

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE ENERGIA

ALESSANDRA RIBEIRO DE SOUZA

IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS À IMPLEMENTAÇÃO DE
PROGRAMAS DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS NA BACIA DO
RIBEIRÃO DO FEIJÃO, SÃO CARLOS-SP

ITAJUBÁ
2019

ALESSANDRA RIBEIRO DE SOUZA

IDENTIFICÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS À IMPLEMENTAÇÃO DE PROGRAMAS
DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS NA BACIA DO RIBEIRÃO DO
FEIJÃO, SÃO CARLOS-SP

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Energia, Universidade Federal de Itajubá, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências de Engenharia de Energia.

Área de Concentração: Energia, Sociedade e Meio Ambiente

Orientador: Prof. Dr. Francisco Antonio Dupas

ITAJUBÁ

2019

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, pela força e por estar sempre comigo, me guiando.

A minha família, pelo apoio, paciência e carinho neste período.

Ao prof. Dr. Francisco Antonio Dupas, pela acolhida, orientação, confiança e incentivo.

Ao prof. Dr. Carlos Wilmer Costa e ao Dr. Fernando Henrique Machado, pela disponibilização de dados para realização deste trabalho em continuidade à linha de pesquisa.

A todos especialistas que contribuíram para a Técnica Participatória no estudo.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Energia da Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI), pelos grandes educadores e pesquisadores e pela oportunidade de realização deste trabalho.

A CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), pelo apoio financeiro.

Aos amigos, aos colegas e a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram no desenvolvimento do trabalho.

RESUMO

Nos últimos anos, os Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) se destacaram como uma forma de financiamento de conservação dos recursos naturais, compensando proprietários de terras que geram externalidades ambientais positivas. No instrumento, a definição áreas prioritárias à recuperação e preservação ambiental é essencial para o direcionamento eficiente dos limitados recursos financeiros. Neste sentido, o presente trabalho propõe identificar espacialmente as áreas prioritárias à implementação de esquemas de PSA, com ênfase na conservação de recursos hídricos, utilizando como estudo de caso a bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão, São Carlos-SP. Para tal, com auxílio de sistemas de informações geográficas (SIG), aplicou-se a análise multicritério para o mapeamento de áreas prioritárias à recuperação florestal com base em relevantes critérios relacionados a aspectos da paisagem na provisão de serviços hidrológicos pela vegetação. O plano de informação foi então cruzado com valores estimados de custos de oportunidade para compensação dos proprietários de terras produtivas a fim de identificar as prioridades associadas aos menores custos de implementação do instrumento. Os resultados demonstraram que, das áreas elegíveis à conversão florestal, 25,6% apresenta prioridade muito alta à restauração, situadas principalmente ao longo do curso d'água principal, com predominância de usos por pastagem e cana-de-açúcar, principais deflagradores de processos erosivos no manancial. Dentre as atividades agropecuárias, a pecuária apresentou o menor custo de oportunidade, correspondente a um valor de referência de R\$ 223,53/ha/ano em PSA. Foram identificadas 99 propriedades rurais com áreas de interesse para esquemas de PSA (898,27 ha, 3,7% da área total da bacia), totalizando o valor de pagamento de R\$ 200.789,80 por ano aos produtores. A proposta de PSA se mostrou viável economicamente ao comparar o resultado com disposição a pagar (DAP) média da população de São Carlos pela proteção dos recursos hídricos. Finalmente, destaca-se que o uso da análise multicritério associada com a análise econômica do uso do solo mostrou-se como uma abordagem metodológica flexível e de simples implementação, cujos resultados podem subsidiar o planejamento e a gestão de bacias hidrográficas.

Palavras-chave: Pagamentos por serviços ambientais. Serviços hidrológicos. Restauração florestal. Análise multicritério.

ABSTRACT

In recent years, Payments for Ecosystem Services (PES) have emerged as a form of financing for the conservation of natural resources, compensating landowners that generate positive environmental externalities. For the PES design process, defining priority areas aiming at the environmental recovery and preservation is essential for the efficient allocation of limited financial resources. In this sense, the present work aims to spatially identify priority areas for the implementation of PES schemes, with emphasis on the conservation of water resources, using as case study the Feijão River watershed, São Carlos-SP. For such, with help of geographic information systems (GIS), a multicriteria evaluation was applied for mapping priority areas for forest restoration based on relevant criteria related to landscape aspects for the provision of hydrological services by vegetation. The resulted information plan was then cross-referenced with estimated opportunity costs for compensating landowners in order to identify higher priorities associated with low cost sites. The results show that 25.6% of the eligible areas for forest conversion have very high priority to restoration, and are located mainly along the main river watercourse, with predominance of pasture and sugarcane uses, the main driven forces of erosion processes in the watershed. Among the agricultural activities, livestock presented the lowest opportunity cost, corresponding to a reference value of R\$ 223.53/ha/year in PES. 99 rural properties with areas of interest for PES schemes were identified (898.27 ha, 3.7% of the total watershed area), totaling a payment amount of R\$ 200.789,80 per year to producers. The PES project proved to be economically viable when the result is compared to the average willingness to pay (WTP) of the population of São Carlos for the protection of water resources. Finally, the use of multicriteria evaluation combined with economic analysis of land use presented as a flexible and straightforward methodological approach, whose results can support further watershed planning and management.

Keywords: Payment for ecosystem services. Hydrological services. Forest restoration. Multicriteria evaluation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Lógica do mecanismo de Pagamento por Serviços Ambientais. Fonte: Adaptado de Engel, Pagiola e Wunder (2008).	23
Figura 2 - Mapa de localização da bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão. Fonte: Adaptado de Costa (2017).....	40
Figura 3 - Dados de precipitação mensal média e temperatura mensal média para o município de São Carlos no período entre 1961 e 2017. Fonte: INMET, 2018.	41
Figura 4 - Mapa de localização da bacia do Ribeirão do Feijão na bacia do Tietê-Jacaré, UGRHI 13 do estado de São Paulo. Fonte: Adaptado de São Paulo (2018a).....	42
Figura 5 - Mapa geológico da bacia do Ribeirão do Feijão. Fonte: Adaptado de Costa (2017).	43
Figura 6 - Mapa geomorfológico da bacia do Ribeirão do Feijão. Fonte: Adaptado de Costa (2017).	46
Figura 7 - Mapa pedológico da bacia do Ribeirão do Feijão. Fonte: Adaptado de Costa (2017).	48
Figura 8 - Mapa de uso e cobertura do solo na bacia do Ribeirão do Feijão em 2011. Fonte: Adaptado de Costa (2017).	51
Figura 9 - Bacia do Ribeirão do Feijão e municípios abrangidos pela APA Corumbataí. Fonte: Elaborado pela autora.	53
Figura 10 - Fluxograma simplificado dos procedimentos metodológicos. Fonte: Elaborado pela autora.	56
Figura 11 - Etapas desenvolvidas na aplicação da análise multicritério. Fonte: Elaborado pela autora.	57
Figura 12 - Mapa do fator de proximidade à rede hidrográfica. Fonte: Elaborado pela autora.	71
Figura 13 - Mapa do fator de proximidade à cobertura florestal. Fonte: Elaborado pela autora.	72
Figura 14 - Mapa do fator de proximidade entre fragmentos de maior área nuclear. Fonte: Elaborado pela autora.	74
Figura 15 - Mapa do fator de distância às áreas urbanizadas. Fonte: Elaborado pela autora. ..	75
Figura 16 - Mapa do fator de distância à malha viária. Fonte: Elaborado pela autora.....	76

