



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
Instituto de Geociências

ULISES RODRIGO MAGDALENA

MODELAGEM DE CUSTOS, BENEFÍCIOS E OPORTUNIDADES
ECONÔMICAS ASSOCIADOS À CONSERVAÇÃO DA VEGETAÇÃO NAS
BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E
JUNDIAÍ (SP E MG)

CAMPINAS
2023

ULISES RODRIGO MAGDALENA

MODELAGEM DE CUSTOS, BENEFÍCIOS E OPORTUNIDADES
ECONÔMICAS ASSOCIADOS À CONSERVAÇÃO DA VEGETAÇÃO NAS
BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E
JUNDIAÍ (SP E MG)

TESE APRESENTADA AO INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
DA UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS PARA
OBTENÇÃO DO TÍTULO DE DOUTOR EM GEOGRAFIA
NA ÁREA DE ANÁLISE AMBIENTAL E DINÂMICA
TERRITORIAL

ORIENTADOR: PROF. DR. RAUL REIS AMORIM

COORIENTADOR: PROF. DR. DANIEL ANDRÉS RODRIGUEZ

ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL DA
TESE DEFENDIDA PELO ALUNO ULISES RODRIGO
MAGDALENA E ORIENTADA PELO PROF. DR. RAUL
REIS AMORIM

CAMPINAS

2023

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca do Instituto de Geociências
Fabiana Benine - CRB 8/6812

M271m Magdalena, Ulises Rodrigo, 1986-
Modelagem de custos, benefícios e oportunidades econômicas associadas à conservação da vegetação nas bacias hidrográficas dos rio Piracicaba, Capivari e Jundiá (SP e MG) / Ulises Rodrigo Magdalena. – Campinas, SP : [s.n.], 2023.

Orientador: Raul Reis Amorim.
Coorientador: Daniel Andrés Rodriguez.
Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Geociências.

1. Vegetação e clima. 2. Proteção ambiental. 3. Custo de oportunidade. 4. Solos - Erosão. I. Amorim, Raul Reis. II. Andrés Rodriguez, Daniel. III. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Geociências. IV. Título.

Informações Complementares

Título em outro idioma: Modelling the costs, benefits, and economic opportunities associated with vegetation conservation in the Piracicaba, Capivari and Jundiá watersheds (SP and MG)

Palavras-chave em inglês:

Vegetation and climate
Environmental protection
Opportunity costs
Soil erosion

Área de concentração: Análise Ambiental e Dinâmica Territorial

Titulação: Doutor em Geografia

Banca examinadora:

Raul Reis Amorim [Orientador]
Lindon Fonseca Matias
Antonio Cezar Leal
Letícia Roberta Amaro Trombeta
Gabriel Barros Gonçalves de Souza

Data de defesa: 20-12-2023

Programa de Pós-Graduação: Geografia

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

- ORCID do autor: <https://orcid.org/0000-0002-1634-4778>

- Currículo Lattes do autor: <http://lattes.cnpq.br/5590614227713686>



UNICAMP

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**

AUTOR: Ulises Rodrigo Magdalena

**“MODELAGEM DE CUSTOS, BENEFÍCIOS E OPORTUNIDADES
ECONÔMICAS ASSOCIADOS À CONSERVAÇÃO DA VEGETAÇÃO NAS
BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ
(SP E MG)”**

**“MODELLING THE COSTS, BENEFITS, AND ECONOMIC OPPORTUNITIES
ASSOCIATED WITH VEGETATION CONSERVATION IN THE PIRACICABA,
CAPIVARI AND JUNDIAÍ WATERSHEDS (SP AND MG)”**

ORIENTADOR: PROF. DR. RAUL REAIS AMORIM

COORIENTADOR: PROF. DR. DANIEL ANDRES RODRIGUEZ

Aprovada em: 20/12/2023

EXAMINADORES:

Prof. Dr. Raul Reis Amorim - Presidente

Prof. Dr. Lindon Fonseca Matias

Prof. Dr. Gabriel Barros Gonçalves de Souza

Prof. Dr. Antônio Cezar Leal

Profa. Dra. Letícia Roberta Amaro Trombeta

A Ata de Defesa assinada pelos membros da Comissão Examinadora consta no processo de vida acadêmica do aluno.

Campinas, 20 de dezembro de 2023.

DEDICATÓRIA

Há uma frase comum entre os pós-graduandos: “*você escreve para ninguém ler*”. Eu afirmo que isso é verdade. No entanto, o que é escrito fica eternizado por meio de um *bit* em algum repositório *online* ou é impresso e guardado nas prateleiras da biblioteca, acumulando poeira. Assim, a dedicatória àqueles que, em minha trajetória, me ajudaram a chegar onde estou e a ser quem sou, também fica eternizado. Logo, dedico este trabalho ao meu primo Silas Madalena, que me adotou quando recém-nascido, e depois aos meus padrinhos, Luís Otávio e Suzana Mitraud, que me adotaram em seguida. Agradeço também a minha tia Luci Pimenta, que nunca desistiu de mim, bem como a toda a descendência e origem da família Pimenta e Mitraud, incluindo avós e avôs, que até os meus 4 anos resguardaram e protegeram a minha vida, e depois me apoiaram no ingresso à universidade.

Em seguida, agradeço ao Sr. Galvão e D. Dora que também protegeram a mim e ao meu irmão quando criança e me apoiaram no ingresso à universidade, principalmente o Sr. Galvão que intercedeu por mim para que eu conseguisse uma bolsa de estudos no pré-vestibular – OBRIGADO. Nesse sentido, agradeço ao Márcio Guedes por ouvir o Sr. Galvão e ter acreditado no meu potencial, obrigado por ter acreditado em mim: um gesto – uma porta se abre na imensidão de oportunidades. Há muito a agradecer ao amigo Gustavo Correard, que na 7ª série do ensino fundamental, apresentou-me à sua família, da qual me salvou das confusões de um lar disfuncional. Sua mãe, D. Isabel Correard, escutou-me, educou-me e ensinou-me como não deixar meu ódio se tornar uma ferramenta para o crime. A essa família, sou eternamente grato e agradeço por Deus tê-los colocado em meu caminho.

Gostaria de expressar minha profunda gratidão aos amigos de Guaratinguetá que estiveram ao meu lado na busca de um lugar ao sol, mesmo sem recursos financeiros: Willians e Patrícia Belém, os irmãos Silvinho e Júnior, Juan Couto, Thiago Zoinho, Agenor Júnior, Bruno Galhardo, Matheus Ferreira, Nycolas Oliveira, Caio Barbeta, Glauce, Analu Alves, Elis Moura, Lucas Castro, Jonas Caçador, Karine Fabrício, as irmãs Karolene e Cátia (que muitas vezes matava minha fome no pré-vestibular com algum biscoito). Também, agradeço a Claudia Rangel, Carol Rosa, Gabriela Cipolli e a tantos outros.

Quanto à minha jornada na universidade, devo muito às pessoas que me apoiaram e não permitiram que eu desistisse, afinal, iniciei minha trajetória com apenas R\$ 700,00 e só consegui uma bolsa de estudos no segundo ano da graduação. Portanto, sou imensamente grato à minha irmã Rayza Mitraud, que foi comigo na minha inscrição na Universidade Federal

Fluminense e depois intercedeu por mim para que eu ficasse na moradia onde ela se encontrava. Não posso deixar de mencionar minha dívida de gratidão com Brunna Uchôa, grande pessoa com quem morei; apesar de ter me aplicado um trote no meu primeiro dia de universidade, ela também dividia sua comida para matar minha fome. Muito obrigado por tudo o que possibilitou em minha trajetória. Ainda quero agradecer ao meu tio Ney Madalena, pelo apoio e todo o suporte para que eu finalizasse a graduação - As minhas realizações foram possíveis porque o senhor acreditou desde do início. Nunca vi uma pessoa tão grata com a vitória do outro como o meu tio.

Nessa *odisseia* universitária, sou grato à minha tia Luci Pimenta por ter intercedido por mim em relação a um emprego com meu primo Rodrigo Pimenta. Obrigado Rodrigo, Rubens e Fábio; o trabalho na TekMAT foi minha salvação para continuar na universidade e chegar aonde estou e pelo que vivi. Além disso, agradeço por ter tido a honra de dividir residência e as angústias do dia-a-dia com Gabriel Leirbag (músico habilidoso e sensível), Guilherme Mendes (homem amoroso), Amanda Mello (mulher de fibra), Adão Osdayan (determinação em terra), Amanda Orozco (alegria para toda hora), Otto (companheiro de um bom *rock in roll*), Lucas Honorato (sábio), Douglas Heliodoro (guerreiro das causas sociais), Camila e Juliana Tavares (companheira de luta). Grandes potências que geraram bonitas discussões, lágrimas de alegria, almoços de celebrações e muito aprendizado surgiu desse *mix* de convivência ao embalo do som da viola do Gabriel. Muito Obrigado à turma Geo 2009.2, a todos que me apoiaram; só quem estava em Búzios ao embalo do Velho Oliveira sabe. Por isso este trabalho é um agradecimento ao Fernandão, figura ímpar do curso de Geografia que virou um encantado.

Além disso, não posso esquecer dos meus amigos Juliana Tavares e Adão Osdayan – vocês sabem o peso que suportam as costas e a dor dos espinhos ao longo da caminhada. Obrigado por compartilharem comigo momentos únicos de macarrão com calabresa, era o que o dinheiro permitia comprar. Ainda tenho amigos lindos que o Porto – PT me deu – encontro de almas - obrigado por estarem comigo: Thiago Manhães, Adão Osdayan, Igor Assis, Stéphanie Werneck, Mario Cajé, Thais Baptista, Henrique e Jacqueline Souza. É lindo ver como todos nós evoluímos e onde estamos na vida. Graças – Axé – Aleluia temos muito a celebrar com as vitórias.

Para seguir em frente, agradeço todo o suporte que o amigo e supervisor Prof. Daniel Andres Rodriguez me ofereceu no mestrado, aqueles foram tempos escuros. Em contrapartida, agradeço ao Prof. Luís Estevão do Instituto de Pesquisa do Jardim Botânico e,

posteriormente, ao Prof. Rodrigo Leão de Mourão da Rede Abrolhos. Ambos os professores me ofereceram oportunidades de trabalho em suas pesquisas, possibilitando assim que eu conseguisse desenvolver meu mestrado, que na época era sem bolsa. (Eu escrevi a dissertação nos finais de semana). Sou grato ao Prof. Raul Reis Amorim, amigo e supervisor desta tese, que acreditou em meu projeto. Obrigado por tanto, além dos conselhos de vida, copos de cerveja com boas comidas e situações únicas em Ilhéus, como um bom pudim de café e uma conversa sobre o time de Futebol: Portuguesa SP ou a tentativa de conhecer o símbolo de uma geração: a Igreja Mocotó com Jiló Mana do Céu. Sou muito grato a esses professores que sempre me enxergaram como colegas de trabalho e não de cima para baixo.

Agradeço às pessoas que me apoiaram durante este processo amigos do Instituto de Geociências que a Unicamp me deu como os casais Anne e Diego (Sapo), Gabriel Leopoldo e Gabriel Silva, Felipe e Paulinho Além deles a Isabella Salazar e tanto outros. Quero expressar minha gratidão aos meus irmãos e irmãs, tanto os de sangue quanto os adotivos: Beto, Joseane, Ana Paula, Derek, Ludmila e Leandro (irmãos de sangue); Rayza Mitraud, Guilherme Mitraud, Isabela Costa e Silva, Luis Gustavo, Luis Augusto e Luis Fernando (irmãos de vida). Além deles, quero estender meu agradecimento às minhas mães: Oedina Leal Magdalena (mãe biológica), Isabel Correard e Suzana Mitraud (mães que a vida me deu).

Também desejo expressar minha gratidão às figuras masculinas que preencheram o vazio paterno em minha vida - Luis Otávio, José Homero e Sr. Galvão. Por fim, dedico esta tese a Roberta Cristina Ramos da Silva, minha companheira fiel com quem compartilhei as batalhas e as vitórias desta tese. Ela esteve ao meu lado nos momentos de desespero, quando eu quase desisti da vida, e nos momentos de felicidade, como aquele em *Notting Hill*. Roberta testemunhou cada frase desta tese surgir; devo dizer que esta tese se concretizou porque, em algum momento, ela acreditou mais do que eu que era possível alcançá-la.

Para quem passou muito tempo nessa jornada, enfrentando todos os desafios de cabeça erguida, chega um momento em que a energia se esgota e tudo o que você deseja é se encolher como um animal, desistir e mudar de rumo. Roberta foi o farol que não permitiu que eu desviasse. Sou profundamente grato a ela.

Obrigado aos amigos da Escócia que tornaram a experiência da minha mobilidade acadêmica algo acolhedor. Agradeço a Thiago Senna e aos casais Keller Nogueira e Cristiane Lima, bem como a André e Alice Fassoni. Também agradeço às meninas que dividiram a residência comigo: Garima Gupta, Ronja, Mariia e Kate – obrigado pelos jantares e festas. Por

fim, agradeço aos professores da *Stirling School of English*. Agradeço também a todos os meus ancestrais maternos, os que me permitiram pisar nesta terra, descendentes violentamente escravizados, os quais tiveram seus sobrenomes apagados de forma que eu não consiga nomeá-los. Também agradeço a todos os encantados que me acompanham há muito tempo e me ajudaram a alcançar o que me foi permitido e dado em tempos de outrora. Afinal, o que é dado no outro plano, não há nada no universo carnal que possa impedir a glória da vitória. Que fiquem eternas estas palavras. Obrigado Deus.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo apoio concedido neste trabalho, com os processos nº **2018/22907-1** e nº **2021/10343-9**. Também agradeço ao Instituto de Geociências da Universidade Estadual de Campinas pela infraestrutura para a execução da tese. Por fim, agradeço ao Prof. Dr. Thiago Sanna Freire Silva, da *University of Stirling*, e à pesquisadora Dra. Beatriz Pierri Daunt, da *Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals* da Universitat Autònoma de Barcelona (ICTA-UAB), pela acolhida durante a minha mobilidade acadêmica no ano de 2022 – 2023 e compartilhar comigo os seus conhecimentos sobre o tema pesquisado nessa tese.

RESUMO

A ausência de planos de gestão para áreas protegidas, que busquem um equilíbrio entre o desenvolvimento econômico e as metas de conservação, intensifica os conflitos pelo uso da terra. Isso acaba por incentivar e estabelecer ações de desmatamento em bacias hidrográficas colocando em risco os recursos hídricos. Este trabalho tem como objetivo avaliar a oportunidade econômica da conservação da vegetação e seus impactos nos recursos hídricos, considerando diversos cenários de metas de conservação nas bacias hidrográficas que compõem o Comitê dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (Bacias PCJ). Para alcançar esse objetivo, foram desenvolvidos conjuntos de mapas temáticos abordando aspectos físicos, hidrológicos e socioeconômicos. Além disso, elaborou-se um mapa que ilustra a distribuição espacial dos custos monetários associados à aquisição de terras, considerando a metragem e os diversos tipos de uso da terra. Adicionalmente, considerou-se a produtividade agrícola como um fator de custo de oportunidade. Também se analisou o impacto da vegetação na qualidade da água, por meio da simulação de diferentes cenários de conservação e restauração da vegetação. Dessa forma, foram expostos ao leitor conceitos como área protegida, Planejamento Sistemático da Conservação, capital natural e serviços/desserviços ecossistêmicos. Os resultados obtidos sugerem que as áreas prioritárias para a conservação dos recursos hídricos - simuladas com uma meta de 10% da conservação e restauração da vegetação - são economicamente viáveis e possíveis de serem implementadas. Isso ocasiona uma economia no tratamento da água de aproximadamente 16%, a qual pode ser utilizada para sustentar ações de conservação, seja da vegetação ou dos recursos hídricos. Além disso, ressalta-se a complexidade de uma abordagem holística que visa equilibrar o desenvolvimento econômico local com a conservação e restauração da vegetação, contribuindo assim para a conservação dos recursos hídricos, que representam um elemento essencial na economia local.

Palavras-chaves: vegetação; recursos hídricos; área protegida; custo de oportunidade; erosão do solo.

ABSTRACT

The absence of effective management planning for protected areas, striving to balance economic development with conservation objectives, intensifies land-use conflicts, leading to deforestation in watersheds and endangering water resources. This study assesses the economic potential of preserving vegetation and its impact on water resources within the Piracicaba, Capivari, and Jundiaí River Committee (PCJ Basins). We created thematic maps encompassing physical, hydrological, and socio-economic aspects. Additionally, a land acquisition cost map was developed, accounting for various land sizes and types of use, with agricultural productivity as an opportunity cost factor. We simulated the influence of vegetation on water quality through different conservation and restoration scenarios. The reader is introduced to concepts such as protected areas, Systematic Conservation Planning, natural capital, and ecosystem services. The results indicate that priority areas for water conservation, with a 10% target for vegetation preservation and restoration, are both economically viable and feasible. This would result in approximately 16% savings in water treatment costs, which can support conservation initiatives for vegetation and water resources. Emphasizing the complexity of a holistic approach that balances local economic development with vegetation preservation contributes significantly to water resource conservation, a crucial element in the local economy.

Keywords: vegetation; water resources; protected areas; opportunity cost.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURA 1: POSSÍVEIS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS OBTIDOS POR MEIO DA CONSERVAÇÃO E GESTÃO DE AMBIENTES TERRESTRES.....	32
FIGURA 2: MODELOS CONCEITUAIS: A) MODELO DE CASCATA E B) MODELO DE RELAÇÕES DIRETAS.....	33
FIGURA 3 EXEMPLO DE DESSERVIÇO ECOSISTÊMICO E SUA TRANSFORMAÇÃO EM SERVIÇO ECOSISTÊMICO AO LONGO DO TEMPO, RELACIONADO À RESTAURAÇÃO DA VEGETAÇÃO.....	36
FIGURA 4: EVOLUÇÃO TEMPORAL DAS DISCUSSÕES SOBRE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS E PLANEJAMENTO SISTEMÁTICO DA CONSERVAÇÃO.	41
FIGURA 5: A) MATRIZ DE DADOS GEOGRÁFICO APRESENTADO POR BERRY (1964) (ADAPTAÇÃO DO TRABALHO DE FERREIRA, 2014).	44
FIGURA 6: ÁREAS DE PLANEJAMENTO REGIONAL DA MACROMETRÓPOLE DO ESTADO DE SÃO PAULO E O SISTEMA VIÁRIO PRESENTES NAS BACIAS PCJ.....	49
FIGURA 7: DIVISÃO DAS BACIAS PCJ POR ÁREAS PROTEGIDAS, CONFORME O SNUC.....	54
FIGURA 8: UNIDADES GEOLÓGICAS DAS BACIAS PCJ	56
FIGURA 9: UNIDADES GEOMORFOLÓGICAS DAS BACIAS PCJ.....	58
FIGURA 10: UNIDADES HIDROGEOLÓGICAS DAS BACIAS PCJ	60
FIGURA 11: FORMAÇÕES FITOFISIONÔMICAS DAS BACIAS PCJ.....	63
FIGURA 12: DISTRIBUIÇÃO DAS FOLHAS TOPOGRÁFICAS UTILIZADAS PARA A CONSTRUÇÃO DO MDE DAS BACIAS PCJ.....	67
FIGURA 13: DISTRIBUIÇÃO DAS ÁREAS PROTEGIAS NAS BACIAS PCJ CONFORME A LEGISLAÇÃO AMBIENTAL VIGENTE.	73
FIGURA 14: DISTRIBUIÇÃO DO ESPACIAL DO CUSTO DE MONETÁRIOS DE AQUISIÇÃO NAS BACIAS PCJ.....	85
FIGURA 15: DIAGRAMA DE REPRESENTAÇÃO DOS PROCEDIMENTOS DE ELABORAÇÃO DO ÍNDICE DE VULNERABILIDADE SOCIAL.....	88
FIGURA 16: REPRESENTAÇÃO DO GRÁFICO DE CALIBRAÇÃO DO BLM.....	93
FIGURA 17: A) CURVAS DE NÍVEL; B) MAPA HIPSOMÉTRICO; C) PROPAGAÇÃO DE INCERTEZAS NAS BACIAS PCJ.....	103
FIGURA 18: ÍNDICE DE MORAN APLICADO NAS BACIAS PCJ, ILUSTRANDO A PROPAGAÇÃO DE INCERTEZAS.....	104
FIGURA 19: USO E COBERTURA DA TERRA NAS BACIAS PCJ.....	106
FIGURA 20: ELEMENTOS DE USO E COBERTURA DA TERRA NAS BACIAS PCJ QUE SE MISTURAM COM A IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS COM VEGETAÇÃO NATURAL.	110
FIGURA 21: A) DISTRIBUIÇÃO DA ÁREA PROTEGIDAS TOTAL EM RELAÇÃO À DECLIVIDADE (D) E À FERTILIDADE NATURAL DO SOLO (F).	116
FIGURA 22: EVOLUÇÃO DO USO DA TERRA POR HECTARE (EIXO Y) AO LONGO DO TEMPO (EIXO X) NAS BACIAS PCJ E A CONSOLIDAÇÃO DAS LEIS QUE INFLUENCIAM A PRESERVAÇÃO E CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS E DA VEGETAÇÃO.	117

FIGURA 23: VALOR TOTAL DOS PRODUTOS AGRÍCOLAS DE LAVOURAS PERMANENTES NAS BACIAS PCJ.....	119
FIGURA 24: VALOR TOTAL DOS PRODUTOS AGRÍCOLAS DE LAVOURAS TEMPORÁRIAS NAS BACIAS PCJ.....	120
FIGURA 25: VALOR TOTAL DOS PRODUTOS DE ORIGEM ANIMAL NAS BACIAS PCJ.....	120
FIGURA 26: VALOR TOTAL DOS PRODUTOS DA SILVICULTURA NAS BACIAS PCJ.....	121
FIGURA 27: DISTRIBUIÇÃO DO UNIVERSO AMOSTRAL CONFORME A META ESTABELECIDADA E A META ALCANÇADA PARA A CONSERVAÇÃO DOS ALVOS NAS BACIAS PCJ.....	125
FIGURA 28: CENÁRIOS DE SIMULAÇÃO DA PAISAGEM CONFORME AS METAS DE CONSERVAÇÃO ESTABELECIDAS PARA OS ALVOS PRESENTES NAS BACIAS PCJ.....	127
FIGURA 29: DISTRIBUIÇÃO DOS VALORES MÉDIOS DOS PARÂMETROS DO MODELO INVEST: BORSELLI IC0, BORSELLI K, SDR MÁXIMO E THRESHOLD FLOW ACCUMULATION.	132
FIGURA 30: DISTRIBUIÇÃO DOS VALORES ECONOMIZADOS COM AS AÇÕES DE CONSERVAÇÃO E RESTAURAÇÃO DA VEGETAÇÃO AO LONGO DE 120 MESES.	136

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1: CRITÉRIOS MORFOMÉTRICOS DAS BACIAS PCJ	61
QUADRO 2: CATEGORIAS DE ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE E RESERVA LEGAL E OS SEUS CRITÉRIOS DE DELIMITAÇÃO	75
QUADRO 3: UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, SEUS RESPECTIVOS PLANOS DE MANEJO, ANO DE CRIAÇÃO, ÁREA REPRESENTADA (SEM SOBREPOSIÇÃO) E A PORCENTAGEM EM RELAÇÃO À ÁREA TOTAL DAS BACIAS PCJ (REF. 2019).	78
QUADRO 4: UNIDADES DE CONSERVAÇÃO QUE APRESENTAM SOBREPOSIÇÃO DE ÁREAS AO LONGO DAS BACIAS PCJ.	80
QUADRO 5: EQUIVALÊNCIA DAS CLASSES DE APTIDÃO AGRÍCOLA DO INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA DO ESTADO DE SÃO PAULO E DA EMPRESA DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL DO ESTADO DE MINAS GERAIS COM AS CLASSES DE USO E COBERTURA DA TERRA DESCRITAS NO SUBTÓPICO 3.2.2.	84
QUADRO 6: ALVOS A SEREM CONSERVADOS E SUAS RESPECTIVAS METAS CONFORME CADA CENÁRIO DE RESTAURAÇÃO E CONSERVAÇÃO DA VEGETAÇÃO NO MARXAN	92
QUADRO 7: CLASSE DE USO E COBERTURA DA TERRA E SEUS RESPECTIVOS VALORES DOS FATORES C E P.....	96
QUADRO 8: CLASSIFICAÇÃO DA COBERTURA E USO DA TERRA NAS BACIAS PCJ COM BASE NAS IMAGENS DO LANDSAT 8.	107
QUADRO 9: UNIDADE DE CONSERVAÇÃO POR CLASSES DE USO E COBERTURA DA TERRA DAS BACIAS PCJ.....	111
QUADRO 10: VALORES MÉDIOS DA PERDA ANUAL DE SOLO POR HECTARE NA SUB BACIAS HIDROGRAFIAS DAS BACIAS PCJ (TONELADAS MÉTRICAS POR HECTARE POR ANO = $T \text{ HA}^{-1} \text{ ANO}^{-1}$).	130

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	16
2 REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO	23
2.1 Áreas Protegidas	23
2.2 Planejamento Sistemático da Conservação.....	26
2.3 Serviços Ecossistêmicos	29
2.3.1 Desserviços ecossistêmicos	34
2.3.2 Valoração das ações de conservação ambiental	37
2.4 Análise Geospacial e Geografia.....	40
2.5 Síntese e Perspectivas: Geografia e Abordagens de Conservação Ambiental.....	46
3 MATERIAIS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	48
3.1 Área de Estudo.....	48
3.1.1 Aspectos econômicos e de infraestrutura viária	50
3.1.2 Aspectos históricos e jurídicos da formação dos comitês das Bacias PCJ	52
3.1.3 Aspectos físicos ambientais	53
3.2 Elementos para simulação de áreas prioritárias	65
3.2.1 Modelo Digital de Elevação.....	66
3.2.2 Uso e cobertura da terra	70
3.2.3 Áreas Protegidas	72
3.2.4 Custos monetários da ação de conservação	82
3.2.5 Indicador social e ambiental.....	86
3.2.6 Cenários de restauração e conservação da vegetação	89
3.2.7 Indicadores de oportunidade econômica	97
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	101
4.1 Análise de dados secundários	101
4.1.1 Superfície contínua e suas implicações.....	101
4.1.2 Dinâmicas uso e cobertura da terra nas Bacias PCJ	105
4.1.3 Áreas Protegidas	112
4.1.3 Custo monetário da ação de conservação ambiental	117
4.2 Benefícios da ação de conservação e restauração da vegetação nos recursos hídricos	123
4.2.1 Áreas prioritárias para a conservação e restauração da vegetação.....	123
4.2.2 Impacto da vegetação nos recursos hídricos	129
4.2.3 Benefícios Econômicos.....	133
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	138
6 BIBLIOGRAFIA	140

1 INTRODUÇÃO

A descontinuidade de políticas públicas em relação à conservação e à restauração da vegetação tem impulsionado o uso da terra desde 2012 até os dias atuais (ref., 2022), revertendo a tendência de declínio do desflorestamento no Brasil (Cavalett, 2018; Rochedo *et al.*, 2018). A falta de planejamento, fiscalização e recuperação de áreas protegidas, assim como a ausência de consolidação de áreas prioritárias para a conservação ambiental, pode intensificar os efeitos dos eventos extremos, os quais são mitigados por meio da presença dessas áreas (Soares-Filho *et al.*, 2010; Oliveira *et al.*, 2017).

Tais eventos incluem secas (ref., 2014-2015; 2021-2022) e chuvas extremas (ref., 2010-2011) observadas na região Sudeste do Brasil. Esses eventos tem provocado um estresse hídrico prolongado que, por um lado, resultou na crise hídrica no estado de São Paulo (Marengo; Alves, 2015; Marengo *et al.*, 2015) e, por outro lado, inundações e deslizamentos de terra em eventos de chuvas de curto período de tempo na Região Metropolitana e na Região Serrana do estado do Rio de Janeiro.

O Brasil apresenta 58% do seu território coberto por diferentes tipos de formações vegetais (FAO, 2016), as quais, em suas diferenciações de domínios, constituem recursos ambientais que fornecem matéria-prima, alimentos e lazer para as atividades humanas, além de prestarem diversos serviços ecossistêmicos (Moraes, 2019). Como componente do ciclo hidrológico, a vegetação exerce a função ambiental de preservar os recursos hídricos ao interceptar a precipitação, evitando a erosão do solo e o assoreamento da rede de drenagem (Magdalena, Francisco, *et al.*, 2022). Ela também assegura os processos hidrológicos, como a permeabilidade do solo e o controle do escoamento superficial condicionando a qualidade e quantidade da água para o abastecimento das atividades humanas (Tucci, 2004; Ellison *et al.*, 2017).

A vegetação desempenha um papel de retenção e redistribuição da água proveniente da precipitação, parte da qual é retida no dossel e retorna para atmosfera através do processo de evaporação. Aquela que chega à superfície do solo poderá formar um fluxo superficial, em solos de pouca permeabilidade ou saturados, ou infiltra-se nas camadas do solo onde, uma parte será adsorvida pelas plantas pelo meio do sistema radicular, e devolvida à atmosfera, e a restante colaborará para o armazenamento de água no solo, alimentação de aquíferos e da rede de drenagem através do fluxo dentro da matriz de solo (Tucci; Clarke, 1997; Bruijnzeel, 2004b; Balbinot *et al.*, 2009).

A vegetação participa e modula todos os processos biofísicos e biogeoquímicos em um ambiente, pois, como fator biótico do sistema solo-planta-atmosfera, ela promove a transferência, nas formas de difusão molecular e turbulenta, da água no estado líquido para o vapor d'água, por meio do processo de evaporação da água presente no solo, dossel florestal e corpos d'água, além da transpiração das plantas. (Tucci, 2004). Além disso, a presença da vegetação, através da estrutura radicular, do acúmulo de matéria orgânica e da presença de biota em superfície, regula as taxas de infiltração da água nas camadas do solo e altera a distribuição dos fluxos de energia do ambiente: calor latente e calor sensível (Pielke *et al.*, 2002; Schyns *et al.*, 2019; Magdalena, Francisco, *et al.*, 2022). Portanto, as interações dos fluxos de energia são decisivas para a reciclagem dos elementos químicos dos quais estão relacionados aos processos ecofisiológicos das plantas, que garantem o ciclo hidrológico, assim como do carbono e nitrogênio (Wilson *et al.*, 2002).

A supressão ou a conversão da vegetação decorrente do uso da terra para a produção de *commodities*, execução de obras para utilidades públicas e expansão urbana alteram os fluxos de energia das interações entre a superfície terrestre e a atmosfera (Alkama; Cescatti, 2016). Os impactos biofísicos, por exemplo, incluem o aumento das taxas da temperatura de superfície, devido a mudanças no albedo (Pielke *et al.*, 2002), variação das taxas de evapotranspiração e nas vazões médias (Andréassian, 2004; Bruijnzeel, 2004a), irregularidade do volume de vazão hídrica (Rodriguez *et al.*, 2010; Abdallah Alaoui; Magdalena Rogger; Stephan Peth; Günter, 2018), e na recarga dos aquíferos (Dasgupta; Sanyal, 2022). Mudanças na vegetação modificam a paisagem e com ela, a conectividade hidrológica é afetada, mudando os caminhos da água (Blöschl *et al.*, 2007). Paisagens degradadas muitas vezes favorecem a ocorrência de fluxo superficial, que leva à perda de solos e assoreamentos dos rios e reservatórios (Magdalena, Francisco, *et al.*, 2022). Como consequência, a segurança hídrica é comprometida e os eventos hidrometeorológicos potencializados. Além disso, há o impacto da perda da biodiversidade (Abell *et al.*, 2017; Daskalova *et al.*, 2020).

A redução da vegetação inflama as crises climática e da biodiversidade, pois ambas são influenciadas, em grande parte, da desconexão dos processos biofísicos e biogeoquímicos no sistema solo-planta-atmosfera. O aumento dos eventos extremos altera as composições, estruturas e funções dos ecossistemas, ou seja, a perda de biodiversidade que por sua vez altera os ciclos de carbono, hídrico e de nitrogênio (Mcelwee, 2021). Logo, ambas as crises apresentam uma alta correlação. Entretanto, são tratadas separadamente, pois a autonomia se deve ao fato que os eventos climáticos extremos são compreendidos como uma questão política,

fundamentada por unidades de medida (por exemplo: R\$; CO₂; m³/s), e a mitigação envolve setores da economia ou a renúncia de alguma atividade econômica (por exemplo: energia, social). Por outro lado, a perda da biodiversidade é menos compreensível, mais difusa e menos tangível, e as respostas políticas não envolve diretamente os setores econômicos (Zaccai; Adams, 2012; Pörtner *et al.*, 2021; Zupo *et al.*, 2022).

Embora existam divergências entre as práticas e a opinião comum no combate às crises mencionadas, os planos de “*desenvolvimento sustentável*” cada vez mais contemplam objetivos específicos para salvaguardar os processos e funções dos elementos bióticos e abióticos que irão mitigar ambas as crises ambientais. Organizações e eventos científico-políticos como a *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC), *United Nations on Ecosystem Restoration 2021 – 2030*, *United Nations Biodiversity Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity* (COP), *World Meteorological Organization* (WMO) e a *International Union for Conservation of Nature's* (IUCN) argumentam e sugerem, cada vez mais, em seus relatórios que a recuperação e a conservação dos elementos que compõe os ecossistemas como a vegetação, por meio das áreas protegidas, reduzirá a magnitude dos eventos extremos e assegurarão os processos naturais para o bem-estar humano.

A fim de que isso aconteça, há um objetivo ambicioso estabelecido na COP 15, que substitui a meta de *Aichi Biodiversity* nº 11 da COP 10, a qual tinha como propósito global, até 2020, a conservação e a restauração de ambientes ecologicamente efetivos para a manutenção da biodiversidade e serviços ecossistêmicos (ref., 2011 a 2020). Essa meta determinava que, pelo menos, 17% das áreas terrestres e das águas continentais, juntamente com 10% das áreas marinhas e costeiras, deveriam ser consideradas como áreas protegidas, associada a outras medidas de conservação (SCBD, 2010). Os resultados foram parcialmente alcançados, ou seja, 16,64% dos ecossistemas terrestre e apenas 7,47% das áreas marinhas e costeira foram integradas ao sistema de áreas protegidas (UNEP-WCMC, 2020).

Agora, para a próxima década (ref., 2020 a 2030), o objetivo é a preservação de 30% da superfície global por meio de áreas protegidas, associadas à restauração de 350 milhões de hectares de ecossistemas terrestres e aquáticos, a fim de possibilitar a remoção de aproximadamente de 13 a 26 Gt de gases do efeito estufa da atmosfera e a geração de receita de US\$9 trilhões em serviços ecossistêmicos (IUCN, 2021). Essa meta está associada às ações da Agenda 2030, como o Objetivo 15, conhecido como um dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Organização das Nações Unidas (ONU).

Neste contexto, por questões de instabilidade do sistema político de governança e econômico (ref., 2016 - 2022), o Brasil apresenta uma dicotomia entre a descontinuidade das políticas nacional sobre a conservação do meio ambiente e os compromissos internacionais assumidos para reverter a degradação da biodiversidade e diminuir os impactos dos eventos extremos. Embora existam iniciativas em enquadrar o Brasil às metas da COP 15, por meio de novas interfaces jurídicas (e.g. projeto de Lei Federal nº 2.601/2021), as leis vigentes não são completamente executadas devido a uma série de obstáculos jurídicos, que fortalecem um sofismo de conservação que nunca é alcançado, mas desviam recursos monetários liberados devido as suas metas.

Esse tipo de mecanismo expõe, por miúdos, a complexidade do impasse político-ambiental na esfera federal somado ao estadual e municipal, resultando em uma burocratização excessiva das demandas ambientais. Caso as leis vigentes fossem devidamente executadas, as metas internacionais seriam alcanças sem necessidade de planos e promessas grandiosas ou novas leis.

Por outro lado, as interfaces jurídicas respaldam as iniciativas de conservação e restauração da vegetação quando há planos explícitos sobre as metas a serem alcançadas, sem a interferência de constantes promessas para se enquadrar às demandas globais de conservação. Neste caso, por exemplo, o Plano de Recursos Hídricos é um instrumento com metas inerentes e voltado para o uso consciente da água com a conservação e restauração da vegetação.

Esse plano é elaborado para aglutinar as informações e definir as ações de gestão, projetos, obras e investimentos prioritários em relação aos recursos hídricos. Tal instrumento é respaldado pela Lei Federal nº 9.433/1997 (Lei das Águas) e atua em consonância com as políticas de conservação do meio ambiente como as Leis Federal nº 12.651/2012 (Código Florestal) e 9.985/2000 (Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC).

No entanto, para a consolidação de um instrumento como uma política pública de metas plausíveis interligadas às interfaces jurídicas de conservação dos elementos do meio ambiente, é necessário um constante diálogo entre os usuários do território. Além disso, é importante a utilização de metodologias e abordagens científicas direcionadas à relação entre vegetação e água e aos múltiplos usos da terra, ou seja, uma abordagem holística e sistêmica a fim de minimizar os conflitos territoriais. Nessa perspectiva, a bacia hidrográfica se torna uma unidade de análise por excelência para a execução da legislação ambiental, cujo objetivo é uma

estrutura organizada de diferentes usos da terra na qual os impactos ao meio ambiente sejam os menores possíveis (Miura *et al.*, 2015).

Contudo, é possível encontrar indícios de divergências entre as metas estabelecidas em um instrumento de gestão do meio ambiente com as áreas que devem ser preservadas (Gordon *et al.*, 2011). Isso ocorre porque, existe uma laguna na identificação do equilíbrio entre o desenvolvimento econômico e as metas de conservação ambientais, as quais não englobam a unidade monetária, ou seja, o impacto causado pela renúncia de uma atividade econômica ou pela aplicação de alternativas para usos consorciados de áreas com vegetação (Margules; Pressey, 2000; Zupo *et al.*, 2022).

Portanto, as possíveis consequências são, ao longo do tempo, os conflitos socioeconômicos na bacia hidrográfica, pois as áreas protegidas e os seus processos naturais não são compreendidos como elementos de valor monetário indireto para as atividades econômicas, mas sim como uma renúncia de áreas produtivas (Halpern *et al.*, 2008).

A fim de minimizar a lacuna indicada, são necessárias outras interpretações e hipóteses sobre as áreas protegidas e suas funções naturais em relação à vegetação – água, bem como os custos econômicos de conservação, em consonância com os múltiplos usos da terra. Essas interpretações visam explorar oportunidades econômicas que favoreçam alvos socioeconômicos e ambientais em uma bacia hidrográfica. Tais alvos, pouco explorados e compreendidos devido à definição do que seriam oportunidades econômicas e à variedade de usuários atuando em um determinado território (Klein *et al.*, 2008; Chan *et al.*, 2011), revelam uma hipótese que sugere que, ao considerar e definir claramente essas oportunidades e usuários envolvidos, o resultado pode indicar, na ação de conservação e restauração da vegetação, em uma bacia hidrográfica uma redução da perda de solo, a melhoria da qualidade da água e a diminuição dos custos monetários associados ao seu tratamento.

Desse modo, o **objetivo geral** proposto neste trabalho é avaliar as oportunidades econômicas na conservação e restauração da vegetação e seus impactos nos recursos hídricos a partir de múltiplos cenários de conservação nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (denominada a partir deste ponto como **Bacias PCJ**).

Para alcançar esse objetivo, buscou-se estruturar o trabalho da seguinte forma: **(i)** construir uma base de dados georreferenciada com aspectos físicos, hidrológicos e socioeconômicos; **(ii)** elaborar um mapa de distribuição espacial dos custos monetários da ação de conservação, levando em consideração a metragem e os tipos de uso da terra, além de

identificar os produtos agrícolas como custos de oportunidade; e por fim, **(iii)** analisar o benefício econômico da conservação e restauração da vegetação, no tratamento da água, em possíveis áreas prioritárias, por meio de indicadores quantitativos de serviços ecossistêmicos.

A fundamentação para a análise e caso de estudo abordados nesse **objetivo geral** é que a legislação ambiental brasileira estabelece critérios para a delimitação de áreas protegidas com uma das funções de conservar os recursos hídricos. Entretanto, a literatura aponta disparidades entre a distribuição das áreas de vegetação legalmente protegidas e sua influência na conservação dos recursos hídricos (Gordon *et al.*, 2011; Magdalena *et al.*, 2018).

Além disso, há conflitos de uso da terra em áreas onde a vegetação tem maior influência nos recursos hídricos, pois essas áreas geralmente são propícias ao cultivo agrícola e ocupações urbanas. Portanto, é necessário identificar um equilíbrio entre as áreas protegidas e os custos monetários aplicados as ações de conservação, para que haja uma gestão territorial eficiente diante de múltiplos usos da terra.

Ademais, os custos monetários apontados neste trabalho não se referem ao valor intrínseco da natureza, mas sim às atividades econômicas praticadas no território. Isso ocorre porque as ações de conservação ambiental envolvem custos associados, que afetam todas as atividades econômicas que precisam ser renunciadas para implementar a ação. (Naidoo *et al.*, 2006). Vale destacar que as discussões sobre o valor intrínseco da natureza são fundamentais para as práticas de conservação, mesmo que sejam impossíveis de serem quantificadas em termos econômicos (Porto, 1997; Naidoo; Ricketts, 2006).

Observa-se que a relação vegetação – água, no contexto da conservação, reposição e remoção da vegetação, possui um impacto direto na distribuição de processos hídricos e nos conflitos socioeconômicos (Rodriguez; Tomasella, 2015; Salazar *et al.*, 2015; Zimale *et al.*, 2017). Portanto, espera-se que as áreas com a restauração e conservação da vegetação indiquem um aumento na qualidade e quantidade de água nas Bacias PCJ, resultando na diminuição dos impactos econômicos decorrentes do uso da terra, que são compensadas pelo fornecimento natural contínuo de água.

Caro leitor, o raciocínio estruturado na introdução destaca a dificuldade da implementação de áreas protegidas e prioritárias para a conservação e restauração da vegetação. Essa ação envolve múltiplos efeitos, positivos ou negativos, nos processos naturais, sociais e crises ambientais interligadas e diretamente relacionadas às alterações dos padrões de uso e cobertura da terra. Além disso, a interface política-jurídica burocratiza a ação de conservação a

tal ponto que compromete o *status* de conservação ambiental dessas áreas. A falta de inclusão das áreas protegidas no sistema econômico inviabiliza sua potencialidade, criando a percepção de que sua implementação implica na renúncia de atividades econômicas e redução da arrecadação financeira, apesar de os planos de “*desenvolvimento sustentável*”, decididos em acordos político-científicos, cada vez mais, indicarem a natureza como elemento integrante do circuito econômico.

Neste contexto, o trabalho aqui exposto tem, para além de seus objetivos, o intuito de apresentar, em um primeiro momento, as abordagens ambientais que são utilizadas para fundamentar as políticas de implementação e expansão de áreas protegidas, bem como a quantificação dos processos naturais dos elementos conservados e os benefícios que proporcionam ao bem-estar humano e como isso se relaciona com a Geografia. As abordagens incluem o Planejamento Sistemático da Conservação, os serviços e desserviços ecossistêmicos, assim como os serviços ambientais e áreas protegidas. Examinou-se ainda a forma como esses conceitos se conectam com a Geografia por meio do módulo disciplinar da Análise Geoespacial.

Além disso, o trabalho indiretamente evidencia os desafios associados à adoção de uma abordagem holística e sistêmica. Isso ocorre porque, por um lado, ao selecionar áreas prioritárias para a conservação e restauração da vegetação, considerando todos os usuários do território e os custos relacionados à conservação, é necessária uma abordagem holística. Por outro lado, ao quantificar as interações dos elementos naturais, ou seja, os processos naturais, a fim de identificar os benefícios ligados aos recursos hídricos após a delimitação das áreas protegidas, também se emprega uma abordagem sistêmica.

2 REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO

2.1 Áreas Protegidas

A desconstrução das políticas públicas direcionadas à conservação ambiental no Brasil tem o seu marco principal na reformulação do Código Florestal em 2012, ao alterar critérios e suprimir categorias de áreas protegidas (Soares-Filho; Rajão, 2018). A relevância deste processo é a assídua perda da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, como os de provisão, regulação e culturais (Moraes, 2019), além de promover a criação de áreas com formas estéticas em locais com baixa fertilidade natural do solo e com alto índice de inclinação do relevo (Pressey *et al.*, 2002; Soares-Filho *et al.*, 2014).

O Brasil conserva 1.743 áreas protegidas classificadas em três categorias de conservação: uso restrito, uso sustentável e terras indígenas (Oliveira *et al.*, 2017). Essas áreas são regidas pelo SNUC, e pelo Decreto Federal nº 1.775/1996, que dispõe sobre o procedimento para demarcação de terras indígenas. De forma geral, essas áreas são denominadas como “Unidades de Conservação” ou “Terras Indígenas” e seguem critérios e normas de criação, como a necessidade de elaborar e implementar um plano de manejo para a gestão dos recursos naturais e culturais. Em sua maioria, a gestão dessas áreas fica a cargo das instituições públicas e, em alguns casos, da iniciativa privada (por exemplo, o Parque Nacional do Iguaçu e o Morro do Corcovado no Parque Nacional da Tijuca).

