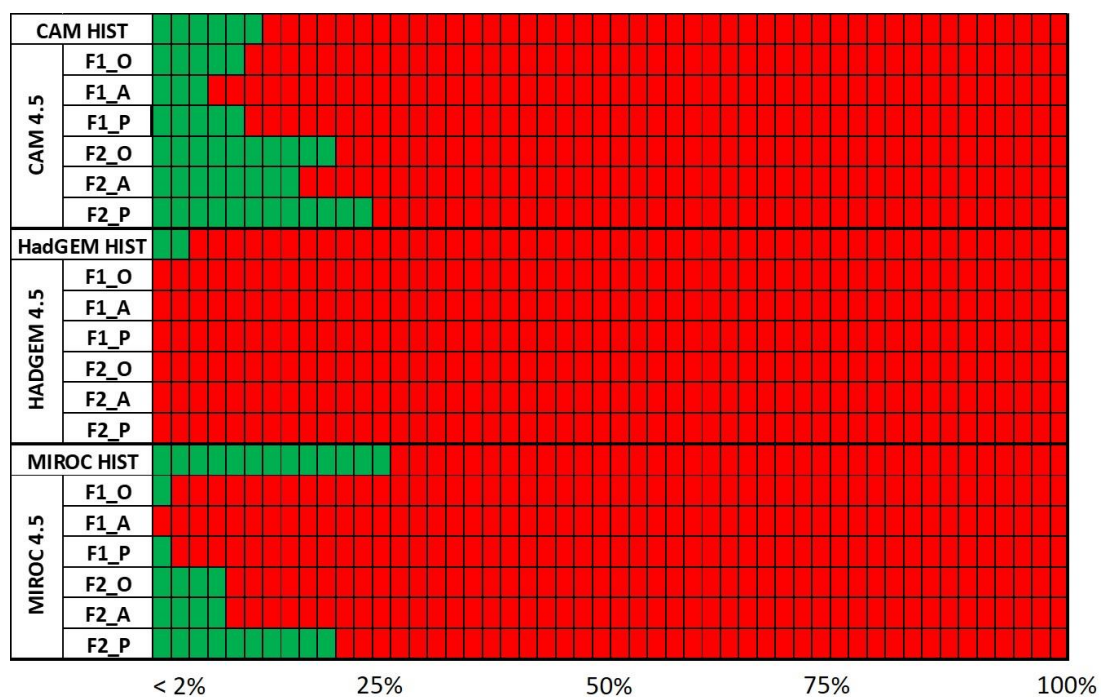
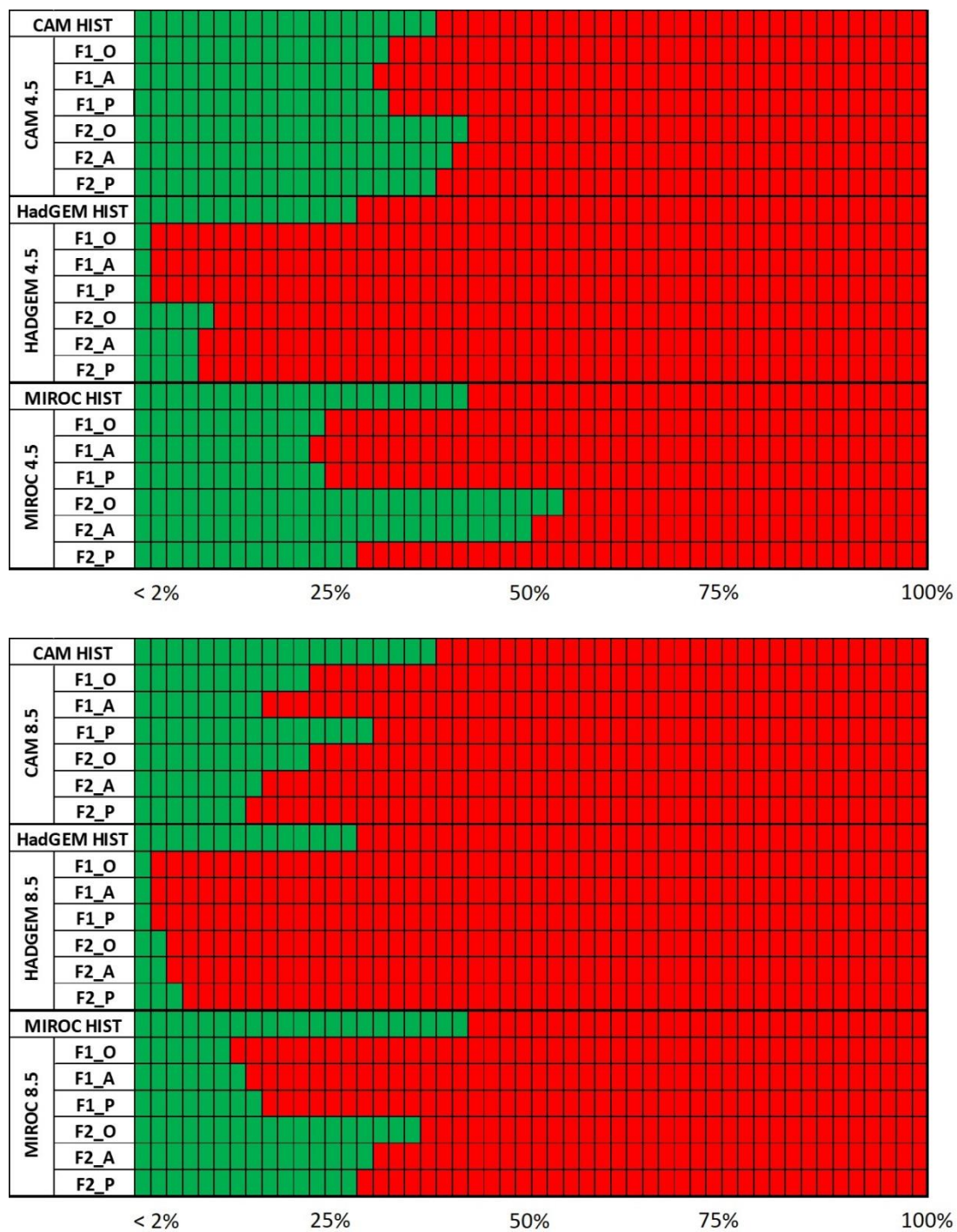


Figura 6.69 – Energia assegurada em função do tempo do reservatório de Funil.



Os maiores impactos de LUCC na produção de energia nos reservatórios de Jaguari e Paraibuna foram para os cenários Otimista e Atual, e os menores para o cenário Pessimista nos reservatórios de Jaguari e Paraibuna. O aumento das áreas de floresta na região a montante dos reservatórios, características dos cenários atuais e otimistas, aumentam as taxas de evapotranspiração reduzindo a vazão afluente ao reservatório e consequentemente a produção de energia. Entretanto o desmatamento, principal característica do cenário pessimista nessas regiões, gera aumento nas vazões reduzindo a evapotranspiração. No reservatório de Santa Branca as diferenças entre os cenários de uso e cobertura da terra não foram significativas uma vez que no cenário Pessimista há o aumento da silvicultura, que consome mais água. No reservatório de Funil o cenário Pessimista foi o que apresentou maiores impactos na produção de energia e os menores pelos cenários otimistas.

As estimativas temporais de energia assegurada geradas pelas simulações dos cenários estudados indicaram uma redução na produção de energia da bacia do rio Paraíba do Sul. Esses cenários são importantes pois podem auxiliar na tomada de decisão, nos levar a repensar nossos modelos de energia e motivar o uso de outras fontes.

7 CONCLUSÃO

Este trabalho apresentou uma análise dos impactos das mudanças climáticas e das mudanças de uso e cobertura da terra na segurança hídrica e na produção de energia da Bacia do Rio Paraíba do Sul a partir de projeções de LUCC e cenários climáticos futuros.

No modelo de expansão urbana, os resultados indicaram que a transição ocorre sobre as pastagens e as florestas. As variáveis explicativas distância área urbana, distância rodovias, distância ferrovias (nas regiões onde a ferrovia está presente) e a declividade apresentaram os maiores pesos nas duas transições. A unidade de conservação de proteção integral foram as maiores barreiras da expansão urbana. Com esses resultados constatou-se que a expansão urbana foi mais intensa no entorno das áreas urbanas já consolidadas e menos intensas onde existem áreas protegidas ou barreiras físicas. A modelagem LUCC foi considerada satisfatória porque capturou esse efeito de aglomeração, permitindo incluir efeitos de interação local entre os diferentes usos da terra para projetar o crescimento urbano e as suas consequências sobre os recursos hídricos. A vantagem dessa abordagem fundamenta-se na sua aplicabilidade em outras localidades porque se baseia inteiramente nos dados dos censos disponíveis.

O processo de calibração do modelo hidrológico MHD-INPE foi bem-sucedido nas bacias estudadas. Somente nas sub-bacias B01 e B02 a calibração foi considerada razoável, levando em conta a limitação do modelo em pequenas bacias. O modelo teve um bom desempenho nas simulações dos reservatórios considerando as vazões defluentes e afluentes dos mesmos.

As simulações hidrológicas do período histórico utilizando dados climáticos futuros e as regras de operação dos reservatórios foram capazes de reproduzir as principais características da CPV, entretanto, os modelos climáticos Eta_CAM e Eta_MIROC superestimaram, enquanto o Eta_HadGEM subestimou as vazões extremas. Essa instabilidade na validação dos cenários pode ser explicada pela ausência do sinal da seca de 2014 na correção de viés dos cenários climáticos em razão do tempo de recorrência mesma.