Figura 17 - Mapa do fator de potencial de contaminação de aquíferos. Fonte: Elaborado pela autora.	78
Figura 18 - Mapa do fator de potencial de erosão acelerada. Fonte: Elaborado pela autora.	79
Figura 19 - Mapa de restrições. Fonte: Elaborado pela autora.	80
Figura 20 - Áreas prioritárias à restauração florestal na BHRF em escala contínua de prioridades. Fonte: Elaborado pela autora.	82
Figura 21 - Áreas prioritárias à restauração florestal na BHRF segundo cinco níveis de prioridade. Fonte: Elaborado pela autora.	83
Figura 22 - Resultados de variação do tamanho das classes de prioridade (%) na análise de sensibilidade. Fonte: Elaborado pela autora.	91
Figura 23 - Porcentagem de área em comum entre as simulações de variações de pesos e o cenário de pesos originais. Fonte: Elaborado pela autora.	93
Figura 24 - Distribuição espacial das áreas sob maior incerteza (critério F ₇ , -20% do peso original) na análise de sensibilidade. Fonte: Elaborado pela autora.	94
Figura 25 - Custos de oportunidade e lucro líquido por uso do solo. Fonte: Elaborado pela autora.	99
Figura 26 - Distribuição, em percentual, das atividades produtivas na bacia por (a) área ocupada e (b) lucratividade total.	99
Figura 27 - Áreas produtivas e restrições (APP e RL) por propriedade rural. Fonte: Elaborado pela autora.	101
Figura 28 - Distribuição, por imóvel rural, (a) das áreas produtivas por prioridade à restauração florestal e (b) dos custos de oportunidade. Fonte: Elaborado pela autora.	103
Figura 29 - Valores de referência por propriedade rural: (a) na totalidade de cada imóvel e (b) estratificado segundo prioridades à restauração. Fonte: Elaborado pela autora.	104
Figura 30 - Valores de referência de PSA segundo prioridade à restauração florestal e disposição a pagar (DAP) da população são carlense à proteção ambiental. Fonte: Elaborado pela autora.	106
Figura 31 - Áreas prioritárias à implementação de PSA e valores de referência, por proprietário rural, na totalidade da área de interesse. Fonte: Elaborado pela autora.	109

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Distribuição da cobertura e uso do solo na bacia do Ribeirão do Feijão em 2011.	52
Tabela 2 - Base cartográfica empregada no estudo.	55
Tabela 3 - Classes de tamanho de área nuclear dos fragmentos florestais, número de fragmentos e intervalos de padronização dos mapas de distância.	60
Tabela 4 - Potencial de contaminação de aquíferos e respectivos intervalos de padronização.	61
Tabela 5 - Potencial de erosão acelerada segundo classes de risco de erosão e respectivos intervalos de padronização.	62
Tabela 6 - Escala contínua de comparação de critérios para elaboração da matriz de comparação pareada.	63
Tabela 7 - Fonte de dados de receitas e custos das atividades agropecuárias.	67
Tabela 8 - Matriz de comparação pareada entre os fatores definidos na AMC.	81
Tabela 9 - Valores de áreas para os níveis de prioridade e restrições.	84
Tabela 10 - Contribuição dos fatores em relação aos níveis de prioridade à restauração florestal.	85
Tabela 11 - Caracterização ambiental dos níveis de prioridade à restauração florestal.	87
Tabela 12 - Caracterização geral das áreas de prioridade muito alta à restauração florestal. ..	90
Tabela 13 - Fluxo de caixa para estimativa do custo de oportunidade do plantio de eucalipto.	95
Tabela 14 - Fluxo de caixa para estimativa do custo de oportunidade da pecuária.	96
Tabela 15 - Fluxo de caixa para estimativa do custo de oportunidade da cana-de-açúcar.	97
Tabela 16 - Fluxo de caixa para estimativa do custo de oportunidade do cultivo de laranja. ..	98
Tabela 17 - Valores de referência de PSA segundo prioridade à restauração florestal e uso do solo.	105
Tabela 18 - Exemplos de valores de referência para ações de restauração florestal em projetos de PSA implementados no Brasil.	110

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

@	Arroba
ABIEC	Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carne
AHP	<i>Analytic Hierarchy Process</i>
AEM	Avaliação Ecológica do Milênio
AMC	Análise Multicritério
ANA	Agência Nacional de Águas
ANTT	Agência Nacional de Transportes Terrestres
APA	Área de Proteção Ambiental
APP	Área de Preservação Permanente
APREM/SC	Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais do Município de São Carlos
BHRF	Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Feijão
CAR	Cadastro Ambiental Rural
CEPAGRI	Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura
CEPEA	Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada
CLP	Combinação Linear Ponderada
CNA	Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil
DAP	Disposição a Pagar
EUPS	Equação Universal de Perda do Solo
FAO	Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura
ha	Hectare
hab.	Habitantes
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMS	Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços
INCRA	Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
IPCA	Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo
ONG	Organização Não Governamental
p. ex.	Por exemplo
PEMC	Política Estadual sobre Mudanças Climáticas do Estado de São Paulo
PFPSA	Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais
PNPSA	Política Nacional dos Serviços Ambientais

PSA	Pagamento por Serviços Ambientais
RL	Reserva Legal
RMS	Região Metropolitana de São Paulo
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
SAAE	Serviço Autônomo de Água e Esgoto
SICAR	Sistema de Cadastro Ambiental Rural
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SINIMA	Sistema Nacional de Informação sobre o Meio Ambiente
SMA	Secretaria de Meio Ambiente
TC	Taxa de Consistência
UA	Unidade Animal
UFESP	Unidade Fiscal do Estado de São Paulo
UFEX	Unidade Fiscal de Extrema
UFM	Unidade Fiscal do Município
UGHRI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
UHE	Usina Hidrelétrica de Energia
UTM	Universal Transversa Mercator
VAE	Valor Anual Equivalente
VPL	Valor Presente Líquido