No entanto, o Brasil apresenta mais áreas protegidas do que aquelas classificadas por Oliveira *et al.* (2017). Estas, de uso restrito, são denominadas como “Áreas de Preservação Permanente” e “Reserva Legal”, e são orientadas pelo Código Florestal. A diferença entre as leis expostas reside no objetivo de cada uma. Enquanto que as áreas protegidas, apontadas por Oliveira *et al.* (2017), têm como objetivo a conservação da natureza e da cultura indígena em terras da União e dos entes federativos, a Lei Federal nº 12.651/2012 tem como objetivo a proteção da vegetação como também a exploração e o controle dos recursos florestais em terras agrícolas.

Os critérios de demarcação e fiscalização das áreas protegidas regidas pelo Código Florestal estão a cargo das instituições públicas. No entanto, a efetividade da demarcação, assim como a implementação e a gestão dessas áreas, fica a critério do proprietário agrícola. Por este motivo, há uma limitação em quantificar o total de áreas protegidas no Brasil, apesar dos esforços de catalogação das Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal pelo Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (Sicar).

A explanação da diferença das leis nos ajuda a compreender algumas sobreposições, relações ou transformações de categoria da conservação da natureza. Assim, vale ressaltar que, em determinados momentos, as Terras Indígenas são sobrepostas por Unidades de Conservação (por exemplo: aproximadamente 62% das Terras Indígenas Tekoha Jevy se encontra no Parque Nacional da Serra da Bocaina no estado do Rio de Janeiro). E essas podem apresentar Áreas de Preservação Permanente devido aos critérios da Lei Federal nº 12.651/2012, porém o inverso não acontece.

Apesar dessas diferenciações, as áreas protegidas são espaços geográficos definidos, reconhecidos e gerenciados através de meios legais, a fim de conservar a natureza ao longo do tempo, com respectivos serviços ecossistêmicos e valores culturais associados (Mitchell *et al.*, 2018).

No entanto, muitas destas áreas sinalizam dois fatores: **(1)** o conflito pelo uso da terra e **(2)** a alocação como o arranjo espacial das áreas protegidas. O primeiro fator encontra-se na inferência da temática do conflito pelo uso da terra, decorrente da apropriação ilícita das áreas protegidas para a exploração dos recursos naturais, especulação da terra ou a consolidação da expansão da produção agrícola e o crescimento das áreas urbanas. Este fator é estimulado por instabilidades e discursos políticos (Cavalett, 2018; Rochedo *et al.*, 2018; Kröger, 2019), deflagrando um intenso desflorestamento que intensifica e prolonga ações antrópicas e processos naturais, como incêndios florestais e o estresse hídrico.

No verão de 2014, durante 45 dias, a região Sudeste do Brasil vivenciou um fenômeno atmosférico natural denominado como bloqueio atmosférico. Esse fenômeno impediu a entrada da umidade da floresta Amazônica através dos Jatos de Baixos Níveis (JBN), a formação da Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) e a passagem das frentes frias (Nobre *et al.*, 2016).

A consequência desse fenômeno foi um longo período de estresse hídrico em 2015. Esse período evidenciou a hipótese associada à perda da taxa de retenção de água no solo devido à remoção da vegetação, reduzindo o abastecimento do lençol freático e, consequentemente, a capacidade de vazão no período de estiagem (Tucci; Clarke, 1997; Balbinot *et al.*, 2009; Zimale *et al.*, 2017). Além disso, o desflorestamento também viabilizou o alto índice de incêndios na região da floresta Amazônica em 2019, ocasionando, em escala regional, uma pluma de fumaça que escureceu o céu da Região Metropolitana de São Paulo (Escobar, 2019).

O segundo fator se refere à alocação e ao arranjo espacial das áreas protegidas associadas à biodiversidade, ao Capital Natural e aos serviços ecossistêmicos. Esse assunto é fomentado na circunstância de qual área deve ser preservada, levando em consideração o atendimento de todas as metas de conservação. Essa temática tem sido abordada no campo da Biologia, mais especificamente na vertente da Ecologia da Paisagem desde os anos de 1990. Nesse contexto, são considerados conceitos preliminares como a **(i)** complementaridade, **(ii)** a flexibilidade e a **(iii)** insubstituibilidade (Pressey *et al.*, 1993).

Conforme descrito por Pressey *et al.* (1993), a complementaridade se refere a um arranjo espacial no qual uma área contribui com recursos não representados por uma área ou conjunto de áreas protegidas existentes. Os mesmos autores destacam que a flexibilidade diz respeito aos arranjos espaciais das áreas complementares para atender às metas de conservação. Por fim, eles indicam que o princípio da insubstituibilidade pressupõe que algumas áreas são insubstituíveis, pois são as únicas capazes de cumprir as metas de conservação estabelecidas para determinados objetivos.

Um arcabouço metodológico que contemple a versatilidade dos conceitos mencionados será necessariamente multidisciplinar (Japiassu, 1976) por exigir variáveis biofísicas, geoespaciais e sociais, porém não há um método específico a seguir. Além disso, a aplicação e a exploração metodológica estão associadas aos avanços dos dispositivos de armazenamento computacional, Sensoriamento Remoto, Sistema Global de Navegação por Satélite e o processamento, análise e modelagem dos dados geoespaciais, que possibilitaram um campo de análise metodológica denominado como Planejamento Sistemático da Conservação (Woolmer, 2010).

2.2 Planejamento Sistemático da Conservação

A seleção de áreas para a conservação tem a função de separar os elementos da biodiversidade dos processos que ameaçam a sua existência no meio ambiente, sendo essa função um campo da conservação que se situa no processo metodológico do Planejamento Sistemático da Conservação (Pressey *et al.*, 2007). Este método identifica o arranjo espacial e a complementaridade de áreas, considerando os possíveis conflitos pelo uso da terra, com a finalidade de delimitar áreas protegidas e redes ecológicas que atendam os objetivos quantitativos relacionados às metas de conservação e a sua persistência ao longo do tempo (Margules; Pressey, 2000; Smith *et al.*, 2006; Pressey *et al.*, 2007).

Desta forma, este pretexto suspende ou limita a extração de recursos naturais em uma região, mas não interrompe as implicações econômicas e políticas, como a atividade de mineração e a expansão agrícola, processos que competem com as áreas protegidas, impulsionando a degradação e os conflitos pelo uso da terra a ponto de converter o *status* de conservação quando as áreas protegidas se apresentam economicamente atrativas (Margules; Pressey, 2000).

É necessária atenção ao propor áreas para a conservação, mesmo que estas tenham sido delimitadas pelo processo de Planejamento Sistemático da Conservação, pois a implementação delas nos territórios possivelmente pode ocasionar algum conflito pelo uso da terra. Isso ocorre porque as parametrizações dos modelos de simulação da paisagem não representam de forma robusta, ao longo do tempo, a dinâmica dos fenômenos socioeconômicos no território.

O Planejamento Sistemático da Conservação é um modelo conceitual descrito em etapas para o planejamento, implementação e expansão de áreas protegidas. Inicialmente, o modelo foi elaborado com seis etapas, porém, o progresso do modelo levou à inclusão de mais sete etapas complementares (Margules; Pressey, 2000). Além disso, esse processo metodológico também passou a incorporar mais três conceitos adicionais denominados: **(i)** eficiência, **(ii)** representatividade e **(iii)** vulnerabilidade.

O conceito de eficiência está relacionado ao custo-benefício na seleção de áreas que visam a máxima proteção dos recursos disponíveis no meio ambiente com o menor número de áreas protegidas (Margules; Pressey, 2000). A representatividade refere-se à seleção de áreas que devem formar uma amostra representativa da biodiversidade da região. Em outras palavras, todas as áreas de conservação consideradas relevantes devem estar presentes e ser de alguma

forma representadas no sistema (Margules; Pressey, 2000; Sarkar; Illoldi-Range, 2010). Por fim, a vulnerabilidade é compreendida como a probabilidade ou a iminência da destruição ou alteração dos recursos de conservação. Essa análise pode ser conduzida de maneira qualitativa ou quantitativa. A avaliação da vulnerabilidade ocorre após a identificação das áreas prioritárias, permitindo assim definir a urgência na implantação de cada área selecionada. (Margules; Pressey, 2000).

No que diz respeito à etapa de construção de modelos de previsão numérica para delimitar arranjos espaciais, o Planejamento Sistemático da Conservação se concentra em disciplinas como Biogeografia, Análise Geoespacial, Ecologia da Paisagem, bem como nas Ciências Sociais e Econômicas. Algoritmos baseados nesses princípios são aplicados em software de planejamento de conservação, como é o caso do Marxan. (Ball; Possingham, 2000), C-Plan (Pressey *et al.*, 2009) e o “*Systematic Conservation Prioritization in R*” (Hanson *et al.*, 2019).

Os resultados obtidos pelo Planejamento Sistemático da Conservação são classificados como Capital Natural, terminologia proveniente das Ciências Econômicas, cuja interpretação é considerada como um estoque de materiais ou informações que existem em um determinado momento no ambiente (Costanza *et al.*, 1997). Nesse caso, a manutenção e a criação das áreas protegidas para a conservação dos componentes abióticos e bióticos proporcionam um estoque, no qual a interação desses componentes com os seres humanos gera um fluxo de serviços ecossistêmicos (MEA, 2005).

NOTA

O objetivo desta nota é evidenciar os termos abordados no tópico 2.2, juntamente com suas respectivas definições, a fim de evitar subjetividades na abordagem do Planejamento Sistemático da Conservação.

Planejamento Sistemático da Conservação - procedimento metodológico de identificação de arranjo espacial e a complementaridade de áreas, considerando os possíveis conflitos pelo uso da terra, com a finalidade de delimitar áreas protegidas e redes ecológicas que atendam os objetivos quantitativos relacionados às metas de conservação (Margules; Pressey, 2000; Smith *et al.*, 2006; Pressey *et al.*, 2007).

Áreas Prioritárias - instrumento de política pública que visa à tomada de decisão, de forma objetiva e participativa, sobre o planejamento e a implementação de medidas adequadas à conservação, recuperação e uso sustentável de ecossistemas. A definição de áreas prioritárias

baseia-se na metodologia do Planejamento Sistemático da Conservação. Nesse processo, ocorre de forma simultânea a coleta e o processamento de informações espaciais sobre a ocorrência de espécies e ecossistemas, custos e oportunidades para a conservação (MMA, 2020b).

Capital Natural - terminologia proveniente das Ciências Econômicas do qual a sua interpretação é considerada como um estoque de materiais ou informações que existem em um determinado momento no ambiente (Costanza *et al.*, 1997).

2.3 Serviços Ecossistêmicos

Os serviços ecossistêmicos (e.g. *ecosystem services* ou *ecological services*) se referem a múltiplos benefícios adquiridos pela sociedade a partir da natureza (Costanza *et al.*, 1997; Barbier, 2019). Essa abordagem é pluridisciplinar, envolvendo fundamentos das Ciências Ambientais, Sociais e Econômicas, e embora não haja um método específico a seguir, há uma colaboração entre diferentes áreas científicas (Japiassu, 1976).

O conceito de serviços ecossistêmicos está associado ao conceito de Capital Natural. A diferença entre ambos é que os serviços ecossistêmicos estão associados a uma dimensão de tempo, ao contrário do Capital Natural, que é uma variável espacial vinculada a um ponto no tempo (Costanza *et al.*, 1997). Em outras palavras, o desenvolvimento de uma determinada região está ligado ao seu Capital Natural, que abrange elementos como diversidade vegetal, tipos de solos e recursos hídricos. Cada tipo de Capital Natural, de forma autônoma ou em conjunto, proporciona uma sucessão de serviços ecossistêmicos por meio de propriedades e processos naturais.

Os serviços ecossistêmicos consistem em um fluxo de interações de materiais, energia e informações, ou seja, funções ecossistêmicas compreendidas como a capacidade dos processos naturais de fornecer bens e serviços às necessidades humanas (Costanza *et al.*, 1997; De Groot *et al.*, 2002).

As funções ecossistêmicas são um subconjunto dos processos ecológicos e estruturas do ecossistema. Cada função é o resultado dos processos naturais do subsistema ecológico total do qual faz parte. Estes processos naturais, por sua vez, resultam das interações complexas entre componentes bióticos (organismos vivos) e abióticos (químicos e físicos) (De Groot *et al.*, 2002). Como exemplo, no caso de um rio, a função ecossistêmica de regulação do fluxo de vazão contínuo é o resultado das interações complexas entre a vegetação, o relevo, o solo e as condições climáticas em uma bacia hidrográfica.

No geral, a estrutura teórica dos serviços ecossistêmicos apresenta subjetividades em relação a **(i) terminologia**, **(ii) categorização** e **(iii) compreensão** sobre como distinguir as interações das funções ecossistêmicas pelos quais os serviços são gerados. Estas subjetividades ocorrem porque o método não é uniforme entre as áreas de atuação (De Groot *et al.*, 2002; Haines - Young; Potschin, 2010).

Na literatura, as terminologias “abordagem ecossistêmica” (*ecosystem approach*), “serviços ecossistêmicos” (*ecosystem services*), “serviços ambientais” e “Contribuições da

Natureza para as Pessoas” (*Nature's Contributions to People*) são utilizadas sem distinção. No entanto, é importante ressaltar que esses termos apresentam perspectivas diferentes (Potschin; Haines-Young, 2011; Waylen *et al.*, 2013). A “abordagem ecossistêmica” é uma visão ampla e genérica, que serve como um *framework* para a gestão integrada dos componentes abióticos e bióticos em ambientes marinhos e terrestres, com o objetivo de promover a conservação de maneira equilibrada (Martin-Ortega *et al.*, 2015). Essa perspectiva é fundamentada nos 12 princípios de Malawi (Garcia *et al.*, 2003), os quais reconhecem a interação do ser humano como parte integrante dos ecossistemas.

A diferença entre a “abordagem ecossistêmica” e a dos “serviços ecossistêmicos” reside no fato de que a primeira envolve diretrizes para a administração dos ecossistemas, enquanto os serviços ecossistêmicos podem ou não incluir ações de gestão dos ecossistemas (Martin-Ortega *et al.*, 2015). Por sua vez, os “serviços ambientais”, terminologia utilizada no Brasil, referem-se as intervenções individuais ou coletivas do Homem que favorecem a manutenção, recuperação ou melhoria dos serviços ecossistêmicos (MMA, 2020a). Este conceito indica a ação humana no ecossistema para potencializar e acelerar os processos naturais, visando adquirir benefícios.

Um exemplo de serviço ambiental é o Programa Produtor de Água, promovido pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), que tem como objetivo incentivar os produtores rurais a contribuírem para os serviços ecossistêmicos de regulação por meio de práticas e manejo conservacionistas, visando à restauração da cobertura vegetal. Essas ações podem aumentar as taxas de infiltração de água nas camadas do solo e controlar as vazões irregulares.

É importante destacar que o Programa Produtor de Água está fundamentado no conceito provedor-recebedor, o oposto do conceito poluidor-pagador. Segundo a Lei Federal nº 14.119/2021 (Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais), aqueles que são responsáveis por recuperar, proteger ou promover a melhoria de um serviço ecossistêmico devem ser contemplados pelo instrumento econômico denominado Pagamento por Serviços Ambientais (Brasil, 2021).

Por último, as “Contribuições da Natureza para as Pessoas” é uma terminologia recente, apresentada em 2018 em uma publicação do periódico científico *Science*. Essa terminologia se refere às contribuições, positivas e negativas, da natureza biótica para a qualidade de vida das pessoas (Díaz *et al.*, 2018). Apesar da tentativa de apresentar um novo

paradigma para descrever a dependência humana pelos ecossistemas, esse conceito é sustentado por toda a abordagem de serviços ecossistêmicos. Assim, serviços ecossistêmicos e a “Contribuições da Natureza para as Pessoas” são sinônimos, embora utilizados de formas diferentes dependendo do público e do objetivo (De Groot, 2018).

A categorização dos serviços ecossistêmicos também apresenta controvérsias (La Notte *et al.*, 2017). O relatório do *Millennium Ecosystem Assessment* (2005) delimitou inicialmente quatro tipos de serviços ecossistêmicos: **suporte**, **regulação**, **provisão** e **cultural**. No entanto, ao longo do tempo, os serviços de **suporte** foram redefinidos como função do ecossistema alterando a classificação para apenas três tipos (La Notte *et al.*, 2017). Uma das referências mais relevantes para a pesquisa em serviços ecossistêmicos é a *Common International Classification for Ecosystem Services* (CICES), proposta pela Agência Europeia do Meio Ambiente, que define as categorias de serviços ecossistêmicos como de **provisão**, **regulação – manutenção**, e **cultural** (Haines-Young; Potschin, 2018).

Os serviços ecossistêmicos de **provisão** englobam produtos ou benefícios derivados dos ecossistemas, como alimentos *in natura*, produtos florestais, água potável, fibras, recursos genéticos, produtos químicos e compostos (por exemplo, látex). Por sua vez, os serviços de **regulação** refletem o balanço de diferentes processos ecossistêmicos, tais como o sequestro e armazenamento de carbono, o controle de inundação e erosão, bem como a manutenção da qualidade da água. Os serviços **culturais** refletem os benefícios imateriais obtidos através da natureza, como os de cunho recreativo, religioso, educacional e estético. Para efeitos ilustrativos, a FIGURA 1 apresenta os serviços ecossistêmicos proporcionados por um ambiente continental.

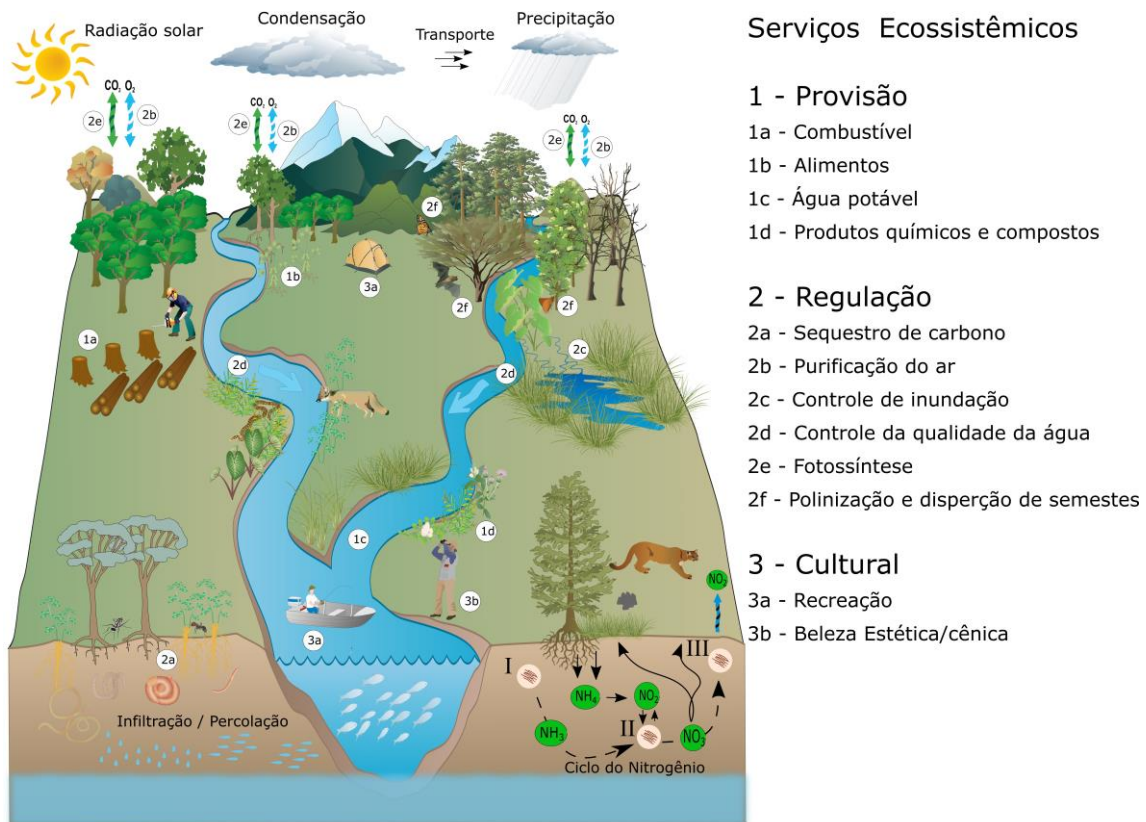


Figura 1: Possíveis serviços ecossistêmicos obtidos por meio da conservação e gestão de ambientes terrestres. Devido à complexidade dos processos naturais, eles foram parcialmente ilustrados. A ilustração, de autoria própria, foi elaborada com base no trabalho de Holzwarth et al. (2020) e na biblioteca de símbolos da The Integration and Application Network (IAN) <<https://ian.umces.edu/>>.

As discussões sobre a distinção das funções ecossistêmicas são utilizadas para descrever o desempenho interno do ecossistema, como a manutenção do fluxo de energia e a reciclagem de nutrientes, e também se relacionam com os benefícios adquiridos por meio dos processos e propriedades do ecossistema, como a retenção e o controle de erosão e sedimentos (De Groot *et al.*, 2002; Haines - Young; Potschin, 2010).

No entanto, é importante destacar que essas funções não beneficiam diretamente as pessoas, como algumas interpretações do conceito de serviços ecossistêmicos podem sugerir, mas fazem parte dos mecanismos complexos e processos naturais que as geram. Para uma compreensão mais clara, podemos usar modelos conceituais, como a cascata (FIGURA 2A) e as interações diretas (FIGURA 2B), para descrever as funções em relação aos fatores que as influenciam, tais como o uso da terra. Isso nos auxilia a tornar a lógica subjacente aos serviços ecossistêmicos mais explícita, reduzindo a subjetividade na terminologia, categorização e descrição das funções ecossistêmicas (Haines - Young; Potschin, 2010; Potschin; Haines-Young, 2011).

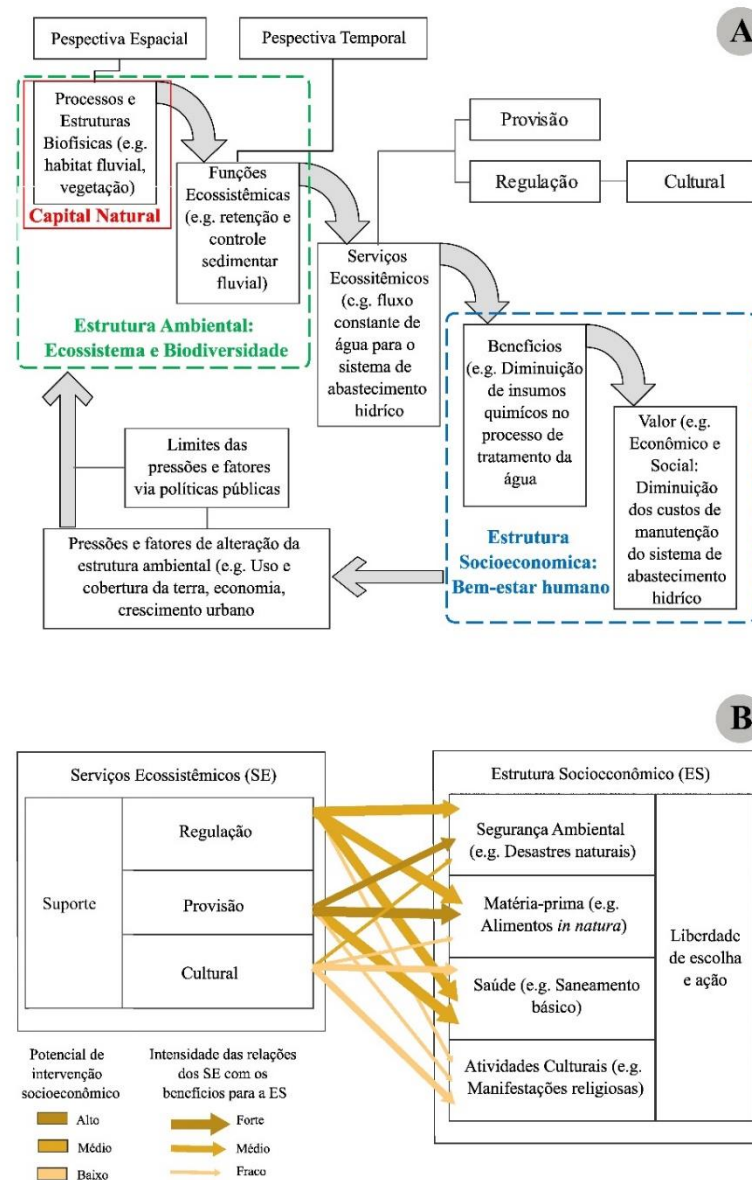


Figura 2: Modelos Conceituais: A) modelo de cascata e B) modelo de relações diretas. A ilustração, de cunho próprio, foi elaborada a partir dos trabalhos de Haines – Young e Potschin (2010; 2011) e do Millennium Ecosystem Assessment (2005).

Em resumo, para solucionar as incertezas relacionadas aos serviços ecossistêmicos em termos de terminologia, categorização e compreensão, é fundamental destacar as premissas do trabalho em desenvolvimento e empregar uma linguagem científica comum. Isso permitirá ao leitor uma compreensão clara da terminologia utilizada, seu conceito associado, a categoria dos serviços ecossistêmicos e os processos naturais que ocorrem na área de estudo analisada.

Nesse sentido, o uso de uma linguagem científica comum é um fator-chave para estabelecer uma base sólida no contexto dos serviços ecossistêmicos, o que permitirá uma comunicação eficaz com os leitores e garantirá propostas de ações de conservação ambiental,

como a delimitação, expansão e implementação de áreas protegidas e prioritárias para a conservação do meio ambiente.

2.3.1 Desserviços ecossistêmicos

A mensagem central dos serviços ecossistêmicos é a importância da conservação de ambientes sustentáveis e produtivos, do qual os objetivos residem nos benefícios que os serviços ecossistêmicos representam para as necessidades humanas. Tal discurso é uma retórica atraente para defender a conservação e o uso racional dos ambientes aquáticos e terrestres, além de influenciar os tomadores de decisão (Shackleton *et al.*, 2016; Campagne *et al.*, 2018). Os serviços ecossistêmicos não se tratam de uma discussão nova, estando presente no campo científico desde da década de 1960 (Martin-Ortega *et al.*, 2015). Entretanto, os avanços tecnológicos¹ possibilitaram a emergência do tema com a mensagem de resolução de todos os problemas referentes à crise de perda de biodiversidade e mudanças climáticas.

Esta mensagem exige atenção por suprimir os efeitos negativos e mudar o sentido de termos utilizados na estrutura teórica dos serviços ecossistêmicos. Vale ressaltar que os serviços ecossistêmicos não conseguem abordar, por completo, as complexidades das relações ecológicas, reduzindo as análises a uma questão de custo e benefício. Neste sentido, por exemplo, o termo “*trade-off*”, discutido na ecologia como as interações positivas e negativas entre espécies, tornou-se uma expressão relacionada à economia (Saunders *et al.*, 2016).

Além disso, não podemos ignorar os efeitos negativos decorrentes das características dos ecossistemas, denominados como desserviços ecossistêmicos. Esse conceito é definido como as funções, processos e atributos gerados pelos ecossistemas que resultam em impactos negativos nas necessidades humanas. Trata-se de um conceito sem uma tipologia definida e com pouco debate sobre a quantificação ou compreensão da dinâmica dos processos relacionados às necessidades humanas (Shackleton *et al.*, 2016; Campagne *et al.*, 2018).

Considerar os desserviços ecossistêmicos como componente dos serviços ecossistêmicos é uma forma de obter uma melhor compreensão do meio ambiente, potencializando a percepção dos serviços positivos. No entanto, nesse caso, o tema dos desserviços expõe três lacunas que precisam ser superadas, além das subjetividades dos serviços ecossistêmicos, para que a aplicação do tema seja mais eficiente.

¹ Considera-se como avanços tecnológicos os dispositivos de monitoramento, quantificação e processamento das variáveis biofísica, sociais e econômica

A primeira lacuna é a inclusão da literatura sobre os desastres naturais, prevenção e mitigação de riscos, além de índices de vulnerabilidade socioambiental. Para que isso aconteça, é necessário superar a perspectiva monetária positiva que foi entrelaçada aos serviços ecossistêmicos, uma vez que as literaturas apontadas não utilizam, via de regra, apenas valores monetários para suas análises. Aliás, a avaliação econômica levanta muitos problemas, como a percepção e identificação dos valores mensuráveis aplicados à natureza, sendo os resultados sempre positivos e excluindo a possibilidade de valores negativos (Klein *et al.*, 2008; Chan *et al.*, 2011; Shackleton *et al.*, 2016).

A segunda lacuna é a adoção do conceito de dados abertos (*Open Data*). Infelizmente, ainda há muitos trabalhos publicados de forma restrita, sem a possibilidade de acessar os dados que foram processados para estipular pontuações e valores aos serviços ecossistêmicos. Isso gera questionamentos sobre a confiabilidade de muitas avaliações biofísicas ou econômicas, principalmente daqueles serviços ecossistêmicos que não podem ser facilmente quantificáveis. Nesse sentido, essa lacuna deixa cada vez mais obscura a aplicabilidade do tema dos desserviços ecossistêmicos (Shackleton *et al.*, 2016).

Por fim, a terceira lacuna resume-se na compreensão da relação indissociável de espaço-tempo. Ao focar nos processos das funções ecossistêmicas e identificar como os benefícios mudam em diferentes ambientes, é importante destacar como os serviços ecossistêmicos podem se transformar em problemas (desserviços) e vice-versa. No entanto, é necessário ter cautela para não transmitir uma mensagem errada sobre os esforços de conservação (Shackleton *et al.*, 2016). Como exemplo, o processo de restauração da vegetação a montante de um reservatório em um sistema de abastecimento de água pode ser considerado um desserviço ecossistêmico em um determinado momento, uma vez que o propósito do reservatório é captar e armazenar a maior quantidade possível de água (FIGURA 3A). A ação de restauração da vegetação irá reduzir o fluxo de escoamento superficial que era captado durante os eventos de precipitação (conforme demonstrado na FIGURA 3B).

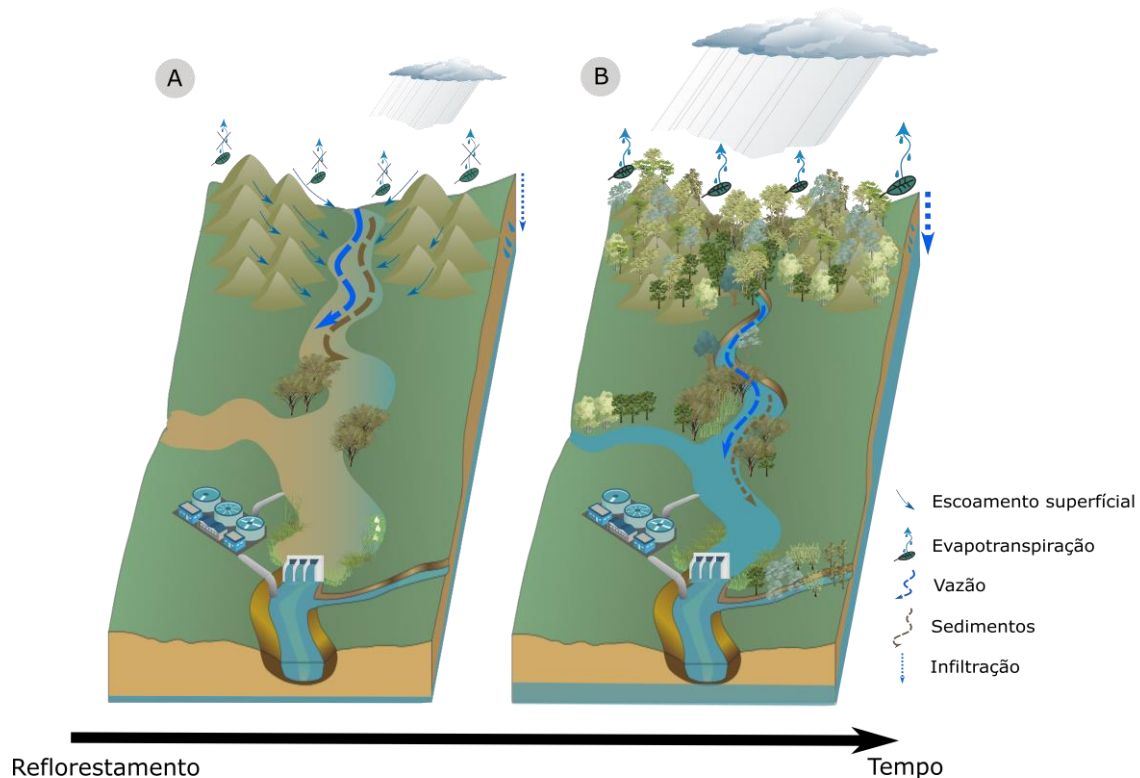


Figura 3 Exemplo de desserviço ecossistêmico e sua transformação em serviço ecossistêmico ao longo do tempo, relacionado à restauração da vegetação. O cenário A representa o reservatório sem vegetação a montante, enquanto o cenário B representa o reservatório reflorestado a montante. Devido à complexidade dos processos naturais, eles foram ilustrados parcialmente. A ilustração, de autoria própria, foi elaborada a partir da biblioteca de símbolos da *The Integration and Application Network* (IAN) <<https://ian.umces.edu/>>.

Entretanto, ao longo do tempo, a infiltração de água no solo, facilitada pela vegetação, irá abastecer o lençol freático, assegurando um fluxo contínuo de água no período de estiagem para o sistema de abastecimento. Além disso, o volume de sedimentos que chegava com o escoamento superficial ao reservatório irá diminuir, possibilitando uma menor manutenção do mesmo e uma menor aplicação de insumos químicos para purificar a água que será adicionada ao sistema de abastecimento.

Por fim, com a presença da vegetação, a resposta hidrológica referente à vazão irá diminuir, e o processo de evapotranspiração irá aumentar, possibilitando o aumento do volume de precipitação a montante do reservatório ou em outra bacia hidrográfica. Logo, a noção de desserviço e serviços ecossistêmicos é um processo contínuo de tempo-espço, pois os benefícios adquiridos pela sociedade através dos ecossistemas variam conforme as intervenções sociais e as transformações naturais dos elementos no território.

2.3.2 Valoração das ações de conservação ambiental

As abordagens de conservação e implementação de áreas protegidas ou prioritárias, conforme apresentadas na literatura, têm suas bases nas Ciências Econômicas e, como resultado, enfatizam a valoração do meio ambiente. No entanto, é importante notar que os valores monetários que surgem dessas abordagens não estão relacionados aos valores intrínsecos associados à natureza, conhecidos como valores de não-uso. Em vez disso, esses valores estão ligados às ações de conservação, ou seja, aos benefícios de uso direto ou indireto. Os valores de não-uso, por sua vez, são atribuídos aos atributos inerentes dos ecossistemas, como seu valor intrínseco, valor altruísta e valor de existência (OECD et al., 2014). Os valores de uso direto ou indireto estão relacionados às ações de conservação, ou seja, os custos monetários associados que afetam todas as atividades econômicas presentes no território e que devem ser considerados na implementação das ações de conservação (Naidoo; Adamowicz, 2006; Naidoo et al., 2006; Naidoo; Ricketts, 2006).

Os custos monetários das ações de conservação podem incluir, por exemplo, **custos de aquisição, oportunidades e gestão** (Naidoo; Adamowicz, 2006; Naidoo et al., 2006; Naidoo; Ricketts, 2006). O primeiro está associado aos valores monetários de aquisição dos direitos de propriedade de uma parcela de terra. O segundo, são valores monetários perdidos, ou seja, um valor do que poderia ter sido obtido através do melhor uso de um recurso. Por exemplo, no caso da implementação de uma área protegida onde a atividade de agricultura é proibida, o custo de oportunidade representa os produtos agrícolas que poderiam ser obtidos naquela área. Por último, os custos de gestão são aqueles associados à manutenção de uma ação de conservação ambiental, como a fiscalização de uma área protegida.

Em geral, os custos de aquisição e oportunidades estão diretamente ligados às ações do Planejamento Sistemático da Conservação, e os custos de manutenção estão relacionados à valoração dos serviços ecossistêmicos. Os valores monetários utilizados no processo geralmente possuem como base técnicas e pressupostos da microeconomia tradicional, concernentes ao comportamento e objetivos dos agentes econômicos. Ou seja, trata-se da comparação dos custos monetários em insumos para a gerência de uma atividade econômica antes, durante e depois da implementação de uma ação de conservação no território (Andrade; Romeiro, 2014). Por exemplo, a redução do processo de erosão em terras agrícolas, após a recomposição florestal em áreas protegidas, tende a diminuir os insumos de nutrientes para a ação do cultivo agrícola, assim como a manutenção de barragens para captação de água ou geração de energia. Isso tem um impacto direto e indireto no bem-estar humano.

Entretanto, muitas pesquisas ignoram ou generalizam a variabilidade espacial dos custos monetários no processo de planejamento e concentram-se nos aspectos biofísicos, assumindo que todas as áreas prioritárias para a conservação de elementos naturais apresentam um custo monetário uniforme. Esse pressuposto é falso, pois se os aspectos ecológicos variam espacialmente, os custos monetários também variam conforme as ações de conservação que são limitadas pelas dinâmicas econômicas, ou seja, padrões de uso e cobertura da terra (Naidoo; Ricketts, 2006; Boyd *et al.*, 2012).

Além disso, os custos monetários das ações de conservação diferem daqueles praticados pelo mecanismo financeiro respaldado pelo Pagamento por Serviços Ambientais (Brasil, 2021). Essa ferramenta tem como objetivo recompensar todos aqueles que, devido às suas práticas de manejo, recuperam, mantêm ou aumentam a produção de um serviço ecossistêmico (Altmann *et al.*, 2015). O Pagamento por Serviços Ambientais é sustentado pelo conceito provedor-recebedor, que se resume em uma transação voluntária na qual um serviço ambiental bem definido é adquirido por, pelo menos, um comprador de, pelo menos, um provedor, sob a condição de que o provedor garanta a provisão desse serviço (Wunder, 2005). A compensação correspondente ocorre por meio de contrato que expõe penalidades, direitos, obrigações, prazos e bônus, que podem ser monetários ou a prestação de serviços sociais e de infraestrutura ao provedor do serviço ambiental.

NOTA

Caro leitor, o objetivo desta nota é evidenciar os termos abordados no tópico 2.3, juntamente com suas respectivas definições, a fim de evitar ambiguidades, especialmente no que diz respeito aos serviços ecossistêmicos. Essa área abrange uma ampla gama de termos, o que pode gerar diversas dúvidas. Além disso, é importante destacar os custos associados às ações de conservação, que muitas vezes se confundem com os pagamentos por serviços ambientais.

Serviços ecossistêmicos - múltiplos benefícios adquiridos pela sociedade a partir da natureza (Costanza *et al.*, 1997). Esses serviços consistem em um fluxo de interações de materiais, energia e informações, ou seja, funções ecossistêmicas compreendidas como a capacidade dos processos naturais de fornecer bens e serviços às necessidades humanas (De Groot *et al.*, 2002).

Serviços ambientais - são todas as atividades humanas que favorecem a conservação ou a melhoria dos ecossistemas e, como consequência, contribuem com a manutenção dos serviços ecossistêmicos fornecidos (MMA, 2020a).

Desserviços ecossistêmicos - funções, processos e atributos gerados pelos ecossistemas que resultam em impactos negativos às necessidades humanas. É um conceito sem uma tipologia definida e com pouco debate sobre a quantificação ou compreensão da dinâmica dos processos para as necessidades humanas (Shackleton *et al.*, 2016; Campagne *et al.*, 2018).

Pagamento por Serviços Ambientais - A transação de natureza voluntária, mediante a qual um pagador de serviços ambientais transfere a um provedor desses serviços recursos financeiros ou outra forma de remuneração, nas condições acertadas, respeitadas as disposições legais e regulamentares pertinentes (Brasil, 2021).

Custo monetários relacionados as ações de conservação - Segundo Naidoo *et al.*, (2006), todas as intervenções de conservação têm custos associados, que abrangem tudo aquilo que deve ser renunciado para implementar a intervenção.

Valoração dos serviços ecossistêmicos – Prática usual de atribuir um valor econômico aos serviços ecossistêmicos, a qual é majoritariamente realizada por meio de técnicas que utilizam pressupostos da microeconomia tradicional relacionados ao comportamento e aos objetivos dos agentes econômicos (Andrade; Romeiro, 2014).

2.4 Análise Geospacial e Geografia

É evidente que o ato de se inclinar sobre o fator da alocação, como o arranjo espacial das áreas protegidas, solicita do investigador conhecimentos múltiplos e uma tentativa de ser interdisciplinar na aplicação de elementos metodológicos. Entretanto, essa tentativa é ilusória, pois não há uma linguagem e um método comum nas abordagens de criação, implementação e gestão das áreas protegidas. Ao identificar as controvérsias das abordagens ambientais, percebe-se uma cooperação horizontal sem critérios para a utilização de conceitos de módulos disciplinares científicos.

Todavia, é válido destacar que, como as análises dos investigadores estão vinculadas aos seus conhecimentos de formação (Santos, 2008), e não há uma linguagem uniforme, os resultados geram uma assimetria. Além disso, a incerteza dos conceitos de outros módulos disciplinares, como a Análise Geoespacial da Geografia, também contribui para essa assimetria. A contribuição deste módulo e da Geografia como um todo nas discussões sobre Planejamento Sistemático da Conservação e serviços ecossistêmicos é modesta quando se observa a quantidade de artigos publicados na área de Geografia na base de dados da *Web of Science* (FIGURA 4); porém, sua contribuição conceitual é significativa ao transitar pelas discussões por meio de seus paradigmas e conceitos.

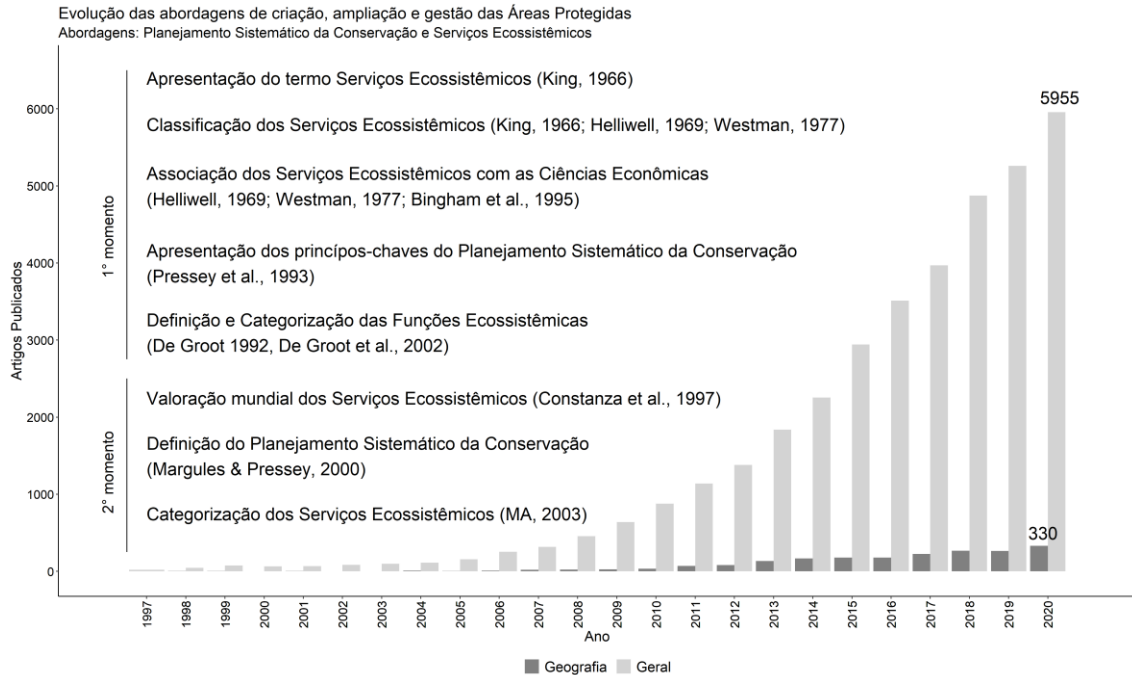


Figura 4: Evolução temporal das discussões sobre serviços ecossistêmicos e Planejamento Sistemático da Conservação. O gráfico de barras ilustra o aumento das publicações que utilizam o termo “*Ecosystem Services*”, “*Ecological Services*” ou “*Systematic Conservation Planning*” em todas as áreas de pesquisa e nas áreas de pesquisa da Geografia Física e da Geografia. Tais informações estão presentes na base de dados da *Web of Science* e o período pesquisado foi de 1997 – 2020. Os resultados da pesquisa na “*Web of Science*” anteriores à 1997, apontam uma quantidade inferior à 20 publicações por ano. (Adaptação do material apresentado por Martin-Ortega et al. (2015). Para efeito de replicação do gráfico, os comandos utilizados na “*Web of Science*” foram: TÓPICO: (“*Systematic Conservation Planning*”) OR todos os campos: (“*MARXAN*”) OR todos os campos: (“*MARXAN with Zone*”) OR todos os campos: (“*C-PLAN*”) OR todos os campos: (prioritiz) OR todos os campos: (“*Systematic Conservation Prioritization in R*”) e TÓPICO: (“*Ecosystem Service*”) OR todos os campos: (“*Ecological Service*”))

Além disso, ao observarmos a FIGURA 4, podemos explorar correlações e suposições. A tentativa até aqui não consiste em apontar certezas, mas sim mostrar ao leitor que a análise geoespacial sempre esteve presente nas abordagens de conservação ambiental. Para isso, a evolução temporal das abordagens sobre serviços ecossistêmicos e o Planejamento Sistemático da Conservação foi dividida em dois momentos. O primeiro momento abrange o período de 1960 a 1990 e se refere à consolidação dos conceitos com limitações tecnológicas na aplicação, como a quantificação de energia e o monitoramento contínuo do meio ambiente. Nesse momento, também ocorre a associação dos conceitos com a perspectiva das Ciências Econômicas, em que o termo “*trade-off*” adquire um sentido conotativo de custo e benefício monetário, não apenas ecológico.