Nas simulações dos períodos futuros os resultados mostraram uma redução nas vazões máximas e mínimas durante o período de (2016-2035) e um aumento para o período de (2036-2055), para os cenários climático de RCP 4.5. Nos cenários climáticos de RCP 8.5 as vazões mínimas tenderam a reduzir ainda mais no segundo período de simulação (2036-2055).

Salienta-se que os cenários futuros possuem incertezas decorrentes dos processos de modelagem utilizados para o seu desenvolvimento. Essas incertezas são derivadas principalmente das incertezas das projeções climáticas quanto a variável de precipitação.

A influência de LUCC nos índices estatísticos da CPV foram observadas sobre as vazões mínimas, principalmente nas bacias de cabeceira. Devido à redução da vazão, consequência do aumento da evapotranspiração das florestas, e do consumo de água das plantações de eucalipto. Essa influência perde força com o aumento das precipitações no segundo período da simulação.

Os impactos de LUCC nas vazões dos reservatórios foram mais nítidos nos reservatórios de Paraibuna e Jaguari. Em geral, o aumento das áreas de florestas gera redução das vazões por perdas de evapotranspiração, a expansão da silvicultura reduz a vazão pois seu desenvolvimento consome muita água. Contrariamente, desmatamento e a expansão urbana aumentam a vazão, promovendo alterações na produção energética e na segurança da água.

As análises de segurança hídrica indicaram que a maioria dos cenários apontam que o reservatório de Jaguari conseguirá atender a transposição para o Sistema Cantareira e a sua produção de energia para todos o período simulados. Enquanto que todos os cenários concordam em que a transposição para o Sistema Guandu poderá ser comprometida em até 60% do tempo até meados do século. Todos os cenários mostraram uma redução na produção de energia das usinas hidrelétricas estudadas de 2016-2035 e uma tendência de melhora de 2036-2055.

Ressalta-se que nesta tese a prioridade foi o abastecimento humano, conforme estabelece a lei de águas. Resultando em um "relativo conforto" na questão do abastecimento, mas grandes impactos na geração de energia.

Para um melhor entendimento da segurança hídrica do rio Paraíba do Sul sugere-se como trabalhos futuros: análise de diferentes trade-offs entre a geração de energia e o abastecimento humano; uma avaliação qualitativa da água; projeções futuras de consumo das áreas irrigadas do Vale do Paraíba Paulista e Fluminense; expansão das análises de uso e cobertura do solo para toda a bacia e para a RMRJ, a fim de quantificar as demandas hídricas atuais e futuras dessas regiões.

Finalmente, espera-se que este estudo contribua para um melhor entendimento da segurança hídrica na bacia do rio Paraíba do Sul, auxiliando as tomadas de decisões operacional dos reservatórios e da gestão dos recursos hídricos.

REFERENCIAS

ACOSTA, O. E. C. **Informação hidrometeorológica na regulação do setor elétrico brasileiro**: indicadores de avaliação de disponibilidade hídrica. São Paulo: USP, 2014.

AGÊNCIA DA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL - AGEVAP. **Avaliação dos impactos de novas transposições de vazão no rio Paraíba do Sul R4**: demandas de uso da água consuntivos e não consuntivos. Resende: AGEVAP, 2013.

AGÊNCIA DA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL - AGEVAP. **Relatório de situação**: Bacia do Rio Paraíba do Sul 2018. Resende: AGEVAP, 2018.

ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D. **Crop evapotranspiration**: guidelines for computing crop water requirements; Rome: FAO, 1998.

ALMAGRO, A.; OLIVEIRA, P. T. S.; ROSOLEM, R.; HAGEMANN, S.; NOBRE, C. A. Performance evaluation of Eta/HadGEM2-ES and Eta/MIROC5 precipitation simulations over Brazil. **Atmospheric Research**, v. 244, p. 105053, 2020.

ALMEIDA, A. C.; SMETHURST, P. J.; SIGGINS, A.; CAVALCANTE, R. B. L.; BORGES, N. Quantifying the effects of Eucalyptus plantations and management on water resources at plot and catchment scales. **Hydrological Processes**, v. 30, n. 25, p. 4687–4703, 2016.

ALMEIDA, A. C.; SOARES, J. V. Comparação entre uso de água em plantações de Eucalyptus grandis e floresta ombrófila densa (Mata Atlântica) na costa leste do Brasil. **Revista Árvore**, v. 27, n. 2, p. 159–170, 2003.

ALMEIDA, C. M. **Modelagem da dinâmica espacial como uma ferramenta auxiliar ao planejamento**: simulação de mudanças de uso da terra em áreas urbanas para as cidades de Bauru e Piracicaba (SP), Brasil. 2003. 323 p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2004.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Plano nacional de segurança hídrica**. Brasília: ANA, 2019a. p. 112.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **HidroWeb**: séries históricas. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/apresentacao>.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Plano de ações complementares para a gestão da crise hídrica na Bacia do Rio Paraíba do Sul**. Brasília: ANA, 2015a.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**: informe 2015. Brasília: ANA, 2015b.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Manual de usos consultivos da água no Brasil**. Brasília: ANA, 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA - ANEEL. **Energia assegurada**. Brasília: ANEEL, 2005.

ANDRADE, D. J.; SOUZA, A. A. M.; GOMES, C. Análise temporal da expansão urbana nos municípios do Vale do Paraíba Paulista. **Mercator**, v. 18, p. 1–15, 2019.

ANDRADE, M. P.; RIBEIRO, C. B. M.; LIMA, R. N. S. Modelagem dinâmica da mudança do uso e cobertura do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul a partir de imagens Modis e um modelo de sub-regiões. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 68, n. 5, p. 965–978, 2016.

ARORA, V. K.; SCINOCCA, J. F.; BOER, G. J.; CHRISTIAN, J. R.; DENMAN, K. L.; FLATO, G. M.; KHARIN, V. V.; LEE, W. G.; MERRYFIELD, W. J. Carbon emission limits required to satisfy future representative concentration pathways of greenhouse gases. **Geophysical Research Letters**, v. 38, n. 5, p. 3–8, 2011.

ARSANJANI, J. J.; HELBICH, M.; KAINZ, W.; BOLOORANI, A. D. Integration of logistic regression, Markov chain and cellular automata models to simulate urban expansion. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 21, n. 1, p. 265–275, 2012.

ASSOCIATED PRESS. **Smelly Rio de Janeiro water supply has residents on edge**. Disponível em: <<https://finance.yahoo.com/news/smelly-rio-janeiro-water-supply-143607594.html>>. Acesso em: 10 fev. 2020.

AVILA-DIAZ, A.; ABRAHÃO, G.; JUSTINO, F.; TORRES, R.; WILSON, A. Extreme climate indices in Brazil: evaluation of downscaled earth system models at high horizontal resolution. **Climate Dynamics**, v. 54, n. 11–12, p. 5065–5088, 2020.

BAKKER, K.; MORINVILLE, C. The governance dimensions of water security: a review. **Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, v. 371, n. 2002, p. 20130116, 2013.

BALDASSARRE, G. DI; VIGLIONE, A.; CARR, G.; KUIL, L.; YAN, K.; BRANDIMARTE, L.; BLÖSCHL, G. Debates—perspectives on socio-hydrology: capturing feedbacks between physical and social processes. **Water Resources Research**, v. 51, n. 6, 2015.

BÁRDOSSY, A.; PEGRAM, G. Downscaling precipitation using regional climate models and circulation patterns toward hydrology. **Water Resources Research**, v. 47, n. 4, abr. 2011.

BECK, H. E.; BRUIJNZEEL, L. A.; VAN DIJK, A. I. J.; MCVICAR, T. R.; SCATENA, F. N.; SCHELLEKENS, J. The impact of forest regeneration on streamflow in 12 mesoscale humid tropical catchments. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 17, n. 7, p. 2613–2635, 2013.

BEVEN, K. J.; KIRKBY, M. J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. **Hydrological Sciences Bulletin**, v. 24, n. 1, p. 43–69, 1979.

BLÖSCHL, G.; ARDOIN-BARDIN, S.; BONELL, M.; DORNINGER, M.; GOODRICH, D.; GUTKNECHT, D.; MATAMOROS, D.; MERZ, B.; SHAND, P.; SZOLGAY, J. The impacts of global change in the humid tropics: selected rainfall-runoff issues linked with tropical forest-land management. **Irrigation and Drainage Systems**, v. 21, p. 1241–1247, 2007.

BONELL, M. The impacts of global change in the humid tropics: selected rainfall-runoff issues linked with tropical forest-land management. **Irrigation and Drainage Systems**, v. 24, n. 3–4, p. 279–325, 2010.

BONHAM-CARTER, G. F. **Geographic information systems for geoscientists**. [S.l.]: Elsevier, 1994. 416 p.

BRASIL. PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA. **Lei no 9.985, de 18 de julho de 2000**: Regulamenta o art.225, parágrafo 1º, incisos I, II, III e IV da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm>.

BRAVO, J. M. **Otimização da operação de um reservatório para controle de cheias com base na previsão de vazão**. 2006. 136 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

BROWN, A. E.; ZHANG, L.; MCMAHON, T. A.; WESTERN, A. W.; VERTESSY, R. A. 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, L. A. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 104 p.185–228, 2004.

CALOW, R. C.; MACDONALD, A. M.; NICOL, A. L.; ROBINS, N. S. Ground water security and drought in Africa: linking availability, access, and demand. **Ground Water**, v. 48, n. 2, p. 246–256, mar. 2010.