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	14
2. OBJETIVOS.....	17
2.1. Objetivo geral.....	17
2.2. Objetivos específicos.....	17
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1. Serviços ecossistêmicos e ambientais	18
3.1.1. Serviços ambientais hidrológicos.....	19
3.2. Pagamento por Serviços Ambientais (PSA).....	22
3.2.1. Destaques nos cenários nacional e internacional	26
3.2.2. Aspectos legais.....	30
3.3. Análise multicritério (AMC).....	31
3.3.1. Combinação Linear Ponderada (CLP)	33
3.3.2. Análise de sensibilidade	36
3.4. Cadastro Ambiental Rural (CAR).....	37
4. MATERIAIS E MÉTODOS	39
4.1. Caracterização da área de estudo.....	39
4.1.1. Localização.....	39
4.1.2. Clima	40
4.1.3. Rede hidrográfica	41
4.1.4. Geologia	43
4.1.5. Geomorfologia	44
4.1.6. Solos e aspectos pedológicos	46
4.1.7. Hidrogeologia.....	49
4.1.8. Vegetação	50
4.1.9. Uso do solo.....	50
4.1.10. Áreas protegidas e aspectos legais	53
4.2. Materiais.....	54
4.3. Métodos.....	55
4.3.1. Análise multicritério.....	57
4.3.1.1. Identificação e padronização dos critérios.....	57

4.3.1.2. Definição dos pesos dos fatores.....	62
4.3.1.3. Combinação Linear Ponderada.....	64
4.3.1.4. Análise de sensibilidade	64
4.3.2. Influência dos fatores e características ambientais	65
4.3.3. Valoração econômica do uso do solo.....	65
4.3.3.1. Valor Presente Líquido (VPL).....	67
4.3.3.2. Valor Anual Equivalente (VAE)	68
4.3.4. Definição de áreas prioritárias para PSA	68
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	70
5.1. Áreas prioritárias à restauração florestal	70
5.1.1. Mapas dos critérios.....	70
5.1.2. Pesos dos fatores	80
5.1.3. Agregação dos critérios	81
5.1.4. Influência dos fatores	84
5.1.5. Caracterização ambiental das áreas prioritárias	87
5.1.6. Análise de sensibilidade	90
5.2. Estimativa dos custos de oportunidade	95
5.2.1. Plantio de eucalipto	95
5.2.2. Pecuária	96
5.2.3. Cana-de-açúcar.....	96
5.2.4. Citricultura (laranja).....	97
5.2.5. Lucro líquido total.....	98
5.3. Áreas prioritárias à implementação de PSA.....	100
5.3.1. Áreas produtivas por proprietário de terra	100
5.3.2. Valoração econômica das prioridades à restauração florestal.....	102
5.3.3. Áreas de interesse aos esquemas de PSA.....	107
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	113
6.1. Recomendações para trabalhos futuros	115
7. REFERÊNCIAS	116
APÊNDICE I - Exemplos de matrizes propostas de comparação pareada.....	135
APÊNDICE II - Dados completos de influência dos fatores e caracterização ambiental.	136
APÊNDICE III - Áreas sob maior incerteza para cada critério da análise de sensibilidade. .	139

APÊNDICE IV - Valores de PSA por propriedade rural nas áreas prioritárias.	142
APÊNDICE V - Artigo científico referente à pesquisa.	146
ANEXO - Histórico dos estudos realizados desde 1997 na bacia do Ribeirão do Feijão.	184

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

Impulsionada por um contexto de desenvolvimento econômico e social, a exploração de recursos naturais ocorre frequentemente de maneira desordenada e insustentável, resultando em uma intensa fragmentação florestal (ZANELLA, 2011). Os impactos do desflorestamento, por sua vez, prejudicam diretamente a provisão de serviços ecossistêmicos importantes para o bem-estar da sociedade, tais como a regulação climática e a oferta de água (CARVALHO-SANTOS; HORNADO; HEIN, 2014; KÖHL *et al.*, 2015; GRIZZETTI *et al.*, 2016).

De acordo com a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO), mundialmente, cerca de 129 milhões de hectares de floresta foram perdidos entre 1990 e 2015, principalmente na América do Sul e na África (FAO, 2016). A cobertura vegetal, no entanto, promove serviços ambientais hidrológicos essenciais na manutenção e conservação dos recursos hídricos, tais como a proteção da superfície do solo da deflagração de processos erosivos, a promoção da infiltração de água no solo e a atuação como barreira ao transporte dos sedimentos (CARVALHO-SANTOS; HORNADO; HEIN, 2014; VETTORAZZI; VALENTE, 2016). A intensificação significativa dos processos erosivos pela precipitação (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012) em solos desprotegidos, por outro lado, acarreta no assoreamento de cursos d'água e, conseqüentemente, na deterioração da qualidade dos recursos hídricos e na redução da capacidade de armazenamento de reservatórios, afetando a disponibilidade hídrica para abastecimento e geração de energia (VETTORAZZI, 2006).

Neste cenário, as práticas e políticas de incentivo, tais como os Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA), tornam-se imprescindíveis para reverter a degradação dos serviços ambientais relacionadas ao uso inadequado do solo. De conceito amplamente difundido e implementado (EZZINE-DE-BLAS *et al.*, 2016; GRIMA *et al.*, 2016), a estratégia do PSA baseia-se no princípio do “provedor-recebedor”, com os usuários dos serviços ambientais oferecendo um incentivo financeiro ou econômico ao provedor desses serviços, tornando atrativa a adoção de práticas sustentáveis que garantam a conservação dos ecossistemas e a restauração ambiental (WUNDER, 2005; PAGIOLA; ARCENAS; PLATAIS, 2005; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008).

Dentre os diversos desafios de aplicação dos PSA, destaca-se a relação entre o custo-efetividade do instrumento em atingir seus objetivos e seu *design* e contexto de aplicação, em especial na priorização de locais mais adequados à sua implementação (WÄTZOLD; DRECHSLER, 2005; ALIX-GARCIA; DE JANVRY; SADOULET, 2008; WÜNSCHER;

ENGEL; WUNDER, 2008). Nesse sentido, as perdas na eficácia dos PSA, em termos ambientais, podem ser reduzidas ao priorizar os pagamentos, baseando-se em critérios e informações de ameaça e benefícios na provisão de serviços ambientais, além do custo de participação do proprietário rural (WUNDER, 2007; WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008; BÖRNER *et al.*, 2017).