O segundo momento, de 1991 até os dias atuais, está associado ao apogeu tecnológico, que possibilita diversas formas de exploração das análises de cunho ambiental. No entanto, o aumento das publicações científicas (FIGURA 4) pode estar associado à adesão,

assim como à constante exploração científica para a aplicação de projetos ambientais que adotam como estratégia o pagamento por serviços ambientais, tática que teve seu projeto piloto implementado em 1997 na Costa Rica (Martin-Ortega *et al.*, 2015). Além disso, também podemos considerar que o grande volume de publicações nesse segundo momento está associado às complexidades da ação de conservação ambiental diante da exploração econômica e consequências das mudanças climáticas.

Para compreender a aplicação da Análise Geoespacial em ambos os contextos, é essencial analisar o Planejamento Sistemático da Conservação sob uma perspectiva temporal e os serviços ecossistêmicos sob uma perspectiva espacial. Em ambos os casos, a aplicação e a exploração conceitual ocorrem por meio de temas como arranjo espacial, processos espaço-tempo e predição/modelagem espacial. (Ferreira, 2014). Além disso, esses temas estão associados a três paradigmas: (1) práticas classificatórias, (2) a representação dos objetos e fenômenos espaciais e (3) a dependência e heterogeneidade espacial (Chorley; Haggett, 1975; Christofolletti, 1999; Ferreira, 2014).

A Análise Geoespacial consiste na análise, observação temporal e predição espacial da configuração de objetos terrestres e aquáticos, representados por linhas, pontos, polígonos ou superfícies com valores contínuos. Esse campo disciplinar está associado à Geografia, que proporciona aos pesquisadores uma síntese precisa, organizada e abrangente das inter-relações e da diversidade de fenômenos na superfície da Terra, resultando em arranjos e distribuições de áreas específicas (Berry, 1964; Hartshorne, 1978). A difusão da Análise Geoespacial e sua complexidade de síntese dos fenômenos geográficos, como localização, difusão, dispersão, hierarquização espacial, segregação e centralidade de objetos (Cox, 1995), tem como base os conceitos *sítio* e *situação* apresentados por Berry (1964), diante de sua inquietação em relação ao conjunto de práticas pelos quais os geógrafos classificavam seus problemas (Chorley; Haggett, 1975).

O primeiro conceito corresponde a uma série de lugares ou regiões, e o segundo corresponde às características e atributos que ocorrem em todos os lugares. Em outras palavras, esses conceitos são apresentados como a 'Matriz de Dados Geográficos'. Além disso, a matriz inclui um terceiro eixo, o tempo, representado por meio de sobreposição matricial, no qual cada matriz representa um sítio e suas diversas situações ao longo do tempo (FIGURA 5A) (Berry, 1964; Ferreira, 2013; 2014). Apesar da matriz geográfica ser uma prática classificatória que resultou em uma progressão nos estudos geográficos convencionais, há limitações no que tange à precisão quando ocorre o aumento de informações que podem ser armazenadas na matriz. A

difículdade de análise das colunas também aumenta quando novas áreas são agregadas à matriz, o que possibilita falhas e reduz a síntese na explicação das sobreposições de outros elementos na mesma coluna (Chorley; Haggett, 1975).

Essas limitações foram parcialmente superadas com a adoção de sistemas computacionais nos estudos geográficos. No entanto, outro paradigma se tornou evidente: a representação de objetos e fenômenos espaciais. Antes de abordar esse paradigma, é importante ressaltar que as limitações das práticas classificatórias são superadas quando ocorre um aumento no potencial computacional em termos de armazenamento, recuperação e análise de dados, bem como em sua exposição gráfica. Como resultado, o ambiente digital possibilitou a redução do tamanho e da complexidade da matriz de dados geográficos. A transformação do espaço geográfico *real* em *digital* só foi possível por meio de dois modelos: gráfico e digital. O primeiro consiste na codificação da informação geográfica em símbolos gráficos, enquanto o segundo modelo envolve a transformação do modelo gráfico em um modelo numérico compatível com o sistema computacional (Ferreira, 2014).

A representação das informações geográficas no modelo digital expõe o paradigma da representação dos objetos, os quais podem ser considerados como campos contínuos ou objetos exatos (FIGURA 5C). Os campos contínuos constituem uma representação da informação geográfica por meio de uma superfície contínua que reflete a distribuição espacial de um elemento. Por sua vez, os objetos exatos possibilitam a representação de um elemento geográfico por meio de objetos geométricos, como ponto, linha e polígono (Chorley; Haggett, 1975; Ferreira, 2014).

Nesse sentido, o paradigma apresentado requer do usuário a compreensão da noção de escala e da relatividade da localização (Chorley; Haggett, 1975), pois à medida que a escala geográfica se altera, a representação de um objeto exato também se modifica. Além disso, a localização é uma questão relevante, podendo ser considerada como absoluta ou relativa. Um objeto em relação a um sistema de referência possui uma posição absoluta com seu par de coordenadas, mas o mesmo objeto apresenta uma localização relativa quando comparado a outro objeto.

Os paradigmas apresentados até aqui e explorados na Geografia contribuem intensamente para as ações de planejamento e práticas de conservação, uma vez que possibilitam a manipulação e representação dos fenômenos e objetos geográficos ao longo do tempo, com o intuito de apontar soluções para a conservação. Portanto, antes de executarem

projetos no campo da conservação, os usuários de outros módulos disciplinares precisam estar cientes dos princípios da Análise Geoespacial, a fim de não tornarem seus projetos uma caixa preta no que diz respeito ao tratamento de dados geográficos utilizados nos processos de simulação e otimização da paisagem.

Por fim, o terceiro paradigma da Análise Espacial é a dependência e heterogeneidade espacial (FIGURA 5B). Esse paradigma é responsável por agrupar uma série de métodos estatísticos de análise, como a autocorrelação espacial e a interpolação (Christofolletti, 1999; Ferreira, 2014). A dependência espacial refere-se ao fato de que quanto menor a escala espacial, maior é a probabilidade de o objeto em análise ser igual ou semelhante ao seu vizinho. Por outro lado, a heterogeneidade espacial representa o oposto da dependência espacial, indicando a ocorrência de variação espacial (Christofolletti, 1999; Ferreira, 2014). A compreensão desse paradigma é fundamental para a utilização dos dados espaciais e a interpretação dos resultados de análises de agrupamento, técnicas multivariadas ou processos de simulação da paisagem, além de permitir o rastreamento de inconsistências nos resultados.

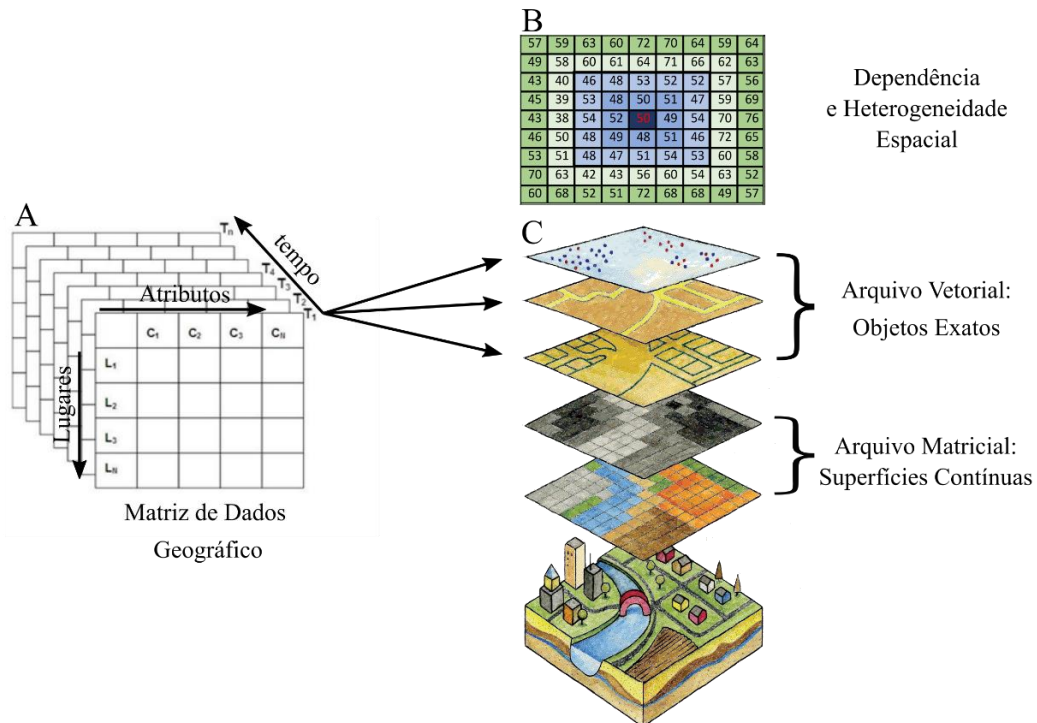


Figura 5: A) Matriz de dados geográfico apresentado por Berry (1964) (Adaptação do trabalho de FERREIRA, 2014). B) A Noção de dependência e heterogeneidade espacial. C) Camadas de análise do ambiente com objetos exatos e superfícies contínuas.

Logo, a Análise Geoespacial se apresenta como um dos pilares das discussões sobre alocação e manejo de áreas protegidas correlacionadas aos serviços ecossistêmicos. As técnicas da Análise Geoespacial são adotadas pelos usuários que atuam na área ambiental para simular e representar fenômenos e objetos geográficos a serem conservados, como, por exemplo, processos hidrológicos e espécies de fauna e flora. Entretanto, a baixa produtividade científica sobre os temas serviços ecossistêmicos e Planejamento Sistemático da Conservação na área da Geografia pode não estar relacionada apenas a uma questão de perspectiva, como apontaram Potschin e Haines-Young (2011), mas sim à ausência de uma linguagem comum.

Tal fato inibe a compreensão das discussões submersas nas abordagens de alocação e gestão de áreas protegidas, como os desserviços ecossistêmicos, que representam um processo espaço-temporal. A Geografia, apesar de apresentar uma baixa produtividade científica nas abordagens apresentadas neste trabalho, contribui enormemente para os estudos ambientais. No entanto, seu foco não se limita a uma questão de custo e benefício monetário, uma vez que os elementos de análise são as qualidades abstratas dos objetos estudados pela Geografia, e não os próprios objetos. Por exemplo, a existência de relações espaciais entre tipos de vegetação e água, ou seja, uma abordagem sistêmica (Bertalanffy, 1973; Chorley; Haggett, 1975). É necessário explorar mais os módulos disciplinares da Geografia, pois ela tem muito a contribuir, principalmente nas discussões sobre paisagem, potencializando a compreensão dos serviços culturais.

2.5 Síntese e Perspectivas: Geografia e Abordagens de Conservação Ambiental

O conteúdo exposto no referencial bibliográfico representa um esforço para sistematizar os termos, conceitos e correlações das abordagens ambientais de conservação, Planejamento Sistemático da Conservação e serviços ecossistêmicos. Essas abordagens são utilizadas para delimitar, ampliar e gerenciar áreas protegidas ou indicar áreas prioritárias para a conservação, com o objetivo de combater as crises de perda da biodiversidade e mudanças climáticas. Além disso, destaca-se que tais abordagens são multidisciplinares e possuem vínculos com a Geografia, embora se concentrem na Ecologia da Paisagem ou na Ecologia Econômica.

A Geografia, por meio da Análise Geoespacial, desempenha um papel fundamental ao contribuir com seus paradigmas nas abordagens de conservação do meio ambiente, potencializando-as através da modelagem e representação dos fenômenos e elementos naturais. Essas abordagens, por sua vez, estão intrinsecamente ligadas às perspectivas espaciais e temporais, bem como à abordagem holística e sistêmica. Esse enfoque permite evidenciar padrões, fluxos e funções biofísicas e biogeoquímicas que necessitam ser restaurados e preservados de acordo com a legislação vigente e as dinâmicas de uso e cobertura da terra pelos diversos atores que compõem o território.

Portanto, é necessário analisar o Planejamento Sistemático da Conservação sob uma perspectiva temporal e holística, enquanto se identifica os serviços ecossistêmicos por meio de uma abordagem espacial e sistêmica. Isso se deve ao fato de que ao definir áreas prioritárias para a conservação e consolidá-las como áreas protegidas, é preciso levar em conta todas as conexões e interações entre os diversos elementos, sejam eles físicos ou sociais, que compõem o território para estabelecer o *status* de conservação, que pode ser alterado ao longo do tempo.

Por sua vez, os serviços ecossistêmicos se distribuem no espaço por meio de estruturas, padrões e processos naturais dos elementos físicos que compõem o território. Em outras palavras, ao implementar uma área protegida, é necessário considerar as múltiplas interpretações humanas e as dinâmicas do uso da terra sob o território, enquanto os serviços ecossistêmicos estão direcionados para os resultados das interações complexas entre os elementos físicos que estão conservados ou serão restaurados na área protegida. É importante destacar que as abordagens holísticas e sistêmicas não foram desenvolvidas neste trabalho, mas seus conceitos gerais estão indiretamente abordados nas análises dos resultados adquiridos.

Dessa forma, a presente discussão, juntamente com os temas abordados no referencial bibliográfico, foi publicada em periódicos científicos. O primeiro manuscrito: “*Spatial analysis guiding decision making in environmental conservation: Systematic conservation planning and ecosystem services*”, foi publicado no periódico “*Progress in Physical Geography: Earth and Environment*”. O segundo manuscrito: “*Can economic costs be factored into conservation planning processes?*”, foi publicado no periódico “*Mercator*”. Esses artigos contribuíram significativamente para a ampliação do referencial bibliográfico, validando a sistematização conceitual apresentada nesta tese através de revisões por pares conduzidas por avaliadores internacionais e nacionais desconhecidos.

3 MATERIAIS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

3.1 Área de Estudo

As Bacias PCJ se apresentam como um cenário propício para interpretações sobre áreas protegidas e seus respectivos processos naturais voltados aos recursos hídricos. Isso ocorre devido às interfaces jurídicas ambientais, à enorme diversidade de formações florestais e à importância e demanda hidrológica por parte dos diversos usuários socioeconômicos.

Assim, a identificação de potenciais áreas prioritárias para a conservação e restauração da vegetação e de seus respectivos serviços ecossistêmicos é uma das ações da gestão dos recursos hídricos que se relaciona diretamente com a mitigação das crises climáticas e da biodiversidade. Nesse contexto, a área de drenagem das bacias hidrográficas otocodificadas² dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí, na escala de 1:50.000, abrange uma região de aproximadamente 15.377 km² e é dividida em 7 sub-bacias hidrográficas: Atibaia (~ 2.806 km²), Camanducaia (~1.039 km²), Capivari (~1.571 km²), Corumbataí (~ 1.719 km²), Jaguari (~ 3.304 km²), Jundiaí (~ 1.155 km²) e Piracicaba (~ 3.785 km²) (FIGURA 6).

² Método de codificação de bacias hidrográficas desenvolvido pelo Eng. Otto Pfafstetter e instituído oficialmente para codificação das bacias brasileiras pela Resolução nº 30/2002 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH. O processo é hierárquico e começa pelos maiores rios de uma determinada bacia, descendo em nível de detalhe a cada etapa, sucessivamente, até que se tenha codificado todos os trechos da rede hidrográfica.

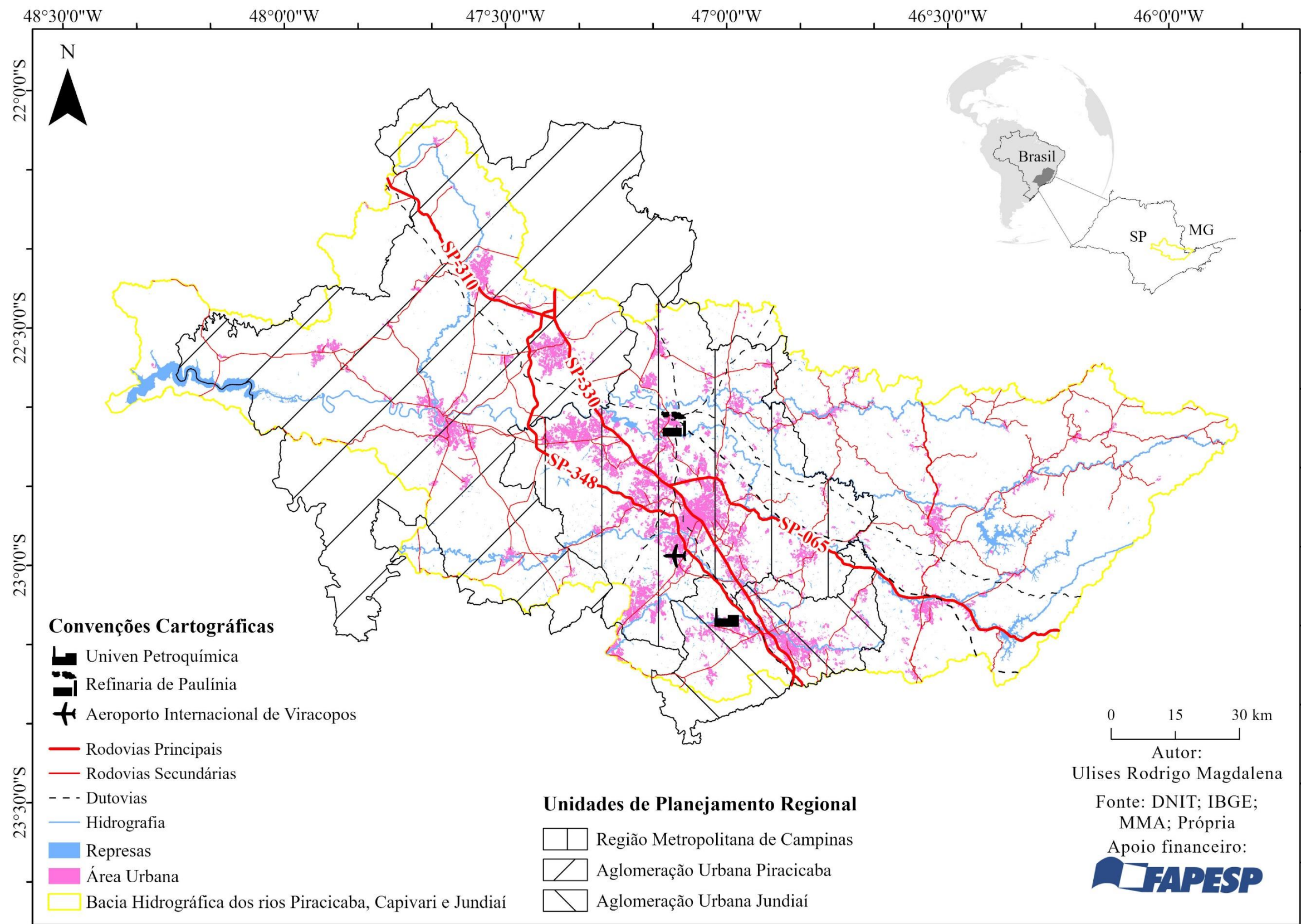


Figura 6: Áreas de Planejamento Regional da Macrometrópole do estado de São Paulo e o sistema viário presentes nas Bacias PCJ.

A região apresenta 76 municípios, sendo que 71 pertencem ao estado de São Paulo e 5 ao estado de Minas Gerais. No total, são ~ 5,8 milhões de habitantes (Brasil, 2010) na área de estudo, que apresenta três Áreas de Planejamento Regional que compõem a Macrometrópole Paulista³: a Região Metropolitana de Campinas⁴ (~3,2 milhões de habitantes), a Aglomeração Urbana de Jundiaí⁵ (~805 mil de habitantes) e a Aglomeração Urbana de Piracicaba⁶ (~1,5 milhões de habitantes) (FIGURA 6).

3.1.1 Aspectos econômicos e de infraestrutura viária

A economia da região concentra-se nas atividades agropecuárias e na produção industrial, associadas a uma extensa estrutura viária que interliga sistemas multimodais de logística e transporte, como transporte aéreo, rodoviário e ferroviário. As principais vias funcionais responsáveis por esta interligação são: a Rodovia dos Bandeirantes (SP-348), a Rodovia Anhanguera (SP-330), a Rodovia Washington Luís (SP-310) e a Rodovia Dom Pedro I (SP-065) (FIGURA 6).

A Rodovia dos Bandeirantes (SP-348) conecta a cidade de São Paulo ao município de Cordeirópolis, interligando a Região Metropolitana de São Paulo às Aglomerações Urbanas de Jundiaí e Piracicaba, além da Região Metropolitana de Campinas. A Rodovia Anhanguera (SP-330), por sua vez, liga a cidade de São Paulo ao município de Igarapava, conectando as Regiões Metropolitanas de São Paulo, Campinas e Ribeirão Preto, além dos Aglomerados Urbanos de Jundiaí e Franca.

Para tanto, a Rodovia Washington Luís (SP-310) que se inicia na Rodovia dos Bandeirantes e na Rodovia Anhanguera no município de Cordeirópolis, é responsável por interligar o Aglomerado Urbano de Piracicaba à Região Administrativa Central do estado São

³ É um conjunto de aglomerados urbanos, composto pela Região Metropolitana de São Paulo, Região Metropolitana da Baixada Santista, Região Metropolitana de Campinas, Região Metropolitana de Sorocaba e a Região Metropolitana do Vale do Paraíba e Litoral Norte. Além das Aglomerações Urbanas de Jundiaí e de Piracicaba e a Unidade Regional Bragantina.

⁴ Criada pela Lei Complementar Estadual Paulista nº 870/2000, a Região Metropolitana de Campinas é composta por 20 municípios.

⁵ Criada pela Lei Complementar Estadual Paulista nº 1.146/2011, a Aglomeração Urbana de Jundiaí possui 7 municípios

⁶ Criada pela Lei Complementar Estadual Paulista nº. 1.178/2012, a Aglomeração Urbana de Piracicaba é constituída por 23 municípios.

Paulo. Por fim, a Rodovia Dom Pedro I (SP-065) conecta a Região Metropolitana de Campinas à Região Metropolitana do Vale do Paraíba e Litoral Norte.

Deste modo, as rodovias citadas interligam as Áreas de Planejamento Regional externas as Bacias PCJ com a Aglomeração Urbana de Piracicaba, que se caracteriza pelos seguintes setores econômicos: automobilístico, sucroalcooleiro, agroindústria, metal - mecânico, bens de capital e cerâmica (Machado, 2017). Além disso, também há a interligação com a Aglomeração Urbana de Jundiaí, que possui um complexo sistema viário de logística de distribuição, além de uma extensa planta industrial e um potencial frutífero⁷. O sistema viário da área de estudo conecta também a estrutura agrícola e agroindustrial, como o polo petroquímico, o polo de alta tecnologia, o parque têxtil e as atividades de comércio e serviços especializados da Região Metropolitana de Campinas a outras Áreas de Planejamento Regional (Wertheimer *et al.*, 2017).

⁷ Na região de Jundiaí localiza-se o circuito das frutas.

3.1.2 Aspectos históricos e jurídicos da formação dos comitês das Bacias PCJ

A concepção jurídica das Bacias PCJ encontra-se na deliberação da Lei Estadual nº 7.633/1991, que possibilitou a formação do Comitê Estadual das Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (CBH-PCJ) em 1993, no estado de São Paulo. Entretanto, como a área de drenagem abrange dois estados⁸, São Paulo e Minas Gerais, em 2003 foi criado o Comitê Federal das Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (PCJ – Federal)⁹. E em 2008, instituído o Comitê Estadual das Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba e Jaguari (PJ1 – CBH) no estado de Minas Gerais. Logo, todos os comitês trabalham integrados, sendo denominados como Comitês PCJ.

Os atos jurídicos, ao longo do tempo, na demarcação dos Comitês PCJ prescreveram a arrecadação financeira pela utilização dos recursos hídricos. Tal ação foi projetada na lei do estado de São Paulo nº 7.633/1991, para a criação de um Fundo Estadual de Recursos Hídricos – (FEHIDRO) e de Agências de Bacias Hidrográficas. Em 2005, os Comitês PCJ, através da Deliberação Conjunta dos Comitês PCJ nº 025/05, aprovaram a cobrança pelo uso dos recursos hídricos para os corpos d'água sob domínio do governo federal. No mesmo ano, o estado de São Paulo aprovou a Lei Estadual nº 12.183/2005, que estabeleceu diretrizes para a implementação da cobrança pelo uso dos recursos hídricos.

Em 2006, os Comitês PCJ aprovaram a Deliberação Conjunta dos Comitês PCJ nº 048/06, que instituiu a cobrança pelo uso dos recursos hídricos sob o domínio do estado de São Paulo. Ademais, em 2008, com a criação do PJ1 – CBH e a integração do mesmo nos Comitês PCJ, foi aprovado a Deliberação dos Comitês PCJ nº 021/08, que estabeleceu os mecanismos para a cobrança dos recursos hídricos referentes ao estado de Minas Gerais.

Em síntese, a deliberação pela cobrança monetária dos recursos hídricos nas Bacias PCJ possibilitou a criação, em 2009, de uma Agência de Águas responsável por gerenciar o dinheiro arrecadado pelo uso dos recursos hídricos do governo federal e do estado de São Paulo. Para o estado de Minas Gerais, os recursos monetários arrecadados são gerenciados pelo Instituto Mineiro de Gestão de Águas – Igam. Logo, a Unidade Físico-Territorial de

⁸ Segundo a Constituição da República Federativa do Brasil de 1988, Art. 20, Inciso III, incluem-se como bens da União: “III – os lagos, rios e quaisquer correntes de água em terrenos de seu domínio, ou que banhem mais de um Estado, sirvam de limites com outros países, ou se estendam a território estrangeiro ou dele provenham, bem como os terrenos marginais e as praias fluviais”

⁹ Lei Federal nº 9.433/1997, institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

Planejamento e Gerenciamento das Bacias PCJ arrecadou ~ 35 milhões de reais¹⁰ em 2019, dos quais 90% foram destinados ao financiamento de empreendimentos enquadrados no Plano de Recursos Hídricos.

3.1.3 Aspectos físicos ambientais

Para além das Áreas de Planejamento Regional, as Bacias PCJ apresentam outra configuração territorial em relação à distribuição de áreas protegidas, respaldadas pelo SNUC. A área de estudo é subdividida em três áreas: “A”, “B” e “C”. As áreas “A” e “C” encontram-se delimitadas por áreas protegidas, enquanto a área B, com apenas quatro áreas protegidas de menor extensão, aproximadamente 0,5 km², concentra 76% das áreas urbanas e 70% das atividades agrícolas das Bacias PCJ (FIGURA 7).

¹⁰ A arrecadação das Bacias PCJ se configura como: 11.544.129,27 milhões de reais arrecadados pelo governo federal, 22.371.377,43 milhões de reais arrecadados pelo governo do estado de São Paulo e 954.233,64 mil reais arrecadados pelo governo do estado de Minas Gerais.

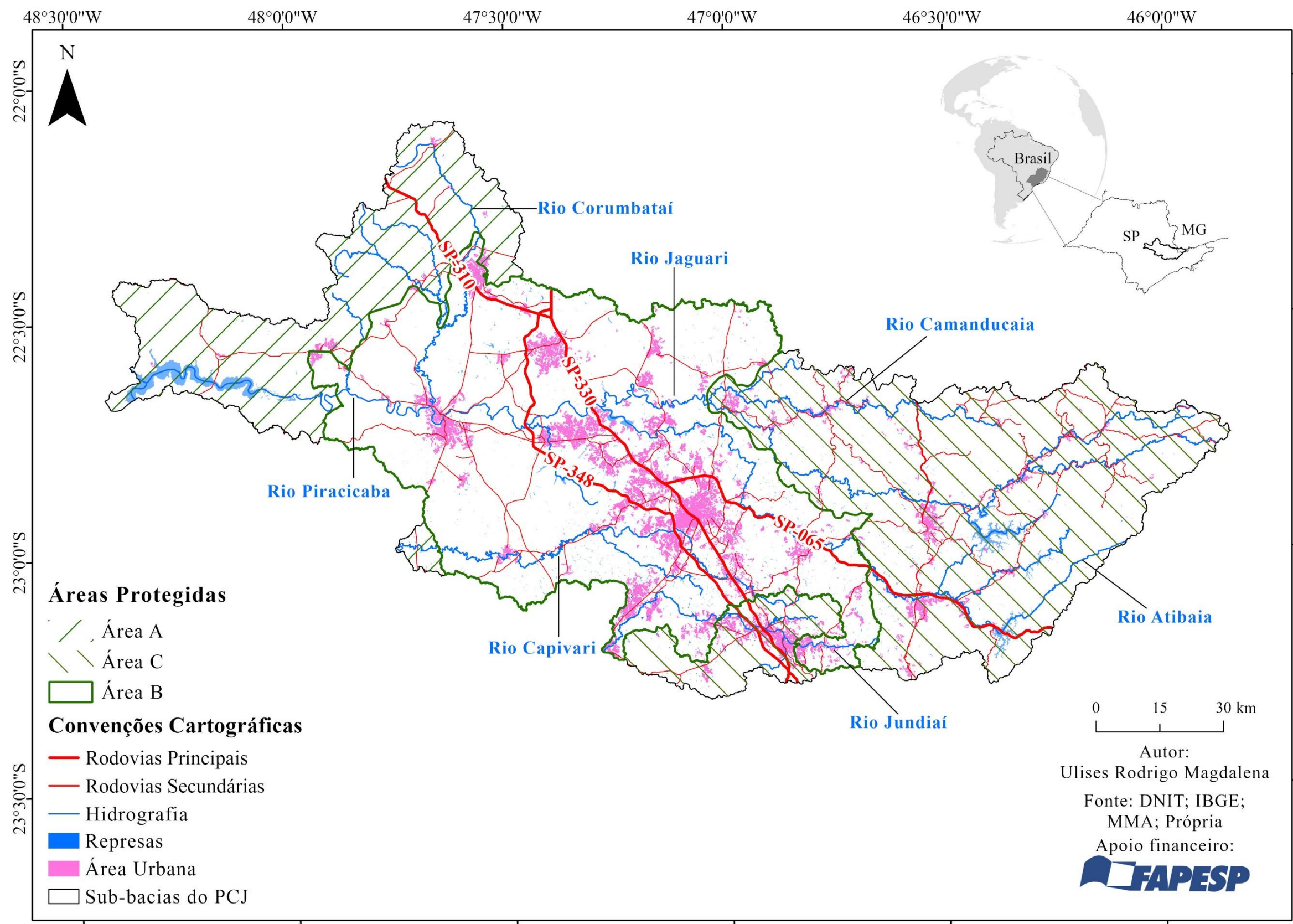


Figura 7: Divisão das Bacias PCJ por áreas protegidas, conforme o SNUC

Além disso, a área de estudo é dividida em quatro províncias geológicas estruturais, que caracterizam a densidade hidrológica, as unidades geomorfológicas e os domínios hidrogeológicos (Singhal; Gupta, 1999). A primeira província é denominada como a Província Sedimentar Meridional (Província Paraná), do período Paleozoico. Ela é representada por seis super sequências deposicionais (Rio Ivaí, Paraná, Gondwana I, Gondwana II, Gondwana III e Bauru) e subdividida em três áreas de sedimentação: Bacia do Paraná, Bacia da Serra Geral e Bacia do Bauru. Em seguida, há a presença da Província das Coberturas Cenozóicas que engloba diferentes tipos de depósitos sedimentares mais recentes que 65 milhões de anos (Bizzi *et al.*, 2003; Almeida, 2018; Carneiro, 2018).

Por fim, existem também as províncias Tocantins e Mantiqueira. Essas duas províncias geológicas constituem o arcabouço pré-cambriano do sudeste brasileiro, desenvolvido em resposta ao “Ciclo Brasileiro¹¹”. Ambas as províncias são caracterizadas por cinturões de dobras e empurrões. No entanto, a Província Tocantins é constituída por um sistema de orógenos brasileiros, enquanto a Província Mantiqueira é composta por orógenos colisionais (FIGURA 8) (Bizzi *et al.*, 2003; Almeida, 2018; Carneiro, 2018).

¹¹ Brasileiro é caracterizado por preservar o registro de todos os estágios de desenvolvimento de um amplo e completo ciclo tectônico.

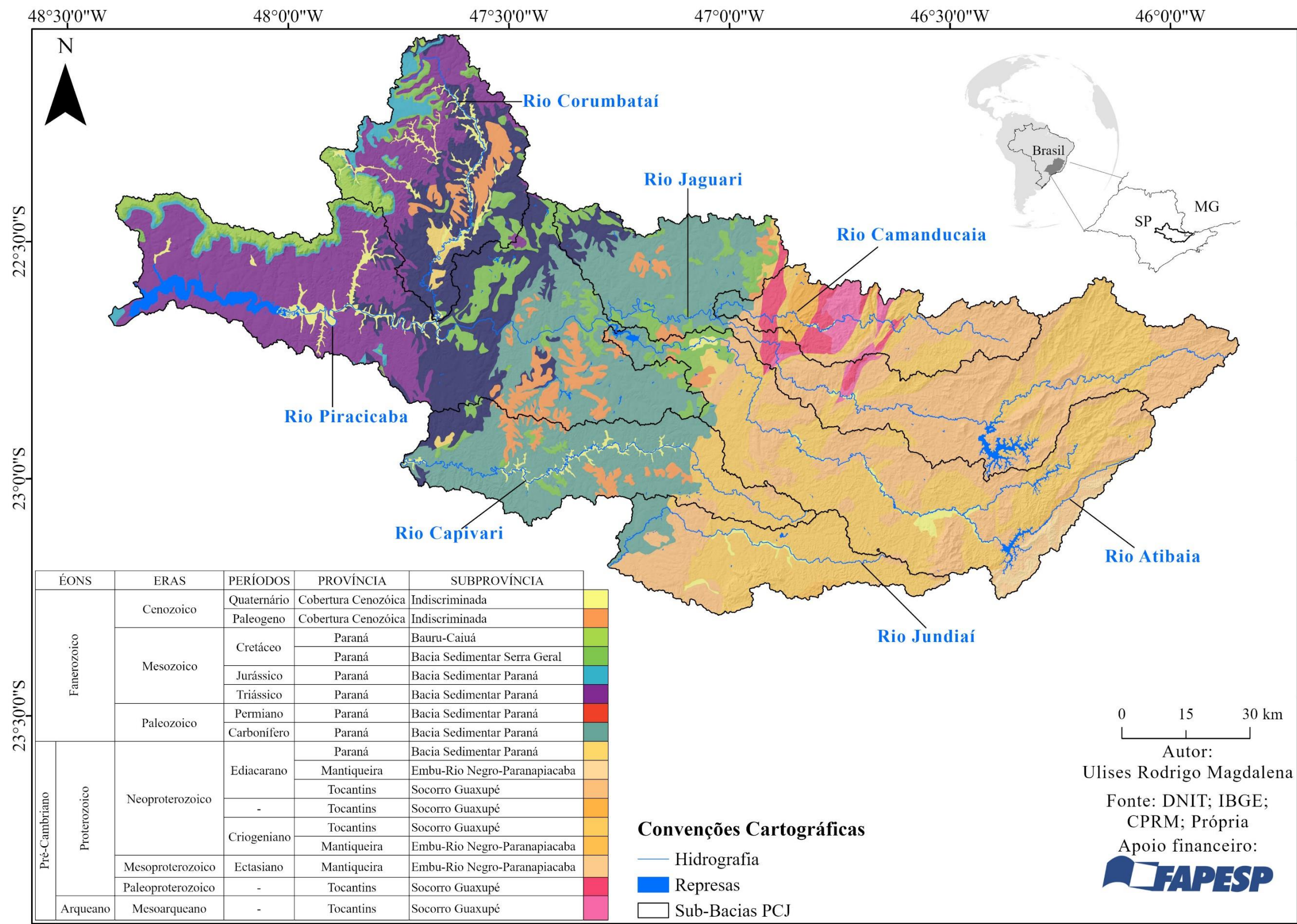


Figura 8: Unidades geológicas das Bacias PCJ sendo a escala geográfica de origem 1:250.000

Com a evidência geotectônica, é possível compreender a configuração geomorfológica e os domínios hidrogeológicos. Logo, a área de estudo é recortada por três morfoestruturas: Os Depósitos Sedimentares Quartanários, Bacias e Coberturas Sedimentares Fenerozoicas e os Cinturões Móveis Neoproterozóicos. A primeira morfoestrutura é caracterizada por planícies, terraços de baixa declividade e depressões modeladas sobre depósitos de sedimentos horizontais a sub-horizontais de ambientes fluviais, marinhos, fluviomarinhos, lagunares e/ou eólicos (IBGE, 2009). A segunda morfoestrutura, Bacias e Coberturas Sedimentares Fenerozoicas, evidencia-se por planaltos e chapadas com formas tabulares sobre rochas sedimentares horizontais a sub-horizontais, dobradas e/ou falhadas, em ambientes de sedimentação diversos.

Por fim, os Cinturões Móveis Neoproterozóicos são extensas áreas representadas por planaltos, alinhamentos serranos e depressões interplanálticas elaborados em terrenos dobrados e falhados, incluindo principalmente metamorfitos e granitóides associados (IBGE, 2009). Essas três morfoestruturas descritas resultam em treze unidades geomorfológicas (FIGURA 9).

Além disso, as Bacias PCJ apresentam três tipos de aquíferos: Poroso, Frissural e Poroso-Frissural com vazão específica que varia de muito baixa a moderada. A vazão específica representa a quantidade de água que um aquífero não confinado libera por gravidade. A medida utilizada é volume por hora e rebaixamento ($\text{m}^3/\text{h}/\text{m}$). Este conceito, deve ser compreendido como uma velocidade macro de um trajeto entre um ponto de entrada e outro de saída da água. A vazão específica de aquífero é o mesmo de porosidade efetiva (ABAS, 2002).

O aquífero poroso, com produtividade de poços alta, abrange a área de sedimentação do Paraná, abrigando o Sistema Aquífero Guarani, que consiste em um espesso pacote de rochas arenosas subjacentes a rochas basálticas e comporta-se como um aquífero livre nas bordas da área de sedimentação e confinado na maior parte de sua extensão. Em Geral, o Aquífero Guarani aflora em faixa estreita e irregular sobre o Aquicludo Passa Dois e, mais a oeste, é confinado pelos basaltos da Formação Serra Geral (DAEE *et al.*, 2005).

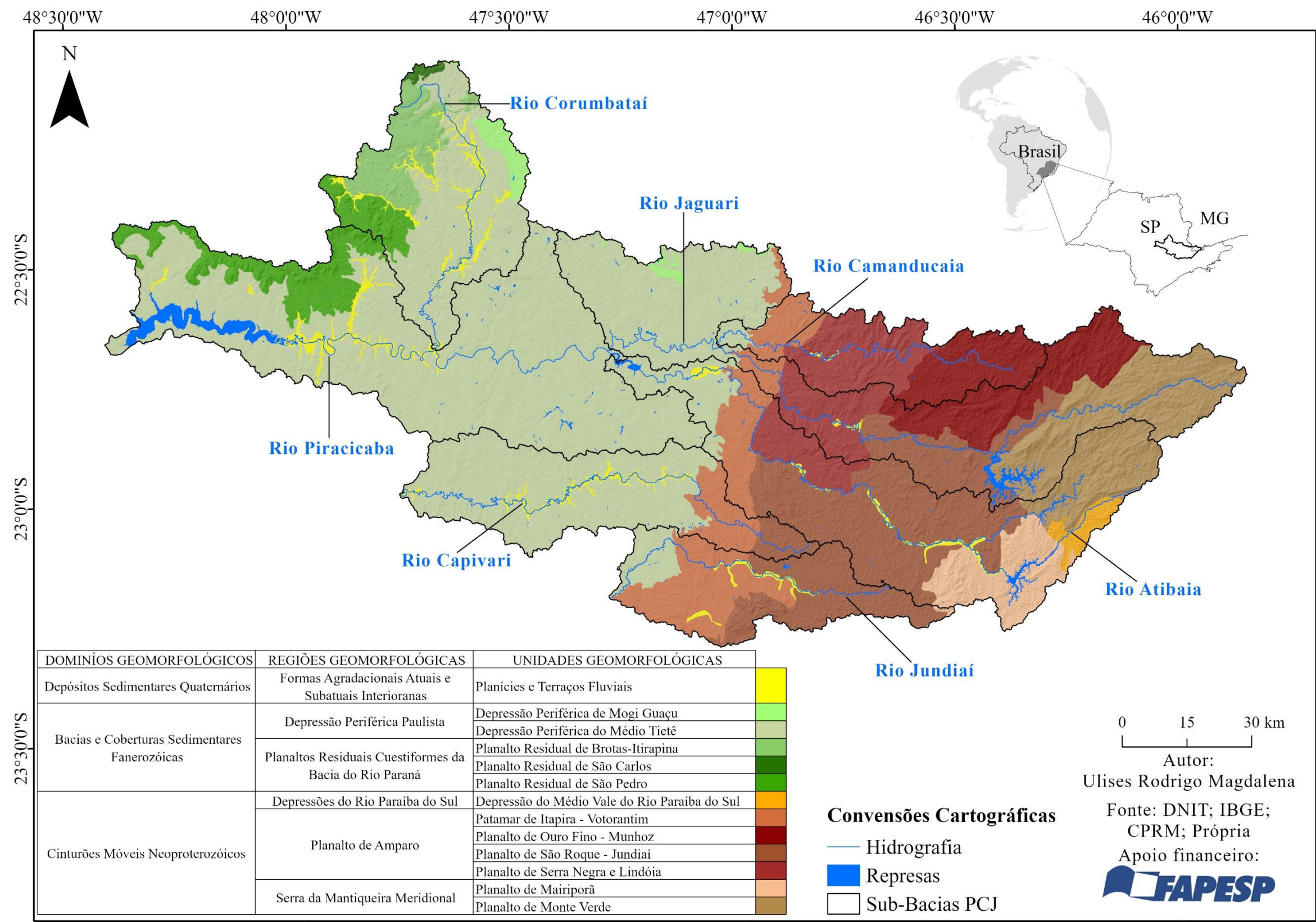


Figura 9: Unidades geomorfológicas das Bacias PCJ sendo a escala geográfica de origem 1:250.000

Adiante, o aquífero poroso com produtividade de poços médio intercala com as áreas de sedimentação do Paraná e Bauru, além dos depósitos cenozóicos indeterminados, proporcionando a formação do aquífero livre e aflorante: Bauru-Caiuá, que faz parte do Aquífero Serra Geral. Esse aquífero ocorre em superfície na região das Cuestas Basálticas (IBGE, 1999; DAEE *et al.*, 2005; Fitts, 2013).

Por outro lado, o aquífero poroso com produtividade de poços baixa, devido a diversidade litológica e a espessura, resulta em vazões variáveis, como o Aquicludo Passa Dois, que apresenta baixa permeabilidade e aflora em lugares específicos das bacias hidrográficas do Piracicaba e Corumbataí. Além do aquicludo, na área encontra-se o Aquífero Tubarão (IBGE, 1999; DAEE *et al.*, 2005; Fitts, 2013) (FIGURA 10). Outro tipo de aquífero presente nas Bacias PCJ é o frissural, e a produtividade de poços varia de média a baixa e muito baixa devido ao embasamento cristalino (Aquífero Pré-Cambriano). O abastecimento deste tipo de aquífero ocorre através de fraturas, mantos de intemperismo e fatores tectono-estruturais, conferindo a este tipo de sistema um caráter extremamente heterogêneo (IBGE, 1999; DAEE *et al.*, 2005; Fitts, 2013) (FIGURA 10).

A área de estudo também apresenta o tipo de aquífero poroso – frissural com baixa produtividade de poços, o que ocorre devido às litologias de natureza sedimentar submetidas a um grau metamórfico baixo ou mesmo inexistente, além da forte compactação e intenso fraturamento. O comportamento desse tipo de aquífero é similar ao frissural ou poroso. (IBGE, 1999; DAEE *et al.*, 2005; Fitts, 2013) (FIGURA 10).