CARRIELLO, F.; REZENDE, F. S.; NEVES, O. M. S.; RODRIGUEZ, D. A. Forestry expansion during the last decades in the Paraíba do Sul basin - Brazil. In: INTERNATIONAL ARCHIVES OF THE PHOTOGRAMMETRY, REMOTE SENSING AND SPATIAL INFORMATION SCIENCES 2016. **Proceedings....** 2016.

CASAGRANDE, L.; TOMASELLA, J.; ALVALÁ, R. C. S.; BOTTINO, M. J.; CARAM, R. O. Early flood warning in the Itajaí-Açu River basin using numerical weather forecasting and hydrological modeling. **Natural Hazards**, v. 88, n. 2, p. 741–757, 2017.

CHOU, S. C.; LYRA, A.; MOURÃO, C.; DEREZYNSKI, C.; PILOTTO, I.; GOMES, J.; BUSTAMANTE, J.; TAVARES, P.; SILVA, A.; RODRIGUES, D.; CAMPOS, D.; CHAGAS, D.; SUEIRO, G.; SIQUEIRA, G.; MARENGO, J. Assessment of climate change over South America under RCP 4.5 and 8.5 downscaling scenarios. **American Journal of Climate Change**, v. 3, p. 512–525, 2014.

- CHOU, S. C.; NOBRE, P. Avaliação de modelos globais e regionais climáticos. In: PAINEL BRASILEIRO DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS. **Base científica das mudanças climáticas**. Rio de Janeiro: UFRJ, 2015.
- CLARKE, K. C.; HOPPEN, S.; GAYDOS, L. A self-modifying cellular automaton model of historical urbanization in the San Francisco Bay area. **Environment and Planning B: Planning and Design**, v. 24, n. 2, p. 247–261, 1997.
- COE, M. T.; COSTA, M. H.; SOARES-FILHO, B. S. The influence of historical and potential future deforestation on the stream flow of the Amazon River – Land surface processes and atmospheric feedbacks. **Journal of Hydrology**, v. 369, n. 1–2, p. 165–174, 2009.
- 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, 2016.
- COLE, J. P.; KING, C. A. **Quantitative geography**. [S.l.]: John Wiley and Sons, 1968.
- COMITÊ DE INTEGRAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA DO SUL - CEIVAP. **Relatório técnico sobre a situação dos reservatórios com subsídios para ações de melhoria da gestão na Bacia do Rio Paraíba do Sul**. Resende: CEIVAP, 2010.
- COMITÊ DE INTEGRAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA DO SUL - CEIVAP. **Relatório de situação: Bacia do Paraíba do Sul 2019**. Resende: CEIVAP, 2019.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO - SABESP. **Crise hídrica, estratégias e soluções da SABESP**. São Paulo -SP: SABEPS, 2015.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO - SABESP. **Relatório técnico atendimento ao artigo 12º da resolução conjunta ANA / DAEE nº 926 de 29 / 05 / 17**. São Paulo: SABESP, 2017.
- COSTANZA, R. Model goodness of fit: a multiple resolution procedure. **Ecological Modelling**, v. 47, n. 3–4, p. 199–215, 1989.
- CUNHA, A. P. M. A.; ZERI, M.; LEAL, K. D.; COSTA, L.; CUARTAS, L. A.; MARENGO, J. A.; TOMASELLA, J.; VIEIRA, R. M.; BARBOSA, A. A.; CUNNINGHAM, C.; CAL GARCIA, J. V.; BROEDEL, E.; ALVALÁ, R.; RIBEIRO-NETO, G. Extreme drought events over Brazil from 2011 to 2019. **Atmosphere**, v. 10, n. 11, 2019.
- CUNHA, A. P. M. A.; ALVALÁ, R. C. S.; OLIVEIRA, G. S. Impactos das mudanças de cobertura vegetal nos processos de superfície na região semiárida do Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 28, n. 2, p. 139–152, 2013.
- DENG, X.; LI, Z.; HUANG, J.; ZHANG, R.; HUANG, J. Critical studies on integrating land-use induced effects on climate regulation services into impact assessment for human well-being. **Advances in Meteorology**, v. 2013, e831250, 2013.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES, **Banco de dados DNITGeo**. 2001. Disponível em: <http://servicos.dnit.gov.br/vgeo/>.

DERECZYNSKI, C.; CHAN, S.; SONDERMANN, M.; REGOTO, P.; TAVARES, P.; CHAGAS, D.; LUÍS, J.; CARNEIRO, D. Downscaling of climate extremes over South America – Part I: model evaluation in the reference climate. **Weather and Climate Extremes**, v. 29, e200373, 2020.

DEVIDE, A. C. P.; CASTRO, C. M.; RIBEIRO, R. L. D.; ABOUD, A. C. S.; PEREIRA, M. G.; RUMJANEK, N. G. História Ambiental do Vale do Paraíba Paulista, Brasil. **Revista Biociências**, v. 20, p. 12–29, 2014.

DUAN, Q.; SOROOSHIAN, S.; GUPTA, V. Effective and efficient global optimization. **Water Resources Research**, v. 28, n. 4, p. 1015–1031, 1992.

DUTTA, V.; SINGH, A.; PRASAD, N. Urban sprawl and water stress with respect to changing landscape: study from Lucknow, India. **Journal of Geography and Regional Planning**, v. 3, p. 84–105, 2010.

ELETROBRÁS. **Potencial hidrelétrico brasileiro em cada estágio por bacia hidrográfica**. Disponível em: <https://eletrobras.com/pt/Paginas/Potencial-Hidreletrico-Brasileiro.aspx>.

EMPINOTTI, V. L.; BUDDS, J.; AVERSA, M. Governance and water security: the role of the water institutional framework in the 2013–15 water crisis in São Paulo, Brazil. **Geoforum**, v. 98, p. 46–54, 2019.

FALCK, A. S.; MAGGIONI, V.; TOMASELLA, J.; DINIZ, F. L. R.; MEI, Y.; BENETI, C. A.; HERDIES, D. L.; NEUNDORF, R.; CARAM, R. O.; RODRIGUEZ, D. A. Improving the use of ground-based radar rainfall data for monitoring and predicting floods in the Iguaçu river basin. **Journal of Hydrology**, v. 567, p. 626–636, 2018.

FALCK, A. S.; MAGGIONI, V.; TOMASELLA, J.; VILA, D. A.; DINIZ, F. L. R. Propagation of satellite precipitation uncertainties through a distributed hydrologic model: a case study in the Tocantins-Araguaia basin in Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 527, p. 943–957, 2015.

FLATO, G.; MAROTZKE, J. Evaluation of climate models. In: STOCKER, T. F.; QIN, D.; PLATTNER, G.-K.; TIGNOR, M.; ALLEN, S. K.; BOSCHUNG, J.; NAUELS, A.; XIA, Y.; BEX, V.; MIDGLEY, P. M. (Ed.). **Climate change 2013**. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.

FLETCHER, T. D.; ANDRIEU, H.; HAMEL, P. Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: a state of the art. **Advances in Water Resources**, v. 51, p. 261–279, 2013.

FRACALANZA, A. P.; FREIRE, T. M. Crise hídrica RMSP, injustiça ambiental, privatização e mercantilização. **GEOUSP- Espaço e Tempo**, v. 19, n. 2015, 2015.

FRANCISCO, C. N.; CARVALHO, C. N. Disponibilidade hídrica-da visão global às pequenas bacias hidrográficas: o caso de Angra dos Reis, no Estado do Rio de Janeiro. **Revista de Geociências**, v. 3, 2004.

- FRONE, D.; FRONE, S. The importance of water security for sustainable development in the romanian agri-food sector. **Agriculture and Agricultural Science Procedia**, v. 6, p. 674–681, 2015.
- FU, B.; ZHANG, L.; XU, Z.; ZHAO, Y.; WEI, Y.; SKINNER, D. Ecosystem services in changing land use. **Journal of Soils and Sediments**, v.15, n.4, 2015.
- GARCIA, M.; PORTNEY, K.; ISLAM, S. A question driven socio-hydrological modeling process. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 20, n. 1, 2016.
- GAROFOLLO, L.; RODRIGUEZ, D.; SIQUEIRA JÚNIOR, J. L.; MOHOR, G. S. Projeções de descargas extremas sob impactos das mudanças climáticas na região amazônica. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 69, n.1, p. 209–227, 2017.
- GASH, J. H. C.; LLOYD, C. R.; LACHAUD, G. Estimating sparse forest rainfall interception with an analytical model. **Journal of Hydrology**, v. 170, n. 1–4, p. 79–86, 1 ago. 1995.
- GHOSH, A. R.; QURESHIA, M. S.; KIM, J.; ZALDUENDO, J. Surges. **Journal of International Economics**, v. 92, n. 2, p. 266–285, 2014.
- GHOSH, R.; KANSAL, A.; VENKATESH, G. Urban water security assessment using an integrated metabolism approach: case study of the national capital territory of Delhi in India. **Resources**, v. 8, p. 1–15, 2019.
- GLOBAL WATER PARTNERSHIP - GWP. **Towards water security: a framework for action**. Estocolmo, Suécia: GWP, 2000.
- GONÇALVES, A. P. V.; STRAUCH, J. C. M.; AJARA, C. Segregação socioespacial na microrregião do Vale do Paraíba Fluminense, Rio de Janeiro. **RDE - Revista de Desenvolvimento Econômico**, v. 1, n. 39, p. 720, 2015.
- GROPPO, J. DANIEL; MORAES, J. M.; BEDUSCHI, C. E.; GENOVEZ, A. M.; MARTINELLI, L. A. Trend analysis of water quality in some rivers with different degrees of development within the São Paulo State, Brazil. **River Research and Applications**, v.24, n.8, p.1056-1067, 2008.
- HAGEN, A. Multi-method assessment of map similarity. In: AGILE CONFERENCE ON GEOGRAPHIC INFORMATION SCIENCE, 5.,2002. **Proceedings...** 2002.
- HAYHOE, S. J.; NEILL, C.; PORDER, S.; MCHORNEY, R.; LEFEBVRE, P.; COE, M. T.; ELSENBEEER, H.; KRUSCHE, A. V. Conversion to soy on the Amazonian agricultural frontier increases streamflow without affecting stormflow dynamics. **Global Change Biology**, v. 17, n. 5, p. 1821–1833, 2011.
- HE, C.; OKADA, N.; ZHANG, Q.; SHI, P.; LI, J. Modelling dynamic urban expansion processes incorporating a potential model with cellular automata. **Landscape and Urban Planning**, v. 86, n. 1, p. 79–91, 2008.
- HOEKSTRA, A. Y.; BUURMAN, J.; VAN GINKEL, K. C. H. Urban water security: a review. **Environmental Research Letters**, v. 13, p. 1–14, 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Censos demográficos de 1990**. Rio de Janeiro: IBGE, 1990.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Censos demográficos IBGE 2010**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Banco de dados geográficos**. Disponível em: <<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>>.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. **INMET**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em: 29 jun. 2020.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Topodata**: banco de dados geomorfométricos do Brasil. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/topodata/index.php>>.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Climate change 2014**: Synthesis report contribution of working groups I, II and III Geneva, Switzerland: IPCC, 2014a.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Contribuição do grupo de trabalho II para o Quinto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental sobre Alterações Climáticas (IPCC)**. [S.l]: IPCC, 2014b.