Embora estudos demonstrem o efeito positivo dos PSA na cobertura florestal em propriedades rurais (ARRIAGADA *et al.*, 2012; COSTEDOAT *et al.*, 2015; RUGGIERO *et al.* 2019), para Wünscher, Engel e Wunder (2008), poucos esquemas implantados incorporam adequadamente os critérios supracitados. Dessa maneira, uma vez que os recursos geralmente não são suficientes para abranger todas as áreas que necessitam de intervenção, torna-se fundamental o desenvolvimento de métodos e ferramentas que otimizem a seleção de áreas prioritárias, promovendo a viabilidade econômica e potencializando os ganhos socioambientais.

De acordo com Valente, Petean e Vettorazzi (2017), a partir da incorporação de informações geoespaciais sobre o meio biofísico, a avaliação multicritério (AMC) em ambiente de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) tem sido eficiente para definir áreas prioritárias como subsídio ao planejamento. Um dos métodos mais empregados na AMC é a Combinação Linear Ponderada (CLP), cuja aplicação se baseia no conceito de média ponderada de critérios definidos e ponderados de acordo com o objetivo de estudo (VETTORAZZI, 2006; VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017). Para a definição dos pesos, por sua vez, uma das ferramentas mais utilizadas é o Processo Analítico Hierárquico (AHP – *Analytic Hierarchy Process*, do inglês), proposto por Saaty (1977) (JAISWAL *et al.*, 2015; WIDIATMAKA, 2016). A análise AHP permite o cálculo dos fatores de ponderação através da comparação pareada entre os fatores para determinar a importância relativa de cada um deles (SAATY, 1977).

Nesse contexto, o presente trabalho propõe identificar e avaliar as áreas prioritárias à implementação de esquemas de PSA, com ênfase na conservação de recursos hídricos, utilizando como estudo de caso a bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão (BHRF), em São Carlos-SP. A proposta enfoca principalmente na análise espacial a fim de identificar as maiores prioridades à restauração florestal associadas aos menores custos de implementação do instrumento, através da aplicação da AMC e da sobreposição de planos de informação em ambiente SIG em função de aspectos ambientais (tais como a susceptibilidade à erosão e fragmentação florestal) e econômicos (como a partilha de recursos financeiros aos proprietários agrícolas da área de estudo) para auxílio na tomada de decisão em PSA hidrológicos.

Cabe ressaltar que o presente trabalho está vinculado à linha de pesquisa de trabalhos desenvolvidos e em desenvolvimento desde 1997 relacionados ao planejamento de bacias hidrográficas dentro do manancial do Ribeirão do Feijão (ANEXO), em especial mediante sua importância no abastecimento público do município de São Carlos. Com histórico de ocupação e expansão urbana desordenada e gestão desintegrada, estudos voltados ao planejamento territorial e hídrico na bacia são fundamentais pelo seu papel de provisão de serviços ambientais para a região, inclusive pelo fato de a bacia se situar em grande parte em áreas de recarga do Aquífero Guarani, a mais importante unidade hidrogeológica da América do Sul, bem como ser inserida quase que integralmente na Área de Proteção Ambiental (APA) de Corumbataí.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

O principal objetivo da pesquisa é identificar e avaliar áreas prioritárias à implementação de esquemas de PSA pela recuperação florestal, com ênfase na conservação dos recursos hídricos, visando orientar o planejamento e gestão de políticas públicas e incentivos ambientais a serem implementados na BHRF.

2.2. Objetivos específicos

- Aplicar, no processo de tomada de decisão, a AMC por meio da CLP segundo atributos ambientais relevantes na provisão dos serviços ambientais hidrológicos por meio da recuperação florestal;
- Verificar as relações entre os critérios selecionados, as características ambientais e a solução obtida pela AMC na determinação de áreas prioritárias à recuperação florestal na BHRF;
- Identificar o uso do solo dentro de cada propriedade na BHRF, cruzando o mapa de cobertura do solo com o levantamento do Cadastro Ambiental Rural (CAR) em ambiente SIG;
- Estimar, por meio de análise econômica dos custos de oportunidade, os valores de referência necessários para ressarcir os proprietários de terras produtivas em esquemas de PSA;
- Identificar, mediante cruzamento de informações de áreas prioritárias e valoração econômica do uso do solo, o valor de referência total para implementação e manutenção de PSA por tipo de uso de solo e por prioridade à restauração florestal para cada propriedade rural.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O presente capítulo tem como foco apresentar uma revisão de literatura para embasamento teórico dos temas considerados relevantes para o desenvolvimento deste trabalho. Dessa forma, no item 3.1, apresenta-se o conceito de serviços ecossistêmicos e ambientais e sua importância para manutenção dos recursos hídricos no contexto de preservação e conservação da cobertura florestal. No item 3.2, caracteriza-se o mecanismo de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), considerando fatores influenciadores de seu *design*, exemplos de iniciativas relacionadas à água nos cenários nacional e internacional e aspectos legais no Brasil. No item 3.3, disserta-se sobre as técnicas de análise multicritério em ambiente SIG como ferramenta de apoio à tomada de decisão, parte fundamental para os objetivos deste trabalho. Por fim, no item 3.4 são abordadas as principais características do registro público eletrônico denominado de Cadastro Ambiental Rural (CAR), base de dados essencial para metodologia.

3.1. Serviços ecossistêmicos e ambientais

De acordo com Gómez-Baggethun *et al.* (2010), o conceito de “serviços ecossistêmicos” originou-se no final da década de 1970 frente à percepção do esgotamento dos recursos naturais. Apenas na década de 90, no entanto, a definição se fortaleceu como tema em pesquisas científicas, políticas e aplicações da ideia, em especial pelos trabalhos de Daily (1997) e Costanza *et al.* (1997), devido ao crescente interesse em métodos de valoração econômica dos serviços (GÓMEZ-BAGGETHUN *et al.*, 2010; HACKBART; LIMA; SANTOS, 2017; COSTANZA *et al.*, 2017).

Dentre as diversas definições na literatura, a mais citada e reconhecida provém daquela consolidada em 2003 pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio (AEM), que conceitua os serviços ecossistêmicos como simplesmente os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2003, 2005). No estudo, os serviços podem ser divididos em quatro categorias, a saber: i) serviços de provisão, como de alimentos, fibras, água; ii) serviços reguladores, como regulação do clima, regulação do ciclo hidrológico, controle de pragas e doenças; iii) serviços culturais, como recreação, educação; e iv) serviços de suporte, como formação de solos, ciclagem de nutrientes, polinização.