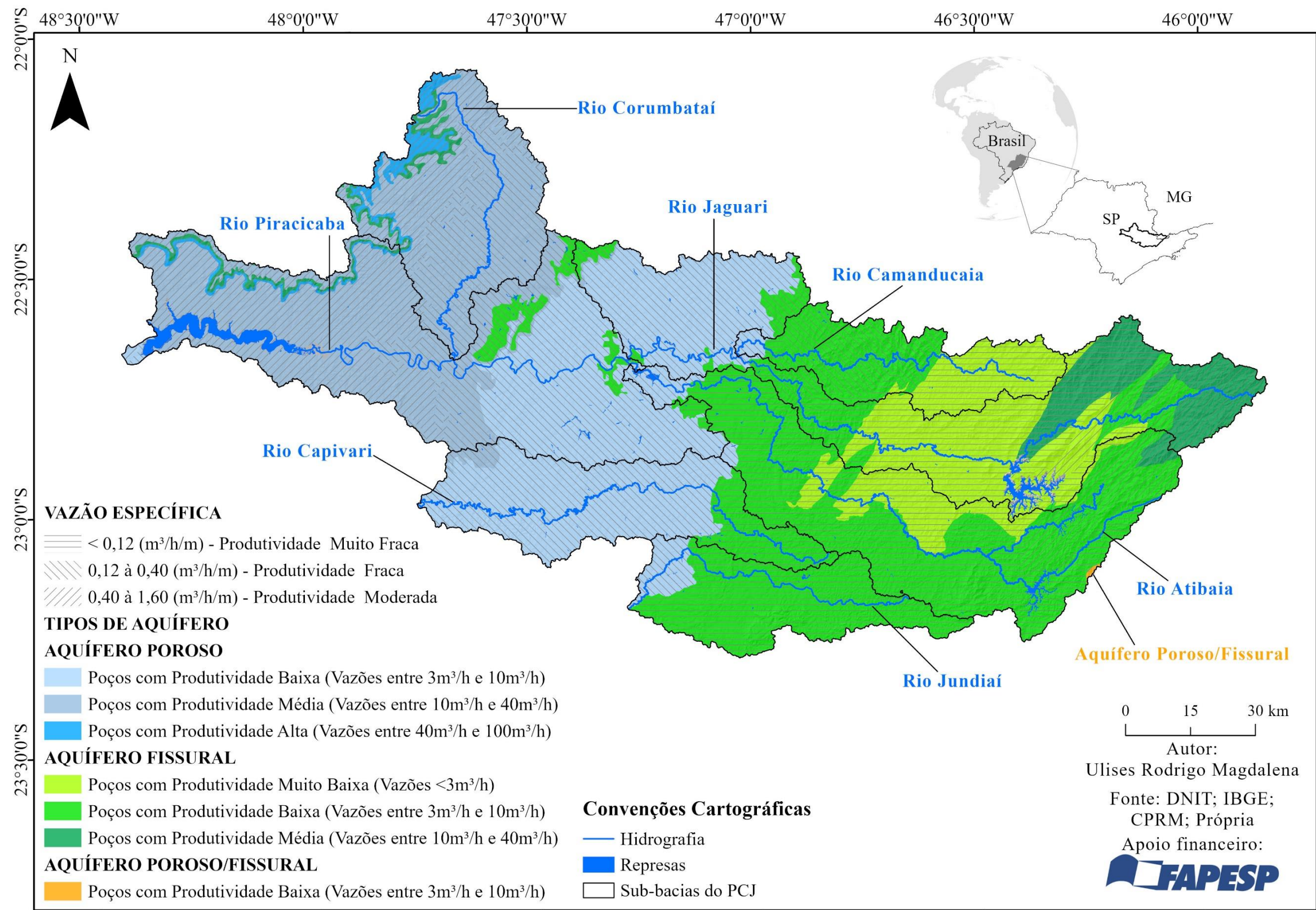


Figura 10: Unidades hidrogeológicas das Bacias PCJ sendo a escala geográfica de origem 1:800.000

O substrato geológico também indica o comportamento preliminar das respostas hidrológicas na paisagem, assim como dos processos erosivos, quando analisado os parâmetros morfométricos, como a densidade de drenagem, densidade de rios e o coeficiente de manutenção.

A densidade de drenagem é o comprimento da rede de drenagem dividido pela área da bacia hidrográfica, conforme definido por Horton (1932). Valores elevados apontam para áreas com pouca infiltração, com canais fluviais melhor estruturados pelo fluxo e o material sedimentar. O inverso indica uma bacia hidrográfica com altas taxas de infiltração e potencial para águas subterrâneas. Portanto, a densidade de drenagem favorece a análise da dissecação da paisagem (Horton, 1932; Christofolletti, 1980; 1981; Choudhari *et al.*, 2018) (QUADRO 1).

Quadro 1: Critérios morfométricos das Bacias PCJ

Parâmetros Morfométrico	Densidade de drenagem (Dd)	Coeficiente de manutenção (C)	Densidade de rios (Dr)
Cálculo	$Dd = \frac{L}{A}$ Onde “L” é o comprimento total dos canais (km) e “A” é a área da bacia hidrográfica (km ²)	$C = \frac{1}{Dd}$	$Dr = \frac{N}{A}$ Onde “N” é o número de curso d’água e “A” é a área da bacia hidrográfica (km ²)
Atibaia	2,35	0,43	3,77
Camanducaia	2,44	0,41	4,07
Capivari	1,58	0,63	1,79
Corumbataí	1,02	0,98	0,87
Jaguari	1,70	0,59	2,09
Jundiaí	2,15	0,46	3,06
Piracicaba	0,99	1,01	0,73

Fonte: Elaboração própria

O coeficiente de manutenção é o inverso da densidade de drenagem, em que baixos valores indicam menor permeabilidade do solo e vice-versa (Choudhari *et al.*, 2018). Por fim, a densidade de rios representa o número total de rios pela área da bacia hidrográfica. Valores elevados evidenciam a atuação de um maior escoamento superficial e declive da superfície (Christofolletti, 1980; 1981; Choudhari *et al.*, 2018) (QUADRO 1).

As Bacias PCJ também são recortadas por oito formações¹² fitofisionômicas de vegetação (FIGURA 11) distribuídas em dois biomas: Mata Atlântica e Cerrado. O primeiro

¹² Termo criado para designar um tipo vegetacional definido. É um conjunto de formas de vida vegetal de ordem superior, que compõe uma fisionomia homogênea, apesar de sua estrutura complexa.

bioma é caracterizado como um complexo florestal com alto grau de riqueza de espécies e taxas de endemismo, e que apresenta aproximadamente 15% da sua cobertura original no território brasileiro, dispersos por fragmentos onde 80% são menores que 50 hectares. Apenas 9% da floresta remanescente e 1% da floresta original são preservadas por áreas protegidas (Ribeiro *et al.*, 2009; Wagner *et al.*, 2020).

O segundo bioma é considerado como um *hotspot* global de biodiversidade, com alto grau de endemismo. Apenas 8,1% de sua cobertura é preservada por áreas protegidas, e cerca de 19,8% da sua vegetação inalterada ao longo do território brasileiro (Strassburg *et al.*, 2017; Monteiro *et al.*, 2020).

Tendo em vista que as Bacias PCJ apresentam extensas áreas antrópicas, a descrição das formações fitofisionômicas será empenhada na vegetação natural remanescente. Deste modo, a Savana Florestada (Cerradão) apresenta fisionomia típica e características restritas a áreas areníticas lixiviadas com solos profundos. Esse tipo de formação detém apenas 5 km² da área de estudo e localiza-se na jusante da bacia hidrográfica do rio Piracicaba (IBGE, 2012) (FIGURA 11).

A Floresta Ombrófila Densa Montana ocupa as áreas à montante das Bacias PCJ, sendo uma formação arbórea que varia na faixa de altitude de 400 a 1.000 metros, ocupando até o cume dos relevos dissecados. Além disso, a Floresta Ombrófila Densa Alta – Montana encontra-se no cume das altas montanhas sobre os solos Neossolos Litólicos. Por outro lado, a Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana localiza-se em áreas superiores a 1.000 metros de altitude e, devido a exploração predatória dessa formação arbórea, a mesma encontra-se bem conservada apenas na região do município de Camanducaia em Minas Gerais. Por fim, a Floresta Estacional Semidecidual Montana, formação estabelecida acima de 500 metros de altitude, ocupa áreas específicas, como os cumes dos planaltos areníticos (IBGE, 2012) (FIGURA 11).

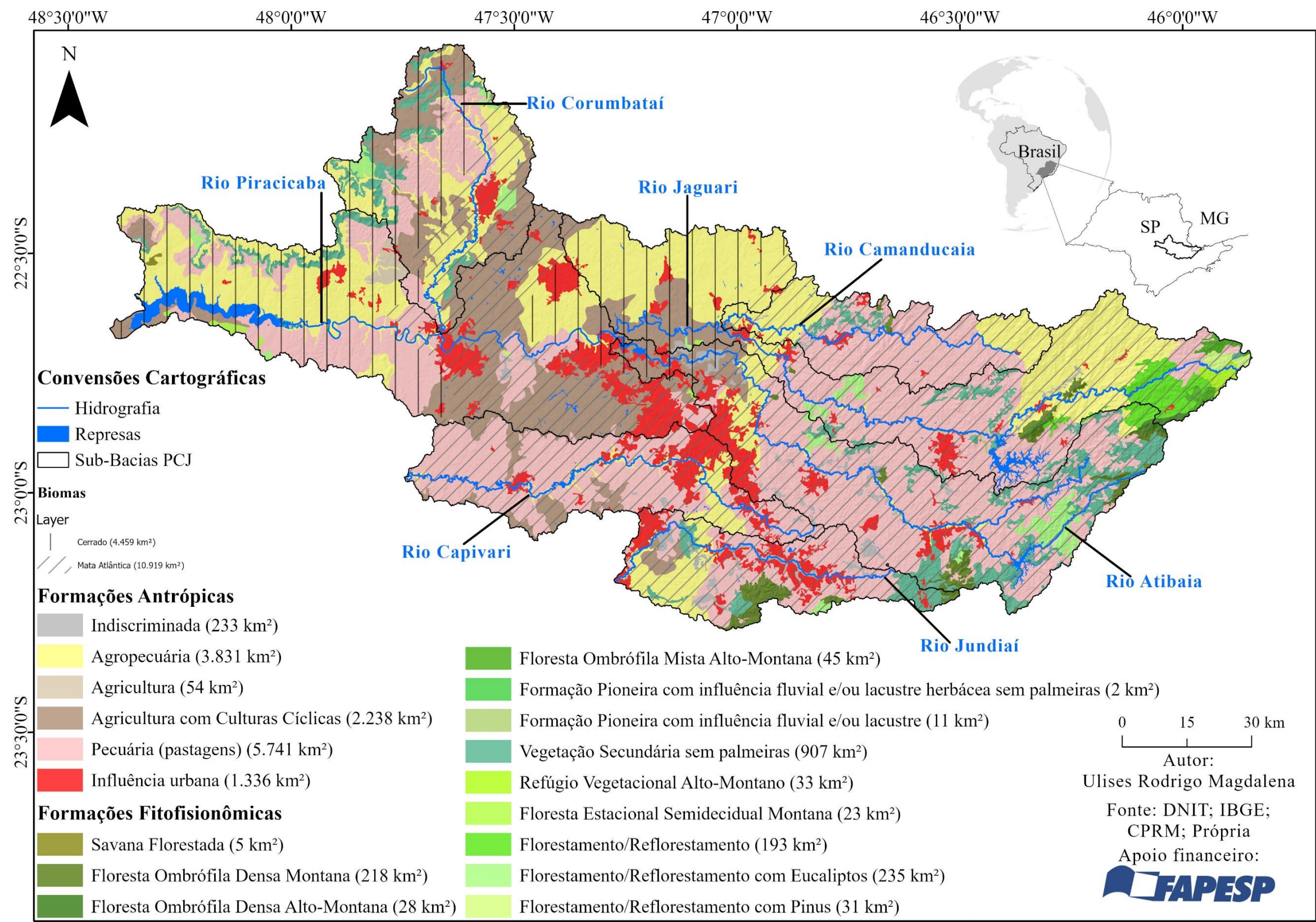


Figura 11: Formações fitofisionômicas das Bacias PCJ sendo a escala geográfica de origem 1:250.000

Além dessas formações naturais, há a presença da Formação Pioneira com influência fluvial e/ou lacustre, que ocupa os terrenos sedimentares das planícies aluviais, refletindo os efeitos das cheias dos rios nas épocas chuvosas ou, então, das depressões alagáveis parcial ou temporariamente. Além disso, há a Formação Pioneira com influência fluvial e/ou lacustre herbácea sem palmeiras, que se encontra em áreas de terrenos mais secos ou nos terrenos pantanosos, onde as palmeiras estão ausentes ou não impressionam significativamente na paisagem. Essas duas formações pioneiras se encontram localizadas próximas aos reservatórios do rio Jaguari e rio Piracicaba (IBGE, 2012) (FIGURA 11). Por fim, o Refúgio Vegetacional Alto-Montano se localiza em áreas acima de 1.400 metros, ocupando o cume litólico das serras e se apresenta como uma vegetação de espécies endêmicas (IBGE, 2012) (FIGURA 11).

3.2 Elementos para simulação de áreas prioritárias

Este tópico baseou-se no Planejamento Sistemático da Conservação e Serviços Ecossistêmicos. Consequentemente, os resultados consolidam um dos objetivos específicos desta tese, que é elaborar um “*mapa de distribuição espacial dos custos monetários da ação de conservação, levando em consideração a metragem e os tipos de uso da terra, além de identificar os produtos agrícolas como custos monetários de oportunidade*”.

É importante destacar que a identificação das áreas prioritárias para a conservação e restauração da vegetação está relacionada a diversos cenários de conservação que afetarão a qualidade e a quantidade de água nas Bacias PCJ e indicarão os custos monetários associados à implementação das ações de conservação e à renúncia de atividades econômicas no território, bem como aos benefícios econômicos.

Para a delimitação das áreas prioritárias para a restauração e conservação da vegetação, associada ao seu benefício econômico, foi elaborada uma base de dados geoespaciais e aplicado o modelo numérico determinístico *Marine Reserve Design Using Spatially Explicit Annealing* (MARXAN) e o *InVEST Sediment Delivery Ratio*, para assim conseguir aplicar indicadores econômicos relacionados às ações de manutenção nos reservatórios de tratamento de água.

Para isso, foram utilizadas as cartas topográficas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a partir das quais foram extraídas as curvas de nível, a rede de drenagem, os corpos d'água e os pontos cotados. Em seguida, desenvolveu-se e estimou-se a precisão de um Modelo Digital de Elevação (MDE), bem como a propagação de suas incertezas. Por fim, utilizaram-se dados de uso e cobertura da terra, distribuição de áreas protegidas, características ambientais das Bacias PCJ, custo de aquisição da terra sem benfeitorias e índices de vulnerabilidade social e suscetibilidade ambiental propostos pelo grupo de pesquisa em análise, planejamento e gestão de bacias hidrográficas com ênfase em áreas sujeitas a inundações e estiagens da Universidade Estadual de Campinas.

3.2.1 Modelo Digital de Elevação

A construção de um Modelo Digital de Elevação (MDE) com resolução espacial de 30 metros ocorreu por meio da manipulação das curvas de nível das cartas topográficas do IBGE na escala de 1:50.000, com equidistância de 20 metros. A escolha da resolução espacial deve-se à unidade de análise dos modelos numéricos de conservação ambiental.

Optou-se por não utilizar os produtos da *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), com resolução espacial de 30 metros da *National Aeronautics and Space Administration* (NASA), devido à sua instabilidade referente à sucessivos erros que podem aumentar as incertezas dos subprodutos do MDE. Além disso, a disponibilidade do SRTM de 30 metros não contém os devidos processamentos de correção da topografia, o que resulta em lacunas de altitude e depressões. Por fim, os produtos do Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil (TOPODATA), com resolução espacial de 30 metros, também não foram utilizados, uma vez que são derivados do SRTM de 90 metros por meio do método de interpolação por *krigagem*.

Para a construção do MDE, foram manipuladas e projetadas quarenta e uma cartas topográficas no sistema Universal Transversa de Mercator (UTM) (FIGURA 12). Contudo, essas cartas apresentaram erros de projeção, o que exigiu a realização do processo de georreferenciamento. Ademais, a junção das curvas de nível foi um procedimento delicado, uma vez que as cartas topográficas foram construídas em períodos diferentes, ao longo 17 anos, resultando em redução e aumento das curvas de nível (FIGURA 12).

Além disso, houve ausência de dados vetoriais na base de dados do IBGE referentes à carta topográfica Cambuí (Nomenclatura SF-23-Y-B-IV-2), o que exigiu a vetorização analógica. Após a correção das imprecisões das cartas topográficas e os seus respectivos produtos vetoriais, foi realizado a junção e a sinalização dos valores das curvas de nível. Essa etapa foi realizada de maneira analógica, um a um, em cada curva de nível, totalizando 8.938 linhas.

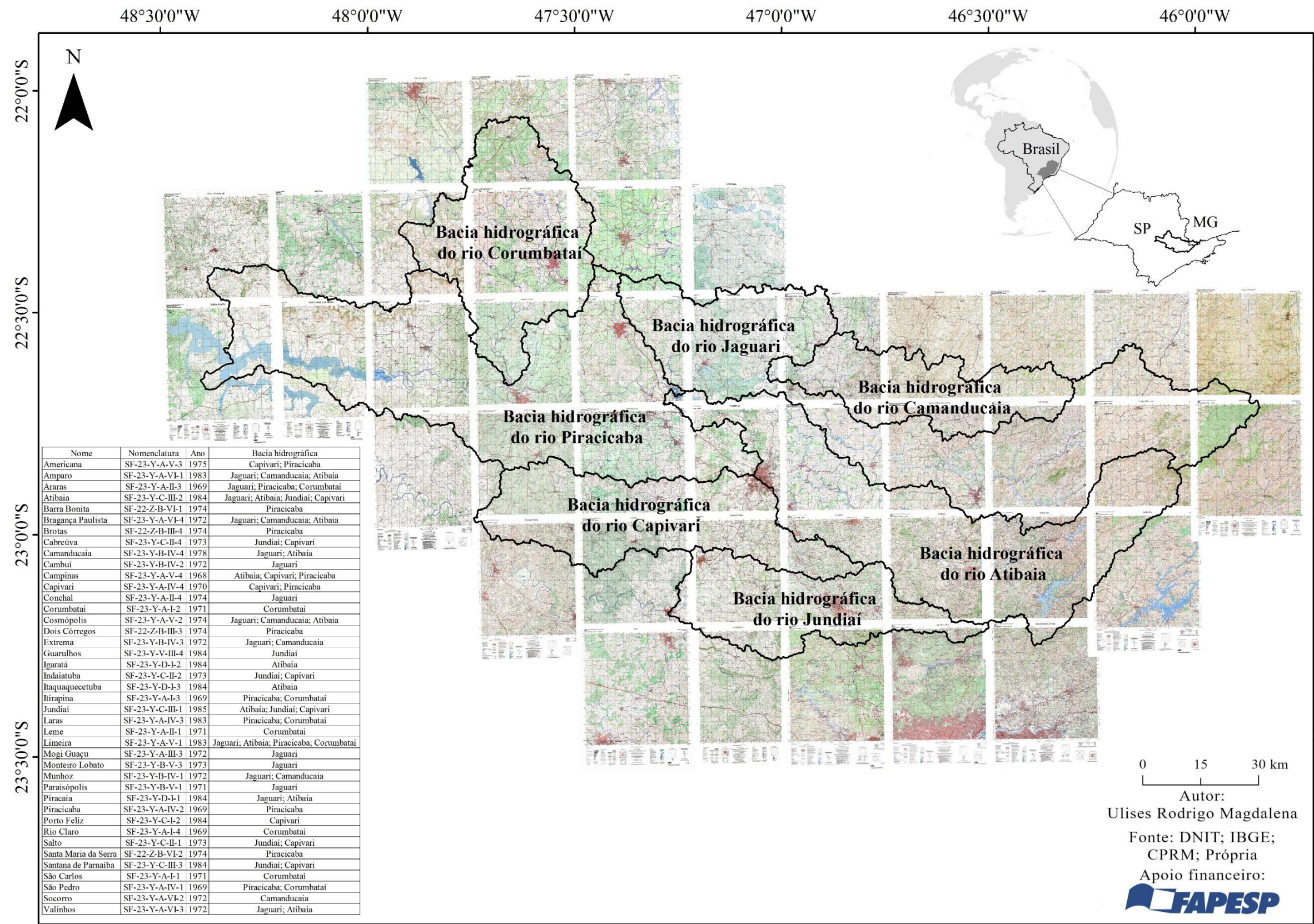


Figura 12: Distribuição das folhas topográficas utilizadas para a construção do MDE das Bacias PCJ

Após o término da construção da base vetorial, composta por curvas de nível, massa d'água, hidrografia e pontos cotados, foi gerado um MDE utilizando o algoritmo *Topo to Raster*, disponível no ArcGIS® (ESRI, 2019). Esse algoritmo é derivado do programa ANUDEM desenvolvido por Hutchinson (1989), com o intuito de criar um MDE ponderado à aspectos hidrológicos.

Para a construção do MDE, o algoritmo interpola valores de elevação em uma grade regular, minimizando a rugosidade e removendo as depressões espúrias do terreno. O interpolador utiliza o método de *multi – grid* para suavizar a grade, aplicando o processo iterativo Gauss-Seidel pelo processo SOR (*successive over-relaxation*). Em outras palavras, o algoritmo transforma grades com resoluções grosseiras em resoluções finas, respeitando as restrições atribuídas pelas linhas de drenagem, depressões e lagos, com base em arquivos georreferenciados indicados pelo usuário.

Dessa forma, para cada valor de dados de elevação z_i na posição (x_i, y_i) , segue o processo da Equação 1:

$$z_i = f(x_i, y_i) + \varepsilon_i. \quad (i=1, \dots, n)$$

Equação 1

Onde f é uma função desconhecida bivariada de localização horizontal representada como uma grade de diferenças finitas. Nessa equação, n representa o valor dos dados de elevação e ε_i é um termo de erro de média zero com desvio padrão w_i . O desvio padrão é influenciado pelo erro de discretização natural na representação da diferença finita de f de acordo com a Equação 2:

$$w_i = h s_i / \sqrt{12}$$

Equação 2

sendo h o espaçamento da grade, e s_i , a medida de inclinação da célula da grade associada com o i do ponto (x_i, y_i) . Dessa forma, a estimativa de f é obtida por meio da resolução de uma aproximação na grade regular utilizando o método das diferenças finitas, que minimiza a soma conforme mostrado na Equação 3.

$$\sum_{i=1}^n \left[\frac{(z_i - f(x_i, y_i))}{w_i} \right]^2 + \lambda J(f)$$

Equação 3

Nessa equação $J(f)$ representa uma medida da rugosidade da função f em termos de primeira e segunda derivada. Enquanto λ é o parâmetro de suavização, um número positivo utilizado para garantir que a soma residual dos quadrados ponderados na equação seja igual a n .

O MDE é um objeto de primeira ordem, isto é, um produto primário para aquisição de subprodutos. Portanto, é necessário analisar a acurácia da representação do relevo e a propagação de incertezas. Nesse caso, é importante ressaltar que a palavra “*incerteza*” não deve ser considerada como um erro ou falha, mas sim, como uma variação conforme o conceito de erro na estatística (Burrough; McDonnell, 1998; Heuvelink, 1998). A avaliação da acurácia e a propagação de incerteza é utilizada para descrever a qualidade da superfície topográfica predita. Uma das formas de analisar a precisão é por meio da expressão matemática denominada como a Raiz Quadrada do Erro Médio (RMSE - acrônimo em inglês) (EQUAÇÃO 4), que mede a dispersão da distribuição de frequências dos desvios entre os conjuntos de dados de elevação (Weng, 2000).

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (Z_{di} - Z_{ri})^2}$$

Equação 4

Os argumentos da equação resumem-se como: Z_{di} representa o valor de elevação interpolada, Z_{ri} o valor de elevação original e n o número de pontos de elevação observados. A interpretação do resultado aponta que quanto maior o valor da solução, maior será a discrepância entre as amostras utilizadas.

Desta forma, quando os valores observados são utilizados como base de referência, a incerteza se torna erro. Nesse caso, a precisão da elevação é uma medida inversa do erro. Portanto, a precisão de um MDE é definida como o erro vertical médio de todos os pontos interpolados. No entanto, essa definição requer um aporte de recurso financeiro elevado, uma vez que é necessário coletar a mesma distribuição e quantidade de dados observados (Weng, 2000; 2006).

Uma vantagem de utilizar a RMSE é que não há necessidade de grandes aportes computacionais para o processamento dos dados de elevação. No entanto, essa fórmula possui

limitações, uma vez que não é possível observar a variação espacial dos erros ao longo da superfície interpolada. Em outras palavras, o resultado é uniforme para toda a superfície estimada (Wood, 1996; Weng, 2000; 2006). Além disso, a magnitude do valor RMSE depende da quantidade e distribuição de valores de elevação observados, os estão sujeitos à influência da transformação do relevo e da escala de medidas (Wood, 1996; Weng, 2000; 2006).

A RMSE é um resultado uniforme, enquanto o Índice de Moran (EQUAÇÃO 5) oferece outra maneira de quantificar não a precisão, mas a propagação de incertezas de um MDE, com o objetivo de observar a distribuição de padrões e *outlier* espaciais. Esse índice é utilizado para realizar um teste cuja hipótese nula é a independência espacial, ou seja, valor de 0 representa um padrão aleatório. Valores entre 0 à +1 indicam correlação direta e negativa para formação de agrupamentos (*clusters*), enquanto valores entre 0 à -1 correlação inversa, ou seja, dispersão. Em geral, a abordagem presente neste índice encontra-se vinculado ao conceito de dependência espacial, o que significa que não há variações abruptas entre os vizinhos do ponto observado (Heuvelink, 1998; Weng, 2000; Câmara *et al.*, 2004; Ferreira, 2014).

$$I = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} (z_i - \bar{z})(z_j - \bar{z})}{\sum_{i=1}^n (z_i - \bar{z})^2}$$

Equação 5

Em relação aos argumentos do Índice Moran, n representa o número de áreas, z_i é o valor do atributo considerado na área i , $\bar{z}$ é o valor médio do atributo na região de estudo e w_{ij} são os elementos da matriz normalizada de proximidade espacial.

3.2.2 Uso e cobertura da terra

Inicialmente, o mapa de uso cobertura da terra da UGRHI 05 de 2013, elaborado pela Secretaria de Meio Ambiente do estado de São Paulo (SMA) seria utilizado para as análises subsequentes porém, optou-se pelo mapa de uso e cobertura da terra elaborado pelo colaborador D.r Cassiano Gustavo Messias (bolsista treinamento técnico), no projeto de pesquisa científica financiado pela FAPESP (processo nº 2018/09401-1) e intitulado como: “*Planejamento de Bacias Hidrográficas Aplicados aos Riscos à Inundações: uma análise a partir dos Comitês de Bacias Hidrográficas*”. Esse projeto foi desenvolvido no grupo de pesquisa Análise, Planejamento e Gestão de Bacias Hidrográficas com ênfase em áreas sujeitas a inundações e estiagens da Universidade Estadual de Campinas.

Neste sentido, o mapa de uso e cobertura da terra foi elaborado a partir da composição das imagens adquiridas pelo sensor multiespectral *Operation Land Imager* (OLI), com resolução espacial de 30 metros e resolução temporal de 16 dias. No mais, todas as imagens adquiridas fazem referência ao mês de agosto de 2018 e o sensor OLI encontra-se acoplado ao satélite *Landsat 8*. A delimitação das variáveis qualitativas de uso e cobertura da terra sucedeu-se pela classificação da imagem orientada a objeto (GEOBIA - acrônimo em inglês), que envolve a identificação de padrões de objetos ou segmentos de imagem que são *pixels* espacialmente contíguos de textura, cor e tom semelhantes (Blaschke, 2010; Stumpf; Kerle, 2011). Neste sentido, o processo de delimitação das variáveis é exposto em duas etapas: segmentação das imagens e a construção das amostras de treinamento.

A primeira etapa encontra-se vinculado ao algoritmo *Edge* (Xiaoying, 2009), que identifica os limites das características distintas na imagem uma vez que, o objeto de interesse apresenta limites específicos devido a magnitude de valores ser alta nas bordas enquanto que, internamente, os valores se apresentam uniformes. Em seguida, a extração das classes qualitativas ocorreu pela aplicação do algoritmo *Full Lambda Schedule* (Robinson *et al.*, 2002), que avalia a semelhança espectral dos limites criados e os aglutinam conforme a equivalência das propriedades espectrais. A construção das amostras de treinamento, após a segmentação foram coletadas, da imagem, entorno de 100 amostras das variáveis qualitativas definidas conforme as características das sub Bacias PCJ. Por fim, após estas duas etapas foi aplicado o algoritmo *Support Vector Machine* (SVM), um classificador supervisionado/binário derivado da teoria estatística de aprendizagem de máquina (Wu *et al.*, 2004; Hsu *et al.*, 2016).

Ademais para além da delimitação das classes de uso e cobertura da terra, a análise da acurácia do processo classificatório também foi executada a partir da seleção aleatória de 3% de cada classe definida, com um valor mínimo de 5 amostras para cada classe. Adiante, utilizou-se a análise multivariada discreta, matriz de erro ou de confusão, do qual o método implica no cálculo de um parâmetro cujo o valor representa o nível de similaridade, a fim de testar a significância da matriz de erro (Ponzoni; Almeida, 1996). Assim sendo, o parâmetro utilizado foi o coeficiente de Kappa (K) (EQUAÇÃO 6), que representa uma medida de concordância geral baseado na diferença entre as amostras da classificação supervisionada e das amostras de padrão aleatório, ou seja, por puro acaso. Os valores variam de 0 à 1, onde 0 indica baixo nível de similaridade e 1 alta similaridade, isto é, maior eficiência da classificação realizada (Ponzoni; Almeida, 1996; Gasparini *et al.*, 2013).

$$k = r \sum_{i=1}^n x_{ii} - \sum_{i=1}^n (x_{i+} * x_{+i}) / r^2 \sum_{i=1}^n x_{ii} - \sum_{i=1}^n (x_{i+} * x_{+i})$$

Equação 6

onde n é o número de linhas da matriz; x_{ii} o número de observações na linha i e coluna i ; x_{i+} e x_{+i} totais marginais da linha i e coluna i , respectivamente; e r^2 é o número total de observações.

3.2.3 Áreas Protegidas

As áreas protegidas são espaços geográficos definidos, reconhecidos e gerenciados por meios legais, com o objetivo de conservar a natureza ao longo do tempo, além dos respectivos serviços ecossistêmicos e valores culturais associados (Mitchell *et al.*, 2018). Essas áreas abrangem as categorias de uso sustentável e proteção integral. No caso das Bacias PCJ, há sobreposições jurídicas ambientais na delegação de áreas protegidas. Nessa perspectiva, a área de estudo é orientada pelas seguintes Leis Federais: nº 9.985/2000 (SNUC), nº 12.651/2012 (Código Florestal) e nº 11.4282/2006 (Lei da Mata Atlântica) (FIGURA 13).

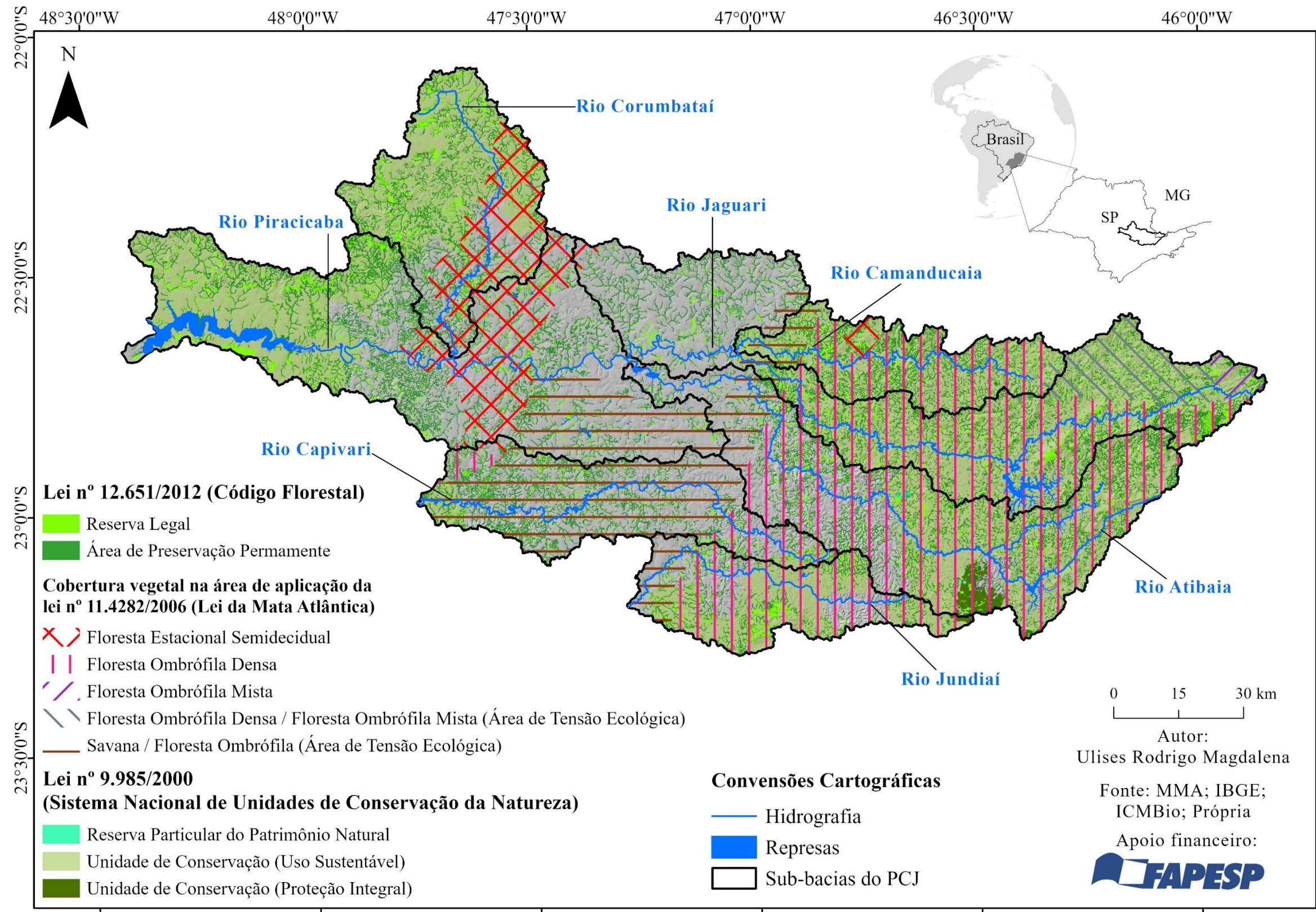


Figura 13: Distribuição das áreas protegidas nas Bacias PCJ conforme a legislação ambiental vigente.

O SNUC define as Unidades de Conservação como áreas protegidas que, segundo ele, tratam-se de espaços territoriais de uso sustentável ou de proteção integral, legalmente instituídos pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, aos quais se aplicam garantias adequadas de proteção por meio de um plano de manejo (Brasil, 2000).

O Código Florestal é responsável por monitorar os remanescentes de vegetação nativa em propriedades rurais, por meio das Áreas de Preservação Permanente e da Reserva Legal, ambas consideradas áreas protegidas. A primeira refere-se a um espaço territorial, coberto ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (Brasil, 2012). As categorias e critérios de delimitação das Áreas de Preservação Permanente podem ser observados no Quadro 2.

A Reserva Legal, por sua vez, é uma área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, com a função de assegurar o uso econômico sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos, promover a conservação da biodiversidade, bem como abrigar e proteger a fauna silvestre e a flora nativa (Brasil, 2012).

A diferença entre o SNUC e o Código Florestal reside em seus objetivos. Enquanto o primeiro tem como objetivo a conservação da natureza por meio da fiscalização, implementação e gestão de áreas protegidas por instituições públicas, o segundo, por sua vez, tem como objetivo a exploração dos recursos florestais em propriedades rurais. No caso do Código Florestal, as instituições públicas são responsáveis pelos critérios de implementação e fiscalização, enquanto a gestão e a consolidação das áreas protegidas ficam a critério do proprietário rural (Magdalena, Francisco, *et al.*, 2022; Magdalena, Gonçalves De Souza, *et al.*, 2022).

Além dessas leis, as áreas de formações florestais nativas e ecossistemas associados ao Bioma da Mata Atlântica são consideradas áreas protegidas, com seus respectivos espaços territoriais regulamentados pela Lei da Mata Atlântica (Brasil, 2006). Essa lei abrange a Floresta Ombrófila Densa, a Floresta Ombrófila Mista (Mata de Araucárias), a Floresta Ombrófila Aberta, a Floresta Estacional Semidecidual, a Floresta Estacional Decidual, bem como os manguezais, as vegetações de restingas, os campos de altitude, os brejos interioranos e os encaves florestais do Nordeste.

Quadro 2: Categorias de Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal e os seus critérios de delimitação

-	Área de Preservação Permanente	Crítérios
1	Faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de:	a) 30 (trinta) metros, para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura
		b) 50 (cinquenta) metros, para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura
		c) 100 (cem) metros, para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura
		d) 200 (duzentos) metros, para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura
		e) 500 (quinhentos) metros, para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros
2	Áreas no entorno dos lagos e lagoas naturais, em faixa com largura mínima de:	a) 100 (cem) metros, em zonas rurais, exceto para o corpo d'água com até 20 (vinte) hectares de superfície, cuja faixa marginal será de 50 (cinquenta) metros
		b) 30 (trinta) metros, em zonas urbanas;
3	Áreas no entorno dos reservatórios d'água artificiais, decorrentes de barramento ou represamento de cursos d'água naturais	a) Faixa definida na licença ambiental do empreendimento
4	Áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes	a) Qualquer que seja sua situação topográfica, no raio mínimo de 50 (cinquenta) metros
5	Encostas ou partes destas	a) Declividade superior a 45°
6	Bordas dos tabuleiros ou chapadas	a) Até a linha de ruptura do relevo, em faixa nunca inferior a 100 (cem) metros em projeções horizontais
7	Topo de morros, montes, montanhas e serras, com	a) Altura mínima de 100 (cem) metros e inclinação média maior que 25°, as áreas delimitadas a partir da curva de nível correspondente a 2/3 (dois terços) da altura mínima da elevação sempre em relação à base, sendo esta definida pelo plano horizontal determinado por planície ou espelho d'água adjacente ou, nos relevos ondulados, pela cota do ponto de sela mais próximo da elevação

8	Áreas em altitude superior a 1.800 (mil e oitocentos) metros, qualquer que seja a vegetação	-
---	---	---

-	Reserva Legal	Critério
1	Todo imóvel rural deve manter área com cobertura de vegetação nativa, a título de Reserva Legal, sem prejuízo da aplicação das normas sobre as Áreas de Preservação Permanente, observados os seguintes percentuais mínimos em relação à área do imóvel	a) 20% (vinte por cento) da área total do imóvel

Fonte: Elaboração própria

Logo, as Bacias PCJ apresentam 35 Unidades de Conservação, de caráter de uso sustentável e proteção integral, das quais 9 estão regulamentadas diante de um plano de manejo¹³. No mais, o mosaico de Unidades de Conservação corresponde aproximadamente 52% da área de estudo (QUADRO 3), subdividindo as Bacias PCJ em três áreas: A, B e C. As áreas A e C estão delimitadas por Unidades de Conservação, enquanto a área B possui apenas 0,03% de conservação em relação ao território total das bacias hidrográficas. Para evidenciar as áreas reais de conservação, foi realizada a remoção das sobreposições, adotando o critério do ano de criação da Unidade de Conservação (QUADRO 4).

No total, são cerca de 2.013,08 km² de sobreposição, o que levanta questionamentos sobre a função ambiental relacionada à distribuição, localização e perímetros das Unidades de Conservação. Dessa forma, as 6 Unidades de Conservação de proteção integral e as 29 Unidades de Conservação de uso sustentável foram analisadas juntamente com a série histórica de uso e cobertura da terra do Projeto MapBiomas (Souza *et al.*, 2020), o mapa de declividade (Valeriano, 2002), o mapa pedológico do estado de São Paulo (Rossi, 2017) e o mapa de solos do estado de Minas Gerais (Walter; José João, 2013).

¹³ As informações sobre Plano de Manejo foram adquiridas nos seguintes sites: Infraestrutura e Meio Ambiente – Fundação Florestal (SP) <[https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/fundação florestal/planos-de-manejo/](https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/fundação-florestal/planos-de-manejo/)>; Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) <<https://www.icmbio.gov.br/portal/planosmanejo>>

Quadro 3: Unidades de Conservação, seus respectivos planos de manejo, ano de criação, área representada (sem sobreposição) e a porcentagem em relação à área total das Bacias PCJ (ref. 2019).

	Esfera de Poder	Gestão	Grupo	Unidade de Conservação	Ano	Hectare	%	Plano de Manejo	Ano de Aprovação
1	República Federativa do Brasil	Pública	Uso Sustentável	Área de Relevante Interesse Ecológico Matão de Cosmópolis.	1985	173	0,01	Não	-
2		Pública		Área de Relevante Interesse Ecológico Mata de Santa Genebra	1985	242	0,02	Sim	2010
3		Privada		Reserva Particular do Patrimônio Natural Sítio Sabiúna	1995	50	0,00	Não	-
4		Privada		Reserva Particular do Patrimônio Natural Sítio Raio Solar	1999	29	0,00	Não	-
5		Privada		Reserva Particular do Patrimônio Natural Ecoworld	1999	51	0,00	Não	-
6		Privada		Reserva Particular do Patrimônio Natural Estância Jatobá	2000	27	0,00	Não	-
7		Privada		Reserva Particular do Patrimônio Natural Semente do Arco-Íris	2002	2	0,00	Não	-
8		Privada		Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Serrinha	2002	15	0,00	Não	-
9		Privada		Reserva Particular do Patrimônio Natural Parque dos Pássaros	2002	175	0,01	Não	-
10		Privada		Reserva Particular do Patrimônio Natural Parque das Nascentes	2002	69	0,00	Não	-
11		Privada		Reserva Particular do Patrimônio Natural Lafigueira - Naturarte	2017	34	0,00	Não	-
12		Privada		Reserva Particular do Patrimônio Natural Sítio Caete	2017	7	0,00	Não	-
13	Estado de São Paulo	Pública	Proteção Integral	Parque Estadual da Assessoria de Revisão Agrária	1969	67	0,00	Não	-
14		Pública		Estação Ecológica de Valinhos	1987	18	0,00	Não	-
15		Pública		Estação Ecológica do Barreiro Rico	2006	148	0,01	Não	-
16		Pública		Monumento Natural da Pedra Grande	2010	3247	0,21	SIM	2018
17		Pública		Parque Estadual de Itaberaba	2010	782	0,05	SIM	2018
18		Pública		Parque Estadual de Itapetinga	2010	5048	0,33	SIM	2018
19	Estado de São Paulo	Pública	Uso Sustentável	Áreas de Proteção Ambiental do Corumbataí-Botucatu-Tejupá	1983	161086	10,48	Não	Em Progresso

20		Pública		Áreas de Proteção Ambiental do Tietê	1983	7757	0,50	Não	Em Progresso
21		Pública		Áreas de Proteção Ambiental do Jundiá	1984	45266	2,94	Não	-
22		Pública		Áreas de Proteção Ambiental de Cabreúva	1984	22988	1,49	Não	-
23		Pública		Áreas de Proteção Ambiental da Represa do Bairro da Usina	1986	997	0,06	Sim	2020
24		Pública		Áreas de Proteção Ambiental do Piracicaba e Juqueri-Mirim (Área I)	1987	47727	3,10	Não	-
25		Pública		Áreas de Proteção Ambiental do Piracicaba e Juqueri-Mirim (Área II)	1987	274000	17,82	Não	-
26		Pública		Áreas de Proteção Ambiental do Sistema Cantareira	1998	83444	5,43	Sim	2020
27		Pública		Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade	1998	2224	0,14	Sim	2005
28		Pública		Floresta Estadual Serra D'Água	2010	51	0,00	Não	-
29		Privado		Reserva Particular do Patrimônio Natural Duas Cachoeiras	2010	6	0,00	Não	-
30		Privado		Reserva Particular do Patrimônio Natural Boa Esperança	2011	31	0,00	Não	-
31		Privado		Reserva Particular do Patrimônio Natural Reserva do Dadinho	2012	12	0,00	Não	-
32		Privado		Reserva Particular do Patrimônio Natural Reserva do Jacu	2013	4	0,00	Não	-
33		Pública		Áreas de Proteção Ambiental do Barreiro Rico	2018	22299	1,45	Não	-
34		Pública		Áreas de Proteção Ambiental Tanquã-Rio Piracicaba	2018	13027	0,85	Não	-
35	Estado de Minas Gerais	Pública	Uso Sustentável	Áreas de Proteção Ambiental Fernão Dias	1997	115239	7,49	Não	-
					Total	806340	52,43	-	-

Fonte: Elaboração própria

Quadro 4: Unidades de Conservação que apresentam sobreposição de áreas ao longo das Bacias PCJ. A unidade de medida utilizada é o hectare (ha).