IORGULESCU, I.; MUSY, A. Generalization of topmodel for a power law transmissivity profile. **Hydrological Processes**, v. 11, n. 9, p. 1353–1355, 1 jul. 1997.

JACKSON, B.; MCINTYRE, N.; PECHLIVANIDIS, I. G.; JACKSON, B. M.; MCINTYRE, N. R.; WHEATER, H. S. Catchment scale hydrological modelling: A review of model types, calibration approaches and uncertainty analysis methods in the context of recent developments in technology and applications. **GlobalNEST International Journal**, v.13, n.3, p.193-214, 2011.

JEPSON, W.; BUDDS, J.; EICHELBERGER, L.; HARRIS, L.; NORMAN, E.; O'REILLY, K.; PEARSON, A.; SHAH, S.; SHINN, J.; STADDON, C.; STOLER, J.; WUTICH, A.; YOUNG, S. Advancing human capabilities for water security: a relational approach. **Water Security**, v. 1, p. 46–52, 2017.

KEBBLES, D.; OWENS, P.; THOMPSON, C. Regional accessibility and economic potential in the European community. **Regional Study**, v. 6, p. 419–431, 1982.

KUMLER, L. M.; LEMOS, M. C. Managing waters of the Paraíba do Sul river basin, Brazil: a case study in Institutional change and social learning. **Ecology and Society**, v. 13, p. 13, 2008.

LAPOLA, D. M.; MARTINELLI, L. A.; PERES, C. A.; OMETTO, J. P. H. B.; FERREIRA, M. E.; NOBRE, C. A.; AGUIAR, A. P. D.; BUSTAMANTE, M. M. C.; CARDOSO, M. F.; COSTA, M. H.; JOLY, C. A.; LEITE, C. C.; MOUTINHO, P.; SAMPAIO, G.; STRASSBURG, B. B. N.; VIEIRA, I. C. G. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature Climate Change**, v.4, p.27-35, 2014.

- LEFÈVRE, M.; REMUND, J.; ALBUISSON, M.; WALD, L. Study of effective distances for interpolation schemes in meteorology. In: ANNUAL ASSEMBLY, EUROPEAN GEOPHYSICAL SOCIETY, 2002, Nice, France. **Proceedings...** Nice, France, 2002
- LENDERINK, G.; BUISHAND, A.; VAN DEURSEN, W. Estimates of future discharges of the river Rhine using two scenario methodologies: direct versus delta approach. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, n. 3, p. 1145–1159, 3 maio 2007.
- LEY, R.; CASPER, M. C.; HELLEBRAND, H.; MERZ, R. Catchment classification by runoff behaviour with self-organizing maps (SOM). **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 15, n. 9, p. 2947–2962, 2011.
- MAITI, S.; AGRAWAL, P. K. Environmental degradation in the context of growing urbanization: a focus on the metropolitan cities of India. **Journal of Human Ecology**, v. 17, n. 4, p. 277–287, 2005.
- MARANDOLA JUNIOR, E.; MARQUES, C.; PAULA, L. T.; CASSNELI, L. B. Crescimento urbano e áreas de risco no litoral norte de São Paulo. **Revista Brasileira de Estudos da População**, v. 30, n. 1, p. 35–56, 2013.
- MARENGO, J. A.; TOMASELLA, J.; SOARES, W. R.; ALVES, L. M.; NOBRE, C. A. Extreme climatic events in the Amazon basin. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 107, n. 1–2, p. 73–85, 2012.
- MARTIN, D.; BÉLANGER, D.; GOSSELIN, P.; BRAZEAU, J.; FURGAL, C.; DÉRY, S. Drinking water and potential threats to human health in Nunavik: adaptation strategies under climate change conditions. **Arctic**, v.60, n.2, p.192-202, 2007.
- MARTINS, M. A.; TOMASELLA, J.; DIAS, C. G. Maize yield under a changing climate in the Brazilian Northeast: impacts and adaptation. **Agricultural Water Management**, v. 216, p. 339–350, 2019.
- MEISSNER, R.; JACOBS, I. Theorising complex water governance in Africa: the case of the proposed Epupa Dam on the Kunene River. **International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics**, v. 16, n. 1, p. 21–48, 2016.
- MILLY, P. C. D.; DUNNE, K. A.; VECCHIA, A. V. Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. **Nature**, v. 438, n. 7066, p. 347–350, 2005.
- MOHOR, G. S.; MENDIONDO, E. M. Economic indicators of hydrologic drought insurance under water demand and climate change scenarios in a Brazilian context. **Ecological Economics**, v. 140, p. 66–78, 2017.
- MOHOR, G. S.; RODRIGUEZ, D. A.; TOMASELLA, J.; SIQUEIRA JÚNIOR, J. L. Exploratory analyses for the assessment of climate change impacts on the energy production in an Amazon run-of-river hydropower plant. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 4, n. PB, p. 41–59, 2015a.

- MOHOR, G. S.; RODRIGUEZ, D. A.; TOMASELLA, J.; SIQUEIRA JÚNIOR, J. L. Exploratory analyses for the assessment of climate change impacts on the energy production in an Amazon run-of-river hydropower plant. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 4, n. PB, p. 41–59, 2015b.
- MONTEIRO JUNIOR, J. J.; SILVA, E. A.; REIS, A. L. A.; SANTOS, J. P. M. S. Dynamical spatial modeling to simulate the forest scenario in Brazilian dry forest landscapes. **Geology, Ecology, and Landscapes**, v. 3, n. 1, p. 46–52, 2019.
- MOORE, S. K.; TRAINER, V. L.; MANTUA, N. J.; PARKER, M. S.; LAWS, E. A.; BACKER, L. C.; FLEMING, L. E. Impacts of climate variability and future climate change on harmful algal blooms and human health. In: ENVIRONMENTAL HEALTH: A GLOBAL ACCESS SCIENCE SOURCE, 2008. **Proceedings...** BioMed Central, 2008.
- MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; LIEW, M. W. VAN; BINGNER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulation. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 3, p. 885–900, 2007.
- MULLER, M. Adapting to climate change. **Environment and Urbanization**, v. 19, n. 1, p. 99–113, 2007.
- NASCIMENTO, N.; WEST, T. A. P.; BIBER-FREUDENBERGER, L.; SOUSA-NETO, E. R. D.; OMETTO, J.; BÖRNER, J. A Bayesian network approach to modelling land-use decisions under environmental policy incentives in the Brazilian Amazon. **Journal of Land Use Science**, v. 15, n. 2–3, p. 127–141, 2020.
- NEVES, O. M. S.; CARRIELLO, F.; RODRIGUEZ, D. A.; REZENDE, F. S. Impacts in regional socioeconomic structure due to forestry in Paraíba Valley using remote sensing. **Boletim de Geografia**, v. 36, p. 121–133, 2018.
- NOBRE, C. A.; MARENGO, J. A.; SELUCHI, M. E.; CUARTAS, L. A.; ALVES, L. M. Some characteristics and impacts of the drought and water crisis in southeastern Brazil during 2014 and 2015. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 8, n. 2, p. 252–262, 2016.
- OLIVEIRA, K. D. **Impactos da expansão da cana-de-açúcar sobre a disponibilidade hídrica no noroeste do Estado de São Paulo**. 2020. 184 p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2020.
- OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO - ONS. **Manual de procedimentos da operação**. Rio de Janeiro: ONS, 2019.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A EDUCAÇÃO, A CIÊNCIA E A CULTURA - UNESCO. **Relatório mundial das nações unidas sobre o desenvolvimento dos recursos hídricos 2018**: soluções baseadas na natureza para a gestão da água - fatos e dados. Paris: UNESCO, 2018.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A EDUCAÇÃO, A CIÊNCIA E A CULTURA - UNESCO. **UN-WWater, 2020**: united nations world water development report 2020: water and climate change. Paris: UNESCO, 2020.