Cabe ressaltar as divergências provenientes do uso dos termos “serviços ecossistêmicos” e “serviços ambientais”. Embora muitas vezes sejam usados como sinônimos (MURADIAN *et al.*, 2010; WUNDER, 2015), diversos autores reforçam a ideia de

diferenciação conceitual. Para Muradian *et al.* (2010), Seehusen e Prem (2011) e Wunder (2015), por exemplo, os serviços ecossistêmicos são uma subcategoria dos serviços ambientais, já que os primeiros englobam exclusivamente os benefícios derivados dos sistemas naturais proporcionados ao ser humano, enquanto os segundos incluem também os benefícios associados a diferentes tipos de ecossistemas manejados por atividades antrópicas (tais como o reflorestamento ou práticas do uso do solo conservacionistas). Sendo assim, o presente estudo optou por empregar o termo “serviços ambientais” como todos serviços que geram externalidades positivas independente da fonte, natural ou antrópica.

Neste contexto, verifica-se que a preservação dos ecossistemas contribui na garantia de provisão dos serviços ambientais necessários ao bem-estar humano. Para Wunder (2005), os serviços ambientais que mais se destacam em programas de compensação ambiental são (i) sequestro de carbono, (ii) proteção da biodiversidade, (iii) proteção de bacias hidrográficas e (iv) beleza cênica. Este estudo, no entanto, foca principalmente na preservação dos recursos hídricos, sendo essencial o aprofundamento sobre os serviços ambientais hidrológicos.

3.1.1. Serviços ambientais hidrológicos

De acordo com Brauman *et al.* (2007), os serviços hidrológicos englobam os benefícios providos pelos ecossistemas que sejam relacionados à água, sendo eles cruciais para o bem-estar humano. Apesar da existência de diversas atividades que podem contribuir para a preservação dos recursos hídricos, o presente estudo foca nas práticas de conservação e restauração da cobertura florestal a serem incentivadas por meio de PSA. Assim, optou-se por integrar de maneira generalizada o papel das florestas na prestação dos serviços ambientais hidrológicos mais relevantes na gestão de bacias.

Segundo Whately e Hercowitz (2008), as relações entre a produção de água e florestas ainda é tema controverso do ponto de vista científico, considerando-se a complexidade e a dinâmica de seus vínculos. Contudo, os autores verificam a existência de um consenso ao ser possível afirmar que a degradação e/ou escassez de uma prejudica a outra: as bacias hidrográficas com cobertura vegetal, por exemplo, possuem contribuição maior para mananciais que fornecem água de boa qualidade do que outras alteradas por diferentes atividades antrópicas e com níveis e tipos diversos de contaminação.

Esse fato é evidenciado, por exemplo, ao considerar estudos que conferem o potencial e papel das áreas protegidas, especialmente quando bem manejadas, não só na oferta de água, mas como prestadoras de outros serviços ecossistêmicos essenciais para a conservação da

natureza e para o bem-estar humano, tais como manutenção da biodiversidade, armazenamento de carbono, controle de erosão, mitigação dos efeitos das mudanças climáticas, produção de alimentos, entre outros (LEVERINGTON *et al.*, 2010; WATSON *et al.*, 2014; GELDMANN *et al.*, 2015; DUDLEY *et al.*, 2016).

De maneira geral, para Brauman *et al.* (2007), a cobertura vegetal é a força mais atuante na provisão de serviços hidrológicos, sendo sua relação entre água dependente de uma diversidade de variáveis específicas locais, incluindo o tipo de solo e de vegetação, o uso do solo e o manejo adotado, a topografia, as condições climáticas, a diversidade biológica, entre outros (CALDER, 2007; WHATELY; HERCOWITZ, 2008; GUSWA *et al.*, 2014). Dentre os principais e possíveis serviços hidrológicos prestados pela conservação das florestas, enfatiza-se a regulação dos fluxos hídricos, a manutenção da qualidade da água e a proteção contra inundações, conforme descritas a seguir.

1) Regulação dos fluxos hídricos

Em uma bacia hidrográfica, os ecossistemas atuam regulando os fluxos de água por meio das interações do ciclo hidrológico, garantindo a retenção e o armazenamento de água principalmente em rios, lagos e aquíferos. A oferta de água, por sua vez, refere-se a um serviço de provisão fundamental para o bem-estar humano, cujo aproveitamento ocorre para diversos fins, tais como abastecimento público, industrial, comercial, agrícola e pecuário; geração de energia em termelétricas e hidrelétricas; recreação; transporte, e piscicultura (DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002; BRAUMAN *et al.*, 2007).

Em uma das etapas mais importantes do ciclo hidrológico, a cobertura vegetal desempenha um papel fundamental na manutenção das condições ideais para a ocorrência do processo de infiltração e recarga de água, abastecendo assim o lençol freático. No interior da floresta, tanto as raízes das árvores quanto a serapilheira e a camada de matéria orgânica depositadas sobre o solo, além das atividades biológicas, são eficientes para manter os agregados do solo, portanto preservando sua porosidade e elevando assim sua capacidade de infiltração (BRAUMAN *et al.*, 2007; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012; CARVALHO-SANTOS; HORNADO; HEIN, 2014).

Em contrapartida, segundo Zhang, Dawes e Walker (2001), o desmatamento resulta em efeitos conflitantes na produção de água, uma vez que um aumento da área foliar associada com a expansão das florestas geralmente implica em maiores taxas de evapotranspiração e, conseqüentemente, em redução da disponibilidade hídrica para recarga pela infiltração de água

no solo. Diversos autores levantam, de fato, o consenso na literatura de que a retirada de cobertura vegetal em uma bacia incrementa sua vazão média anual (BOSCH; HEWLETT; 1982; CALDER, 2004; BRUIJNZEEL, 2004; CALDER, 2007; ZHANG *et al.*, 2017). Os picos de cheia tendem a crescer com o desmatamento em virtude do aumento imediato do escoamento superficial durante eventos de forte precipitação (ANDRÉASSIAN, 2004). A respeito do escoamento básico (vazão mínima), as análises são inconclusivas: acredita-se que a vazão mínima pode se elevar com o desmatamento devido à redução da evapotranspiração; contudo, no longo prazo, pode ocorrer fortes quedas na vazão durante o período de estiagem, principalmente em função das taxas de infiltração que se tornam insuficientes para a recarga dos aquíferos (BRUIJNZEEL, 2004).