Grupo		Uso Sustentável		
	Unidade de Conservação	APA Barreiro Rico	APA Piracicaba e Juqueri-Mirim (Área II)	APA Sistema Cantareira
Proteção Integral	Estação Ecológica do Barreiro Rico	147,57	-	-
	Monumento Natural da Pedra Grande	-	28,25	1351,79
	Parque Estadual de Itaberaba	-	674,80	773,58
	Parque Estadual de Itapetinga	-	50,28	1782,17
Grupo		Uso Sustentável		
	Unidade de Conservação		APA Piracicaba e Juqueri-Mirim (Área I)	APA Sistema Cantareira
Uso Sustentável	APA Represa do Bairro da Usina	-	-	997,36
	Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade	-	1839,41	-
	APA Corumbataí-Botucatu-Tejupá	-	62358,29	-
	APA Piracicaba e Juqueri-Mirim (Área II)	-	-	130793,54
Grupo		Proteção Integral		
	Unidade de Conservação		Monumento Natural da Pedra Grande	PE Itapetinga
Uso Sustentável	RPPN Estadual Reserva do Jacu	-	3,58	-
	RPPN Federal Ecoworld	-	26,57	24,42
Grupo		Uso Sustentável		
	Unidade de Conservação	APA Fernão Dias	APA Piracicaba e Juqueri-Mirim (Área II)	APA Sistema Cantareira
Uso Sustentável	RPPN Estadual Duas Cachoeiras	-	6,40	-
	RPPN Estadual Fazenda Boa Esperança	-	31,30	-
	RPPN Estadual Reserva do Dadinho	-	-	11,61
	RPPN Federal Sítio Raio Solar	28,69	-	-
	RPPN Federal Semente do Arco-Íris	1,65	-	-

	RPPN Federal Lafigueira - Naturarte		10,11	23,56
	RPPN Federal Estância Jatobá		26,67	
	RPPN Federal Fazenda Serrinha			15,00
	RPPN Federal Parque das Nascentes			69,25
	RPPN Federal Parque dos Pássaros			174,90
	RPPN Federal Sítio Sabiúna		50,00	
	RPPN Federal Sítio Caete		4,95	2,09

Fonte: Elaboração própria

A compilação das áreas protegidas proporciona uma estratigrafia jurídica que impulsiona um mosaico de áreas que devem ser preservadas e restauradas. No entanto, a sobreposição de camadas de áreas protegidas pode ocasionar subjetividade e divergência na compreensão do “quando”, “como” e “onde” devem ser preservadas, resultando em conflitos no uso e cobertura da terra.

As informações sobre as Unidades de Conservação foram obtidas nos *websites* do IDEIA-SP, IDE-Sisema e Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). As Áreas de Preservação Permanente e a Reserva Legal foram obtidas por meio do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (Siscar), e os limites das formações florestais nativas do Bioma da Mata Atlântica foram acessados pelo IBGE.

Neste trabalho, é relevante destacar que a Área de Preservação Permanente foi adquirida por meio do Siscar. Essa aquisição tem o propósito de evitar uma superestimação do mapeamento, uma vez que os dados são declarados pelos proprietários de imóveis rurais por intermédio do Cadastro Ambiental Rural, um sistema de registro eletrônico obrigatório que compila informações de propriedades rurais, incluindo as públicas e privadas, assentamentos da reforma agrária e territórios de povos e comunidades tradicionais. As informações sobre os déficits nas Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal no Estado de São Paulo, na escala geográfica de 1:50.000, foram obtidas por meio do Projeto Temático FAPESP Nº 2016/17680-2: Código Florestal no Estado de São Paulo < <https://codigoflorestal.wixsite.com/tematico> >.

3.2.4 Custos monetários da ação de conservação

As ações de conservação têm custos associados que afetam todas as atividades econômicas, que precisam ser considerados para implementar essas ações (Naidoo *et al.*, 2006; Naidoo; Ricketts, 2006). Os custos monetários da ação de conservação podem incluir, por exemplo, os custos de aquisição ou os custos de oportunidade. O primeiro está associado aos valores monetários necessários para adquirir os direitos de propriedade de uma parcela de terra. O segundo são valores monetários perdidos, ou seja, o valor do que poderia ter sido obtido através da utilização mais eficiente dos recursos. Por exemplo, ao estabelecer uma área de conservação onde a atividade agrícola é proibida, o custo de oportunidade representa os produtos agrícolas que poderiam ser obtidos naquela área.

Embora existam controvérsias e resistências quanto à inclusão dos custos monetários relacionados à ação de conservação como variáveis na função-objetivo do planejamento, com o propósito de identificar os padrões de distribuição dos elementos naturais (Carwardine *et al.*, 2010; Armsworth *et al.*, 2017), a incorporação desses custos no planejamento se alinha mais adequadamente ao processo decisório territorial. Neste trabalho, foram incluídos os custos de conservação associados aos valores monetários de aquisição dos direitos de propriedade de uma parcela de terra, bem como os custos de oportunidade.

A elaboração do mapa de distribuição espacial dos custos monetários de aquisição (FIGURA 14) foi realizada a partir da compilação das unidades de uso e da cobertura da terra, conforme descrito no subtópico 3.2.2, em conjunto com a malha municipal desenvolvida pelo IBGE. Para estabelecer os valores monetários como referência, foram utilizados os dados tabulares referentes ao valor médio por hectare de terra nua sem benfeitorias, por município (ref. 2019), os quais foram disponibilizados pelo Instituto de Economia Agrícola (IEA) e pela Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado de Minas Gerais (EMATER).

Além disso, o Quadro 5 demonstra a equivalência das classes de aptidão agrícola utilizadas pelo IEA e pela EMATER e suas correspondências com as unidades de uso e cobertura da terra delimitadas no subtópico 3.2.2. Vale destacar que as definições das classes de aptidão agrícola da IEA e da EMATER são subjetivas, e as amostras são intencionais, direcionadas e embasadas em opiniões qualificadas, com referência aos negócios realizados com terras agrícolas nos municípios das Bacias PCJ.

Quadro 5: Equivalência das classes de aptidão agrícola do Instituto de Economia Agrícola do Estado de São Paulo e da Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado de Minas Gerais com as classes de uso e cobertura da terra descritas no subtópico 3.2.2.

	Classes de aptidão agrícola IEA e EMATER	Classes de uso e cobertura da terra
I	Lavoura - Aptidão boa (Terra de Cultura de Primeira)	Cultivos agrícolas
II	Lavoura - Aptidão regular (Terra de Cultura de Segunda)	Culturas temporárias
III	Lavoura - Aptidão restrita	Solo exposto
IV	Pastagem plantada (Terra para Pastagem)	Pastagem
V	Preservação da Fauna ou Flora (Campo)	Vegetação Nativa
VI	Silvicultura ou Pastagem natural (Terra para Reflorestamento)	Silvicultura

Fonte: Elaboração própria

A declaração do valor monetário por hectare das classes segue as informações de três fontes distintas: **i)** Setor Público, **ii)** Setor Produtivo e **iii)** Setor Imobiliário. O primeiro setor é constituído pela Coordenadoria de Assistência Técnica Integral e pela Casa da Agricultura Municipal. Por outro lado, o segundo setor é formado pelas Cooperativas, Associações de Produtores Rurais e pelo Município. Por fim, o terceiro setor é desenvolvido a partir do contato com corretores de imóveis e imobiliárias.

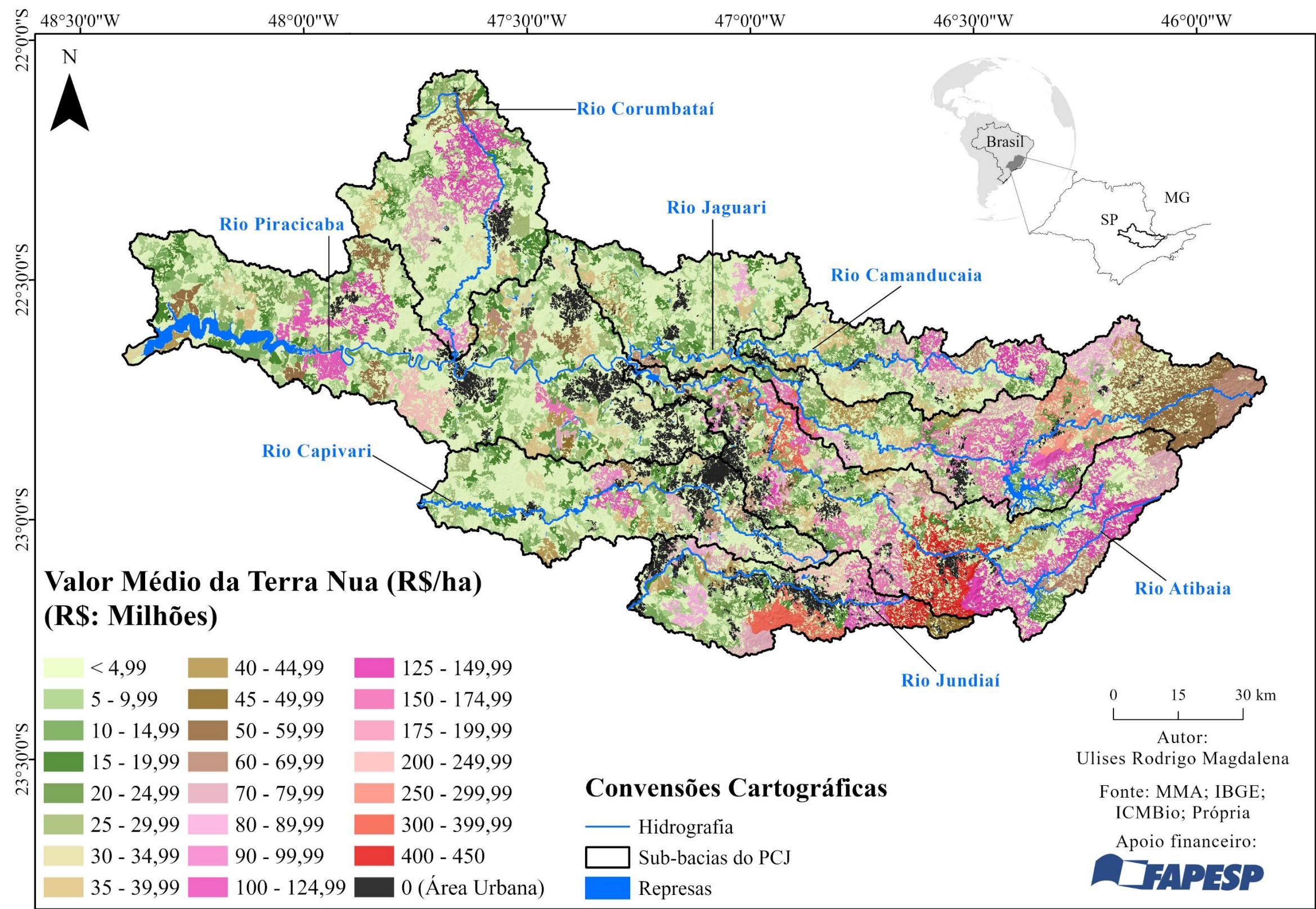


Figura 14: Distribuição do espacial do custo de monetários de aquisição nas Bacias PCJ

Além dos custos monetários de aquisição descritos, também foram compilados os custos monetários de oportunidade. Para isso, foram utilizados os dados monetários do inquérito anual (ref. 2019) de informações estatísticas e econômicas dos produtos agropecuários de cada município das Bacias PCJ: Pesquisa da Pecuária Municipal (PPM), Produção Agrícola Municipal (PAM) e Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura (PEVS). Tais informações foram adquiridas no Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA). Essa análise foi realizada para compreender se os valores de aquisição da terra por município estão discrepantes em relação aos valores dos produtos produzidos anualmente.

Por fim, a unidade de uso e cobertura da terra denominada como área urbana foi considerada com valor monetário R\$: 0,00 no mapa de distribuição espacial do custo monetário de aquisição. Isso ocorre porque o preço dessa unidade é definido pelas secretarias de fazenda dos municípios para a cobrança do Imposto Predial e Territorial Urbano (IPTU). Portanto, essa informação é restrita. Além disso, a imposição de uma área protegida no território urbano consolidado pode gerar conflitos e especulação imobiliária a ponto de reverter o *status* de conservação.

3.2.5 Indicador social e ambiental

No processo de simulação de cenários para a conservação e restauração da vegetação, com o objetivo de preservar os recursos hídricos, foi adotada uma abordagem contrária àquela proposta por Fisher *et al.* (2011), que sugerem a substituição dos valores monetários das ações de conservação por um índice sintético, buscando reduzir a subjetividade na determinação de áreas prioritárias e seus serviços ecossistêmicos, quando não há valores monetários variados e distribuídos ao longo do território. No entanto, neste trabalho, os valores das ações de conservação foram incorporados como uma variável na função-objetivo do modelo numérico. Assim, os índices sintéticos propostos por Fisher *et al.* (2011), foram utilizados como variáveis e não como uma alternativa aos custos associados às ações de conservação.

Os índices utilizados neste projeto são de vulnerabilidade social e de suscetibilidade ambiental, ponderados em relação aos processos de inundações. Esses índices combinam dois indicadores: **i)** informações sociais e **ii)** áreas naturais propícias a desastres ambientais que requerem planos de contingência para a mitigação de eventos hidrometeorológicos extremos. Ambos os indicadores foram desenvolvidos por Amorim (2021). A inclusão desses índices no processo de simulação de cenários de restauração é uma forma quantitativa e sintética de

representar um grande volume de informações sociais voltadas para os impactos dos eventos hidrometeorológicos.

3.2.5.1 Índice de vulnerabilidade social

O índice de vulnerabilidade social pode ser considerado como um aspecto socioeconômico das Bacias PCJ, englobando dimensões, componentes, subcomponentes e diversos elementos sociais. Em geral, são utilizadas duas dimensões georreferenciadas: os “aspectos populacionais” e “habitação e entorno”.

A dimensão “aspectos populacionais” está intrinsecamente ligada à representação das características que definem a vulnerabilidade das famílias brasileiras expostas a riscos. Ela abrange variáveis-chave, como gênero, escolaridade, renda e faixa etária, separadas em componentes: “estrutura familiar e tamanho dos domicílios” e “renda e educação”. A dimensão “habitação e entorno”, que indica a falta de segurança e dispositivos públicos ou planos de contingência para a mitigação de eventos hidrometeorológicos extremos, como inundações.

A elaboração desse índice envolve a soma simples das dimensões, o cálculo dos quartis das proporções das variáveis e a estruturação em matriz para a classificação dos valores de vulnerabilidade (FIGURA 15). Os dados do censo 2010 (Brasil, 2010) são informações de primeira ordem utilizadas na elaboração do índice, e o resultado é a espacialização dos valores na menor unidade de análise do território, os setores censitários.

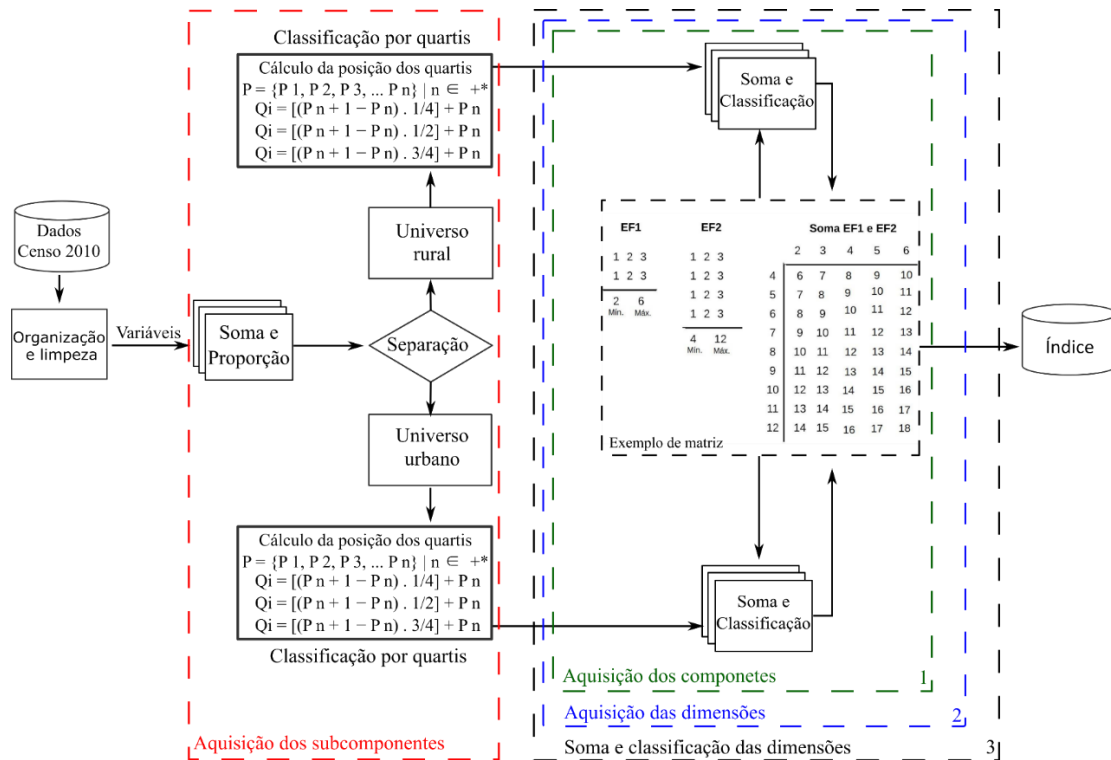


Figura 15: Diagrama de representação dos procedimentos de elaboração do índice de vulnerabilidade social. A representação gráfica é de autoria própria.

3.2.5.2 Índice de suscetibilidade ambiental

O índice de suscetibilidade ambiental segue a mesma estrutura metodológica da FIGURA 15. No entanto, suas variáveis são ambientais e têm como objetivo identificar áreas sujeitas a eventos de inundação, sejam eles naturais ou antrópicos. Esse índice foi desenvolvido por Amorim (2021) e é ponderado em relação ao relevo, uma vez que as variáveis utilizadas têm como informação de primeira ordem do MDE.

As variáveis morfométricas extraídas do MDE, tais como área de contribuição, densidade de drenagem, índice de circularidade e índice de sinuosidade, são correlacionadas com o descritor de terreno *Height Above the Nearest Drainage* (HAND). O HAND divide o MDE em ambientes com base na hidrografia e altimetria, medindo a diferença altimétrica entre qualquer ponto da grade do MDE e o ponto de escoamento mais próximo na drenagem. Esse resultado é uma grade organizada em relação à drenagem, proporcionando uma melhor compreensão da suscetibilidade ambiental. (Rennó *et al.*, 2008; Nobre *et al.*, 2011).

Para combinar as informações mencionadas, foi realizada uma soma simples e, em seguida, um cálculo dos quartis das proporções das variáveis. Além disso, foram incluídas as informações de uso e cobertura da terra extraídas do tópico 3.2.2. Por fim, uma soma na

estrutura de matriz foi realizada para classificar os valores de suscetibilidade. O resultado é uma caracterização quantitativa e espacial de áreas naturais propensas a desastres de eventos naturais, que requerem planos de contingência para a mitigação de eventos relacionados a inundações.

3.2.6 *Cenários de restauração e conservação da vegetação*

Os modelos numéricos aplicados são representações simplificadas dos fenômenos que ocorrem na realidade que se deseja analisar. Eles servem como instrumentos metodológicos e de suporte à tomada de decisão, além de serem soluções para equações e funções-objetivo (Porto, 1997). Embora sejam aproximações altamente subjetivas que não incluem todas as observações e medições associadas a um fenômeno, esses modelos são valiosos ao ocultar detalhes secundários e permitir a identificação de aspectos fundamentais da realidade (Chorley; Haggett, 1975).

Nesse sentido, um modelo numérico aplicado à resolução de um problema pode ser descritivo ou normativo. O primeiro consiste em uma descrição da realidade, enquanto o segundo é composto por um conjunto de regras e paradigmas estabelecidos que guiam o pesquisador na solução de um problema. (Chorley; Haggett, 1975). Além da caracterização, há também a classificação dos modelos em físicos, analógicos e matemáticos. A representação física é a utilização de um sistema em escala menor por meio de um protótipo. Modelos analógicos estabelecem analogias entre equações e diferentes fenômenos. Por fim, modelos matemáticos representam a natureza do sistema (Christofolletti, 1999; Tucci, 2005).

Um sistema é definido como qualquer estrutura, esquema ou procedimento, real ou abstrato, que interage com uma entrada, causa ou estímulo de energia ou informação, e uma saída, efeito ou resposta de energia ou informação (Tucci, 2005). Neste trabalho, será utilizado um modelo normativo-analógico por meio de técnicas de simulação e otimização para delinear cenários de restauração florestal e seus respectivos custos de implementação e serviços ecossistêmicos.

3.2.6.1 Marine Reserve Design Using Spatially Explicit Annealing – Marxan

Para estimar as áreas prioritárias à restauração e conservação da vegetação como elemento no processo de suporte de decisão a manutenção dos recursos hídricos nas Bacias PCJ, seguindo as premissas do referencial bibliográfico sobre o Planejamento Sistemático da Conservação, utilizou-se de um modelo de simulação de cenários em ambientes marinhos e terrestres denominado como: *Marine Reserve Design Using Spatially Explicit Annealing* (Marxan) (Ball; Possingham, 2000). Este modelo utiliza da técnica de otimização para a seleção de áreas ponderados a um valor monetário estabelecido pela função-objetivo, ou seja, metas e alvos (Porto, 1997).

O Marxan possui uma função-objetivo que calcula cada unidade de planejamento, pré-definida pelo usuário, com base nos custos monetários (*cost*) e metas de conservação (*conservation feature penalty factor* - CFPPF). Além disso, há uma penalidade (*Penalty*) estabelecida quando a meta de conservação não é atingida (*Species Penalty Factor* - SPF). A função-objetivo também estabelece um peso e um custo monetário para as bordas das unidades de planejamento (*boundary*), com o objetivo de evitar resultados fragmentadas, ou seja, áreas prioritárias fragmentadas (*boundary length multiplier* – BLM) (EQUAÇÃO 7).

$$\sum_{Sites} Cost + BLM \sum_{Sites} Boundary + \sum_{CostValue} CFPPF \times Penalty + Cost Threshold Penalty (t)$$

Equação 7

Portanto, para cada ciclo do processo de simulação da função-objetivo, obtém-se um resultado (*score*) que indica quantas unidades de planejamento são necessárias para atender a todas as metas de conservação, preservando todos os alvos. Além disso, o resultado mostra as áreas que devem ser preservadas e o custo monetário associado a elas. Como forma de interpretação do resultado, um *score* baixo indica a melhor solução para a conservação dos alvos.

Para a execução do Marxan, foram utilizadas as formações fitofisionômicas da vegetação como alvo principal de conservação, juntamente com as características de uso e cobertura da terra, incluindo os custos monetários da ação de conservação, como o custo de aquisição da terra. Além disso, foram considerados alvos secundários de conservação para a construção de um cenário híbrido, como a fertilidade natural dos solos, indicada por Rossi (2017), bem como as unidades geomorfológicas e a vazão específica dos aquíferos. Também

foram levados em consideração os limites das áreas protegidas categorizadas como proteção integral e respaldadas pelo SNUC. Além disso, foram aplicados índices de vulnerabilidade social e suscetibilidade ambiental a inundações, identificando as áreas que precisam ser preservadas para evitar desastres relacionados à eventos naturais.

A estrutura da unidade de planejamento utilizada no processo de simulação de cenários no Marxan pode ser composta por áreas com formas quadradas, hexágonos ou até mesmo polígonos irregulares, como os limites das bacias hidrográficas. Entretanto, a opção adotada foi utilizar uma unidade de planejamento com forma quadrada e resolução espacial de 1 km².

As metas de conservação adotadas foram de 10%, 30% e 50% da conservação da vegetação. Atingir uma meta de $\geq 50\%$ é um cenário ambicioso que pode precisar da colaboração e concordância de um maior número de atores na tomada de decisão, exacerbando *trade-off*. Essa meta acaba se tornando insustentável para o manejo das Bacias PCJ, que envolvem diversos interesses econômicos. A meta de 30% é recomendada pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2005). Por outro lado, a meta de $\geq 10\%$ é amplamente aceita como referência para os esforços de conservação, embora seja criticada por sua eficiência ecológica (Pressey *et al.*, 2003). Além destas metas, foram estruturados três cenários de restauração florestal. O primeiro cenário abrange apenas a fitofisionomia da vegetação. No segundo cenário, são considerados a fitofisionomia da vegetação e a vazão específica dos aquíferos. Por fim, foi elaborado um cenário híbrido que engloba todos os alvos mencionados no quarto parágrafo deste tópico.

Por fim, as áreas urbanas foram excluídas do processo de simulação devido ao fato de que as metas e objetivos de conservação nessas áreas estão em uma escala de análise menor. Seria necessário considerar outras variáveis que variam de acordo com cada município. Vale ressaltar também que as informações sobre as formações fitofisionômicas da vegetação foram cruzadas com os dados de uso e cobertura da terra, a fim de associar as respectivas fitofisionomias aos fragmentos de vegetação mapeados no tópico 3.2.2. Os alvos e suas metas de conservação podem ser visualizados no Quadro 6.

Quadro 6: Alvos a serem conservados e suas respectivas metas conforme cada cenário de restauração e conservação da vegetação no Marxan

Meta (%)			Alvo	Grupo
0.1	0.3	0.5	Floresta Estacional Semidecidual Montana	Fitofisionomia da Vegetação mais o Uso e Cobertura da Terra
0.1	0.3	0.5	Floresta Ombrófila Densa Alto-Montana	
0.1	0.3	0.5	Floresta Ombrófila Densa Montana	
0.1	0.3	0.5	Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana	
0.1	0.3	0.5	Formação Pioneira com influência fluvial e/ou lacustre	
0.1	0.3	0.5	Formação Pioneira com influência fluvial e/ou lacustre herbácea sem palmeiras	
0.1	0.3	0.5	Vegetação Nativa	
0.1	0.3	0.5	Refúgio Vegetacional Alto-Montano	
0.1	0.3	0.5	Savana Florestada	
0.1	0.3	0.5	Vegetação Secundária sem palmeiras	
0.1	0.3	0.5	Depressão do Médio Vale do Rio Paraíba do Sul	Unidades Geomorfologia
0.1	0.3	0.5	Depressão Periférica de Mogi Guaçu	
0.1	0.3	0.5	Depressão Periférica do Médio Tietê	
0.1	0.3	0.5	Patamar de Itapira – Votorantim	
0.1	0.3	0.5	Planalto de Mairiporã	
0.1	0.3	0.5	Planalto de Monte Verde	
0.1	0.3	0.5	Planalto de Ouro Fino – Munhoz	
0.1	0.3	0.5	Planalto de São Roque – Jundiá	
0.1	0.3	0.5	Planalto de Serra Negra e Lindóia	
0.1	0.3	0.5	Planalto Residual de Brotas-Itirapina	
0.1	0.3	0.5	Planalto Residual de São Carlos	
0.1	0.3	0.5	Planalto Residual de São Pedro	
0.1	0.3	0.5	Planícies e Terraços Fluviais	
0.1	0.3	0.5	Alta Fertilidade	Solos
0.1	0.3	0.5	Baixa Fertilidade	
0.1	0.3	0.5	Média Fertilidade	
0.1	0.3	0.5	Vazão Específica Fraca	Hidrogeologia
0.1	0.3	0.5	Vazão Específica Moderada	
0.1	0.3	0.5	Vazão Específica Muito fraca	
0.1	0.3	0.5	Baixo	Vulnerabilidade Social
0.1	0.3	0.5	Médio	
0.1	0.3	0.5	Alto	
0.1	0.3	0.5	Baixa	Susceptibilidade Ambiental à Inundações
0.1	0.3	0.5	Médio	
0.1	0.3	0.5	Alta	

Fonte: Elaboração própria

Para a simulação de cada cenário no Marxan, é necessário ter ciência de dois parâmetros a serem calibrados: *Boundary Length* e o *Species Penalty Factor* (SPF). O primeiro parâmetro se resume em compactar as soluções de maneira eficiente, a fim de diminuir a fragmentação das áreas suscetíveis à conservação que apresentam alto valor monetário e são de difícil implementação. O *Boundary Length*, refere-se ao perímetro das áreas selecionadas que conservam todos os alvos e atendem às metas de conservação estabelecidas (Game; Grantham, 2008).

A seleção de áreas desconectadas resulta em um perímetro maior e, conseqüentemente, um custo monetário mais elevado para sua implementação. Nesse sentido, o *Boundary Length Modifier* (BLM), é um parâmetro de ajuste no Marxan do qual aponta um equilíbrio entre a importância da compactação de áreas em relação ao custo monetário. Durante o processo de solução, um valor alto de BLM indica áreas mais compactas. No entanto, é necessário encontrar o valor ideal que combine a compactação com o resultado final da solução (FIGURA 16).

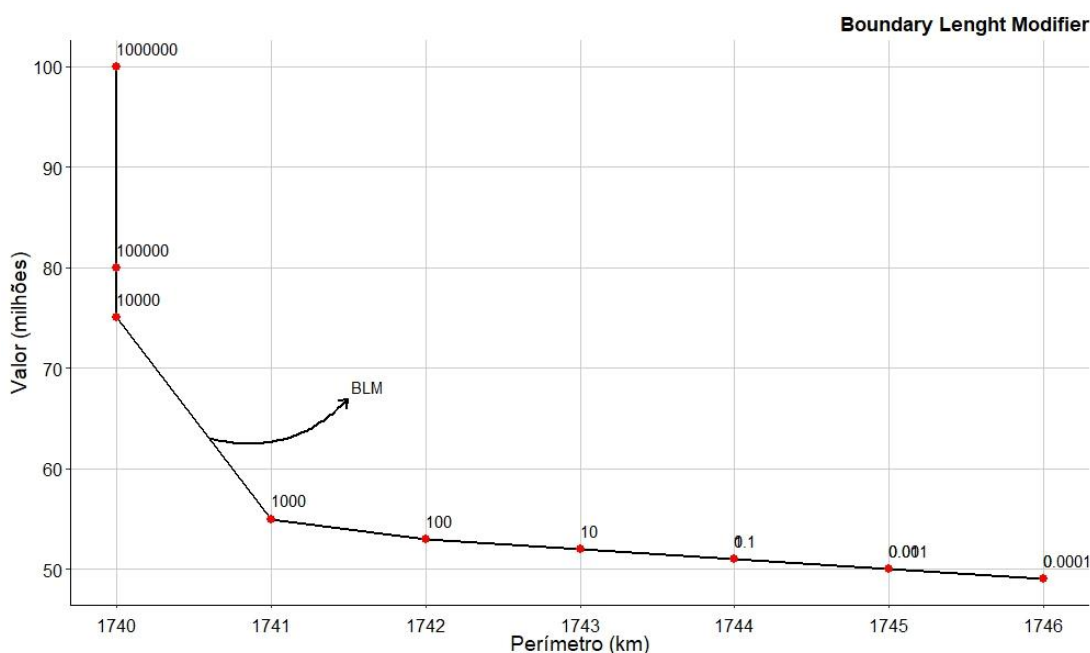


Figura 16: Representação do gráfico de calibração do BLM. A imagem é ilustrativa e demonstra que o melhor valor de BLM encontra-se entre 1.000 e 10.000. A representação gráfica é de autoria própria.

O segundo parâmetro a ser calibrado é o *Species Penalty Factor* (SPF). Em cada simulação do MARXAN, verifica-se se a meta estabelecida para cada alvo foi alcançada. Caso contrário, um valor de penalidade é atribuído. Para obter resultados sem penalidades, é necessário aumentar o valor de SPF, a fim de alcançar todas as metas estabelecidas. A calibração

do SPF não implica na compactação das áreas planejadas, mas sim no alcance das metas de conservação de cada alvo (Game; Grantham, 2008). Por fim, para alcançar os menores valores da Equação 7, utilizou-se a técnica de simulação por meio do processo heurístico para obter a melhor solução, realizando modificações nas variáveis e parâmetros utilizados (Porto, 1997).

3.2.6.2 *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs – InVEST*

Após a delimitação das áreas prioritárias para a conservação e restauração da vegetação com menor custo monetário, estas foram integradas ao mapa de uso e cobertura da terra, visando criar cenários para identificar os benefícios econômicos dessa ação nas Bacias PCJ. Nesse contexto, realizou-se a simulação do serviço ecossistêmico de retenção da carga de sedimentos terrestres, um processo vinculado à erosão do solo quando há precipitação e o material escoar para o canal de drenagem. Para isso, foi utilizado o *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs* (InVEST), uma coleção de modelos numéricos criados para mapear e avaliar os bens e serviços fornecidos pela natureza, que apoiam e melhoram o bem-estar humano (Terrado *et al.*, 2014; Hamel *et al.*, 2015). O objetivo foi examinar o impacto estrutural da cobertura do solo pela vegetação na resposta hidrológica quando áreas prioritárias são implementadas.

Assim, utilizou-se o módulo InVEST *Sediment Delivery Ratio* (SDR – versão 3.12.1), que é um modelo espacialmente explícito baseado no conceito de conectividade hidrológica, conforme parametrizado por Borselli *et al.* (2008), usando a Equação Universal de Perda de Solo (acrônimo em inglês USLE) para estimar e mapear a taxa de entrega de sedimentos para a paisagem (EQUAÇÃO 8) (Wischmeier; Smith, 1958; Winchell *et al.*, 2008). O SDR é combinado com estimativas de produção de sedimentos de cada tipo de uso e cobertura da terra para gerar mapas de produção de sedimentos.

$$USLE = R \times K \times L \times S \times C \times P$$

Equação 8

A USLE representa a perda média anual de solo, expressa em toneladas por hectare por ano ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$). Nesse contexto, R é o fator de erosividade da chuva, medido em megajoules por milímetros por hectare por hora por ano. K é o fator de erodibilidade do solo, expresso em toneladas métricas por hora por megajoule por milímetro. Por sua vez, L é o fator de comprimento do declive, e S é o fator de inclinação do declive, ambos sem unidades

específicas. Por fim, a equação também possui o fator de cobertura e gerenciamento (C) e o fator de prática de suporte (P), ambos também sem unidades de medida específicas.

Por sua vez, a taxa de entrega de sedimento se refere à proporção de sedimentos finos produzidos em uma área específica que alcançará um curso d'água. Essa taxa é calculada como uma função da conectividade hidrológica da área. Inicialmente, o algoritmo calcula um índice de conectividade (IC), que avalia o grau de ligação hidrológica de um *pixel* com o curso d'água. A SDR é derivada diretamente desse índice de conectividade, utilizando uma função sigmoide (Equação 9).

$$SDR_i = \frac{SDR_{max}}{1 + \exp\left(\frac{IC_0 - IC_i}{K_b}\right)}$$

Equação 9

O SDR_{max} representa o valor máximo teórico, definido como a proporção máxima de sedimentos finos ($< 1000 \mu m$) que podem alcançar o córrego. Na ausência de informações detalhadas sobre o solo, seu valor padrão é 0,8 (Vigiak *et al.*, 2012). Os parâmetros IC_0 e K_b são elementos de calibração do modelo numérico que definem a forma da função sigmoide da relação SDR – IC. Uma vez, adquirido a USLE e o SDR, o InVEST possibilita calcular os valores de produção de sedimentos de um determinado *pixel i*, que é uma função direta da multiplicação da USLE pelo SDR.

As variáveis utilizadas para calcular a USLE, como a erosividade da chuva (R), foram adquiridas por meio do projeto NetErosividade <www.gprh.ufv.br>, realizado pelo Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos (GPRH) da Universidade Federal de Viçosa. Este projeto emprega a interpolação de Redes Neurais Artificiais para estimar a erosividade a partir de 138 estações pluviométricas distribuídas em todo o estado de São Paulo, tendo como base os dados de precipitação média anual do período de 1961 a 1990 (Moreira *et al.*, 2006).

Por outro lado, a erodibilidade do solo (K) foi determinada conforme as diretrizes estabelecidas no “Plano Diretor para recomposição florestal visando à conservação da água nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (nº 1068/18)”. Esse plano foi elaborado pela Engenharia e Consultoria em Recursos Hídricos e Meio Ambiente Ltda (IRRIGART) para a Agência das Bacias PCJ e o Comitê da Bacia Hidrográfica dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (IRRIGART, 2018).

O fator de comprimento do declive (L) e o fator de inclinação do declive (S), ambos sem unidades específicas, foram calculados conforme descrito por Desmet e Govers (1996), por meio do algoritmo *LS Factor* incorporado no Sistema de Informação Geográfica SAGA GIS. Para realizar esse cálculo, utilizou-se o modelo digital de elevação desenvolvido no tópico 3.2.1 desta tese. Embora essas variáveis não possuam unidades de medida, o fator “L” representa a influência do comprimento do declive na taxa de erosão e é calculado pela divisão do comprimento da encosta pela distância até o ponto de saída da água. Por sua vez, o fator “S” representa a influência da inclinação na taxa de erosão e é expresso como a tangente do ângulo de inclinação da encosta.

Por fim, a USLE também possui o fator de cobertura e gerenciamento (C) e o fator de prática de suporte (P), ambos também sem unidades de medida específicas. Os valores para estruturar essas duas variáveis (QUADRO 7) foram adquiridos do “Manual Operativo do Programa Produtor de Água” de 2008 da Agência Nacional de Água e Saneamento (ANA) (ANA, 2023) e do “Plano Diretor para Recomposição Florestal visando à Conservação da Água nas Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (nº 1068/18)” (IRRIGART, 2018).

Quadro 7: Classe de uso e cobertura da terra e seus respectivos valores dos Fatores C e P

Classes	Fator C	Fator P
Corpos Hídricos	0,00	0,00
Área Urbana	0,00	1,00
Cultivos Agrícolas	0,37	0,50
Culturas Temporárias	0,25	1,00
Mata	0,05	0,09
Pastagem	0,25	1,00
Silvicultura	0,05	0,80
Solo exposto	0,00	1,00

Fonte: Elaboração própria

Após a multiplicação das variáveis da USLE, obtém-se uma estimativa da perda de solo em uma determinada área devido à erosão hídrica causada pela precipitação. Esse resultado é apresentado na forma de um mapa e de uma tabela, com valores expressos em unidades biofísicas, como toneladas de sedimentos por hectare por ano (Benavidez *et al.*, 2018). Essa informação pode ser utilizada para priorizar ações de conservação e restauração florestal,

avaliar o impacto das práticas de manejo e estimar os benefícios socioeconômicos em diferentes cenários de uso da terra, no que se refere à contribuição de sedimentos para uma bacia hidrográfica.

No contexto do InVEST *Sediment Delivery Ratio*, os resultados obtidos englobam não apenas a USLE, mas também a taxa de entrega e retenção de sedimento que se destinam a um curso d'água, dependendo do cenário de uso e cobertura da terra. Assim, essas informações possibilitam estimar o impacto econômico relacionados a prática de manejo de conservação e restauração da vegetação, tendo como parâmetros as ações aplicadas e realizadas em reservatórios de tratamento e distribuição de água à sociedade.

3.2.7 Indicadores de oportunidade econômica

Para a análise do impacto econômico dos cenários de restauração e conservação da vegetação nas Bacias PCJ, foram utilizados três indicadores econômicos por meio da abordagem dos serviços ecossistêmicos, com foco na quantificação dos processos naturais hidrológicos, especificamente na entrega e retenção de sedimento resultantes da erosão do solo. Esses indicadores visam indiretamente estabelecer a relação entre a vegetação e os recursos hídricos nas Bacias PCJ. Contudo, é crucial ressaltar que esses resultados representam apenas uma das facetas da gestão dos recursos hídricos nesse território, que é composto por diversos agentes socioeconômicos e processos naturais.

Os indicadores foram desenvolvidos por Sousa Júnior (2011) e por Pavani *et al* (2020). Os dois primeiros indicadores consideram os custos economizados pela redução do uso de produtos químicos no tratamento da água e pela redução dos gastos com a remoção e descarte de lodo na estação de tratamento. O terceiro indicador está relacionado à mitigação de custo de drenagem de sedimentos do reservatório de água. Tais indicadores foram desenvolvidos para o Projeto de Recuperação de Matas Ciliares do estado de São Paulo e se encontra no material: “Análise econômica da relação entre uso do solo e custos de tratamento de água no Estado de São Paulo”

A água destinada ao consumo humano requer procedimentos de controle e vigilância de qualidade, seguindo os padrões de potabilidade estabelecidos pelo Ministério da Saúde, conforme a Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021. Logo, a turbidez é um parâmetro organoléptico de potabilidade, definida como a medida da dispersão de luz resultante da presença de partículas em suspensão ou coloidais e é expressa em Unidade Nefelométrica

de Turbidez ou Unidade de Turbidez (acrônimo em inglês NTU ou uT).

Valores elevados de NTU indicam a presença de sólidos suspensos, tais como silte, argila, sílica ou coloides, detritos orgânicos e inorgânicos, organismos microscópicos, algas e outras partículas minúsculas, tornando o líquido nebuloso ou turvo. A origem desses materiais é diversa, podendo decorrer da erosão do solo devido à falta de vegetação, do despejo inadequado de materiais nos mananciais, provenientes da indústria, esgoto doméstico, mineração, entre outras fontes. O valor máximo permitido para qualquer amostra pontual deve ser de 5 NTU em qualquer ponta da rede no sistema de distribuição de água para consumo humano (Brasil, 2014).

Logo, a turbidez excessiva requer uma maior concentração de produtos químicos para a decantação de impurezas nas estações de tratamento de água, consequentemente o aumento desses produtos na água resultam na formação de lodo adicional nas estações de tratamento. Isso acarreta custos monetários adicionais no tratamento da água, tanto em relação ao tratamento da água referente a turbidez quanto à remoção do lodo dos reservatórios. Assim, o primeiro indicador está relacionado à utilização de produtos químicos para o tratamento de água referente a turbidez (Equação 10).

$$C = a \times \log T - b$$

Equação 10

Onde C representa o custo do tratamento de água, “a” e “b” são coeficientes de ajuste do tratamento de água, e “T” é a turbidez da água, referente à concentração de dióxido de silício (SiO₂) em miligramas por litro (mg/L) (mg/L SiO₂ - NTU).

Para os coeficientes de ajuste do tratamento de água foram utilizados os valores “a” = 0,011 e “b” = 0,0013. Estes valores foram identificados por Sousa Júnior (2011) e referem-se à relação entre a turbidez e os custos monetários associados à sua redução através da aplicação do coagulante inorgânico Sulfato de Alumínio. Como referência, o autor utilizou o valor de R\$ 0,1285/kg para o coagulante tendo como referência o ano de 2011.

Uma vez que um indicador aponte uma turbidez excessiva, utilizando 5 NTU como referência, é possível concluir que existe uma alta concentração de impurezas no fundo do reservatório de tratamento de água. Portanto, esse acúmulo de detritos sólidos requer tratamento

e disposição adequados. Tendo como referência o custo monetário de R\$ 179,08 por tonelada apontado por Pavani *et al* (2020), foi possível aplicar o segundo indicador (EQUAÇÃO 11).

$$L = \$ \times T^{0,66}$$

Equação 11

Onde “L” representa o custo de disposição de lodo, “\$” representa o custo unitário de disposição de lodo, e “T” é a turbidez da água, referente à concentração de dióxido de silício (SiO₂) em miligramas por litro (mg/L) (mg/L SiO₂ - NTU).

Os dois indicadores apresentados estão relacionados à aplicação de produtos químicos para atender aos padrões de potabilidade estabelecidos pelo Ministério da Saúde. Enquanto isso, o terceiro indicador está vinculado à redução dos custos de drenagem de sedimentos do reservatório de água. Essa situação é consequência da erosão ocorrida nas bacias hidrográficas e da sedimentação na água, dois fatores diretamente correlacionados ao assoreamento dos mananciais hídricos (Sousa Júnior, 2011).

Parte do material erodido, influenciado por fatores como a cobertura vegetal e a declividade dos terrenos, chega aos corpos d'água e passa por processos de transporte e sedimentação. Embora os custos monetários associados a essa ação não sejam triviais, uma vez que envolvem múltiplos aspectos, tais como os equipamentos de dragagem, manutenção, os volumes dragados e a distância do ponto de descarga dos resíduos. No entanto, esses valores aumentam consideravelmente quando a escala da atividade é reduzida e o acesso das máquinas é limitado (EQUAÇÃO 12) (Sousa Júnior, 2011).

$$D = PNE \times SDR \times TS \times CUD$$

Equação 12

Onde “D” representa o custo de dragagem, “PNE” representa o potencial natural de erosão (t ha⁻¹ ano⁻¹), “SDR” corresponde à taxa de entrega de sedimentos, “TS” é a taxa de sedimentação, e “CUD” representa o custo unitário de dragagem (R\$ m⁻³)

De acordo com Pavani *et al* (2020), a taxa de sedimentação é uma estimativa, em porcentagem, da quantidade de material separada por partículas sólidas suspensas na água. Nas bacias hidrográficas extensas e de grande altitude, como as Bacias PCJ, a taxa de sedimentação

é estabelecida em 20%. Além disso, o custo unitário de dragagem utilizado na Equação 12 é de R\$25,00 por metro cúbico de material dragado, assumindo que cada metro cúbico de dragagem corresponde a 1,5 toneladas de sedimentos removidos nas atividades de desassoreamento, conforme descrito por Sousa Júnior (2011). Todas as informações necessárias para calcular esse índice e outros foram obtidas por meio de estimativas no InVEST *Sediment Delivery Ratio* ou adquiridas no Plano de Bacia 2020-2035 (página 188) das Bacias PCJ.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Análise de dados secundários

O processamento das curvas de nível levou à criação de um MDE e à quantificação da distribuição da propagação de incertezas na superfície interpolada. Com base nesse material, foi desenvolvido o índice de suscetibilidade à inundação, que foi utilizado no processo de simulação de cenários da paisagem para a conservação e restauração da vegetação. Também foi analisado o mapa de uso e cobertura da terra com os limites das Unidades de Conservação e das Bacias PCJ. Além disso, foi investigada a correlação entre os custos monetários de aquisição de terras e os custos de oportunidade associados às atividades agrícolas registradas no SIDRA.