OSIS, R.; LAURENT, F.; POCCARD-CHAPUIS, R. Spatial determinants and future land use scenarios of Paragominas municipality, an old agricultural frontier in Amazonia. **Journal of Land Use Science**, v. 14, n. 3, p. 258–279, 2019.

PAIVA, A. C. D. E.; NASCIMENTO, N.; RODRIGUEZ, D. A.; TOMASELLA, J.; CARRIELLO, F.; REZENDE, F. S. Urban expansion and its impact on water security: the case of the Paraíba do Sul River Basin, São Paulo, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 720, 2020.

PANDE, S.; SIVAPALAN, M. Progress in socio-hydrology: a meta-analysis of challenges and opportunities. **WIREs Water**, v. 4, 2017.

PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the urban landscape. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 32, n. 1, p. 333–365, 2001.

PENNA, A. C.; TORRES, R. R.; GARCIA, S. R.; MARENGO, J. A. Moisture flows on southeast Brazil: present and future climate. **International Journal of Climatology**, July 2020.

QIN, H.; SU, Q.; KHU, S.; TANG, N. Water quality changes during rapid urbanization in the Shenzhen river catchment: an integrated view of socio-economic and infrastructure development. **Sustainability**, v. 6, n. 1, p. 7433–7451, 2014.

QUINTSLR, S. **A (re)produção da desigualdade ambiental na metrópole: conflito pela água , ‘ crise hídrica ’ e macrossistema de abastecimento no Rio de Janeiro.** 2018. 351p. Tese (Doutorado em Planejamento Urbano e Regional) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

RAVAN, S. A.; ROY, P. S. Landscape ecological analysis of a disturbance gradient using Geographic Information System in the Madhav National Park , Madhya Pradesh. **Current Science**, v. 68, p. 309–315, 1995.

RENNÓ, C. D.; NOBRE, A. D.; CUARTAS, L. A.; SOARES, J. V.; HODNETT, M. G.; TOMASELLA, J.; WATERLOO, M. J. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 9, p. 3469–3481, 2008.

REZENDE, F. S.; CARRIELLO, F.; RODRIGUEZ, D. A. Análise espaço-temporal da expansão da silvicultura em áreas de topos de morros na região do Vale do Paraíba Paulista/SP. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE ÁGUAS, SOLOS E GEOTECNOLOGIAS, 1., 2015. **Anais...** 2015.

REZENDE, F. S.; CARRIELLO, F.; RODRIGUEZ, D. A.; NEVES, O. M. Spatial and temporal changes in the land use and cover of the Paraíba Valley in São Paulo, Brazil: development of future scenarios. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 11, p. 1732–1747, 2018.

RODRIGUEZ, D. A.; NEGRÃO, A. C.; CAMARGO, C. P.; GIORNES, E.O.; PINT, G. L. N.; TOMASELLA, J.; SIQUEIRA JÚNIOR, J. L.; LOPES, L. G.; PRADO, M. C. R. **Modelo hidrológico distribuído MHD-INPE: manual de implementação** São José dos Campos: INPE, 2016.

RODRIGUEZ, D. A.; TOMASELLA, J. On the ability of large-scale hydrological models to simulate land use and land cover change impacts in Amazonian basins. **Hydrological Sciences Journal**, v. 61, n. 10, p. 1–16, 2016.

RODRIGUEZ, D. A.; TOMASELLA, J.; LINHARES, C. Is the forest conversion to pasture affecting the hydrological response of Amazonian catchments? signals in the Ji-Paraná Basin. **Hydrological Processes**, v. 24, n. 10, p. 1254–1269, 2010.

ROSIM, S.; MONTEIRO, A. M. V.; RENNO, C. D.; OLIVEIRA, J. R. F. Representações de fluxo local para apoio à gestão de recursos hídricos no Brasil. **Informática Pública**, v. 10, n. 1, p. 29–49, 2008.

RUIZ JUNIOR, L. D.; OLIVEIRA, R. C. Áreas protegidas e expansão do uso da terra no litoral norte do Estado de São Paulo. **Caminhos de Geografia. Uberlândia**, v. 14, p. 48–59, 2013.

SAKAI, R. K.; FITZJARRALD, D. R.; MORAES, O. L. L.; STAEBLER, R. M.; ACEVEDO, O. C.; CZIKOWSKY, M. J.; SILVA, R.; BRAIT, E.; MIRANDA, V. Land-use change effects on local energy, water, and carbon balances in an Amazonian Agricultural field. **Global Change Biology**, v.10, n.5, p.895-907, 2004.

SANTOS, D. G.; ROMANO, P. A. Conservação da água e do solo, e gestão integrada dos recursos hídricos. **Revista de Política Agrícola**, v. 14, n. 2, p. 51–64, 2005.

SÃO PAULO. GOVERNO DO ESTADO. **Sistema integrado de gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São paulo - SigRH**. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhps/apresentacao>>. Acesso em: 12 ago. 2020.

SHAO, D.; YANG, F.; XIAO, C.; TAN, X. Evaluation of water security: an integrated approach applied in Wuhan urban agglomeration, China. **Water Science and Technology**, v. 66, n. 1, p. 79–87, 2012.

SHUKLA, S.; KHIRE, M. V; GEDAM, S. S. Effects of increasing urbanization on river basins- state of art. **International Journal of Engineering Research & Technology**, v. 12, n. 12, p. 2742–2747, 2013.

SILVA, R. F. B.; BATISTELLA, M.; MORAN, E. F.; LU, D. Land changes fostering Atlantic forest transition in Brazil : evidence from the Paraíba Valley. **The Professional Geographer**, p. 1–14, 2016.

SILVEIRA, C. S.; SOUSA FILHO, F.A.; MARTINS, E. S. P. R.; OLIVEIRA, J. L.; COSTA, A. C.; NOBREGA, M. T.; SOUZA, S. A.; SILVA, R. F. V. Mudanças climáticas na bacia do rio São Francisco: uma análise para precipitação e temperatura. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 2, p. 416–428, 2016.

SIQUEIRA-GAY, J.; SONTER, L. J.; SÁNCHEZ, L. E. Exploring potential impacts of mining on forest loss and fragmentation within a biodiverse region of Brazil's northeastern Amazon. **Resources Policy**, v. 67, p. 101662, 2020.

SIQUEIRA JUNIOR, J. L.; TOMASELLA, J.; RODRIGUEZ, D. A. Impacts of future climatic and land cover changes on the hydrological regime of the Madeira River basin. **Climatic Change**, v. 129, n. 1/2, p. 117–129, 2015.

SOARES-FILHO, B. S. **Modelagem da dinâmica de paisagem de uma região de fronteira de colonização amazônica**. São José dos Campos: INPE, 1998. 285 p.

SOARES-FILHO, B. S.; CERQUEIRA, G. C.; PENNACHIN, C. L. DINAMICA- A stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. **Ecological Modelling**, v. 154, p. 217–235, 2002.

SOARES-FILHO, B. S.; RODRIGUES, H. O.; COSTA, W. L. **Modeling environmental dynamics with dinamica EGO guidebook**. Disponível em: <www.csr.ufmg.br/dinamica>.

SOARES, P.; PEREIRA, S. Y.; SIMÕES, S. J. C.; BERNARDES, G.P.; BARBOSA, S. A. Mapa de infiltração do alto e médio Vale do Paraíba do Sul com base em elementos do meio físico e na precipitação. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 3, n. 1, p. 26–42, 2008.

SOLOMON, S.; PLATTNER, G. K.; KNUTTI, R.; FRIEDLINGSTEIN, P. Irreversible climate change due to carbon dioxide emissions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 106, n. 6, p. 1704–1709, 2009.

SOULIS, E. D.; SHAW, D.; MARTZ, L. W. A framework for hydrological modelling in MAGS. In: CANADIAN WATER RESOURCES ASSOCIATION. **Prediction in ungauged basins: approaches for Canada's cold region**. [S.l.]: CWRA, 2005.

SUDHIRA, H. S.; RAMACHANDRA, T. V.; JAGADISH, K. S. Urban sprawl: metrics, dynamics and modelling using GIS. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 5, n. 1, p. 29–39, 2004.

TEUTSCHBEIN, C.; SEIBERT, J. Bias correction of regional climate model simulations for hydrological climate-change impact studies: review and evaluation of different methods. **Journal of Hydrology**, v. 456–457, p. 12–29, 2012.

THOMSON, A. M.; ROSENBERG, N. J.; IZAURRALDE, R. C.; BROWN, R. A. Climate change impacts for the conterminous USA: an integrated assessment Part 2: models and validation. **Climatic Change**, v. 69, n. 1, p. 27–41, 2005.

TOMÁS, L.; FONSECA, L.; ALMEIDA, C. M.; LEONARDI, F.; PEREIRA, M. Urban population estimation based on residential buildings volume using IKONOS-2 images and lidar data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 37, n. 1, p. 1–28, 2016.

TOMASELLA, J.; SENE GONÇALVES, A.; SCHNEIDER FALCK, A.; OLIVEIRA CARAM, R.; RODRIGUES DINIZ, F. L.; RODRIGUEZ, D. A.; RODRIGUES DO PRADO, M. C.; NEGRÃO, A. C.; SUEIRO MEDEIROS, G.; CHAGAS SIQUIERA, G. Probabilistic flood forecasting in the Doce Basin in Brazil: effects of the basin scale and orientation and the spatial distribution of rainfall. **Journal of Flood Risk Management**, v. 12, n. 1, e12452, 2019.

UNITED NATIONS. **What is water security?** infographic. 2013. Disponível em: <https://www.unwater.org/publications/water-security-infographic/>.