De maneira geral, para Brauman *et al.* (2007), a presença de florestas pode afetar negativamente a oferta de água, porém, ser benéfica na mitigação de danos relacionados à água (como inundações e sedimentação), havendo um efeito de compensação. O desflorestamento pode, por exemplo, aumentar a produção de água, todavia, de qualidade inferior, além de potencialmente aumentar a frequência e magnitude de enchentes e inundações e degradar os solos. Autores como Ellison, Futter e Bishop (2012) defendem, ainda, que as florestas possuem um papel importante na manutenção da umidade atmosférica que eventualmente pode se tornar precipitação, dessa forma contribuindo para disponibilidade de água no regime hidrológico.

2) Manutenção da qualidade da água

Florestas com estrutura intacta são bastante eficazes na melhoria da qualidade da água: a vegetação, os solos e a biota associada atuam na redução do escoamento superficial melhorando a infiltração, na retenção de poluentes e sedimentos, na transformação bioquímica de nutrientes e contaminantes, na absorção de água e nutrientes pelas raízes, na estabilização dos solos e na diluição de água contaminada (BRUIJNZEEL, 2004; BRAUMAN *et al.*, 2007; COSTA *et al.*, 2013).

Por meio da folhagem das árvores e da estabilização dos solos por suas raízes, a cobertura florestal atenua o impacto das gotas de chuva no solo, prevenindo a compactação e a erosão da superfície do solo (DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002). Ao redor de nascentes e de canais de drenagem, a vegetação ripária funciona como filtro e barreira de impurezas, reduzindo o carreamento e aporte de sedimentos, nutrientes e poluentes nos corpos d'água. Além de limitar a produtividade agrícola devido à perda do solo, o carreamento e aporte de sedimentos eleva a turbidez e provoca o assoreamento dos corpos hídricos, resultando na

diminuição da capacidade de armazenamento em reservatórios. Ademais, o aporte de nutrientes promove processos de eutrofização, enquanto os poluentes químicos e outros materiais podem provocar toxicidade. Não obstante, em qualquer situação, os custos de tratamento da água se elevam significativamente (DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002; COSTA *et al.*, 2013; GRIZZETTI *et al.*, 2016).

3) Controle de enchentes e inundações

Ao atenuar o impacto da água no solo por meio da cobertura vegetal e assim prevenir a erosão do solo, as florestas preservadas em margens de rios, encostas e topos de morros e montanhas reduzem os riscos de inundações e deslizamentos por extremos climáticos, especialmente em bacias hidrográficas de menores escalas (BRUIJNZEEL, 2004; CALDER, 2007; SEEHUSEN; PREM, 2011). A vegetação ripária exerce um efeito tampão do fluxo de água, permitindo que a água retorne lentamente ao canal e promovendo a infiltração, de modo que o risco, a frequência e a severidade de inundações a jusante sejam reduzidas (BRADSHAW *et al.*, 2007; BRAUMAN *et al.*, 2007).

O aumento do número de catástrofes relacionadas a eventos extremos de inundações, por sua vez, implica em maiores impactos à vida humana e economia, principalmente devido à fatalidades e deslocamento de pessoas e aos custos relacionados à propriedade e infraestrutura (BRADSHAW *et al.*, 2007). Neste contexto, destaca-se, ainda, a ocorrência de possíveis impactos à saúde da população em função do agravamento de doenças de veiculação hídrica em casos de enchentes (JARDIM, 2010).

3.2. Pagamento por Serviços Ambientais (PSA)

Dentre as diversas definições existentes para PSA, a mais citada e difundida refere-se à de Wunder (2005) (TACCONI, 2012; FAUZI, ANNA, 2013), refinada em 2015. O autor define PSA como sendo as transações voluntárias entre usuários e provedores de serviços, que são condicionais a regras acordadas de gestão de recursos naturais para geração de serviços ambientais considerados como externalidades positivas (WUNDER, 2015). Além da evolução do conceito, Grima, Singh e Smetschka (2018) consideram, na prática, que os esquemas de PSA são flexíveis de modo a se adaptar a contextos particulares institucionais, socioeconômicos e ecológicos das áreas em que são aplicados.

O princípio do PSA baseia-se no fato de que comunidades e usuários de recursos com potencial de fornecer serviços ambientais devem ser compensados pelos custos de sua provisão, sendo os beneficiados dos serviços aqueles que pagam pela provisão, portanto, internalizando

as externalidades (PAGIOLA; PLATAIS, 2002; JARDIM; BURSZTYN, 2015). Engel, Pagiola e Wunder (2008) citam como exemplo de programa de PSA, em que os próprios usuários dos serviços ambientais são os financiadores, quando se tem uma central hidrelétrica que remunera os produtores rurais à montante da planta para conservar a bacia hidrográfica e, assim, garantir a oferta de água para produção de energia.

A lógica básica dos mecanismos de PSA é apresentada na Figura 1. Os esquemas de PSA propõem um mecanismo no qual os serviços ambientais são valorizados e podem ser providos com custo-eficiência a longo prazo, quando antes eram pouco fornecidos devido à falta de mecanismos compensatórios aos manejadores de ecossistemas, sejam eles fazendeiros, agricultores, madeireiros ou gestores de áreas protegidas. Assim, o PSA como instrumento econômico torna atrativa aos manejadores a adoção de mudanças de uso do solo para práticas mais sustentáveis, como a conservação e restauração de florestas, implantação de sistemas agroflorestais e adoção de manejo conservacionista do solo em áreas agrícolas (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008).

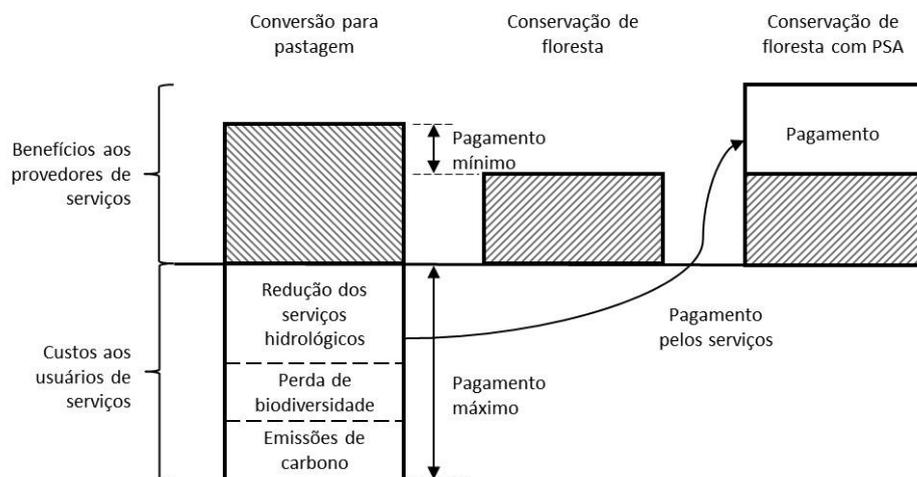


Figura 1 - Lógica do mecanismo de Pagamento por Serviços Ambientais. Fonte: Adaptado de Engel, Pagiola e Wunder (2008).