Em relação aos aspectos históricos e jurídicos que envolvem a constituição do Comitê das Bacias PCJ, foram utilizados como apoio os dados disponibilizados pelo Projeto MapBiomass, o mapa pedológico dos estados de São Paulo e Minas Gerais (Walter; José João, 2013; Rossi, 2017), bem como os dados do projeto Código Florestal no estado de São Paulo (FAPESP Nº 2016/17680-2). Por fim, foram explorados os dados relacionados aos aspectos físico-ambientais das Unidades de Conservação.

4.1.1 Superfície contínua e suas implicações

As curvas de nível foram processadas analogicamente, totalizando 8.938 curvas em uma área de 15.377 km². Foram editadas 40.139 linhas de hidrografia, abrangendo um comprimento total de 24.025 km, e delimitados 1.221 corpos d'água, cobrindo 237 km², o que corresponde a 1,5% da área de estudo. O resultado está na FIGURA 17, destacando as FIGURAS 17A. I e 17A. II, que delineiam os limites de quatro cartas topográficas: Cabreúva, Santana de Parnaíba, Indaiatuba e Jundiaí. Essa região mostrou alterações nas curvas de nível, provavelmente devido às mudanças nas técnicas de produção das cartas em 11 anos (1973 a 1984). A FIGURA 17A. II refere-se à região da folha topográfica Cambuí, onde os dados vetoriais estavam ausentes na base do IBGE, levando à vetorização analógica.

Após interpolar os arquivos vetoriais e obter o MDE (FIGURA 17B), reclassificou-se em faixas de 50 metros devido ao tamanho da área de estudo, envolvendo cerca de 17 milhões de pontos de elevação interpolados. A distância euclidiana usada no Índice de Moran foi de 2 quilômetros, com 1000 permutações.

O RMSE resultou em uma diferença de 24 metros entre a elevação interpolada e os dados observados da rede altimétrica do IBGE. Essa diferença pode ser atribuída à transformação do relevo ao longo do tempo, à escala de medidas e ao processo de construção das curvas de nível, que ocorreram em períodos diferentes. Uma alternativa para reduzir o RMSE seria coletar pontos de altitude e reavaliar a equação. O cálculo foi feito usando um script em R <<http://dx.doi.org/10.17632/h8zs7dsms8.1>>, e também foi gerado um gráfico do Índice de Moran (FIGURA 18) para análise detalhada da elevação.

As incertezas se encontram distribuídas nas maiores distâncias (FIGURA 18), especialmente no alto curso da Bacias PCJ e em áreas de relevo íngreme com quebras abruptas entre a encosta e a planície, como ilustrado nas FIGURAS 17C. I e 17C. II. Além disso, foram identificados *outliers* espaciais (FIGURA 18) relacionados aos valores de elevação nos cumes do relevo a montante da área de estudo, onde a variação de altitude é significativa.

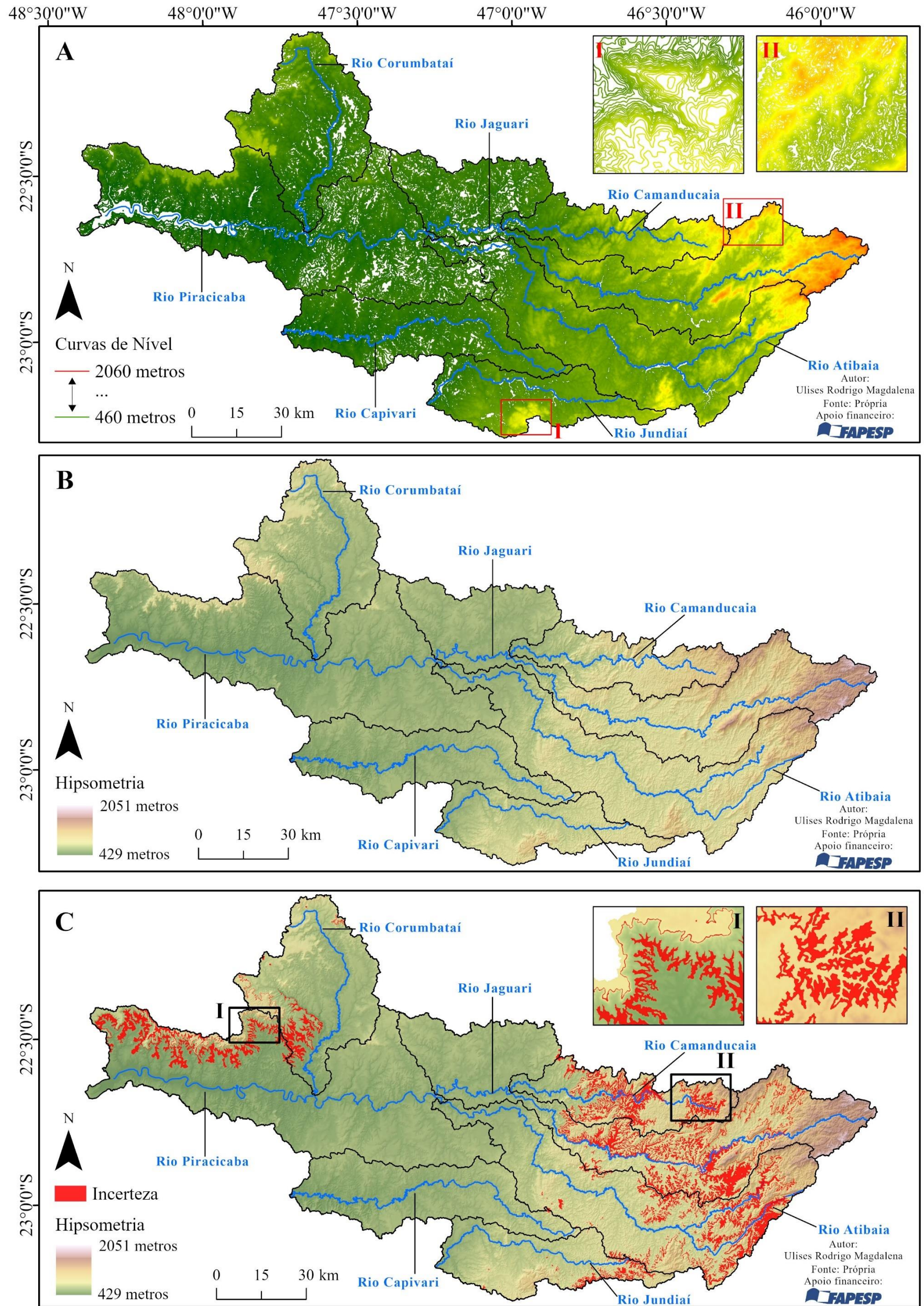


Figura 17: A) Curvas de nível; B) Mapa hipsométrico; C) Propagação de incertezas nas Bacias PCJ.

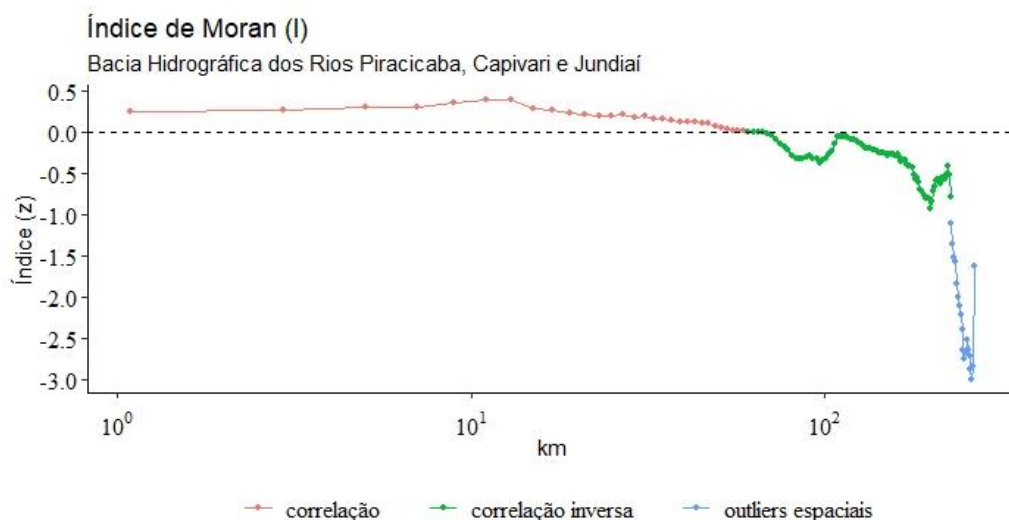


Figura 18: Índice de Moran aplicado nas Bacias PCJ, ilustrando a propagação de incertezas. A representação gráfica é de autoria própria.

A concentração da propagação de incertezas no alto curso das Bacias PCJ requer atenção, uma vez que tais incertezas superestimam os resultados finais almejados, o que pode ocasionar uma tendência nos atos conclusivos da pesquisa. Sendo assim, a clareza acerca das incertezas presentes na área de estudo é essencial para a obtenção de resultados finais robustos.

Os resultados obtidos por meio das cartas topográficas revelam limitações relacionadas à precisão, atualização e integração de tecnologia. A precisão das informações nas folhas topográficas pode variar devido a lacunas ocasionadas pela adoção de diferentes e novas técnicas, assim como pela substituição das equipes responsáveis pelo levantamento topográfico ao longo dos anos. Essa variabilidade foi identificada nas quatro cartas topográficas analisadas: Cabreúva, Santana de Parnaíba, Indaiatuba e Jundiá. Essas variações resultam em erros de medição de estimativa, comprometendo a acurácia das informações representadas nos mapas, conforme evidenciado pela aplicação do RMSE.

A integração de tecnologia também se configura como uma limitação ao manipular as cartas topográficas, uma vez que os formatos mais antigos representam uma valiosa fonte de informações geoespaciais. Entretanto, esses materiais foram produzidos com parâmetros distintos dos atuais, o que, ao serem convertidos, pode gerar pequenas imprecisões, como a conversão de um *datum* topocêntrico para geocêntrico. Contudo, as informações geoespaciais obtidas por meio das cartas possibilitam adquirir, em escala regional, dados geoespaciais que outros produtos não fornecem, como a quantificação de corpos hídricos. Logo, é necessário estar atento às limitações inerentes a esse tipo de produto, o que torna essencial considerar a

propagação de incerteza e o RMSE como medidas cruciais na análise e interpretação desses dados.

4.1.2 Dinâmicas uso e cobertura da terra nas Bacias PCJ

O mapa de uso e cobertura da terra (FIGURA 19) adquirido revelou uma exatidão global de 0,92, com um coeficiente de Kappa de 0,90. Esses resultados demonstram a precisão na classificação das variáveis qualitativas, conforme indicado no Quadro 8. No geral, constatou-se que 32% das Bacias PCJ possuem algum tipo de cobertura vegetal, sendo que 23% delas estão localizadas nas sub-bacias hidrográficas dos rios Jundiaí, Atibaia, Jaguari e Camanducaia. Em outras palavras, a maior concentração de vegetação nessas sub-bacias hidrográficas pode ser majoritariamente atribuída à inclinação do terreno, fator que, em grande parte, dificulta o acesso e a ocupação de essas áreas.

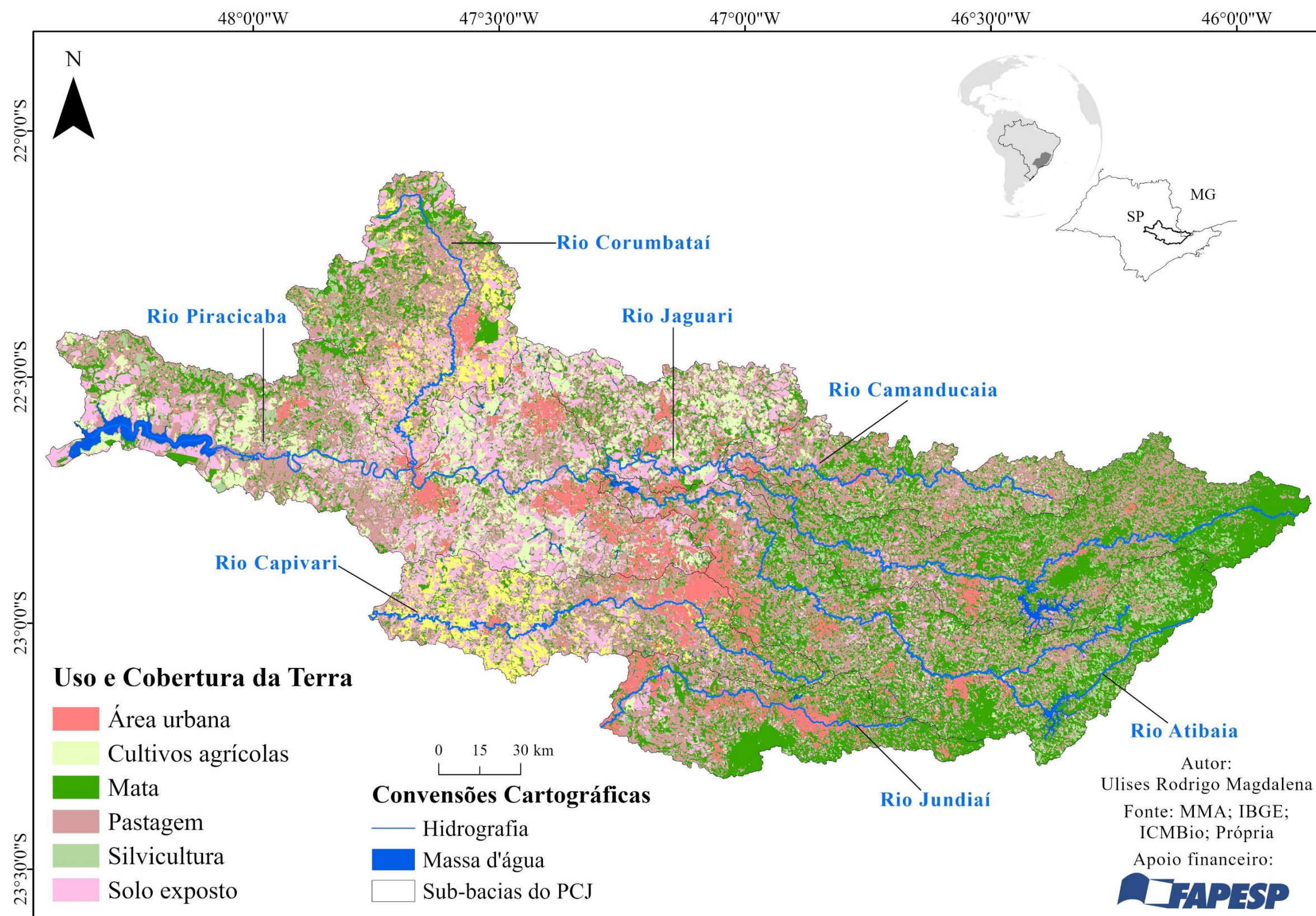


Figura 19: Uso e cobertura da terra nas Bacias PCJ

Quadro 8: Classificação da cobertura e uso da terra nas Bacias PCJ com base nas imagens do *Landsat 8*. Cultivos Agrícolas: CA; Mata: MA; Água: AG; Silvicultura: SI; Solo Exposto: SE; Área Urbana: AR; Pastagem: PA; Exatidão Global: EG e Kappa: K

		CA	MA	AG	SI	SE	AR	PA	EG	K
Corumbataí	km²	249,92	416,71	2,79	59,17	346,43	50,13	594,32	0,92	0,90
	%	14,53	24,23	0,16	3,44	20,15	2,92	34,56		
		CA	MA	AG	SI	SE	AR	PA		
Piracicaba	km²	652,83	622,18	132,81	83,16	960,39	308,76	1024,59	0,92	0,89
	%	17,25	16,44	3,51	2,2	25,38	8,16	27,07		
		CA	MA	AG	SI	SE	AR	PA		
Capivari	km²	308,52	312,28	12,26	9,76	320,64	155,98	451,22	0,93	0,91
	%	19,64	19,88	0,78	0,62	20,41	9,93	28,73		
		CA	MA	AG	SI	SE	AR	PA		
Jundiá	km²	33,49	533,95	9,25	19,04	72,37	173,71	312,86	0,92	0,89
	%	2,9	46,24	0,8	1,65	6,27	15,04	27,1		
		CA	MA	AG	SI	SE	AR	PA		
Atibaia	km²	93,27	1329,17	53,44	173,71	154,76	186,6	814,59	0,92	0,90
	%	3,32	47,38	1,9	6,19	5,52	6,65	29,03		
		CA	MA	AG	SI	SE	AR	PA		
Jaguari	km²	254,37	1469,11	48,32	87,38	386,14	110,12	948,2	0,93	0,91
	%	7,7	44,47	1,46	2,64	11,69	3,33	28,7		
		CA	MA	AG	SI	SE	AR	PA		
Camanducaia	km²	62,35	343,08	3,99	59,74	48,64	36,11	485,23	0,93	0,91
	%	6	33,02	0,38	5,75	4,68	3,47	46,7		
		CA	MA	AG	SI	SE	AR	PA		
Total	km²	1.654,75	5.026,48	262,86	491,96	2.289,37	1.021,41	4.631,01	0,92	0,90
	%	10,76	32,69	1,71	3,20	14,89	6,64	30,11		

Fonte: Elaboração própria

As Bacias PCJ também apresentaram alta concentração de pastagens e solo exposto, totalizando 45% da cobertura da terra. As maiores concentrações ocorreram nas sub-bacias dos rios Corumbataí, Piracicaba e Capivari, na transição do médio para o baixo curso das Bacias PCJ. Isso se deve ao relevo predominantemente aplainado e colinoso, tornando essas áreas propícias para especulação de terras, ocupação irregular e atividades humanas. Nessas sub-bacias, a exploração de argila e a atividade agrícola podem ser os principais fatores responsáveis pela alta presença de solo exposto e pastagens.

É importante ressaltar que essas sub-bacias hidrográficas coincidem com as áreas abrangidas pelo Plano de Desenvolvimento Urbano Integrado da Aglomeração Urbana de Piracicaba. Este plano identificou problemas ambientais que exigem medidas de mitigação, tais como o aumento da turbidez nas águas devido às práticas rudimentares de mineração, a supressão da vegetação ciliar e a poluição atmosférica, seja pela queima da palha de cana-de-açúcar quanto pela emissão de gases resultantes dos processos térmicos de alta temperatura utilizados na queima da matéria-prima na indústria cerâmica (Machado, 2017).

Tais problemas são consequência da degradação de áreas verdes provocada pelo setor sucroenergético e pelo Polo Cerâmico de Santa Gertrudes, colocando em risco a

manutenção do aglomerado urbano de Piracicaba, seja em termos de abastecimento de água, seja em relação à saúde da população. Além dos setores econômicos mencionados, é necessário considerar também a silvicultura, que, após o período de colheita, gera extensas áreas de solo exposto e pastagem, intensificando os processos erosivos causados pela água (Pires *et al.*, 2006).

No contexto do Plano de Bacias PCJ 2020–2023, torna-se evidente o foco nas sub-bacias como regiões de interesse prioritário para a recuperação da vegetação. Isso se reflete na concentração de projetos de restauração de matas ciliares, apoiados pela Agência de Bacias PCJ, tais como o Projeto Nascentes Analândia e o Projeto Mananciais Charqueada/São Pedro. Entretanto, esses projetos operam em microbacias, em áreas que requerem reflorestamento de acordo com as leis ambientais vigentes. A implementação de iniciativas audaciosas para a recuperação da vegetação enfrenta desafios complexos na região devido à presença de múltiplos agentes socioeconômicos que elevam o custo de oportunidade diante do baixo custo de aquisição de terras. Um exemplo disso são as empresas Cosan S.A e Raizen do setor sucroenergético, que geram uma economia para as bacias hidrográficas de aproximadamente 2 bilhões de reais e movimentam toda a cadeia econômica (IBGE, 2019).

Logo, a redução de áreas produtivas para a restauração da vegetação, a fim de conservar os recursos hídricos que serão utilizados pelo próprio setor econômico, configura-se como um desafio considerável no contexto do plano de Bacias PCJ. É necessário saber como preservar os recursos hídricos, a fim de manter a segurança e o bem-estar da população e dos setores econômicos que empregam essa população. Isso deve ser feito diante dos cenários de eventos extremos que são produtos das crises de mudanças climáticas e da perda da biodiversidade, onde ambas as crises são impulsionadas pelas dinâmicas do uso e cobertura da terra e colocam a população cada vez mais em risco à desastres (Mitchell *et al.*, 2018; Mitchell *et al.*, 2021). A complexidade deste assunto gera incertezas sobre a eficiência/adequação de transformar a conservação e restauração dos recursos hídricos e da vegetação em *commodities*, em produtos econômicos via pagamento por serviços ambientais.

Além disso, embora o mapa de uso da cobertura da terra tenha alcançado uma boa precisão na classificação dos elementos, o que nos permitiu identificar o contraste de tipos de uso e cobertura mencionados nos parágrafos anteriores, deparamo-nos com as limitações relacionadas à resolução espacial das imagens de satélite utilizadas. Isso se deve, principalmente, à baixa resolução espacial, o que é insuficiente para representar detalhes e dinâmica de transformação da terra. Mesmo com a aplicação de métodos e técnicas robustas de

classificação, como a análise de textura, forma do objeto e segmentação, as classes de uso acabam tornando-se imprecisas na resolução espacial de 30 metros.

A limitação mencionada se manifesta de maneira notável durante o trabalho de campo nas Bacias PCJ, onde a cobertura vegetal natural se mistura visivelmente a pequenas áreas de eucalipto plantadas para uso próprio ou como matéria-prima para atividades principais, como a secagem de café, conforme identificado nas regiões dos municípios de Serra Negra e Bragança Paulista. Além disso, o mapa não consegue capturar as transformações pontuais ou em progresso, impulsionadas pelo repentino aumento do valor de *commodities* ou pela especulação imobiliária (FIGURA 20). Tais situações foram observadas em Bragança Paulista e em Analândia.

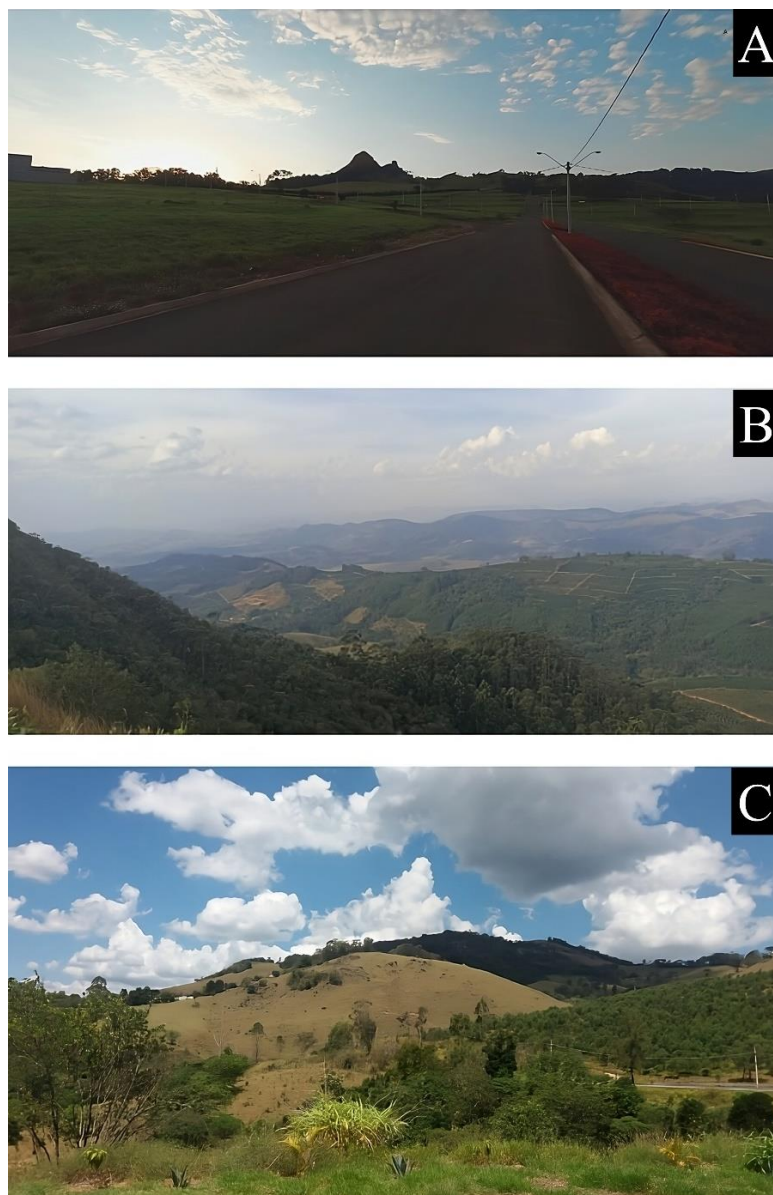


Figura 20: Elementos de uso e cobertura da terra nas Bacias PCJ que se misturam com a identificação de áreas com vegetação natural. A) Condomínio Residencial Cuscoville, localizado no município de Analândia, próximo ao Morro do Cuscuzeiro. B) Mirante Alta da Serra, situado no município de Serra Negra. C) Região da bacia hidrográfica do rio Jaguari. Fonte: Autoria própria

Em Bragança Paulista, os agricultores abandonaram os cultivos de arroz e feijão, atividades agrícolas que normalmente geram um valor em torno de 18 milhões de reais por ano nas Bacias PCJ (IBGE, 2019). Isso ocorreu devido ao significativo aumento no preço da soja, que passou de 82,17 para 188,89 reais por saca entre os anos de 2019 e 2022, (CEPEA /Esalq 2023). Durante o mesmo período, o preço do arroz subiu de 43,51 para 75,60 reais, e o preço do feijão aumentou de 87,12 para 210,30 reais (Brasil, 2023a; CEPEA /Esalq 2023).

No entanto, tanto o arroz quanto o feijão são predominantemente produzidos pela agricultura familiar, com o principal foco no abastecimento do mercado interno, enquanto a soja é um produto destinado à exportação. Apesar dos custos associados ao cultivo de soja e potencializados em terrenos ondulados, como identificado no município de Bragança Paulista, os valores praticados no mercado conseguiram compensar as despesas relacionadas a esse cultivo, diferentemente quando comparado com os insumos utilizados para cultivar o arroz e o feijão.

A alternância de cultivo agrícola em Bragança Paulista aponta para duas questões no manejo de recursos hídricos. A primeira trata da demanda de água necessária para completar o ciclo dos produtos cultivados. Segundo a Embrapa (2023b), o cultivo do arroz requer aproximadamente 400 mm a 700 mm de água, o feijão demanda de 300 a 450 mm, e a soja varia de 450 a 800 mm. A segunda questão envolve o que fazer com as áreas após o ciclo de alta dos valores da soja, caso os produtores cessem o cultivo do grão devido às despesas. Essas áreas tornam-se focos de erosão laminar hídrica, aumentando o aporte de sedimentos dos rios, pois não apresentam cobertura vegetal para proteger o solo em períodos de precipitação.

Em Analândia, as áreas cultivadas estão consolidadas na silvicultura e no plantio de cana-de-açúcar. Além disso, o município possui uma economia pautada no ecoturismo devido às suas paisagens e monumentos naturais, como o Morro da Cuscuzeira e o Morro do Camelo, que são atrativos para o mercado imobiliário na venda de lotes em condomínios (FIGURA 20A). Por sua vez, esses condomínios, localizados em áreas próximas aos monumentos e aos pontos turísticos naturais, ainda não estão consolidados. Assim, ao classificar as imagens de satélite, as áreas são identificadas como vegetação ou pasto, mas as áreas já estão loteadas e prontas para serem transformadas em áreas urbanas.

4.1.3 Áreas Protegidas

Ao examinarmos o mapa de uso e cobertura da terra em relação às áreas protegidas respaldadas pelo SNUC, é evidente que apenas 78,95 km² de vegetação se encontram nessas áreas com o *status* de proteção integral (QUADRO 9). No entanto, esses territórios não estão isentos de desafios relacionados as dinâmicas do uso da terra, uma vez que englobam 2 km² de terras destinadas à agricultura, 0,27 km² de zonas urbanas e 5,61 km² de pastagens. De maneira geral, a maioria dessas sobreposições concentra-se nas sub-bacias hidrográficas dos rios Atibaia e Jundiaí, que englobam as seguintes áreas protegidas de proteção integral: Monumento Natural da Pedra Grande (32,47 km²), Parque Estadual de Itaberaba (7,82 km²) e Parque Estadual de Itapetinga (50,48 km²).

Quadro 9: Unidade de Conservação por classes de uso e cobertura da terra das Bacias PCJ. Cultivos Agrícolas: CA; Mata: MA; Água: AG; Silvicultura: SI; Solo Exposto: SE; Área Urbana: AR; Pastagem: PA; Unidade de Conservação de Proteção Integral: UCPI e Unidade de Conservação de Uso Sustentável: UCUS

			CA	MA	AG	SI	SE	AR	PA
Corumbataí	UCPI	km²	-	-	-	-	-	-	-
	UCUS		127,55	344,17	1,55	57,67	157,45	11,42	463,39
			CA	MA	AG	SI	SE	AR	PA
Piracicaba	UCPI	km²	-	1,31	-	-	-	-	0,01
	UCUS		184,99	268,97	93,94	63,18	233,4	10,23	441,28
			CA	MA	AG	SI	SE	AR	PA
Capivari	UCPI	km²	-	0,63	-	-	-	-	0,04
	UCUS		22,82	40,16	0,8	1,29	17,56	2,26	46,91
			CA	MA	AG	SI	SE	AR	PA
Jundiaí	UCPI	km²	0,27	6,38	-	-	-	-	0,06
	UCUS		19,74	365,3	5,92	16,48	37,91	81,19	187,89
			CA	MA	AG	SI	SE	AR	PA
Atibaia	UCPI	km²	2,06	70,63	0,05	5,24	0,23	0,27	5,5
	UCUS		51,32	747,45	33,78	131,22	44,68	35,89	367,56
			CA	MA	AG	SI	SE	AR	PA
Jaguari	UCPI	km²	-	-	-	-	-	-	-
	UCUS		13,76	586,86	42,14	50,19	56,16	45,29	423,92
			CA	MA	AG	SI	SE	AR	PA
Camanducaia	UCPI	km²	-	-	-	-	-	-	-
	UCUS		54,24	295,88	3,66	51,95	40,43	33,09	406,05
Total	UCPI	km²	2,33	78,95	0,05	5,24	0,23	0,27	5,61
	UCUS		474.42	2648.79	181.79	371.98	587.59	219.37	2337

Fonte: Elaboração própria

Embora as áreas protegidas mencionadas indiquem, em seus planos de manejo, que abrigam importantes áreas de nascentes e de recarga de corpos hídricos, responsáveis pelo fornecimento de água aos municípios das Bacias PCJ, bem como ao Sistema Cantareira, que,

por sua vez, é encarregado de abastecer a região metropolitana de São Paulo, essas áreas protegidas enfrentam desafios relacionados as dinâmicas do uso da terra no Aglomerado Urbano de Jundiaí que possui um complexo conjunto de indústrias como um circuito de cultivo de frutas além do seu perímetro urbano. De acordo com Machado e Wertherimer (2018), as bacias hidrográficas abrangidas pelas áreas protegidas possuem uma alta prioridade de conservação ambiental para a manutenção da disponibilidade de água.

Tanto que, em 1998, foi promulgado o Decreto Estadual nº 43.284, que instituiu a Zona de Conservação Hídrica nas bacias hidrográficas dos rios rio Jundiaí Mirim, rio Capivari e do Ribeirão Caxambu, proporcionando uma baixa densidade territorial nessa zona, além da implementação de ações para prevenir processos erosivos (Fanelli; Santos Junior, 2013; Machado, 2018). No entanto, apesar dessa medida, não foi possível evitar problemas relacionados à demanda de água, à poluição causada por indústrias e ao despejo inadequado de esgotos, comprometendo, assim, a disponibilidade hídrica seja superficial ou subterrânea (Neves *et al.*, 2007).

Este resultado reforça a dinâmica discutida no tópico anterior, na qual as áreas de silvicultura se entrelaçam com a vegetação nativa, e as áreas urbanas se expandem em direção a regiões de interesse e conservação ambiental. Além disso, a presença de atividades agrícolas, áreas urbanas e pastagens no interior de áreas protegidas de *status* integral enfatiza ainda mais o desafio de gerir as Bacias PCJ. Há a necessidade de encontrar um equilíbrio ou alternativa entre a conservação e a restauração ambiental e o desenvolvimento econômico, pois a mera implementação de áreas protegidas não é o suficiente. É necessário pensar na implementação de atividades e instrumentos econômicos, tais como o pagamento por serviços ambientais ou a implementação do Mercado Brasileiro de Redução de Emissões, que reduzam os efeitos da dinâmica do uso da terra e ainda gerem renda à população local (Moraes, 2019).

A inclusão do pagamento por serviços ambientais representa uma solução de mitigação, mas é necessário compreender que essa estratégia possui limitações em relação aos custos financeiros que sustentarão essa iniciativa. Pois não se trata apenas da transferência de recursos financeiros ao proprietário da terra, mas também um amplo conjunto de medidas relacionadas ao monitoramento do serviço ecossistêmico desejado, o incentivo de práticas de conservação ao longo do tempo, a implementação de tributos ambientais e a remoção de obstáculos relacionados à regularização da terra perante as leis vigentes, além do subsídio à adesão ao programa (Picharillo; Ranieri, 2019; Mamedes *et al.*, 2023; Salmi *et al.*, 2023).

A falta de clareza quanto à fonte dos recursos financeiros destinados ao pagamento por serviços ambientais, conforme definido na Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (Lei Federal nº 14.119/2021), constitui um desafio a ser enfrentado. De acordo com essa política, o financiamento desse pagamento será obtido por meio de doações de pessoas físicas e jurídicas, bem como de agências multilaterais e bilaterais de cooperação internacional. Portanto, a captação de recursos financeiros para sustentar a prática de pagamento é um processo subjetivo que requer ainda a regulamentação do Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais, a fim de evitar interrupções por questões políticas ou econômicas, como ocorreu no caso do Fundo da Amazônia no período de 2019 a 2022, o que colocou em risco todos os esforços voltados para a implementação de práticas de conservação da Amazônia (Brasil, 2022a).

A implementação do Mercado Brasileiro de Redução de Emissões (Projeto de Lei Federal nº 412/2022) seria um outro instrumento. No entanto, ele se encontra em processo de regulamentação, e sua implementação já se depara com desafios, como a exclusão do agronegócio das obrigações estipuladas pelo Sistema Brasileiro de Comércio de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SBCE) (Brasil, 2022b; Agência Senado, 2023). Isso porque, o setor argumentou, em debate de âmbito político, que possui dificuldades para quantificar as emissões de gases de efeito estufa por serem influenciados pelo tipo de solo, pelas condições climáticas e pelas práticas de manejo. Todavia, é importante ressaltar que esse mesmo setor foi responsável por 74% das 2,4 bilhões de toneladas de gás carbônico equivalente (GtCO₂e, GWP-AR5) emitidas em 2021 no Brasil (SEEG, 2023).

Para as Bacias PCJ, conforme estipulado pela Lei Federal nº 14.119/2021, uma alternativa seria o redirecionamento dos recursos financeiros captados através do uso da água ou adoção do mercado de carbono. No entanto, segundo a Lei Federal nº 9.433/1997 (Lei das Águas), é importante destacar que a gestão de recursos hídricos não se limita apenas à restauração e conservação da vegetação, mas envolve uma abordagem mais abrangente que também requer financiamento relacionado à infraestrutura e à mediação de interesses para alcançar o objetivo de assegurar a disponibilidade e qualidade de água à população. Por sua vez, o mercado de carbono ainda é algo recente e não inclui o agronegócio, setor econômico de grande destaque nas Bacias PCJ, que poderia, na compra e venda de créditos de carbono, financiar iniciativas de restauração e conservação da vegetação e dos recursos hídricos.

Portanto, a pergunta que permanece é se as Bacias PCJ, por meio da Agência de Águas, teriam recursos suficientes para manter a conservação da vegetação e dos recursos

hídricos diante das dinâmicas do uso da terra impulsionadas pelos ciclos econômicos. Essa indagação ganha relevância ao considerarmos a busca por alternativas viáveis, conforme discutido anteriormente. Em outras palavras, o montante de recursos monetários obtido por meio da utilização da água seria o bastante para manter o equilíbrio entre a preservação dos recursos naturais e a atividade econômica, com a política de repasse financeiro aos proprietários de terra a ponto destes preferirem manter áreas de vegetação em vez de optarem, por exemplo, pelo cultivo de soja? Além disso, existem outras formas de financiamento para a ação de conservação?

Em contraposição aos parágrafos anteriores, nas Bacias PCJ, as demais áreas protegidas apresentam extensos perímetros sem um plano de manejo, embora mantenham o *status* de uso sustentável coexistindo com atividades agrícolas e áreas urbanas. Como resultado, a vegetação se estende por locais de difícil acesso, caracterizados por baixa fertilidade natural do solo (FIGURA 21). Essa característica é semelhante àquela identificada por Pressey *et al.* (2002) na Austrália e por Vieira *et al.* (2019) na região da Amazônia.

Ao examinar a FIGURA 21A, observa-se que cerca de 30% da área total das áreas protegidas nas Bacias PCJ estão localizadas em regiões com baixa fertilidade natural do solo e alta declividade do relevo. Quando correlacionamos esses dados com a distribuição dos fragmentos de vegetação identificados no mapa de uso e cobertura da terra, percebemos que a maior parte da vegetação está localizada nas proximidades desses 30%. Este padrão é similar ao observado nas FIGURAS 21C e 21B, embora a última represente áreas menores que 2 km².

Por outro lado, a FIGURA 21D mostra que aproximadamente 50% de sua área está localizada em locais inacessíveis. Portanto, os resultados indicam uma discrepância entre os objetivos ambientais e a regulamentação do uso da terra, ou seja, uma política *top-down* que atende às metas globais e locais de conservação, mas não abarca completamente os diferentes aspectos territoriais (por exemplo, hidrológicos *versus* sociais), as realidades dos múltiplos agentes do território e os seus meios de subsistência, nem os custos e benefícios econômicos da conservação.

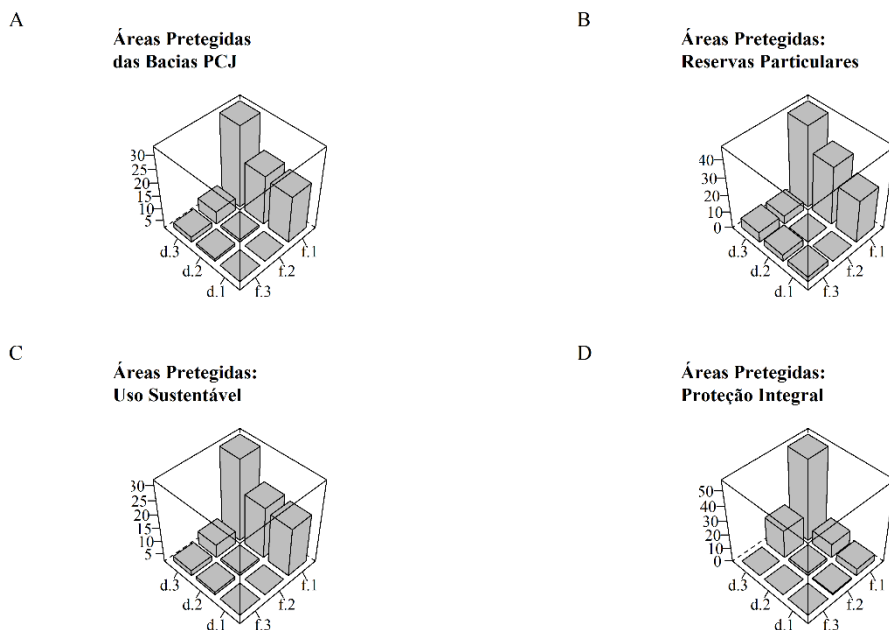


Figura 21: **A)** Distribuição da área protegidas total em relação à declividade (d) e à fertilidade natural do solo (f). **B)** Distribuição da área total em Reservas Particulares do Patrimônio Natural em relação à declividade (d) e à fertilidade natural do solo (f); **C)** Distribuição da área total das áreas protegidas de uso sustentável em relação à declividade (d) e à fertilidade natural do solo (f). **D)** Porcentagem de áreas protegidas total de *status* proteção integral em relação à declividade (d) e à fertilidade natural do solo (f). Eixo z representa a % de área de Unidade de Conservação; Eixo x a fertilidade (f.1 = baixa fertilidade, f.2 = média fertilidade e f.3 = alta fertilidade); Eixo y a declividade (d.1 = < 8%, d.2 = 8–20%, d.3 = > 20%).

Este cenário se consolida ao observar o comportamento dos elementos do uso da terra diante da implementação das leis de conservação e seus mecanismos de gestão, como o comitê de bacias hidrográficas (FIGURA 22). Embora as Bacias PCJ tenham se destacado na implementação de dispositivos avançados de gestão dos recursos hídricos e tenham experimentado a aplicação de importantes regulamentações, como a Lei das Águas de 1997 e o SNUC, ao analisarmos a quantificação da vegetação na área de estudo, observamos que ela permanece praticamente inalterada, enquanto outros elementos do ambiente apresentam mudanças significativas ao longo do tempo (FIGURA 22). Esse padrão poderia ser diferente se as áreas protegidas, regidas pelo Código Florestal, fossem restauradas e preservadas, ou se os planos de manejo das áreas protegidas fossem efetivamente implementados.

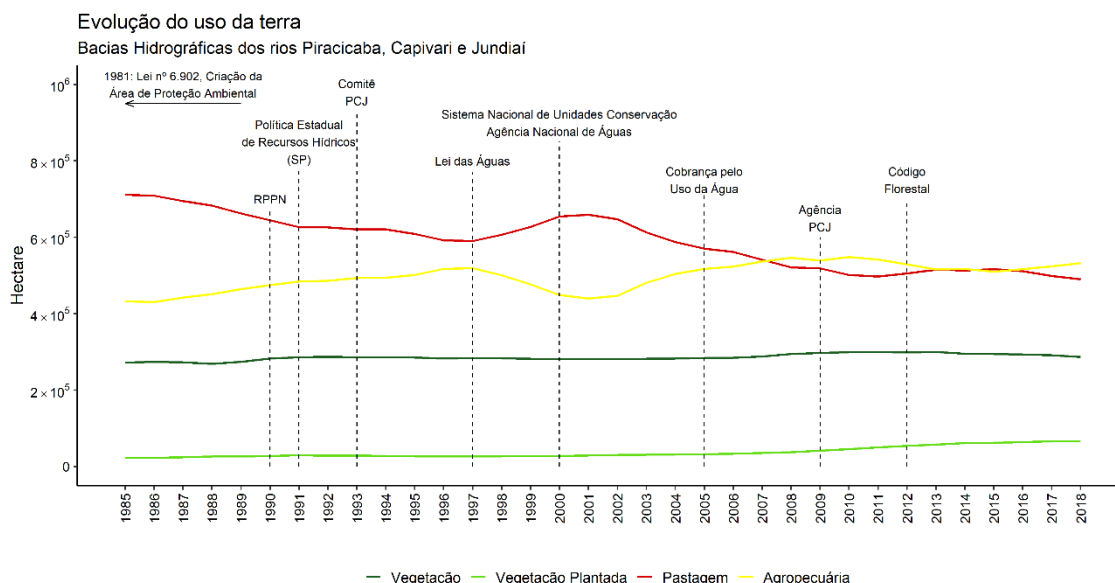


Figura 22: Evolução do uso da terra por hectare (eixo y) ao longo do tempo (eixo x) nas Bacias PCJ e a consolidação das leis que influenciam a preservação e conservação dos recursos hídricos e da vegetação. A série histórica de uso e cobertura da terra (1985 - 2018) foi adquirida no projeto MapBiomias. A representação gráfica é de autoria própria.

As áreas com déficit de Reserva Legal e Áreas de Preservação Permanente fossem reflorestadas e conservadas com vegetação nativa, as Bacias PCJ teriam um acréscimo de cerca de 52 km² de vegetação, o que equivale praticamente a reflorestar o território total dos municípios de Várzea Paulista (35 km²) e Águas de São Pedro (3 km²), que compõem a área de estudo (Projeto Temático FAPESP Nº 2016/17680-2). No entanto, a responsabilidade por essa tarefa recai sobre o proprietário rural, que frequentemente se recusa a realizar a recuperação da vegetação nativa, alegando questões financeiras e a perda de áreas agrícolas produtivas.

4.1.3 Custo monetário da ação de conservação ambiental

Nos tópicos anteriores, os resultados evidenciaram alguns desafios relacionados à implementação de instrumentos e mecanismos de gestão do território nas Bacias PCJ, como as dinâmicas de uso e cobertura da terra e a implementação de leis de conservação. Por sua vez, tais desafios tornam-se maiores quando observados sob a ótica do valor de aquisição da terra e das áreas produtivas agrícolas. Vale destacar que toda ação de conservação possui um custo monetário que precisa ser incluído no processo de planejamento, e esses custos são anteriores à ação a fim de verificar a viabilidade da mesma (Naidoo *et al.*, 2006).