VAN GINKEL, K. C. H.; HOEKSTRA, A. Y.; BUURMAN, J.; HOGEBOM, R. J. Urban water security dashboard: systems approach to characterizing the water security of cities. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 144, n. 12, p. 1–15, 2018.

VERBIST, K.; ROJAS, P.; MAUREIRA, H. **A stress test for climate change impacts**: case study from the Limarí Watershed in Chile. Paris: UNESCO, 2020.

VON RANDOW, R. C. S.; RODRIGUEZ, D. A.; TOMASELLA, J.; AGUIAR, A. P. D.; KRUIJT, B.; KABAT, P. Response of the river discharge in the Tocantins River Basin, Brazil, to environmental changes and the associated effects on the energy potential. **Regional Environmental Change**, v. 19, n. 1, p. 193–204, 2019a.

VOULVOULIS, N.; ARPON, K. D.; GIAKOUKIS, T. The EU water framework directive: from great expectations to problems with implementation. **Science of the Total Environment**, v. 575, p. 358–366, 2017.

WADA, Y.; FLÖRKE, M.; HANASAKI, N.; EISNER, S.; FISCHER, G.; TRAMBEREND, S.; SATOH, Y.; VAN VLIET, M. T. H.; YILLIA, P.; RINGLER, C.; BUREK, P.; WIBERG, D. Modeling global water use for the 21st century: the Water Futures and Solutions (WFaS) initiative and its approaches. **Geoscientific Model Development**, v. 9, n. 1, p. 175–222, 2016.

WATANABE, M.; SUZUKI, T.; O'ISHI, R.; KOMURO, Y.; WATANABE, S.; EMORI, S.; TAKEMURA, T.; CHIKIRA, M.; OGURA, T.; SEKIGUCHI, M.; TAKATA, K.; YAMAZAKI, D.; YOKOHATA, T.; NOZAWA, T.; HASUMI, H.; TATEBE, H.; KIMOTO, M. Improved climate simulation by MIROC5: Mean states, variability, and climate sensitivity. **Journal of Climate**, v. 23, n. 23, p. 6312–6335, 2010.

WENG, C. N.; ABDULLAH, A. L.; IBRAHIM, A. L.; GHAZALI, S. River pollution and restoration towards sustainable water resources management in Malaysia. **Society, Space and Environment in a Globalised World: Prospects & Challenges**, p. 208–219, 2003.

WHEATER, H. S.; GOBER, P. Water security and the science agenda. **Water Resources Research**, v. 51, n. 7, p. 5406–5424, 2015.

WHITE, R.; ENGELEN, G. High-resolution integrated modelling of the spatial dynamics of urban and regional systems. **Computers, Environment and Urban Systems**, v.24, n.5, p.383-400, 2000.

WOLFRAM, S. Statistical mechanics of cellular automata. **Reviews of Modern Physics**, v. 55, n. 3, p. 601–644, 1996.

WORLD WATER COUNCIL - WWC. **Ministerial declaration of the Hague on water security in the 21st century**. Marselha: WWC, 2000.

XIAO-JUN, W.; JIAN-YUN, Z.; SHAHID, S.; XIA, X.; RUI-MIN, H.; MAN-TING, S. Catastrophe theory to assess water security and adaptation strategy in the context of environmental change. In: MITIG ADAPT STRATEG GLOB CHANGE, 2014. **Proceedings...** 2014.

YADAV, M.; WAGENER, T.; GUPTA, H. Regionalization of constraints on expected watershed response behavior for improved predictions in ungauged basins. **Advances in Water Resources**, v.30, n.8, p.1756-1774, 2007.

YOMO, M.; MOURAD, K. A.; GNAZOU, M. D. T. Examining water security in the challenging environment in Togo, West Africa. **Water**, v. 11, p. 1–19, 2019.

ZHAO, R.-J. The Xinanjiang model applied in China. **Journal of Hydrology**, v. 135, n. 1, p. 371–381, 1992.

APÊNDICE A – DADOS COMPLEMENTARES

Figure A1 - Mapas de distâncias (m) utilizados como variáveis explicativas.

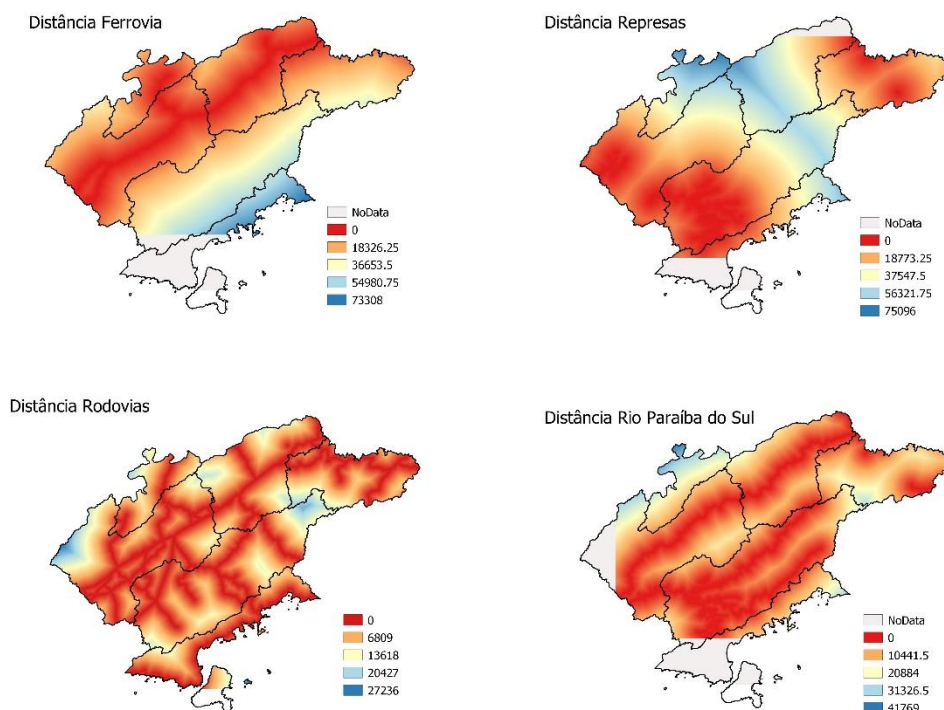


Tabela A.1- Correlação das variáveis explicativas para a conversão de Pastagem para Urbano.

Pastagem/Urbano	d_urbana	UC	d_ferrovia	d_represa	d_rio	d_rodovia	declividade
d_urbana	1	0.174	0.274	0.05	0.091	0.195	0.202
UC	0.174	1	0.028	0.11	0.072	0.018	0.246
d_ferrovia	0.274	0.028	1	0.01	0.143	0.139	0.065
d_represa	0.048	0.106	0.009	1	0.185	0.006	0.052
d_rio	0.091	0.072	0.143	0.185	1	0.064	0.049
d_rodovia	0.195	0.018	0.139	0.006	0.064	1	0.037
declividade	0.202	0.246	0.065	0.052	0.049	0.037	1

Tabela A.2- Correlação das variáveis explicativas para a conversão de Vegetação para Urbano.

Vegetação/Urbano	d_urbana	UC	d_ferrovia	d_represa	d_rio	d_rodovia	declividade
d_urbana	1	0.300	0.260	0.064	0.085	0.191	0.205
UC	0.300	1	0.059	0.110	0.093	0.022	0.246
d_ferrovia	0.260	0.059	1	0.012	0.164	0.154	0.056
d_represa	0.064	0.110	0.012	1	0.243	0.009	0.065
d_rio	0.085	0.093	0.164	0.243	1	0.077	0.038
d_rodovia	0.191	0.022	0.154	0.009	0.077	1	0.042
declividade	0.205	0.246	0.056	0.065	0.038	0.042	1

Tabela A.3- Parâmetros para a calibração do MHD-INPE para o período de 1990-2015.

BACI A	D ₁	D ₂	D ₃	K _{SS}	T _{SUB}	μ	α	η	C _{SUP}	C _{SUB}
B01	2.00 4	0.08 3	6.773	9.997	0.19 5	1.99 8	1.00 0	0.09 3	3.21 8	0.10 0
B02	0.44 1	0.27 8	13.76 9	9.991	0.22 5	1.00 1	1.00 0	1.75 3	4.56 8	0.11 0
B03	0.80 2	0.11 0	11.38 5	9.991	0.18 6	1.00 0	1.00 0	1.72 5	5.91 1	0.10 1
B04	0.25 7	0.22 6	0.959	0.233	0.12 0	1.00 0	1.00 0	0.01 1	3.19 4	2.50 1
B05	3.00 7	0.00 4	29.49 5	9.932	0.10 5	1.00 2	1.00 0	0.01 2	0.10 0	3.62 2
B06	0.80 0	0.19 4	8.798	9.932	0.15 9	1.85 7	1.00 0	1.68 9	0.12 3	4.38 9
B07	0.16 7	0.17 0	1.193	9.990	0.08 3	1.00 0	1.00 0	0.01 0	0.87 3	0.10 0
B08	0.23 1	0.21 7	0.410	10.00 0	0.25 9	1.00 0	1.00 0	0.01 0	0.17 9	1.54 6

Figura A.2 – Precipitação média anual estimada pelos cenários climáticos com forçante RCP 4.5 da bacia do rio Paraíba do Sul para o período F1 (2016-2035) e F2 (2036- 2055).