Nessa perspectiva, a abordagem do PSA fundamenta-se no princípio do “provedor-recebedor”, criando incentivos positivos para proteção e conservação ambiental. Em suma, esse princípio é importante pois prevê o afastamento das políticas ambientais de comando e controle, tais como taxas, impostos e multas, ao utilizar forças de mercado para obter melhores resultados (VILAR, 2009).

De acordo com Engel, Pagiola e Wunder (2008), os potenciais provedores são os atores em condição de garantir a provisão do serviço, tipicamente os proprietários de terra privadas ou o governo (no caso de terras públicas como áreas protegidas), enquanto os financiadores de PSA podem ser os próprios usuários do serviço ou um terceiro, como uma agência do governo ou Organização Não Governamental (ONG). Conforme ilustrado pelo exemplo da Figura 1, o pagamento oferecido aos proprietários de terra deve exceder o benefício que obteriam com a conversão de pastagem ou agricultura em floresta, compensando os custos de conservação e custo de oportunidade aos provedores, devendo, no entanto, ser inferior ao valor do benefício aos usuários do serviço ambiental. Assim, é possível notar que os esquemas de PSA funcionam idealmente quando o valor dos serviços ambientais é alto para os beneficiários enquanto os custos de provisão de tais serviços são baixos.

Diante desse cenário, verifica-se a necessidade de definir preços a serem pagos pelos serviços ambientais. Para Machado *et al.* (2016), em seu trabalho sobre a valoração econômica dos recursos hídricos da BHRF, a valoração ambiental procura refletir o quanto as pessoas estão dispostas a pagar para manter seu bem-estar ou receber para abrir mão dele. O autor, no caso, detalha os diversos métodos de valoração e utiliza da técnica de valoração contingente para estimar a disposição a pagar (DAP) da população de São Carlos-SP pelos serviços ambientais oferecidos pela BHRF, cujos resultados são importantes para posterior comparação com os obtidos pelo desenvolvimento do presente estudo.

Em relação à captação dos recursos para implantação do PSA, objetivando a geração de um fluxo contínuo e estável de receitas que vão garantir a continuidade a longo prazo do sistema, Wunder *et al.* (2008) mencionam como potenciais fontes para financiamento dos pagamentos os tributos, acordos bi e multilaterais e mercados para bens comercializados que representem serviços ambientais. A gestão de recursos financeiros é muitas vezes organizada por entidades específicas na esfera da administração pública, como ministério e secretarias de meio ambiente estaduais e municipais. Assumem um papel de gestão, ainda, os fundos (nacionais e internacionais) – como fundos de caixa, fiduciário e rotativo –, os órgãos e agências internacionais e as ONGs (WUNDER *et al.*, 2008).

Segundo Born e Talocchi (2002), as compensações ambientais podem ocorrer de diversas formas além do pagamento direto do recurso financeiro, tais como apoio na obtenção de créditos, isenções de taxas e impostos, aplicação de receitas de impostos em programas especiais, acesso à tecnologia e capacitação técnica, entre outros.

Conforme Engel, Pagiola e Wunder (2008), a eficiência e eficácia do programa PSA dependem fortemente de seu desenho (ou seja, do seu *design*). Para elaboração e planejamento de um sistema de PSA, Sattler e Matzdorf (2013) dividiu as tarefas envolvidas em quatro diferentes fases: (i) exploração, isto é, o diagnóstico da situação incluindo fatores críticos como socioeconômicos, ambientais, institucionais e políticos; (ii) desenvolvimento, identificando o mecanismo e as condições operacionais do PSA, tais como o método de valoração, elegibilidade, firma de contrato, arranjo institucional, pagamento, entre outros; (iii) teste piloto, através do monitoramento e aprimoramento no início da implementação a fim de garantir a boa performance dos atores e resultados satisfatórios; (iv) operação do PSA, em escala total.

Para que os programas de PSA tenham êxito, é recomendável adotá-los como opção de gestão se os benefícios gerados pelo instrumento (a melhora no provimento de serviços ambientais) superarem os custos de implantação (custos de gerenciamento, das atividades em campos, de sensibilização e articulação) (SEEHUSEN; PREM, 2011). Ademais, Muradian *et al.* (2013) evidenciam a importância de avaliar o contexto particular de cada situação a fim de se verificar a solução adequada para conservação de ecossistemas. O PSA, por exemplo, pode se tornar inviável quando o uso alternativo do solo é muito competitivo e mais atraente aos provedores devido aos altos custos de oportunidade (MURADIAN *et al.*, 2013). O mesmo ocorre quando essas áreas coincidem com as áreas com alta ameaça de perda de serviços ambientais, em vista dos elevados custos associados em relação a outras políticas (WUNDER, 2007). Nestes casos, deve-se cogitar o uso de outros instrumentos econômicos mais apropriados que o PSA. Do ponto de vista financeiro, outra situação em que não faz sentido aplicar PSA trata-se de quando o uso do solo desejado já é mais lucrativo do que o indesejado (isto é, com custo de oportunidade negativo).

Dentre os diversos fatores que influenciam a eficácia de implementação de um esquema de PSA, destaca-se também a priorização espacial dos provedores a fim de agregar adicionalidade (WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008; EZZINE-DE-BLAS *et al.*, 2016; BÖRNER *et al.*, 2017). A priorização espacial deve focar em selecionar áreas cuja provisão de serviços ambientais relevantes pode ser afetada, em especial em esquemas de PSA hidrológicos, uma vez que seus potenciais benefícios são muito dependentes da localização do provedor dentro de uma determinada bacia hidrográfica. Essa exigência espacial não se verifica, no entanto, para provisão de serviços como sequestro de carbono, cuja ocorrência depende, de maneira geral, de locais com vegetação (WUNDER, 2008).

Para Uthes *et al.* (2010), um programa de PSA pode ser mais eficaz se aplicado em áreas onde se busca um único objetivo ou um objetivo prioritário. Os múltiplos objetivos, tais como a conservação da qualidade da água, do solo, da biodiversidade e mitigação da pobreza rural, podem implicar em possíveis *trade-offs* (ou seja, compensações entre elementos) na seleção espacial de áreas prioritárias.