Ao analisar a distribuição dos custos monetários de aquisição do direito sobre uma parcela de terra, observa-se que os maiores valores monetários por hectare estão localizados nos municípios à montante das Bacias PCJ, próximos aos centros urbanos e constituem áreas de vegetação. Campinas (R\$ 316,64 mi/ha), Jundiaí (R\$ 615,54 mi/ha), Atibaia (R\$ 472,03 mi/ha) e Extrema (R\$ 268,77 mi/ha) se destacam nesse contexto.

É importante ressaltar que Jundiaí e Atibaia apresentam extensas áreas protegidas com *status* de proteção integral e uma zona de conservação hídrica que reduz e limita as áreas disponíveis para a produção agrícola. No entanto, esses municípios fazem parte da região do circuito das frutas e possuem áreas totais de cultivos agrícolas de aproximadamente 772 hectares e 1.707 hectares, respectivamente. O custo monetário de aquisição do direito sobre uma parcela de terra de 1 hectare nessas áreas é de R\$ 2,45 e R\$ 1,76 milhão, respectivamente. Apesar disso, esses municípios geram uma receita anual de aproximadamente R\$ 85 milhões e R\$ 29 milhões em produtos de lavouras permanentes e temporárias.

Neste caso, observam-se três fatores que podem colocar em risco o *status* de conservação das áreas protegidas nos municípios citados. Primeiro, a quantidade de área disponível para as atividades agrícolas. Segundo o valor de aquisição da terra e, terceiro, o potencial monetário de produção agrícola ao ano, ou seja, custo de oportunidade. Sendo municípios atrativos economicamente em relação à produção agrícola e com um alto custo de aquisição da terra, o resultado é um impulso no uso da terra sobre as áreas de proteção ou o empecilho na implementação ou expansão de áreas protegidas, uma vez que os municípios irão diminuir áreas produtivas, reduzindo assim os valores arrecadados em relação aos produtos agrícolas. Por outro lado, esses mesmos municípios apresentam problemas de *déficit* de água, exigindo intervenções na gestão dos recursos hídricos que exigem a renúncia de áreas produtivas (Magdalena, Messias, *et al.*, 2022).

Em outra perspectiva, quando se analisa o produto da indústria sucroalcooleira, os resultados apontam que os municípios de Capivari, Dois Córregos e Piracicaba geram aproximadamente R\$ 123 milhões, R\$ 146 milhões e R\$ 209 milhões por ano com apenas o cultivo da cana-de-açúcar nas Bacias PCJ, sendo o custo de aquisição da terra de aproximadamente R\$ 282 milhões, R\$ 103 milhões e R\$ 650 milhões por hectare, respectivamente. Quando se observa a presença de áreas protegidas nesses municípios, apenas Dois Córregos e Piracicaba são contemplados, mas com *status* de uso sustentável, cujo plano de manejo se encontra em elaboração e as áreas de vegetação estão distribuídas em locais de difícil acesso. Logo, os resultados indicam que propor áreas de conservação e restauração da

vegetação nestes municípios é algo que encontrará resistência por parte dos agentes da indústria do açúcar devido aos custos de oportunidade.

Em termos gerais, as Bacias PCJ apresentam os custos mais elevados de aquisição de terras nas áreas de pastagem e vegetação, enquanto as áreas de cultivo temporário e agricultura têm custos mais baixos. No entanto, ao analisarmos esses números em relação aos custos de oportunidade (FIGURA 23, 24), fica evidente que as áreas de cultivo agrícola e temporário, quando combinadas, requerem uma área 279% menor para gerar a mesma receita das atividades agrícolas realizadas nas áreas de pastagem. Isso aponta para a necessidade de revisar as práticas de manejo na pecuária, uma vez que essa atividade gera um ganho anual de cerca de 100 milhões de reais (FIGURA 25).

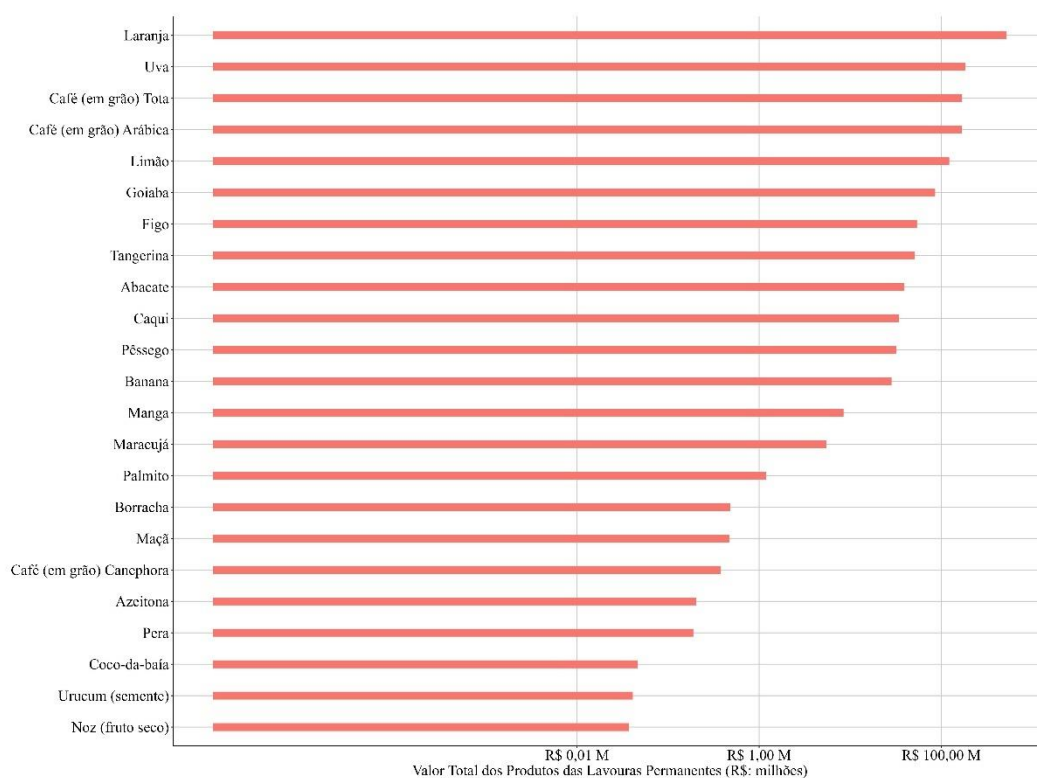


Figura 23: Valor total dos produtos agrícolas de lavouras permanentes nas Bacias PCJ. A figura se encontra com o eixo x na casa do logaritmo da base 10. A representação gráfica é de autoria própria.

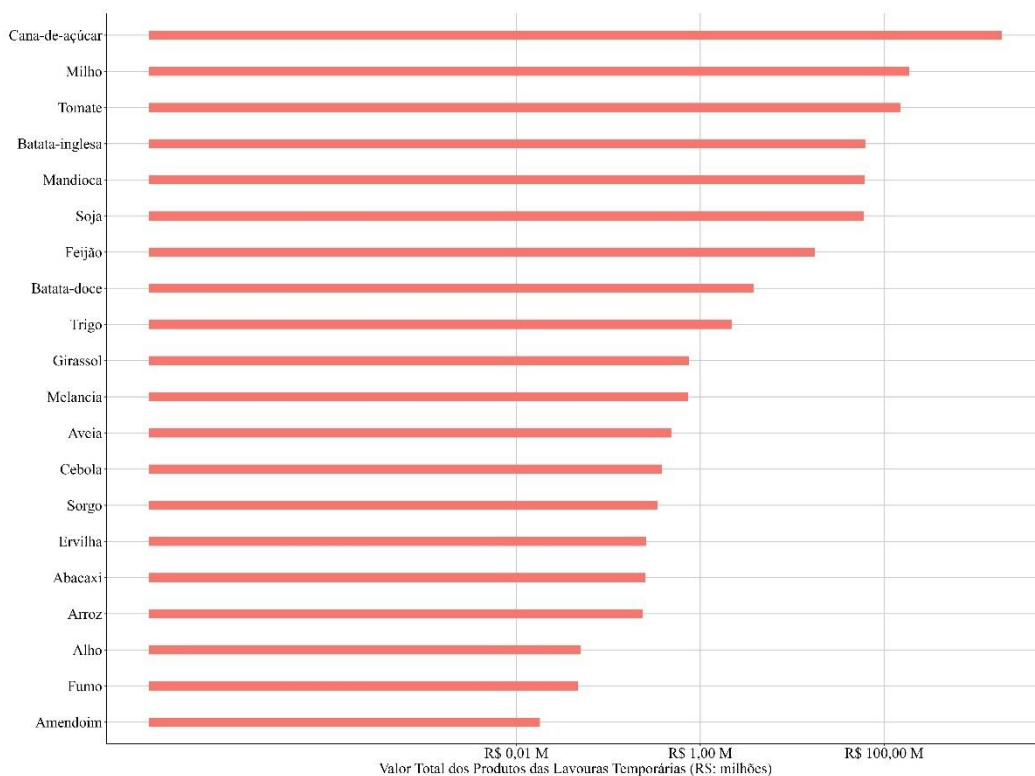


Figura 24: Valor total dos produtos agrícolas de lavouras temporárias nas Bacias PCJ. A figura se encontra com o eixo x na casa do logaritmo da base 10. A representação gráfica é de autoria própria.

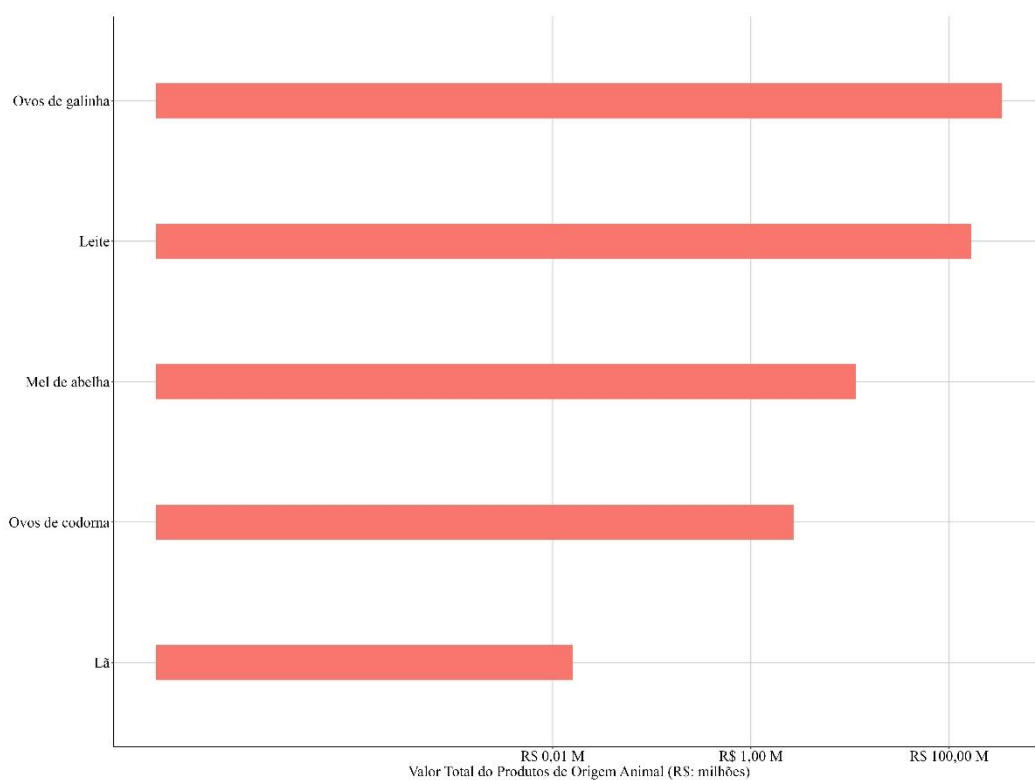


Figura 25: Valor total dos produtos de origem animal nas Bacias PCJ. O eixo x, encontra-se na casa do logaritmo da base 10. A representação gráfica é de autoria própria.

Nesse contexto, a redução das áreas de pastagem por meio de técnicas de manejo, em favor das atividades agrícolas, possibilita a expansão e a restauração da vegetação nativa por meio de áreas protegidas. Este cenário aponta que é possível identificar um equilíbrio entre as ações de conservação e as atividades agrícolas. No entanto, é necessário investir em planos que aumentem a produtividade agrícola sem aumentar a área produtiva. Por outro lado, são necessários incentivos monetários para os produtores que recuperarem suas áreas de pastagem com vegetação nativa.

Por fim, outro custo de oportunidade presente na área de estudo é a silvicultura. Essa atividade se concentra à montante das Bacias PCJ, onde os custos de aquisição da terra variam entre 35 e 60 milhões por hectare. Além disso, a produção agrícola resultante, proveniente de culturas como Eucalipto e Pinus (FIGURA 26), pode gerar um ganho anual da ordem de 100 milhões de reais. No entanto, é fundamental salientar que a prática da silvicultura requer um plano de manejo adequado para mitigar problemas, tais como o aumento do escoamento superficial e da erosão durante os períodos de precipitação.

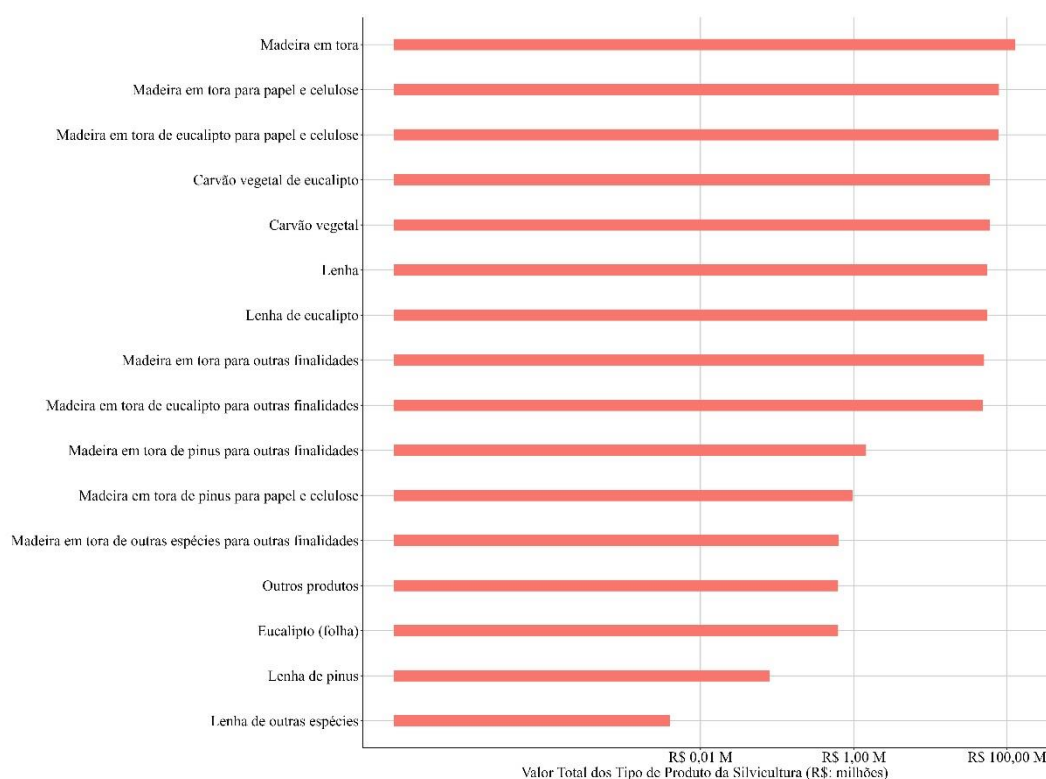


Figura 26: Valor total dos produtos da Silvicultura nas Bacias PCJ. O eixo x, encontra-se na casa do logaritmo da base 10. A representação gráfica é de autoria própria.

Retomando o início deste tópico e os anteriores, evidenciar os custos monetários da conservação ambiental e as dinâmicas do uso da terra indica que propor uma área prioritária de

vegetação para a conservação dos recursos hídricos nas Bacias PCJ requer do gestor público uma abordagem holística e detalhada dos agentes que compõem o território, a fim de encontrar um equilíbrio no uso da terra que favoreça a conservação dos recursos hídricos. No entanto, essa mesma abordagem pode dificultar a identificação de todas as relações e variáveis relevantes no território, diante das urgências de ações para a gestão dos recursos hídricos, desfavorecendo, assim, algum agente que compõe o território e criando ações desiguais.

Além disso, uma colaboração envolvendo diversas partes interessadas com o propósito de solucionar um problema pode encontrar resistência à mudança. No entanto, ao compreender a gestão de recursos hídricos como algo holístico e ao considerar, na medida do possível, as dinâmicas e os custos monetários do território para indicar áreas prioritárias à conservação da vegetação, o resultado é a identificação de áreas verdadeiramente efetivas que correspondem às metas de conservação e asseguram a economia local.

Entretanto, é importante ressaltar que os tópicos expostos nesta tese são uma perspectiva, pois modelos e abordagens tendem a generalizar, incluir ou excluir temas para alcançar seu objetivo. Logo, para encontrar as melhores áreas de conservação e restauração da vegetação, apontando os custos, benefícios e oportunidades econômicas, adotou-se como custos aqueles envolvidos com a aquisição da terra e o custo de oportunidade. Depois, como benefícios e oportunidades econômicas para, no futuro, sustentar políticas de repasse de recursos financeiros àqueles que conservam e restauram a vegetação, a economia nos reservatórios de tratamento de água.

4.2 Benefícios da ação de conservação e restauração da vegetação nos recursos hídricos

4.2.1 Áreas prioritárias para a conservação e restauração da vegetação

De antemão, os resultados obtidos no processo de simulação dos cenários de conservação e restauração da vegetação tiveram seus objetivos e metas anunciados, os quais consideram os custos monetários da ação de conservação, sendo estes o direito de adquirir uma parcela de terra e o custo de renúncia de uma atividade agrícola, a fim de identificar um equilíbrio entre a produção agrícola adquirida pelos municípios e as ações de conservação e restauração da vegetação, visando à preservação dos recursos hídricos. Essa abordagem difere daquela proposta por Klein *et al.* (2008) e Chan *et al.* (2011), os quais apontam as inconsistências e obscuridades dos dados utilizados para justificar a renúncia de uma atividade produtiva e a criação de uma área protegida no território.

Posto isto, ainda é possível encontrar nos resultados uma divergência que muitas vezes é suprimida nos manuscritos científicos e nos relatórios de planejamento da conservação no que tange aos indicadores de quantificação monetária. Esta incerteza é o indicador monetário que se encontra correlacionado com a área total (km²) por valor (\$), porém, em muitos casos não há informações de conferência para compreender se os resultados finais foram subestimados ou superestimados. Em relação a isso, uma solução seria a utilização de indicadores não-monetários formados pela combinação ponderada de elementos do território, como a distância de centros urbanos, estradas, taxa demográfica ou índice de vulnerabilidade social; contudo, a agregação de peso a tais elementos é arbitrária e difícil de justificar (Naidoo; Adamowicz, 2006; Fisher *et al.*, 2011).

Neste sentido, métodos utilizados na Análise Geoespacial poderiam potencializar indicadores não-monetários a ponto de evitar a utilização de dados monetários escassos, incertos e generalizados para toda uma análise (Carwardine *et al.*, 2010). Ademais, a aplicação de indicadores não-monetários pode representar melhor o pressuposto de desserviços ecossistêmicos associados à restauração e conservação da vegetação. Entretanto, valores fundamentados na teoria das ciências econômicas são mais atrativos na discussão com os tomadores de decisão; logo, isso veda a aplicação de outros indicadores como sociais e biológicos que possibilitam outras interpretações do objetivo do planejamento da conservação (Naidoo; Adamowicz, 2006; Fisher *et al.*, 2011).

No geral, fica evidente que os custos monetários encontrados na simulação dos cenários são subestimados ou superestimados em relação ao valor de aquisição de terra e a

produção agrícola (custo de aquisição e de oportunidade) nas Bacias PCJ. Isso porque os valores monetários utilizados são declarados, direcionados e embasados em opiniões qualificadas, com referência aos negócios realizados com terras agrícolas. Portanto, esses resultados servem como diretrizes e não como números absolutos nas discussões do tomador de decisão diante de múltiplos agentes do território. É necessário entender que não é possível definir o valor intrínseco dos elementos da natureza, mas é possível utilizar métricas de apoio que variam conforme o nível de atuação nos múltiplos territórios que uma bacia hidrográfica pode conter (Naidoo; Adamowicz, 2006)(NAIDOO; ADAMOWICZ, 2006).

Ainda vale destacar que os valores monetários utilizados neste trabalho são apenas uma interface de múltiplas, que se encontra ponderada por questões agrícolas, em uma escala de análise regional. Portanto, os resultados obtidos não podem ser extrapolados para análises locais, uma vez que os custos monetários estão intrinsecamente vinculados às características gerais dos municípios. Assim, a análise monetária indiretamente está associada às dinâmicas territoriais, que se tornam específicas ou generalizadas quando se altera a escala de análise. Além da questão da métrica monetária, é relevante observar outro aspecto nos processos de simulação de cenários deste projeto: a agregação de informações geográficas que não se relacionam diretamente a questões ecológicas, as quais são utilizadas como critério e justificativa para que uma área adquira um *status* de proteção.

Expostas estas questões, ao observar a distribuição do universo amostral dos cenários estipulados nas Bacias PCJ, verifica-se que o cenário “híbrido” excedeu as metas de conservação estabelecidas em mais de 50% na simulação numérica, enquanto os outros cenários não apresentaram o mesmo comportamento, atingindo apenas as metas estabelecidas (FIGURA 27). Isso sugere que o cenário “híbrido” pode ser mais eficaz para intervenções territoriais, pois consegue conservar mais do que o necessário para alcançar as metas de conservação. A identificação desse comportamento é sutil com uma pequena variação quando se observa a linha de tendência da mediana dos *boxplots*, que estão distribuídos no eixo x, representando as metas estabelecidas na simulação, e pelo eixo y, representando a porcentagem da meta alcançada.

Os cenários “híbridos” apresentam um maior número de valores discrepantes em comparação com outros cenários (FIGURA 28). Isso acontece devido ao fato de que este cenário possui mais alvos e alguns têm áreas territoriais relativamente pequenas. Dependendo da meta de conservação estabelecida, o resultado pode ser a identificação de áreas prioritárias que conservam mais do que o necessário para atender às metas de conservação daquele alvo em particular. Por exemplo, no caso do alvo “Savana Florestada”, cuja extensão na área de estudo

é aproximadamente 5 km², os resultados da simulação numérica mostraram que mais de 50% de sua área foi selecionada em todos os cenários e metas estabelecidas.

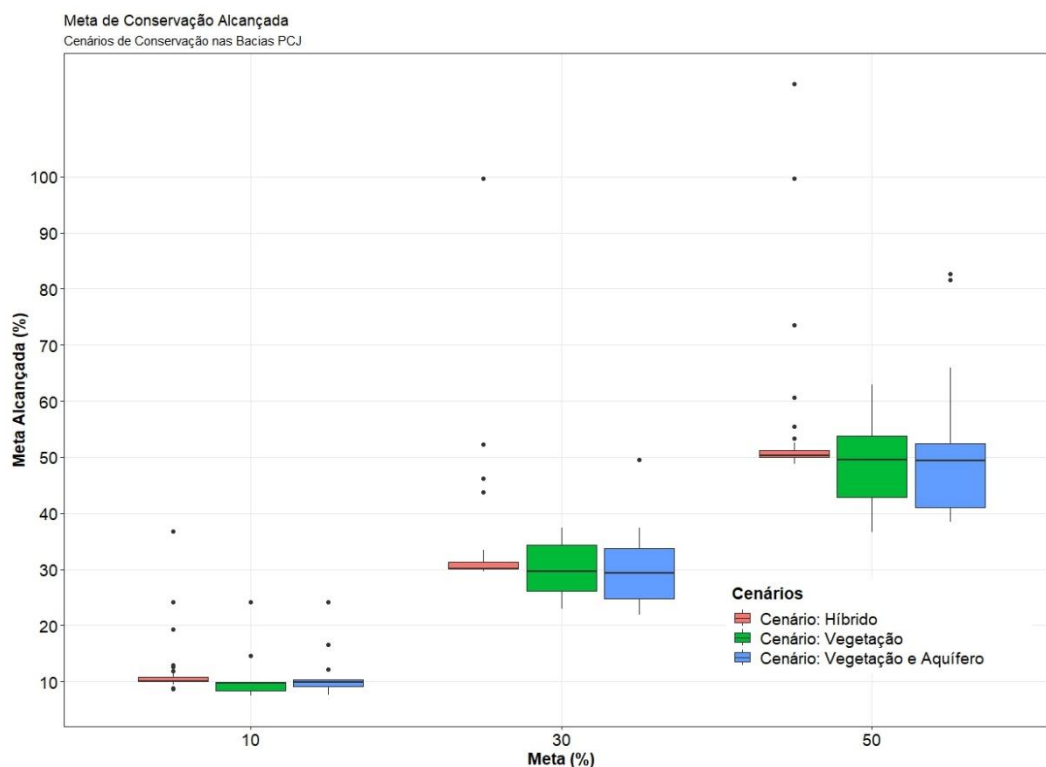
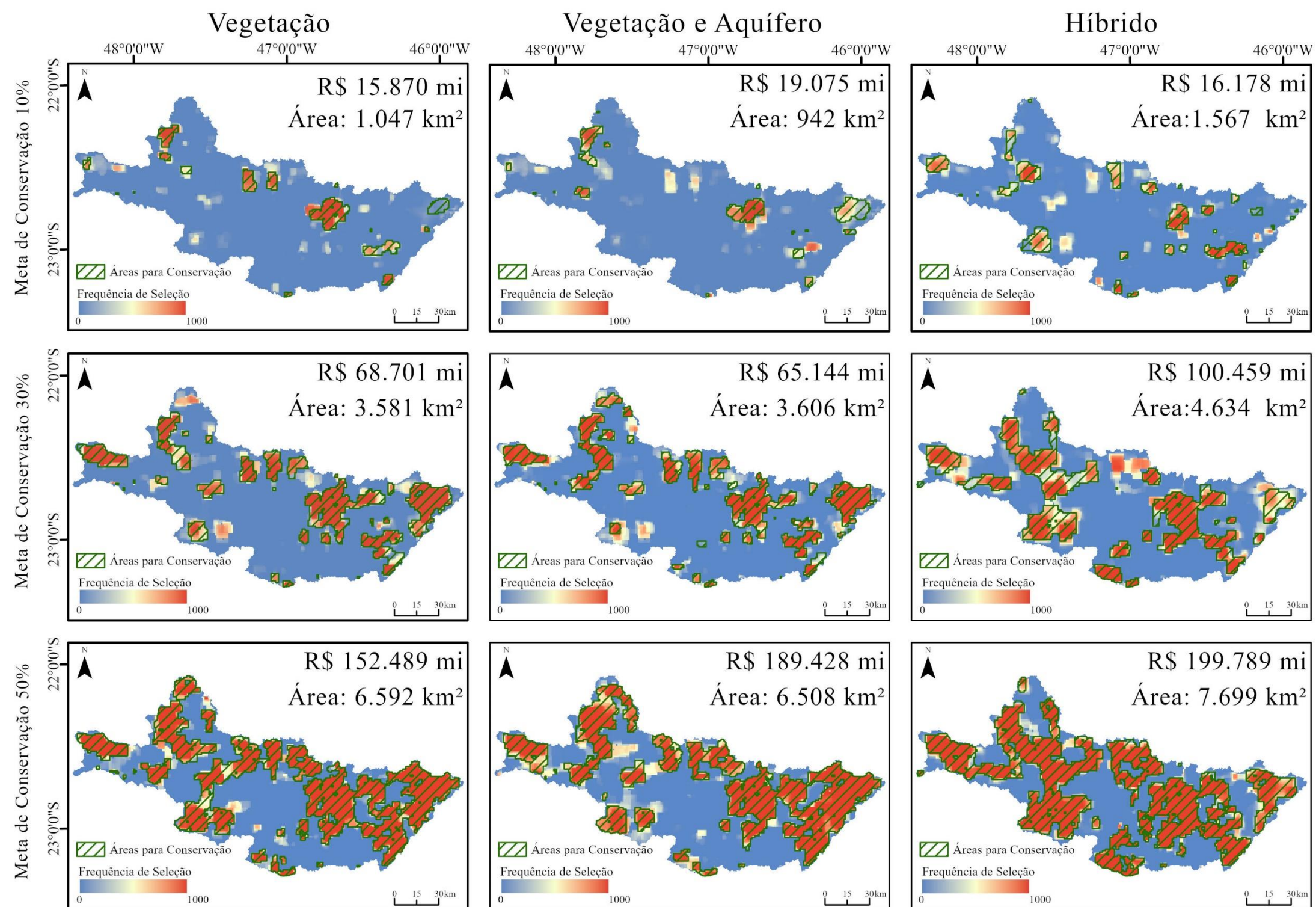


Figura 27: Distribuição do universo amostral conforme a meta estabelecida e a meta alcançada para a conservação dos alvos nas Bacias PCJ. A representação gráfica é de autoria própria.

Apesar de os cenários “híbridos” se apresentarem com maior eficiência de conservação (FIGURA 27), é importante notar que o custo da ação de conservação é alto em todas as metas de conservação estabelecidas para esse cenário, comparado com os demais (FIGURA 28). Isso evidencia a necessidade de planejar estrategicamente as ações de conservação, buscando equilibrar a eficácia das metas e os custos monetários. Quando se observam apenas os cenários com meta de conservação de 10% dos alvos distribuídos nas Bacias PCJ, identifica-se que o cenário “híbrido” apresenta uma diferença monetária de R\$ 308 mil em relação ao cenário de “vegetação”, embora o cenário “híbrido” apresente mais elementos do que apenas a vegetação (FIGURA 28¹⁴). Isso evidencia que os resultados do modelo estão

¹⁴ Os valores monetários representam o custo total para adquirir as áreas necessárias à conservação. Por exemplo, em “vegetação” com meta de 10%, o gestor precisaria de R\$15,870 milhões para comprar 1.047 km² nas Bacias PCJ e atingir a meta de conservação no modelo numérico.

inclinados a apresentar resultados nos quais quanto maior for a quantidade de alvos a serem preservados, maior será o custo disso, mesmo que a meta de conservação seja baixa.



Autor:
Ulises Rodrigo Magdalena

Apoio financeiro: 

Fonte: Própria

Figura 28: Cenários de simulação da paisagem conforme as metas de conservação estabelecidas para os alvos presentes nas Bacias PCJ.

De todos os cenários estabelecidos, os resultados apontam que a renúncia de 10% de área nas Bacias PCJ para fins de conservação, implementação, extensão e recuperação de áreas protegidas seria a condição que provocaria o menor conflito pelo uso da terra, considerando os diversos territórios e o custo de oportunidade. Na Figura 28, é possível observar os locais a serem conservados em todos os cenários simulados, com a meta de 10%, porém com advertência. Isso porque o modelo numérico apontou regiões com uma alta frequência de seleção, mas não as delimitou como áreas prioritárias devido ao elevado custo monetário referente à aquisição da terra e à produção agrícola. No caso do cenário ‘híbrido’, nota-se uma alta fragmentação das áreas para alcançar todos os alvos e metas da simulação, o que pode resultar em um maior conflito no uso da terra em comparação com os demais cenários. Isso ocorre porque esse cenário exigiria uma renúncia maior dos produtos agrícolas produzidos nas Bacias PCJ.

Por outro lado, nos demais cenários com uma meta de 10%, foi observado que as áreas se agrupam, indicando regiões específicas, como divisores de água e pontos de recarga de aquíferos, para a implementação de ações de conservação e restauração da vegetação nas Bacias PCJ. Essa estratégia evita possíveis áreas de renúncia à conservação em municípios, como Capivari, Dois Córregos e Piracicaba, que apresentam, por exemplo, um alto custo de oportunidade associado à produção agrícola voltada para a cana-de-açúcar e a laranja. No entanto, surgem dúvidas em relação aos resultados do modelo numérico, já que ele aponta que nem todas as áreas com alta frequência de seleção e características insubstituíveis demonstram flexibilidade atrativa para a seleção de um arranjo espacial representativo que atinja a meta estabelecida.

Essa incerteza pode ser atribuída tanto à quantidade de alvos indicados para a função-objetivo do modelo numérico quanto ao custo monetário envolvido. Tudo indica que a primeira opção é mais plausível, pois as regiões com alta frequência de seleção estão localizadas em áreas com baixo custo monetário para a aquisição de terras, mesmo que apresentem um alto custo de oportunidade. No entanto, quando examinamos o cenário “híbrido”, percebemos que o modelo numérico aponta áreas de conservação com custos monetários elevados para alcançar as suas metas. Assim, mesmo que o Marxan tenha como objetivo selecionar áreas, buscando encontrar um equilíbrio entre as dinâmicas territoriais e os custos monetários, o modelo apresenta uma tendência em selecionar áreas em regiões com alto custo monetário de aquisição de terra e de oportunidade, à medida que a quantidade de alvos aumenta para alcançar as metas de conservação.

Em relação aos cenários com metas de conservação de 30% e 50%, esses se apresentam como situações insustentáveis e ambiciosas, com uma tendência maior de conflitos pelo uso da terra, pois exigem uma renúncia considerável de áreas produtivas. No entanto, os cenários com meta de conservação de 10%, apesar de serem possíveis de aplicação no território, apresentam questionamentos relacionados à sua efetividade na conservação da vegetação e se essa porcentagem é capaz de fornecer algum benefício para a conservação dos recursos hídricos e o bem-estar humano.

4.2.2 Impacto da vegetação nos recursos hídricos

Além de definir áreas prioritárias para conservação e restauração da vegetação, é importante compreender como elas contribuem com energia e informações para a comunidade local, ou seja, quais são os seus benefícios que justifiquem a sua proteção. No entanto, analisar apenas um aspecto socioeconômico na abordagem dos serviços ecossistêmicos pode levar a resultados negativos para outras áreas da sociedade (Shackleton *et al.*, 2016; Wu *et al.*, 2021). Por isso, é crucial que o tomador de decisão considere para quem as metas de conservação trarão maiores benefícios e como minimizar possíveis impactos negativos em outros grupos ao decidir *onde* e *como* implementar as áreas prioritárias a fim de conservar os processos naturais relacionados aos recursos hídricos.

Isso aponta para os desafios de uma abordagem holística e sistêmica nos planos de gestão dos elementos do meio ambiente, pois o tomador de decisão necessita analisar as relações biofísicas e biogeoquímicas dos elementos de um sistema, como vegetação, solo e a água. No entanto, não deve negligenciar a interconexão e interdependência de diferentes elementos e atores dentro desse sistema, que acabam ocasionando regiões geográficas com características naturais e sociais específicas. Por exemplo, as demandas econômicas conduzem às transformações no uso da terra, as quais, por sua vez, intensificam as mudanças climáticas e a perda da biodiversidade. Nessa perspectiva, quando um tomador de decisão concentra sua atenção exclusivamente nas interações biofísicas e biogeoquímicas, o resultado é a implementação de uma política *top-down* que, com o passar do tempo, tende a perder eficácia, podendo até mesmo desencadear conflitos pelo uso da terra.

A restauração e conservação da vegetação são importantes para manejo dos recursos hídricos, pois tende a equilibrar os processos hidrológicos como reduzir o aporte de sedimentos na rede de drenagem, trazendo benefícios significativos para o processo de

tratamento de água (Bruijnzeel, 2004a; Ghimire *et al.*, 2013; Ghimire *et al.*, 2014). Nesse contexto, essa prática não se limita apenas a um processo biofísico; ela se traduz em benefícios socioeconômicos concretos. Mas quais seriam esses benefícios socioeconômicos? A seguir, os resultados irão evidenciar quais são os impactos na implementação dos cenários de meta de conservação e restauração de 10% da vegetação nas Bacias PCJ, que são plausíveis de serem implementados quando comparado com os demais cenários de 30% e 50%, gerando um potencial de economia de recursos financeiros no tratamento de água.

Logo, o cenário “vegetação” reduziu o potencial médio anual da perda de solo em 10%, enquanto “vegetação - aquífero” reduziu 9% e o cenário “híbrido” em 13% quando comparados ao cenário de uso e cobertura da terra atual. No entanto, ao examinarmos as sub Bacias PCJ, verificamos que os cenários “vegetação” e “vegetação - aquífero” não reduziram o potencial médio anual de perda do solo nas bacias hidrográficas dos rios Capivari e Jundiaí. Isso ocorreu devido ao alto custo de oportunidade para implementar áreas protegidas nessas bacias hidrográficas que detém atividades relacionadas a agroindústria.

Por sua vez, as bacias hidrográficas dos rios Jaguari e Camanducaia, que possuem um custo de oportunidade baixo, tiveram uma redução significativa no potencial médio anual da perda de solo. No cenário “vegetação”, a redução foi de 21% e 16%, respectivamente, para cada bacia hidrográfica, enquanto no cenário “vegetação - aquífero”, ambas as bacias hidrográficas apresentaram uma redução de 17%. O cenário “híbrido”, com mais alvos para conservação, reduziu o potencial médio anual de perda de solo em todas as sub bacias hidrográficas da área de estudo.

Por fim, a bacia hidrográfica do rio Piracicaba apresentou uma estimativa inexpressiva (i.e., <2%) na perda anual de solo nos cenários “vegetação” e “vegetação - aquífero”. Esse resultado pode ser atribuído ao alto custo de oportunidade das atividades agrícolas que ocupam extensas áreas na bacia hidrográfica (e.g., cana de açúcar e laranja), o que resultou em áreas prioritárias inexpressivas.

Quadro 10: Valores médios da perda anual de solo por hectare na sub bacias hidrografias das Bacias PCJ (toneladas métricas por hectare por ano = t ha⁻¹ ano⁻¹).

	Uso e cobertura da terra atual	Vegetação	Vegetação – Aquífero	Híbrido
Corumbataí	37.753.497	34.282.436	31.731.294	32.656.512
Capivari	27.488.049	27.488.049	27.488.049	22.400.393
Jundiaí	16.557.040	16.465.467	16.518.725	15.794.755
Atibaia	62.636.155	57.302.354	60.348.296	54.553.202
Jaguari	61.753.458	51.190.376	52.789.726	53.041.510
Camanducaia	44.203.368	38.001.872	37.635.635	39.502.088
Piracicaba	54.202.743	53.416.847	53.056.965	51.157.772
Total	304.594.310	278.147.402	279.568.692	269.106.232

Fonte: Elaboração própria

Embora os resultados indiquem ser satisfatórios para uma ação de conservação, o modelo InVEST representa apenas os processos de erosão em sulcos e entre sulcos causada pela água (*rill, and inter-rill erosion by water*) e não considera outras fontes de sedimentos (Benavidez *et al.*, 2018; Alewell *et al.*, 2019). Ele é dependente da USLE e os poucos parâmetros independentes que possui, demonstraram não interferir nos resultados. Isso porque o teste de sensibilidade que foi aplicado para a calibração do modelo, apontou que as alterações nos parâmetros do InVEST são normalizadas na distribuição da média dos resultados (FIGURA 28). Logo, os parâmetros do InVEST não interferiram nos resultados sendo assim, os valores *default* sugeridos por Hamel & Bryant (2017) foram suficientes para identificar o potencial médio anual da perda de solo.

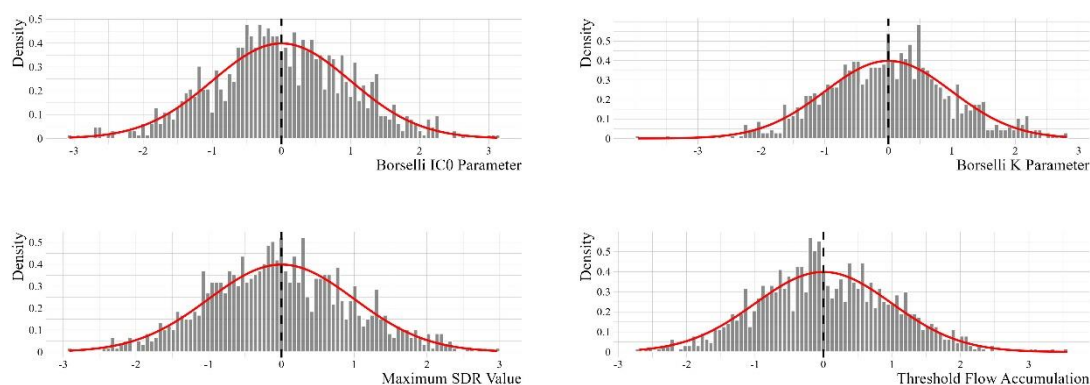


Figura 29: Distribuição dos valores médios dos parâmetros do modelo InVEST: *Borselli IC0*, *Borselli K*, SDR máximo e *Threshold Flow Accumulation*. O eixo x de todos os gráficos é apresentado em base logarítmica. A representação gráfica é de autoria própria.

No entanto, os parâmetros da USLE, como o fator erosividade da chuva (R) e a erodibilidade do solo (K), são sensíveis às mudanças climáticas, uma vez que são influenciados pelas variações nos padrões de precipitação, temperatura e outros elementos climáticos. Essas alterações podem intensificar o potencial erosivo da chuva e modificar a suscetibilidade do solo à erosão, resultando no aumento da erosão e na sedimentação do solo (Alewell *et al.*, 2019; Olsson *et al.*, 2019; Borrelli *et al.*, 2020). Contudo, os resultados adquiridos são uma perspectiva passível de incertezas, por não incluir todos os processos erosivos que podem acontecer em uma determinada área, além de a USLE ser um modelo numérico de baixa complexidade que requer uma generalização de seus parâmetros, e que apresenta limitações em seu desempenho.

No entanto, não são apenas a erosividade da chuva (R) e a erodibilidade do solo (K) que respondem aos riscos e efeitos das mudanças climáticas, mas também a cobertura e o gerenciamento (C), que abrangem as dinâmicas e padrões de uso e cobertura da terra. Nesse contexto, o fator C desempenha um papel mais significativo na USLE do que os demais fatores. Isso ocorre porque a presença de vegetação é fundamental para proteger o solo contra a erosão fluvial e mitigar os riscos das mudanças climáticas e perda de biodiversidade.

As chuvas intensas podem aumentar a erosão do solo, tornando-o mais suscetível a danos. Da mesma forma, a natureza do solo e sua capacidade de resistir à erosão são relevantes. No entanto, a gestão adequada da cobertura da terra, incluindo a restauração da vegetação, o uso de técnicas de conservação e o planejamento territorial, desempenha um papel-chave na prevenção da perda de solo, diminuindo os efeitos dos fatores R e K. Além disso, a vegetação

atua na redução dos impactos dos riscos relacionados às mudanças climáticas e à perda de biodiversidade.

Portanto, a USLE, apesar de suas limitações e generalizações, oferece uma perspectiva de gestão territorial que vai além dos processos naturais que influenciam a erosão do solo. Além disso, ela identifica os efeitos da dinâmica de uso e cobertura da terra, que refletem as ações da sociedade em um determinado momento, fornecendo uma compreensão dos impactos da restauração e conservação da vegetação nos processos hídricos, bem como aquisição de possíveis benefícios econômicos e sociais que influenciam o bem-estar de uma comunidade local.

4.2.3 Benefícios Econômicos

A identificação da relação causa-efeito de um serviço ecossistêmico representa um desafio devido à necessidade de definir os beneficiários finais (Spangenberg; Settele, 2010). A abordagem dos serviços ecossistêmicos pode ocultar impactos negativos na estrutura social, seja pela priorização de áreas ou espécies para a conservação ou pela valoração dos serviços ecossistêmicos (Shackleton *et al.*, 2016; Campagne *et al.*, 2018; Wu *et al.*, 2021).

Dessa forma, é crucial distinguir medições objetivas que reflitam os processos naturais dos serviços ecossistêmicos, mas isso é um desafio devido à falta de dados, o que impede a aplicação de muitas pesquisas, que acabam considerando apenas os processos naturais ou generalizando valores monetários. Portanto, alguns economistas ecológicos indicam um uso cuidadoso dos métodos econômicos e até mesmo questionam a monetização de bens e serviços ecossistêmicos, uma vez que as estimativas de preços são influenciadas pelo contexto e pelos métodos, baseados em premissas subjetivas, hipotéticas e questionáveis (Spangenberg; Settele, 2010; Bell *et al.*, 2017; Rugani *et al.*, 2019).

Embora existam limitações na valoração dos serviços ecossistêmicos, o *Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework* já fornece estimativas monetárias para as metas de conservação a serem alcançadas até 2030. Além disso, a ISO 14008/2019 procura padronizar as técnicas de avaliação monetária e, por sua vez, a Lei Federal nº 14.119/21 também impulsiona a valoração dos serviços ecossistêmicos, uma vez que tende a regularizar o pagamento por serviços ambientais. É necessário, assim, conhecer o valor monetário daquilo que está sendo conservado ou restaurado para um pagamento justo aos agentes que conservam,

mas não quer dizer que essa ação seja a solução dos problemas até porque isso representa uma perspectiva voltada para o meio ambiente e pautada no bem estar humano.