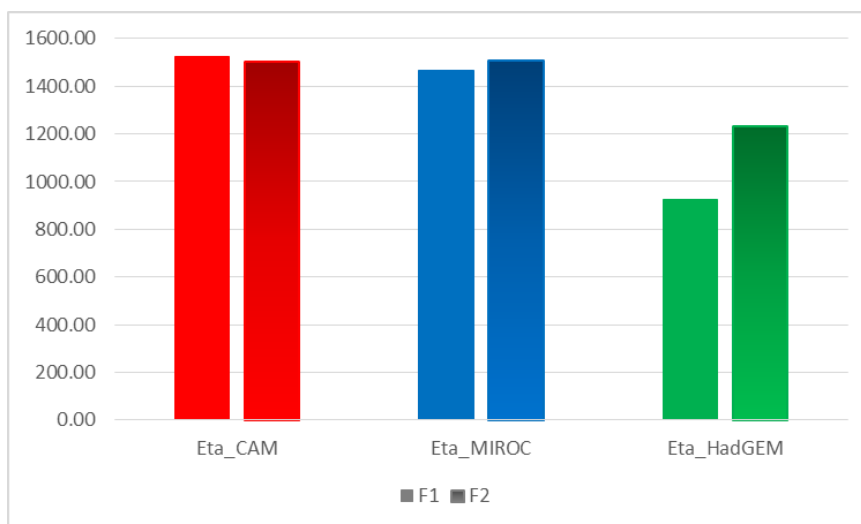


Figura A.3 – Precipitação média anual estimada pelos cenários climáticos com forçante RCP 8.5 da bacia do rio Paraíba do Sul para o período F1 (2016-2035) e F2 (2036- 2055).

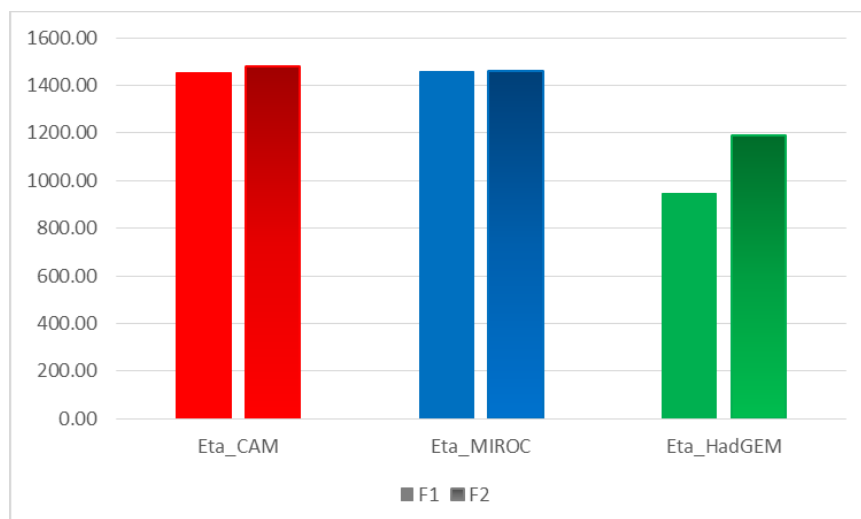


Figura A.4 – Cenários de Uso e Cobertura da Terra para a sub-bacia B01 (Ponte Alta 1).

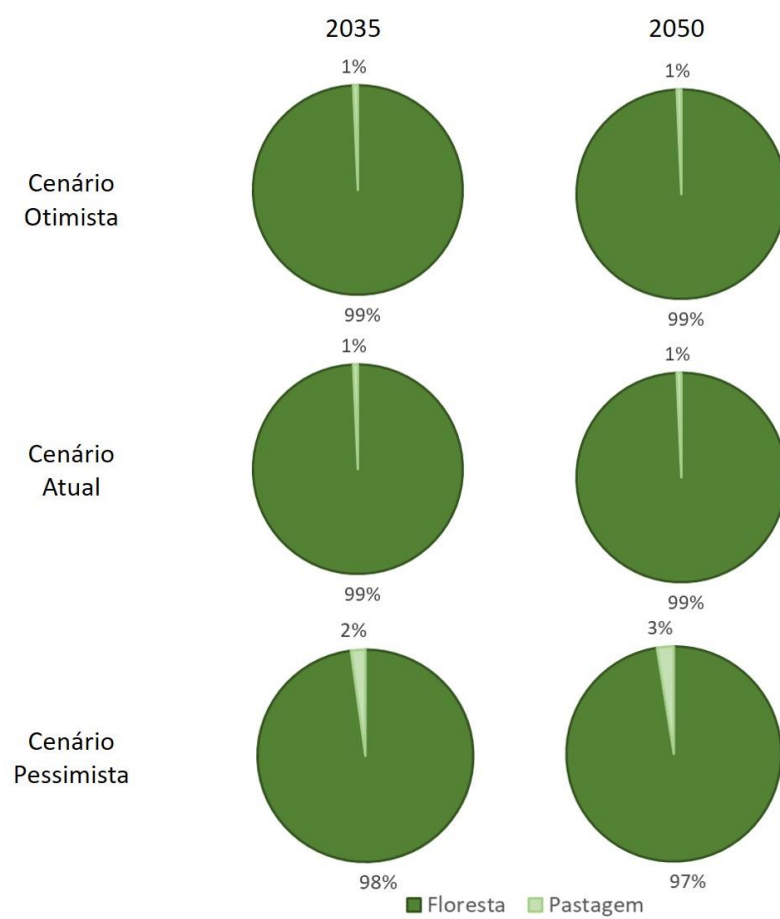


Figura A.5 – Cenários de Uso e Cobertura da Terra para a sub-bacia B02 (Estrada do Cunha).

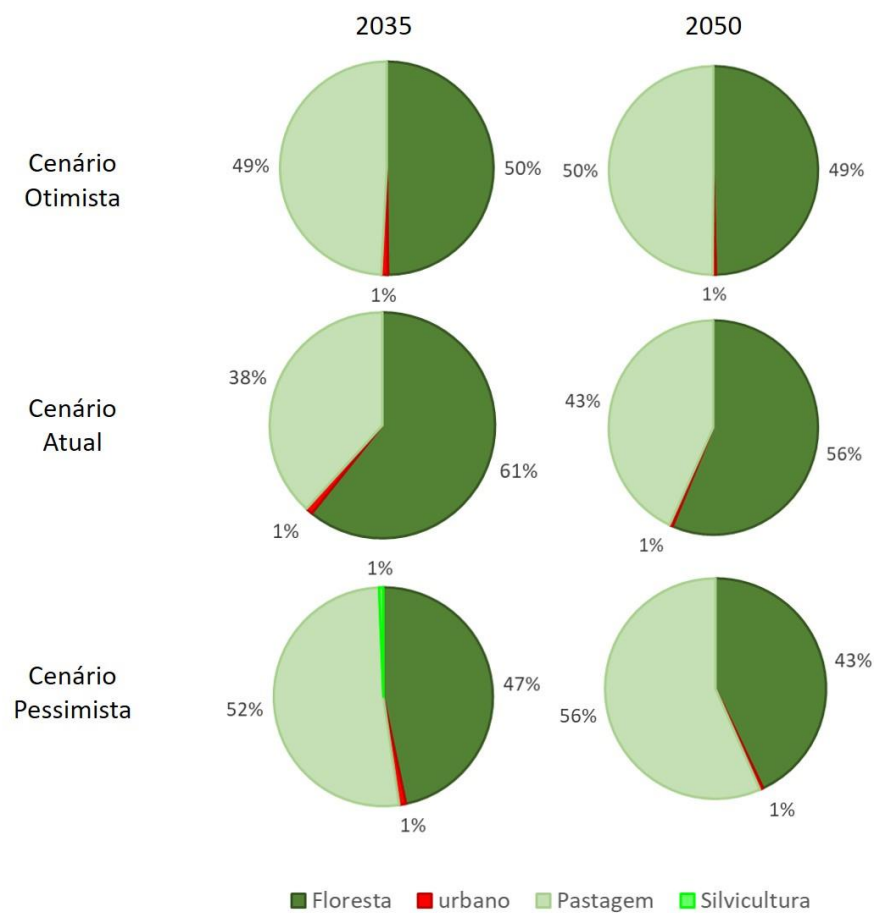


Figura A.6 – Cenários de Uso e Cobertura da Terra para a sub-bacia B03 (Jaguari).

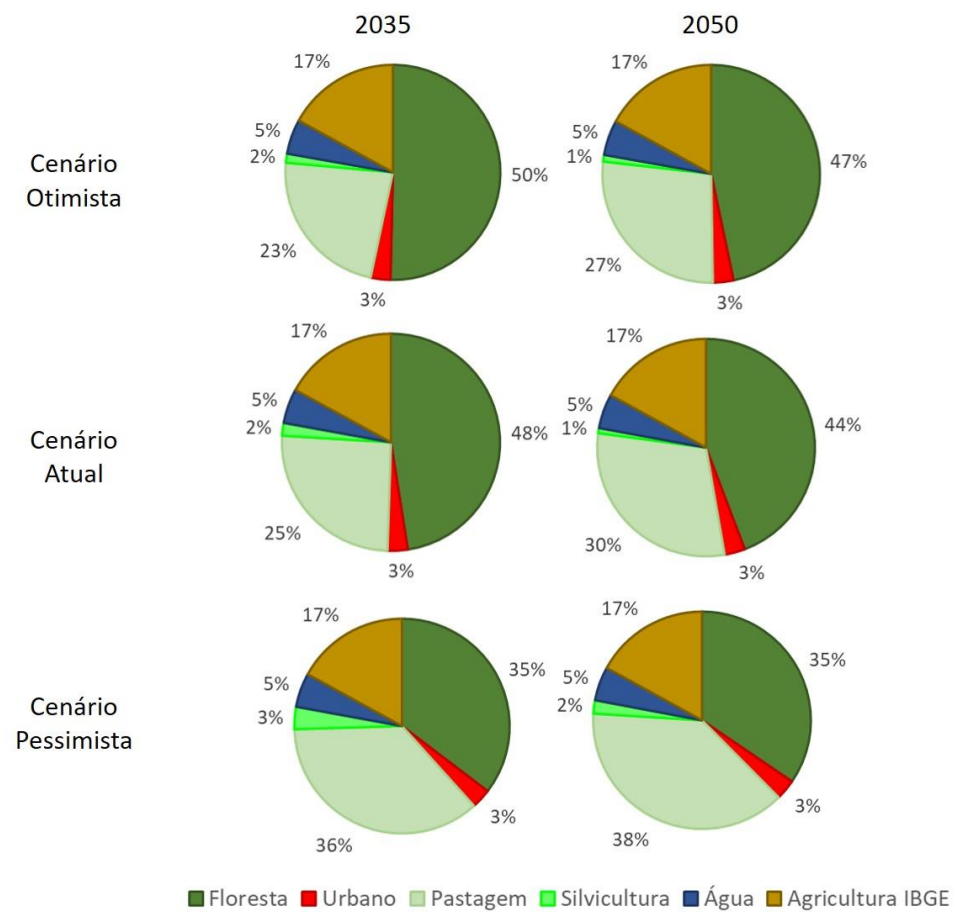


Figura A.7 – Cenários de Uso e Cobertura da Terra para a sub-bacia B04 (São Luiz do Paraitinga).