Por exemplo, o município de Extrema, em Minas Gerais, localizado a montante das Bacias PCJ, implementou um programa ambiental denominado “Conservador de Águas” com o intuito de incentivar práticas de conservação de solo, aumento da cobertura vegetal e saneamento ambiental nas propriedades rurais locais. Em outras palavras, o produtor rural que contemplasse os objetivos do programa recebia apoio financeiro, proveniente do orçamento municipal. Essa iniciativa foi e é um sucesso, agregando valor à terra, atraindo indústrias e promovendo crescimento populacional (Extrema, 2023).

Essa situação evidencia as contradições, efeitos negativos e os desafios associados à valoração dos serviços ecossistêmicos. Isso porque, o ato de regularizar as propriedades rurais conforme as leis ambientais vigentes, agregou valor de compra e venda a elas. Conforme houve o aumento na qualidade e quantidade de água, isso atraiu indústrias e pessoas, incentivadas pelo próprio discurso de “sustentabilidade” do município. No entanto, essa iniciativa do município modificou o contexto de uso e cobertura da terra, ocasionando outras demandas que são contrárias às ações de conservação.

Atualmente, ao mesmo tempo em que o município aumentou a qualidade e a quantidade de água, também aumentou a demanda por ela. Além disso, com o aumento populacional do município, novas áreas residenciais foram demandadas pelo mercado imobiliário, que encontrou um alto valor monetário da terra devido às ações de conservação, e mesmo assim, as comprou de proprietários rurais, impulsionando novos bairros às margens do perímetro urbano do município. Devido às alterações no contexto de uso e cobertura da terra, o município de Extrema passou a adquirir áreas de pastagem para a restauração da vegetação, pagando entre R\$ 2 e R\$ 4 por metro quadrado, a fim de manter o crescimento econômico da cidade pautado na conservação ambiental.

Esse processo que Extrema enfrenta aponta que nem sempre a valoração dos serviços ecossistêmicos é a solução, mas é um discurso atrativo perante o gestor público para a implementação das ações de conservação. É necessário estar sempre atento às dinâmicas de uso e cobertura da terra, que podem se alterar, gerando outros desafios e até mesmo efeitos negativos com o passar do tempo quando se aplica uma ação de conservação pautada no bem-estar social.

Diferentemente do município de Extrema, que realiza uma valoração dos serviços ecossistêmicos a partir do orçamento municipal disponível e, em seguida, efetua o pagamento por serviços ambientais. Neste estudo, a valoração dos serviços ecossistêmicos foi realizada com base na disponibilidade de dados e em um método que considera os recursos hídricos relacionados ao tratamento de água para o consumo humano.

As Bacias PCJ apresentam uma disponibilidade de dados atípica, permitindo uma valoração dos processos naturais diferenciada em relação a outras regiões do Brasil que possuem escassez de informações. É relevante notar que a disponibilidade de dados, tanto monetários quanto biofísicos, viabiliza a obtenção de informações em escala regional por meio de modelagem numérica. Por exemplo, os modelos Marxan e InVEST nos fornecem áreas prioritárias para a conservação e restauração da vegetação, bem como a taxa de sedimentação das Bacias PCJ, que é utilizada nos indicadores deste tópico, possibilitando informações mais heterogêneas ao longo da área de estudo, e não informações generalizadas.

Os métodos empregados para avaliar os benefícios econômicos decorrentes da redução do uso de produtos químicos no tratamento de água e da diminuição dos gastos com o descarte de lodo na estação de tratamento apontaram para uma redução nas despesas monetárias em até 5%, quando comparado ao contexto atual de uso e cobertura da terra. Por outro lado, o custo de mitigação por meio da dragagem de sedimentos no reservatório de água apresentou uma variação maior, mas não quer dizer que realmente essa ação seja aplicada como apontou Sousa Júnior (2011).

O método de mitigação por meio da dragagem de sedimentos no reservatório de água apresentou uma redução nas despesas monetárias de até 16% no cenário “vegetação” e até 26% no cenário “vegetação-aquífero”, dependendo das sub Bacias PCJ. No cenário “híbrido”, a redução nas despesas monetárias foi em até 18%. A redução das despesas com drenagem pode ser maior do que com produtos químicos e descarte de lodo na estação de tratamento, porque as variáveis da USLE estão relacionadas à erosão por água, não pelos produtos químicos utilizados no tratamento da água.

A redução nas despesas monetárias com a mitigação por meio da dragagem de sedimentos no reservatório de água no cenário “vegetação-aquífero” pode estar associada à implementação de áreas prioritárias para a restauração e conservação da vegetação em grande proporção em uma região das Bacias PCJ com um grande potencial de perda de solo por ano, o que pode ter um impacto significativo no resultado do método.

A implementação das áreas prioritárias identificadas neste estudo pode reduzir os custos monetários totais de manejo dos recursos hídricos em até 7% ao ano, dependendo do cenário aplicado. O custo médio atual de manejo dos recursos hídricos é de aproximadamente de R\$ 116.688.329,41 milhões por ano. O cenário “vegetação” apresentou uma redução total nos custos monetários anual de aproximadamente de R\$ 4.151.649,57 milhões. Por sua vez, o cenário “vegetação-aquífero” teve uma redução monetária anual de aproximadamente de R\$ 4.177.435,11 milhões e o cenário “híbrido” uma redução monetária anual de aproximadamente de R\$ 5.014.429,76 milhões no manejo dos recursos hídricos.

Logo, se o tomador-decisão decidir utilizar a economia adquirida como recursos monetários para pagar o crédito referente às despesas de aquisição da terra para a implementação das áreas prioritárias, com taxa de juros de 13,75% ao ano (referência taxa de juros Selic - Brasil em 2023 <<https://www.bcb.gov.br>>) e um período de 120 meses, seria necessário pagar uma mensalidade de aproximadamente de R\$ 244.027,93 mil para quitar o valor de R\$ 15.870 milhões no cenário “vegetação”, com juros totais de aproximadamente de R\$13.413.351,60 milhões (FIGURA 29).

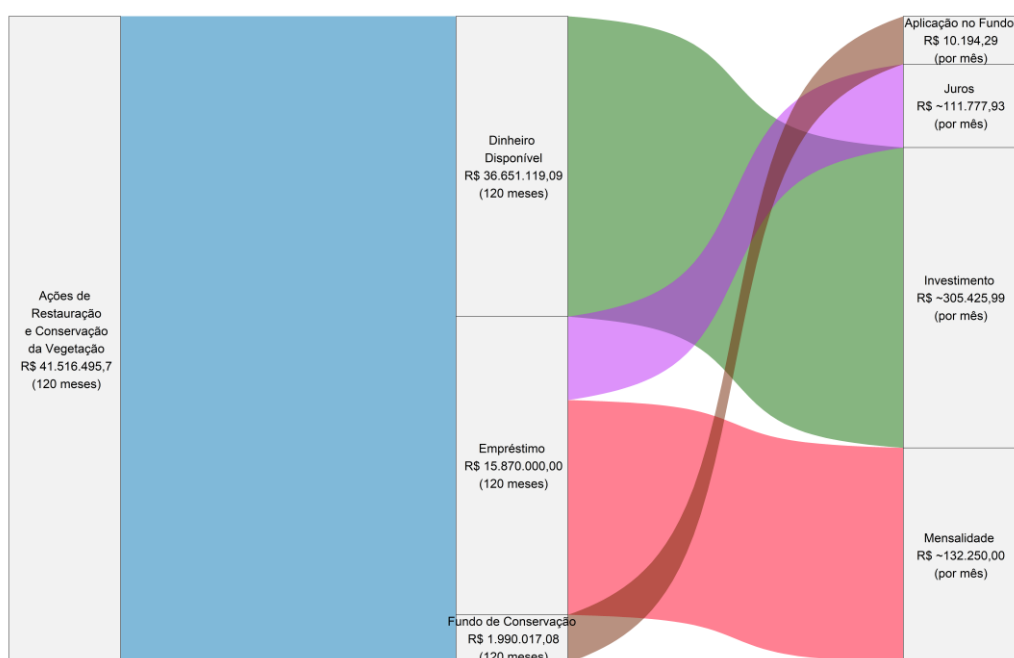


Figura 30: Distribuição dos valores economizados com as ações de conservação e restauração da vegetação ao longo de 120 meses.

No cenário “vegetação-aquífero”, a mensalidade seria de aproximadamente de R\$ 293.310,19 mil para pagar quitar um valor de aproximadamente de R\$ 19.075.000,00 milhões, com juros totais de cerca de R\$ 16.122.223,17 milhões. Por fim, no cenário “híbrido” a mensalidade seria em torno de R\$ 248.763,95 mil para quitar um valor de R\$ 16.178 milhões com juros totais de R\$ 13.673.673,73 milhões.

O tomador-decisão também pode direcionar 10% dos recursos monetário mensais não utilizados no empréstimo ao Fundo de Conservação da Água das Bacias PCJ, que pode ser vinculado a uma taxa de juros anual de 13,75%. O objetivo é salvaguardar esses recursos para fortalecer políticas públicas voltadas para pequenos produtores e investimentos em ações de mitigação perante eventos extremos, visando a manutenção e conservação dos recursos hídricos. Assim, em 120 meses, o fundo de água teria disponível um montante de R\$ 1.990.017,08 milhões no cenário “vegetação” (FIGURA 29) e R\$ 1.069.928,78 milhões no cenário “vegetação-aquífero”. Por fim, no cenário “híbrido” o valor poupado seria de R\$ 3.301.085,58 milhões.

Após o direcionamento de recursos para a quitação de despesas e compromissos, o tomador-decisão ainda contará com um montante financeiro mensal para investir na manutenção, modernização e ampliação do sistema de captação e tratamento de água ao longo do tempo, além de apoiar políticas públicas, tais como o pagamento por serviços ambientais, o fortalecimento de cooperativas agrícolas para apoiar pequenos produtores e contribuir para a conservação de áreas florestadas. Embora, outra alternativa seria repassar esses recursos para o consumidor final de água potável, incentivando-o a adotar práticas mais sustentáveis em relação ao uso da água.

É importante destacar que todos os valores adquiridos são recursos extraídas comparados aqueles já arrecados pelas Bacias PCJ pelo uso da água. Neste caso, os valores expostos são referentes a economia, ou seja, o benefício adquiridos com restauração e conservação da vegetação sem abdicar de atividade econômicas de grande impacto no território.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No geral, este trabalho alcançou todos os objetivos propostos. A tarefa de identificar os custos de oportunidade e de aquisição de terra se revelou bastante complexa devido à necessidade de correlacionar esses custos com as classes de uso e cobertura da terra e à interpretação da localização das produções agrícolas nas Bacias PCJ. Ficou claro que, para além dos valores tabulares, é crucial considerar uma camada geoespacial que apresente os perímetros das produções agrícolas, já que este trabalho forneceu apenas a camada espacial dos custos monetários de aquisição de terras sem benfeitoria.

Integrar a Geografia nas abordagens ambientais foi um desafio, dada a amplitude de contribuições que essa disciplina pode oferecer. Nesse sentido, o estudo se concentrou nas relações pertinentes à Análise Geoespacial, especialmente na quantificação de áreas prioritárias e serviços ecossistêmicos. O projeto envolveu a aplicação de diversas técnicas e metodologias para identificar os benefícios, demandando um amplo conhecimento e atenção devido à falta de métodos e terminologia comuns nas abordagens de conservação. No entanto, todas as técnicas utilizadas cumpriram os objetivos, evitando generalizações dos resultados e validando a hipótese do projeto de que o aumento da vegetação nas Bacias PCJ reduz a perda de solo, melhora a qualidade da água e reduz os custos monetários associados ao seu tratamento.

Este trabalho demonstrou a complexidade envolvida em alcançar as metas de conservação, tanto em uma escala global quanto local. Isso ocorre porque equilibrar a conservação com o uso da terra requer concessões, geralmente afetando as classes sociais mais vulneráveis. Nas Bacias PCJ, o equilíbrio foi alcançado com base nas produções agrícolas e na valoração monetária dos serviços ecossistêmicos, que impactam diretamente o tratamento da água. Inicialmente, acreditava-se que uma abordagem monetária fosse mais atrativa para os tomadores de decisão, mas os resultados indicaram que essa abordagem pode ocultar outras questões e, na prática, gerar efeitos não desejados.

A valoração monetária é considerada um argumento favorável às ações de conservação, mas tende a reconfigurar as dinâmicas de uso e cobertura da terra, como observado no município de Extrema. Portanto, se aplicarmos os cenários propostos neste projeto, quais seriam os impactos na dinâmica atual de uso da terra para se adaptar a um novo contexto? Esta pergunta permanece sem resposta, mas está relacionada à questão da justiça territorial. Quais atores terão que ceder seus direitos em prol de outros? Isso evidencia que o tomador de decisão precisa tanto olhar para os atores presentes no território e considerar os seus meios de

subsistência quanto olhar para as ações de conservação que irão manter os processos naturais necessários para adquirir o serviço ecossistêmico desejado.

Com base nos resultados deste estudo, abre-se a perspectiva para futuras pesquisas que busquem identificar os principais atores envolvidos nas áreas prioritárias para a restauração e conservação da vegetação. Essas investigações podem também explorar outras interpretações, particularmente relacionadas às discussões sobre justiça territorial e aos possíveis impactos positivos das ações de conservação sobre o bem-estar social, identificando seu real potencial para beneficiar os atores locais.

Além disso, os resultados deste estudo podem servir como base para outros trabalhos, sobretudo os custos de aquisição de terras sem benfeitorias. Importante ressaltar que os procedimentos metodológicos empregados na obtenção dessas informações foram revisados, submetidos e publicados em um periódico especializado. Por fim, este trabalho, no que diz respeito ao aspecto teórico, tende se tornar uma referência para trabalhos futuros, como teses e projetos de conservação. A organização das informações, termos e conceitos relacionados às abordagens de conservação foi relacionada às potencialidades e paradigmas da Análise Geoespacial. Essa organização também foi publicada em um periódico científico. Assim, os resultados desta tese têm o potencial de contribuir tanto para abordagens teóricas como aplicadas.

6 BIBLIOGRAFIA

Associação Brasileira de Águas Subterrâneas. ABAS Informa. **Propriedades dos aquíferos**, São Paulo, 2002. Disponível em: <https://www.abas.org/abasinforma/122/paginas/22.htm>.

Abdallah, A; Magdalena, R; Stephan, P; Günter, B. Does soil compaction increase floods? A review. **Journal of Hydrology**, v. 557, p. 631-642, 2018. ISSN 0022-1694.

Abell, R. *et al.* **Beyond the Source: The Environmental, Economic and Community Benefits of Source Water Protection**. The Nature Conservancy. Arlington, VA, USA, p. 245. 2017.

Agência Senado. CMA exclui agronegócio e aprova projeto que regulamenta mercado de carbono. Meio Ambiente, Brasília, 2023.

Alewell, C. *et al.* Using the USLE: Chances, challenges, and limitations of soil erosion modelling. **International Soil and Water Conservation Research**, 7, n. 3, p. 203-225, 2019/09/01/ 2019.

Alkama, R.; Cescatti, A. Biophysical climate impacts of recent changes in global forest cover. **Science**, 351, n. 6273, p. 600-604, 2016/02/05 2016.

Almeida, F. F. M. D. Fundamentos geológicos do relevo paulista. **Revista do Instituto Geológico**, 39, n. 3, p. 9-75, 2018.

Altmann, A.; SOUZA, L. F. D.; STANTON, M. S. **Manual de apoio à atuação do Ministério Público: pagamento por serviços ambientais**. 1 ed. Porto Alegre: Andrefc.com Assessoria e Consultoria em Projetos, 2015. 106 p. 978-85-69281-00-9.

Amorim, R. R. Planejamento de bacias hidrográficas aplicados ao risco às inundações: uma análise a partir dos Comitês de Bacias Hidrográficas. São Paulo. 2021.

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). **Produtor de Água**. Brasília, 2023.

Andrade, D. C.; Romeiro, A. R. Valoração de serviços ecossistêmicos: por que e como avançar? **Sustentabilidade em Debate**, 4, n. 1, p. 43-58, 2014.

Andréassian, V. Waters and forests: From historical controversy to scientific debate. **Journal of Hydrology**, v. 291, n. 1-2, p. 1-27, 2004. ISSN 0022-1694.

Armstrong, P. R. *et al.* Factoring economic costs into conservation planning may not improve agreement over priorities for protection. **Nature Communications**, 8, n. 1, 2017.

Balbinot, R. *et al.* O papel da floresta no ciclo hidrológico em bacias hidrográficas The forest role in the hydrological cycle at hydrological basins. **Ambiência**, 4, n. 1, p. 131-149, 2009.

Ball, I. R.; Possingham, H. **Marxan: Marine Reserve Design Using Spatially Explicit Annealing**. Versão 1.8.6. Brisbane.: University of Queensland, 2000.

Barbier, E. B. The concept of natural capital. **Oxford Review of Economic Policy**, 35, n. 1, p. 14-36, 2019.

Bell, M. D. *et al.* A framework to quantify the strength of ecological links between an environmental stressor and final ecosystem services. **Ecosphere**, 8, n. 5, p. e01806, 2017/05/01 2017.

Benavidez, R. *et al.* A review of the (Revised) Universal Soil Loss Equation ((R)USLE): with a view to increasing its global applicability and improving soil loss estimates. **Hydrology and Earth System Sciences**, 22, n. 11, p. 6059-6086, 2018/11// 2018.

Berry, B. J. L. L. Approaches to Regional Analysis: A Synthesis. **Annals of the Association of American Geographers**, 54, p. 2-11, 1964.

Bertalanffy, L. V. **Teoria geral dos sistemas: Fundamentos, desenvolvimento e aplicações**. Petrópolis: Vozes, 1973. 351 p.

Bizzi, L. A. *et al.* **Geology, Tectonics and Mineral Resources of Brazil: Text, Maps & GIS**. Brasília: CPRM – Serviço Geológico do Brasil, 2003. 692-692 p. (CPRM – Serviço Geológico do Brasil. 8523007903.

Blaschke, T. Object based image analysis for remote sensing. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, 65, n. 1, p. 2-16, 2010.

Blöschl, G. *et al.* At what scales do climate variability and land cover change impact on flooding and low flows? **Hydrological Processes**, v. 21, n. 9, p. 1241-1247, 2024/01/15 2007.

Borrelli, P. *et al.* Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 117, n. 36, p. 21994-22001.

Borselli, L.; Cassi, P.; Torri, D. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. **CATENA**, 75, n. 3, p. 268-277.

Boyd, J.; Epanchin-Niell, R.; Siikamaki, J. Conservation Return on Investment Analysis: A Review of Results, Methods, and New Directions. **Resources for the Future Discussion Papers**, n. January, 2012.

BRASIL. **Lei Federal no 9.985, de 18 de julho de 2000**. Casa Civil, Brasília, pp.

BRASIL. **Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006**. Casa Civil, Brasília, pp.

BRASIL. **Censo demográfico: 2010 - características da população e dos domicílios: resultados do universo**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Rio de Janeiro: IBGE 2010.

BRASIL. **Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Brasília, pp.

BRASIL. **Fundo Amazônia - Relatório de Atividades de 2022**. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. Brasília, p. 233. 2022a.

BRASIL. **Regulamenta o Mercado Brasileiro de Redução de Emissões (MBRE), previsto pela Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009, e altera as Leis n.º 11.284, de 2 de março de 2006; 12.187 de 29 de dezembro de 2009; e 13.493 de 17 de outubro de 2017**. Senado Federal, Brasília, pp.

BRASIL. **Abastecimento Social**. Brasília, p. Feijão, 2023a.

BRASIL. **Cultivos**. Brasília, p. Feijão, Soja e Arroz, 2023b.

BRASIL. **Manual de Controle da Qualidade da Água para Técnicos que Trabalham em ETAS**. Fundação Nacional de Saúde. Brasília, p. 112. 2014.

BRASIL. **Lei Federal nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021 - Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais**. Diário Oficial da União, Brasília, 9, pp.

Bruijnzeel, L. A. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 104, n. 1, p. 185-228.

Burrough, P. A.; Mc Donnell, R. A. **Principles of Geographical Information Systems**. Oxford University Press: New York, 1998. 1990-1993 p. (Principles of Geographical Information Systems. 0198233655.

Campagne, C. S.; Roche, P. K.; Salles, J. M. Looking into Pandora's Box: Ecosystem disservices assessment and correlations with ecosystem services. **Ecosystem Services**, 30, p. 126-136, 2018.

Carneiro, C. D. R. The geological foundations of the relief of the State of São Paulo nowadays. **Revista do Instituto Geológico**, 39, n. 3, p. 1-8, 2018.

Carwardine, J. *et al.* Conservation planning when costs are uncertain. **Conservation Biology**, 24, n. 6, p. 1529-1537, 2010.

Cavalett, O. From political to climate crisis. **Nature Climate Change**, 8, n. 8, p. 663-664, 2018.

CEPEA /ESALQ, C. D. E. A. E. E. A. **Consulta ao Banco de Dados. Piracicaba**, São Paulo, p. Arroz, 2023.

Chan, K. M. A.; Hoshizaki, L.; Klinkenberg, B. Ecosystem services in conservation planning: Targeted benefits vs. co-benefits or costs? **PLoS ONE**, 2011.

Chorley, R. J.; Haggett, P. **Modelos sócio-econômicos em geografia**. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 1975/10// 1975.

Choudhari, P. P. *et al.* Morphometric based prioritization of watershed for groundwater potential of Mula river basin, Maharashtra, India. **Geology, Ecology, and Landscapes**, 2, n. 4, p. 256-267, 2018.

Christofoletti, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. 1 ed. São Paulo: Editora Blucher, 1999. 233-233 p.

Christofoletti, A. **Geomorfologia**. 2º edição ed. São Paulo: Edgard Blucher, 1980. 185-185 p.

Christofoletti, A. **Geomorfologia Fluvial**. São Paulo: Edgard Blucher, 1981. 118-118 p.

Costanza, R.; *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, 387, n. 6630, p. 253-260, 1997.

Cox, K. R. Concepts of space, understanding in human geography, and spatial analysis. **Urban Geography**, 16, n. 4, p. 304-326, 1995.

Câmara, G. *et al.* Análise Espacial e Geoprocessamento. In: DRUCK, S. *et al* (Ed.). **Análise Espacial de Dados Geográficos**. 1 ed. Brasília: EMBRAPA, 2004.

DAEE; IG; IPT; CPRM. **Mapa de águas subterrâneas do Estado de São Paulo**: escala 1:1.000.000: nota explicativa. São Paulo: São Paulo, 2005.

Daskalova, G. N. *et al.* Landscape-scale forest loss as a catalyst of population and biodiversity change. **Science**, 368, n. 6497, p. 1341-1347.

De Groot, R. Ecosystem Services are nature's Contributions to People. **SCIENCE**, 359, n. 6373, p. 270-272, 2018.

De Groot, R. S.; Wilson, M. A.; Boumans, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods, and services. **Ecological Economics**, 41, n. 3, p. 393-408, 2002.

Desmet, P. J. J.; Govers, G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, 5, n. 51, p. 427-433, 1996.

Díaz, S. *et al.* Assessing nature's contributions to people. **Science**, 359, n. 6373, p. 270-272, 2018.

Ellison, D. *et al.* Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. **Global Environmental Change**, 43, p. 51-61.

Escobar, H. Amazon fires clearly linked to deforestation, scientists say. **Science**, 365, n. 6456, p. 853-853, 2019.

ESRI. **ArcGIS Desktop. Versão 10.6**. Redlands: Environmental Systems Research Institute, 2019.

Prefeitura Municipal de Extrema. **Extrema cresce 87%, ultrapassa os 53 mil habitantes e quase dobra sua população, revela Censo Demográfico 2022**. Extrema, Minas Gerais, 2023.

Fanelli, A. F. D. M.; Santos Junior, W. R. D. O Aglomerado Urbano de Jundiaí (SP) e os desafios para a mobilidade metropolitana paulista. **Cadernos Metrópole**, 15, n. 30, p. 461-487, 2013.

Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO). **Global Forest Resources Assessment 2015: How the world's forests are changing?** 2 ed. 2016. (FAO Forestry. 9789251092835.

Ferreira, M. C. Um modelo para formulação de perguntas geoespaciais em SIG, baseado na matriz geográfica de Berry (1964). **Geography Department, University of Sao Paulo**, 23, p. 252-269, 2013.

Ferreira, M. C. **Iniciação à análise geoespacial: teoria, técnicas e exemplos para geoprocessamento**. 1 ed. São Paulo: Editora Unesp, 2014. 343-343 p.

Fisher, B. *et al.* Measuring, modeling, and mapping ecosystem services in the Eastern Arc Mountains of Tanzania. **Progress in Physical Geography: Earth and Environment**, 35, n. 5, p. 595-611.

Fitts, C. R. Hydrology and Geology. In: **Groundwater Science**. Second Edi ed.: © 2013 Elsevier Inc; Copyright © 2002, Elsevier Science Ltd. All rights reserved, 2013. p. 123-186.

Game, E. T.; Grantham, H. S. **Marxan User Manual: For Marxan version 1.8.10**. University of Queensland, St. Lucia, Queensland, Australia, and Pacific Marine Analysis and Research Association, Vancouver, British Columbia, Canada.: 127-127 p. 2008.

Garcia, S. M. *et al.* **The ecosystem approach to fisheries: Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook**. 2003.

Gasparini, K. A. C. *et al.* Técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto aplicadas na identificação de conflitos do uso da terra em Seropédica-RJ. **Floresta e Ambiente**, 20, n. 3, p. 296-306, 2013.

Ghimire, C. P. *et al.* Reforesting severely degraded grassland in the Lesser Himalaya of Nepal: Effects on soil hydraulic conductivity and overland flow production. **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, 2013.

Ghimire, C. P. *et al.* Negative trade-off between changes in vegetation water use and infiltration recovery after reforesting degraded pasture land in the Nepalese Lesser Himalaya. **Hydrology and Earth System Sciences**, 2014.

Gordon, A. *et al.* Modelling trade-offs between public and private conservation policies. **Biological Conservation**, 2011.

Haines - Young, R.; Potschin, M. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D. G. e Frid, C. L. J. (Ed.). **Ecosystem Ecology: A New Synthesis (Ecological Reviews)**. Cambridge: Cambridge University Press, 2010.

Haines - Young, R.; Potschin, M. **Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) and Guidance on the Application of the Revised Structure**. European Environment Agency. Barton in Fabis, Nottingham, NG11 0AE, UK, p. 53. 2018.

Halpern, B. S.; *et al.* A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. **Science**, 319, n. 5865, p. 948 - 952, 2008.

Hamel, P.; Bryant, B. P. Uncertainty assessment in ecosystem services analyses: Seven challenges and practical responses. **Ecosystem Services**, 24, p. 1-15, 2017/04/01/ 2017.

Hamel, P. *et al.* A new approach to modeling the sediment retention service (InVEST 3.0): Case study of the Cape Fear catchment, North Carolina, USA. **Science of the Total Environment**, 2015.

Hanson, J. O. *et al.* **Prioritizr: Systematic Conservation Prioritization in R**. Versão 8.0.3.2. 2019.

Hartshorne, R. **Propósitos e natureza da geografia**. 2 ed. São Paulo: HUCITEC: Ed. da Universidade de São Paulo, 1978. 203-203 p.

Heuvelink, G. B. M. **Error Propagation in Environmental Modelling with GIS**. 1 ed. London: Taylor & Francis, 1998. 150-150 p. 9780429215094.

Holzwarth, S. *et al.* Earth observation-based monitoring of forests in Germany: A review. **Remote Sensing**, 12, n. 21, p. 1-43, 2020.

Horton, R. E. Drainage-basin characteristics. **EOS, Transactions American Geophysical Union**, 13, n. 1, p. 350-361, 1932.

Hsu, C.W.; Chang, C.C.; Lin, C.J. **A Practical Guide to Support Vector Classification**. Department of Computer Science. Taiwan, p. 16-16. 2016.

Hutchinson, M. F. A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits. **Journal of Hydrology**, 106, n. 3-4, p. 211-232, 1989/4// 1989.

IBGE. **Glossário Geológico**. Rio de Janeiro: 1999. 195-195 p. 85-240-0734-X.

IBGE. **Manual Técnico de Geomorfologia**. 2 edição ed. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2009. 175-175 p.

IBGE. **Sidra: Banco de Tabelas Estatísticas**. 2019.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira: Sistema fitogeográfico, Inventário das formações florestais e campestres, Técnicas e manejo de coleções botânicas e Procedimentos para mapeamentos**. 2ª edição ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 274-274 p.

IRRIGART. **Plano Diretor para recomposição florestal visando à conservação da água nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí**. Comitês PCJ. Higienópolis, p. 236. 2018.

IUCN, 2005, **Benefits Beyond Boundaries. Proceedings of the Vth IUCN World Parks Congress**. Switzerland and Cambridge: IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 2005. 306.

IUCN. IUCN Community Organizing Toolkit on Ecosystem Restoration. **International Union for Conservation of Nature**. Gland, Switzerland. 2021.

Japiassu, H. **Interdisciplinaridade e patologia do saber**. 1 ed. Rio de Janeiro: Imago editora, 1976. 217-217 p.

Klein, C. J. *et al.* Striking a balance between biodiversity conservation and socioeconomic viability in the design of marine protected areas. **Conservation Biology**, 2008.

Kröger, M. Deforestation, cattle capitalism and neo developmentalism in the Chico Mendes Extractive Reserve, Brazil. **Journal of Peasant Studies**, 0, n. 0, p. 1-19, 2019.

La Notte, A. *et al.* Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. **Ecological Indicators**, 74, p. 392-402.

Machado, F. H. **Proposição de indicadores de segurança hídrica: seleção, validação e aplicação na bacia hidrográfica do rio Jundiaí-Mirim, Jundiaí - SP, Brasil**. Orientador: Medeiros, G. A. D. 2018. 255 f. (Tese) - Instituto de Ciência e Tecnologia (Câmpus de Sorocaba), Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", São Paulo.

Machado, M. D. A. **Plano de Desenvolvimento Urbano Integrado - Aglomeração Urbana de Piracicaba**. Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano S/A (EMPLASA). São Paulo, p. 123-123. 2017.

Machado, M. D. A.; Wertheimer, M. L. S. D. O. **Plano de Desenvolvimento Urbano Integrado - Aglomeração Urbana de Jundiaí**. Emplasa. São Paulo: Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano S/A (EMPLASA). Junho: 134-134 p. 2018.

Magdalena, U. R. *et al.* Conservation Policy Changes in Protected Areas on Hilltops in Brazil: Effects on Hydrological Response in a Small Watershed. **Water Resources Management**, 36, n. 4, p. 1251-1270, 2022.

Magdalena, U. R.; Francisco, C. N.; Rodriguez, D. A. Mapeamento das Áreas de Preservação Permanente (APP) no topo de morros de acordo com os dispositivos legais do estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Geografia Física**, 11, n. 3, p. 789-797, 2018.

Magdalena, U. R.; Gonçalves de Souza, G. B.; Amorim, R. R. Spatial analysis guiding decision making in environmental conservation: Systematic conservation planning and ecosystem services. **Progress in Physical Geography: Earth and Environment**, p. 03091333221112409, 2022.

Magdalena, U. R.; Messias, C. G.; Luoni, J. P. Z.; Amorim, R. R. Can economic costs be factored into conservation planning processes? **Mercator**, vol 21, 2022.

Mamedes, I. *et al.* Brazilian payment for environmental services programs emphasize water-related services. **International Soil and Water Conservation Research**, 11, n. 2, p. 276-289, 2023.

Marengo; Alves, L. M. Crise Hídrica em São Paulo em 2014: Seca e Desmatamento. **GEOUSP: Espaço e Tempo (Online)**, 19, n. 3, p. 485-485, 2015.

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

Margules, C. R.; Pressey, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, n. 405, p. 243–253, 2000.

Martin-Ortega, J. *et al.* **Water Ecosystem Services**. Cambridge: Cambridge University Press, 2015. 68-70 p. 9781316178904.

Mcelwee, P. **Climate Change and Biodiversity Loss: Two Sides of the Same Coin**. Current History, 120, n. 829, p. 295-300, 2021.

MEA. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Washington, DC.: 2005. 155-155 p. (Island Press. 9781610914840.

Mitchell, B. *et al.* **Guidelines for privately protected areas**. IUCN, International Union for Conservation of Nature, 2018/11// 2018. 100 p. 9782831719443.

Mitchell, B. *et al.* Identifying key ecosystem service providing areas to inform national-scale conservation planning. **Environmental Research Letters**, 16, n. 1, p. 014038-014038, 2021/1// 2021.

Miura, S. *et al.* Protective functions and ecosystem services of global forests in the past quarter-century. **Forest Ecology and Management**, 352, p. 35-46, 2015.

MMA. **Serviços Ambientais 2020a**.

MMA. **Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade Brasileira**. Ministério do Meio Ambiente, 2020b.

Monteiro, L. *et al.* Evaluating the impact of future actions in minimizing vegetation loss from land conversion in the Brazilian Cerrado under climate change. **Biodiversity and Conservation**, 29, n. 5, p. 1701-1722, 2020.

Moraes, O. J. **Valoração ambiental de bens e serviços de não mercado**. 1 ed. São Paulo: Centauro, 2019. 712-712 p. 978-85-7928-012-2.

Moreira, M. C. *et al.* Desenvolvimento e análise de uma rede neural artificial para estimativa da erosividade da chuva para o Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 30, n. 6, p. 1069-1076, 2006.

Naidoo, R.; Adamowicz, W. L. Modeling Opportunity Costs of Conservation in Transitional Landscapes. **Conservation Biology**, 20, n. 2, p. 490-500, 2006.

Naidoo, R. *et al.* Integrating economic costs into conservation planning. **Trends in Ecology and Evolution**, 21, n. 12, p. 681-687, 2006.

Naidoo, R.; Ricketts, T. H. Mapping the economic costs and benefits of conservation. **PLoS Biology**, 4, n. 11, p. 2153-2164, 2006.

Neves, M. A.; Pereira, S. Y.; Fowler, H. G. Impactos do sistema estadual de gerenciamento de recursos hídricos na bacia do Rio Jundiá (SP). **Ambiente & Sociedade**, 10, n. 2, p. 149-160, 2007.

Nobre, A. D. *et al.* Height Above the Nearest Drainage - a hydrologically relevant new terrain model. **Journal of Hydrology**, 404, n. 1-2, p. 13-29, 2011.

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

Oliveira, U. *et al.* Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. **Scientific Reports**, 7, n. 1, p. 1-9, 2017.

Olsson, L. *et al.* (Ed.). **Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems, 2019**. p. 345-436.

Pavani, B. F. *et al.* Payments for ecosystem services to water resources protection in paraíba do sul environmental protection area. **Ambiente e Sociedade**, 23, 2020.

Pfeifer, M. *et al.* A systems approach framework for evaluating tree restoration interventions for social and ecological outcomes in rural tropical landscapes. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 378, n. 1867, p. 20210111, 2022.

Picharillo, C.; Ranieri, V. E. L. Payment for environmental services: guidelines for identifying priority areas focusing on biodiversity*. **Ambiente & Sociedade**, 22, 2019.

Pires, L. S. *et al.* **Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na região centro-leste de Minas Gerais**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 41, n. 4, p. 687-695, 2006.

Ponzoni, F. J.; Almeida, E. S. D., 1996, **A estimativa do parâmetro Kappa (K) da análise multivariada discreta no contexto de um SIG**. 5-5.

Porto, R. L. L. **Técnicas quantitativas para o gerenciamento de recursos hídricos**. Porto Alegre: Editora da Universidade/UFRGS/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1997. 255-255 p.

Potschin, M. B.; Haines-Young, R. H. Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. **Progress in Physical Geography**, 35, n. 5, p. 575-594, 2011.

Pressey R. L. *et al.* Effectiveness of protected areas in north-eastern New South Wales: recent trends in six measures. **Biological Conservation**, 106, n. 1, p. 57-69, 2002.

Pressey, R. L. *et al.* Conservation planning in a changing world. **Trends in Ecology and Evolution**, 22, n. 11, p. 583-592, 2007.

Pressey, R. L.; Cowling, R. M.; Rouget, M. Formulating conservation targets for biodiversity pattern and process in the Cape Floristic Region, South Africa. **Biological Conservation**, 112, n. 1, p. 99-127, 2003.

Pressey, R. L. *et al.* Beyond Opportunism: Key Principles for Systematic Reserve Selection. **Trends in Ecology & Evolution**, 8, n. 4, p. 1-5, 1993.

Pressey, R. L. *et al.* The C-plan conservation planning system: Origins, applications, and possible futures. In: Moilanen, A.; Wilson, K. A., *et al.* (Ed.). **Spatial conservation prioritization. Quantitative methods and computational tools**. United Kingdom: Oxford University Press, 2009. p. 211-234.

Pörtner, H. O. *et al.* **Scientific outcome of the IPBES-IPCC co-sponsored workshop on biodiversity and climate change**. 2021/6//. 2021.

Rennó, C. D. *et al.* HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. **Remote Sensing of Environment**, 112, n. 9, p. 3469-3481, 2008.

Ribeiro, M. C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

Robinson, D. J.; Redding, N. J.; Crisp, D. J. **Implementation of a Fast Algorithm for Segmenting SAR Imagery**. Defence Science Technology Organisation. Australia, p. 48-48. 2002.

Rochedo, P. R. R. *et al.* The threat of political bargaining to climate mitigation in Brazil. **Nature Climate Change**, 8, n. 8, p. 695-698, 2018.

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**, 6667, n. September, 2015.

Rossi, M. M. **Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: Revisado e Ampliado**. 1 ed. São Paulo: São Paulo: Instituto Florestal, 2017. 118-118 p. If. 3239660180.

- Rugani, B. *et al.* Towards integrating the ecosystem services cascade framework within the Life Cycle Assessment (LCA) cause-effect methodology. **Science of The Total Environment**, 690, p. 1284-1298, 2019.
- Salazar, A. *et al.* Land use and land cover change impacts on the regional climate of non-Amazonian South America: A review. **Global and Planetary Change**, 128, p. 103-119, 2015.
- Salmi, F.; Canova, M. A.; Padgurschi, M. C. G. Ética climática, (in)justiças e limitações do Pagamento por Serviços Ambientais no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, 26, 2023.
- Santos, B. D. S. **Um discurso sobre as ciências**. 5 ed. São Paulo: Cortez, 2008. 91-91 p. 978-85-249-0952-8.
- Sarkar, S.; Illoldi-Range, P. Systematic conservation planning: An updated protocol. **Natureza a Conservacao**, 8, n. 1, p. 19-26, 2010.
- Saunders, M. E. *et al.* Pollinators, pests, and predators: Recognizing ecological trade-offs in agroecosystems. **Ambio**, 45, n. 1, p. 4-14, 2016.
- SCBD, 2010, Nagoya, Japan. **The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets**. Convention on Biological Diversity. 13. 20 Targets v.
- Schyns, J. F. *et al.* Limits to the world's green water resources for food, feed, fiber, timber, and bioenergy. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 116, n. 11, p. 4893-4898, 2019.
- SEEG. Análise das emissões de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas climáticas do Brasil 1970-2021. **Observatório do Clima**. Brasília - DF, p. 46. 2023.
- Shackleton, C. M. *et al.* Unpacking Pandora's Box: Understanding and Categorising Ecosystem Disservices for Environmental Management and Human Wellbeing. **Ecosystems**, 19, n. 4, p. 587-600, 2016.
- Singhal, B. B. S.; Gupta, R. P. **Applied Hydrogeology of Fractured Rocks**. Second Edi ed. 1999. 429-429 p. Applied Hydrogeology of Fractured Rocks. 9789048187980.
- Smith, R. J.; Goodman, P. S.; Matthews, W. S. **Systematic conservation planning: A review of perceived limitations and an illustration of the benefits, using a case study from Maputaland**, South Africa. *Oryx*, 40, n. 4, p. 400-410, 2006.
- Soares-Filho, B. *et al.* Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 107, n. 24, p. 10821-10826, 2010.
- Soares-Filho, B.; Rajão, R. Traditional conservation strategies still the best option. **Nature Sustainability**, 1, n. 11, p. 608-610, 2018.
- Soares-Filho, B. *et al.* Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, 344, n. April, p. 363-364, 2014.
- Sousa Júnior, W. C. **Análise econômica da relação entre uso do solo e custos de tratamento de água no Estado de São Paulo**. Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística. São Paulo, p. 44. 2011.

- Souza, C. M. *et al.* Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, 12, n. 17, p. 2735-2735, 2020.
- Spangenberg, J. H.; Settele, J. Precisely incorrect? Monetising the value of ecosystem services. **Ecological Complexity**, 7, n. 3, p. 327-337, 2010.
- Strassburg, B. B. N. *et al.* Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology and Evolution**, 1, n. 4, p. 13-15, 2017.
- Stumpf, A.; Kerle, N. Object-oriented mapping of landslides using Random Forests. **Remote Sensing of Environment**, 115, n. 10, p. 2564-2577, 2011.
- Terrado, M. *et al.* Impact of climate extremes on hydrological ecosystem services in a heavily humanized Mediterranean basin. **Ecological Indicators**, 2014.
- Tucci, C.; Clarke, R. Impactos das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 2, n. 1, p. 135-152, 1997.
- Tucci, C. E. M. **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: editora da UFRGS 2004.
- Tucci, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. 2. ed. Porto Alegre: editora da UFRGS, 2005.
- UNEP-WCMC; International Union for Conservation of Nature. **Protected Planet Report 2020: Tracking progress towards global targets for protected and conserved areas**. Gland, Switzerland. 2020.
- UNITED, N. *et al.* **System of Environmental Economic Accounting 2012: Experimental Ecosystem Accounting**. New York: OECD, 2014. 198-198 p. (System of Environmental-Economic Accounting 2012).
- Valeriano, M. D. M. Programação do cálculo da declividade em SIG pelo método de vetores ortogonais. **Revista Espaço & Geografia**, 5, n. 1, p. 69-85, 2002.
- Vieira, R. R. S.; Pressey, R. L.; Loyola, R. The residual nature of protected areas in Brazil. **Biological Conservation**, 233, p. 152-161, 2019.
- Vigiak, O. *et al.* Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. **Geomorphology**, 138, n. 1, p. 74-88, 2012.
- Wagner, F. H. *et al.* Mapping Atlantic rainforest degradation and regeneration history with indicator species using convolutional network. **PLOS ONE**, 15, n. 2, p. e0229448-e0229448, 2020.
- Walter, A.; José João, M. **Manual de coleta de solos para valores de referência de qualidade no Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte: 2013. 15-15 p.
- Waylen, K.; Blackstock, K.; Holstead, K. **Exploring experiences of the Ecosystem Approach**. n. November, p. 1-36, 2013.
- Weng, Q. Quantifying Uncertainty of Digital Elevation Models Derived from Topographic Maps. In: Richardson, D. E. (Ed.). **Advances in Spatial Data Handling: Springer-Verlag Berlin Heidelberg GmbH**, 2000. p. 403-418.

- Weng, Q. An evaluation of spatial interpolation accuracy of elevation data. In: Riedl, A.; Kainz, W., et al (Ed.). **Progress in Spatial Data Handling - 12th International Symposium on Spatial Data Handling**, SDH 2006: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2006. p. 805-824.
- Wertheimer, M. L. S. D. O. *et al.* **Plano de Desenvolvimento Urbano Integrado - Região Metropolitana de Campinas**. Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano S/A (EMPLASA). São Paulo, p. 178-178. 2017.
- Wilson, K. B. *et al.* Energy partitioning between latent and sensible heat flux during the warm season at FLUXNET sites. **Water Resources Research**, 38, n. 12, p. 30-31-30-11, 2002-12-01 2002.
- Winchell, M. F.; *et al.* Extension and validation of a geographic information system-based method for calculating the Revised Universal Soil Loss Equation length-slope factor for erosion risk assessments in large watersheds. **Journal of Soil and Water Conservation**, 63, n. 3, p. 105, 2008.
- Wischmeier, W. H.; Smith, D. D. Rainfall energy and its relationship to soil loss. Transactions, **American Geophysical Union**, 39, n. 2, p. 285-285, 1958.
- Wood, J. D. **The geomorphological characterisation of digital elevation models** PhD Thesis, University of Leicester, UK. 193-193 p. 1996.
- Woolmer, G. Landscape-scale Conservation Planning. Dordrecht: Springer Netherlands, 2010. **Landscape-scale Conservation Planning**. 978-90-481-9574-9.
- Wu, S.; Li, B. V.; Li, S. Classifying ecosystem disservices and valuating their effects - a case study of Beijing, China. **Ecological Indicators**, 129, p. 107977-107977, 2021.
- Wu, T. F.; Lin, C. J.; Weng, R. C. Probability estimates for multi-class classification by pairwise coupling. **Journal of Machine Learning Research**, 5, p. 975-1005, 2004.
- Wunder, S. **Payments for environmental services: some nuts and bolts**. 2005.
- Xiaoying, J. **Segmentation-based image processing system**. Google Patents. LLC, M. E. United States: HARRIS GEOSPATIAL SOLUTIONS, INC. 1 2009.
- Zaccaï, E.; Adams, W. M. How far are biodiversity loss and climate change similar as policy issues? **Environment, Development and Sustainability**, 14, n. 4, p. 557-571, 2012.
- Zimale, F. A. *et al.* Improving watershed management practices in humid regions. **Hydrological Processes**, 31, n. 18, p. 3294-3301, 2017.
- Zupo, T. *et al.* Trends and knowledge gaps on ecological restoration research in the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology**, 2022-03-31 2022.