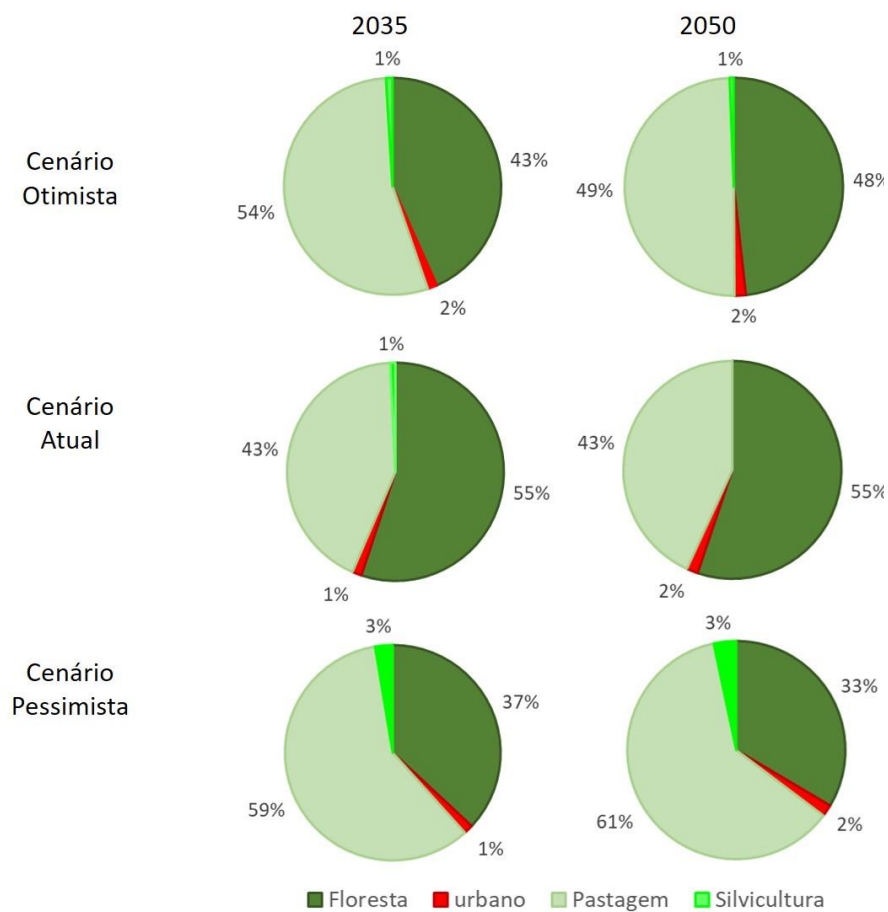


Figura A.8 – Cenários de Uso e Cobertura da Terra para a sub-bacia B05 (Paraibuna).

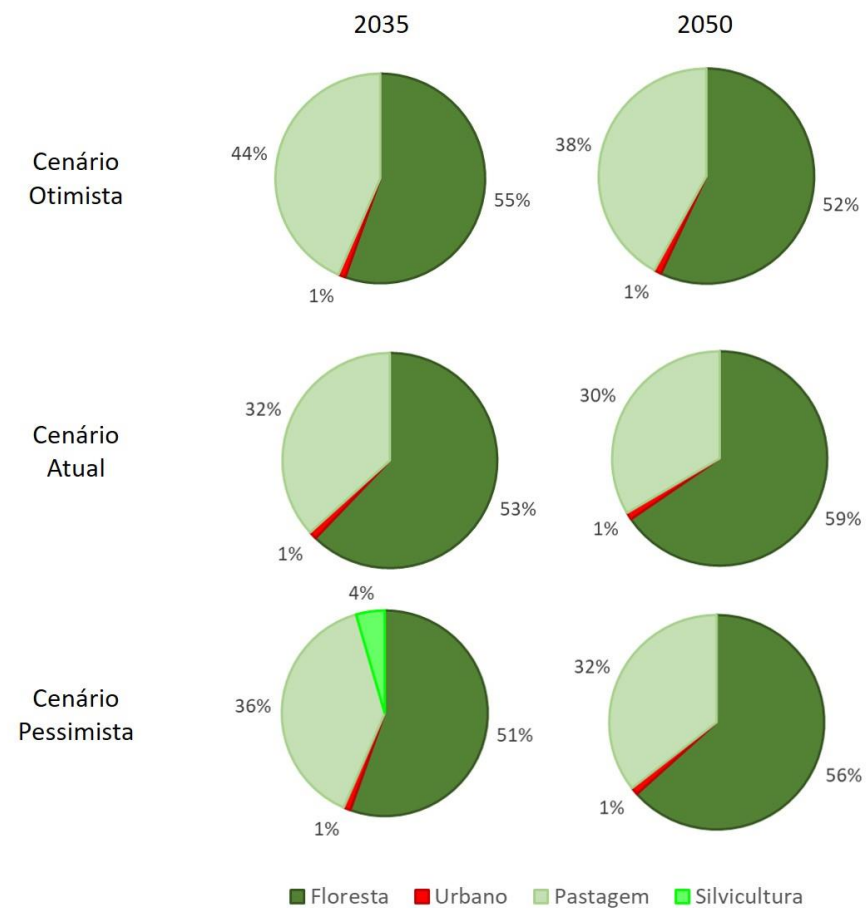


Figura A.9 – Cenários de Uso e Cobertura da Terra para a sub-bacia B06 (Santa Branca).

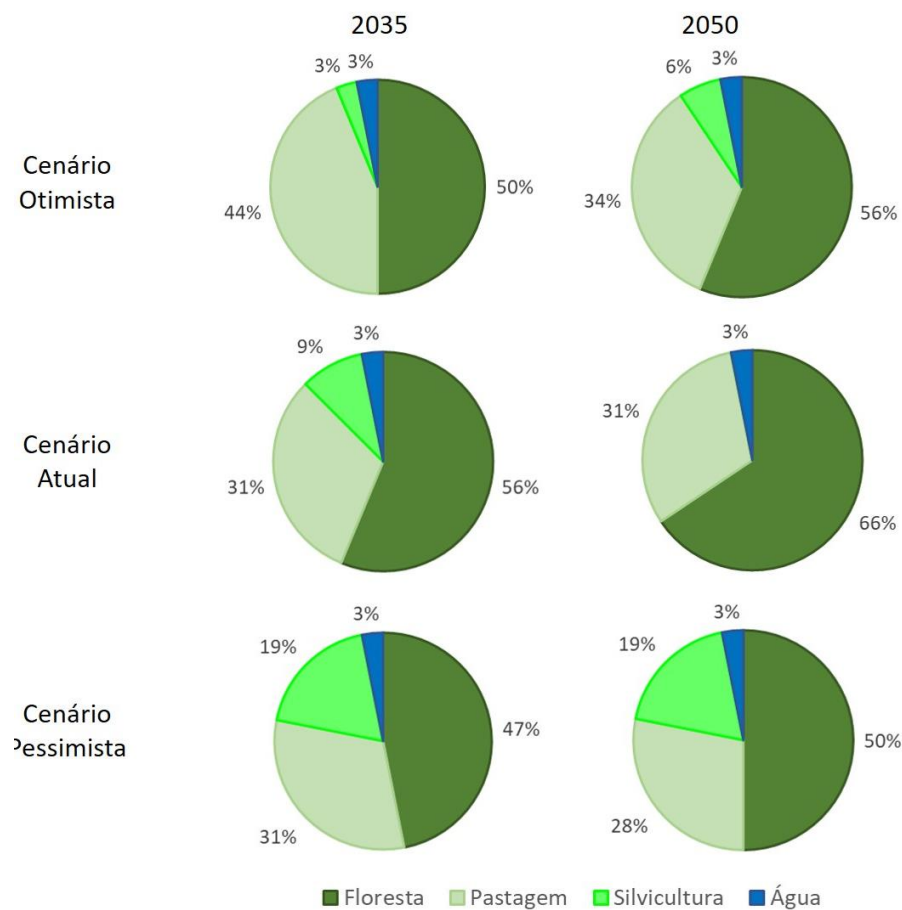


Figura A.10 – Cenários de Uso e Cobertura da Terra para a sub-bacia B07 (Funil).