De acordo com Wunder (2007), quatro grandes grupos de serviços ambientais abrangem a maioria dos esquemas de PSA, a saber: sequestro e estoque de carbono; proteção da biodiversidade; proteção de bacias hidrográficas, e proteção da beleza cênica. Existem diversas iniciativas e experiências de aplicação de PSA no mundo, sendo os maiores destaques abordados a seguir.

3.2.1. Destaques nos cenários nacional e internacional

De acordo com Schomers e Matzdorf (2013), o instrumento do PSA tem ganhado destaque na política ambiental mundial, principalmente em países em desenvolvimento, como os da América Latina, em especial na gestão hídrica. Em 2002, Landell-Mills e Porras (2002) já levantavam 287 programas de PSA florestais em todo o mundo, dos quais 61 (21%) dos programas eram destinados à proteção de bacias hidrográficas. Mais tarde, em 2008, Porras, Grieg-Gran e Neves (2008) identificaram 95 esquemas de PSA para proteção dos recursos hídricos somente em países em desenvolvimento, sendo 50 programas ativos e 45 propostas. Em 2016, Grima *et al.* (2016) analisaram 40 casos de PSA implementados na América Latina, sendo metade deles voltados aos serviços ambientais hidrológicos.

Grima *et al.* (2016) objetivaram identificar os fatores que contribuem para o sucesso em potencial de esquemas de PSA já implementados. De acordo com a análise, os critérios que mais contribuíram para o sucesso dos esquemas foram a garantia de provisão de serviços contínua e com qualidade aliada à melhoria da subsistência local, o planejamento em escala local ou regional, o uso de compensação em bens e serviços e não apenas em dinheiro e o envolvimento de atores privados sem intermediação entre os compradores e provedores. Os autores observaram, ainda, que os maiores desafios são de garantir resultados como a redução das pressões sobre os ecossistemas, o alcance do efeito de adicionalidade (isto é, a diferença entre a provisão de serviços entre o cenário com o PSA implementado e o cenário base, na ausência de PSA), o cumprimento dos custos de oportunidades como previsto e a distribuição justa dos benefícios.

Em estudo realizado por Paudyal *et al.* (2018), os autores verificaram elementos relevantes no *design* de PSA usando como caso o esquema de PSA de serviços hidrológicos implementado no Nepal. Para os autores, embora os aspectos biofísicos, técnicos e econômicos sejam estratégias fundamentais para o *design* de PSA, as considerações políticas, sociais, financeiras e institucionais também são altamente relevantes para as partes envolvidas, como, por exemplo, os meios de subsistência, a participação de comunidade de baixa renda, o regime de propriedade, a estrutura de pagamento, a política governamental, a gestão do PSA, os custos de oportunidades e custos de transação (PAUDYAL *et al.*, 2018).

Outros desafios levantados referem-se à própria percepção dos provedores de serviços ambientais em relação ao esquema de PSA. Seroa da Motta e Ortiz (2018) identificaram a disposição de proprietários de terra na bacia hidrográfica do Paraíba do Sul em aderir programas de PSA, verificando que tal decisão depende não somente dos custos de oportunidade, como também de sua percepção em relação a fatores como incerteza e nível de entendimento sobre o instrumento, inércia para alterar os modos de produção, conhecimento sobre meio ambiente e receio de monitoramento adicional e de perda de produtividade.

Em relação aos esquemas de PSA já implementados mundialmente, é possível citar vários exemplos amplamente difundidos na literatura. Os PSA voltados à proteção hídrica, por exemplo, são estratégias aplicadas em diversos países como Estados Unidos, México, Colômbia, Equador, Costa Rica, Honduras e Brasil (MUÑOZ-PIÑA *et al.*, 2008). Em 1997, o país da Costa Rica, conhecido por uma das maiores taxas de desmatamento no mundo, foi o precursor na aplicação formal de esquema de PSA a nível federal e tem proporcionado resultados satisfatórios no aumento da cobertura vegetal (PAGIOLA, 2008).

Um dos exemplos mais famosos refere-se, ainda, ao sistema estabelecido pela cidade de Nova Iorque durante a década de 90 para proteção dos mananciais de água potável. A estratégia foi implementada principalmente através de programas de aquisição, conservação e servidão de terras que permitiram a expansão das áreas protegidas da bacia hidrográfica de Catskills/Delaware, cujos mananciais são responsáveis por cerca de 90% da água consumida em Nova Iorque. Ademais, os proprietários de terras receberam compensações pela melhoria das práticas de manejo de uso do solo ou pela perda de áreas ambientalmente sensíveis antes destinadas à produção agrícola. Todas as ações do sistema nova-iorquino, por sua vez, resultaram da opção de investir na preservação dos mananciais em detrimento de investimentos massivos em tratamento de água para abastecimento (LANDEL-MILLS; PORRAS, 2002).

No México, o programa *Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos* foi criado em 2003 para auxiliar outras políticas na minimização do quadro de alta taxa de desflorestamento e escassez de água (MUÑOZ-PIÑA *et al.*, 2008). Na Colômbia, na bacia do rio Cauca, estima-se que a proteção das cabeceiras pelo PSA tenha levado à adoção de medidas de conservação em mais de um milhão de hectares de terras (LANDEL-MILLS; PORRAS, 2002).

No Brasil, os programas PSA ganharam força desde 2005, em especial a partir do programa “Produtor de Água”, coordenado pela Agência Nacional de Águas (ANA), e da iniciativa pioneira do município de Extrema (Minas Gerais). Segundo Taffarello *et al.* (2017), desde então as iniciativas de implementar PSA expandiram rapidamente, em especial os relacionados à proteção de bacias hidrográficas na Mata Atlântica, nas regiões Sul e Sudeste.

O programa “Produtor de Água”, idealizado pela ANA em 2001, tem como foco o estímulo à política de PSA voltados à proteção hídrica no Brasil, apoiando, orientando e certificando projetos que visem a redução da erosão e do assoreamento de mananciais no meio rural. Com a adesão voluntária de produtores, que recebem pagamentos por adotar práticas e manejos conservacionistas em suas terras, o projeto prevê a melhoria da qualidade, a ampliação e a regularização da oferta de água em bacias hidrográficas de importância estratégica para o país. Os projetos aderidos ao programa Produtor de Água nascem, geralmente, por meio de iniciativas de prefeituras municipais, comitês de bacia ou empresas de saneamento (SANTOS; MELO; CARVALHO, 2013). Dentre alguns projetos em andamento no país, incluem-se o “Conservador de Águas” (MG), “ProdutorES de Água” (ES), “Produtor de Água/PCJ” (SP e MG), “Produtor de Água/Comitês Lagos São João” (RJ), etc (TAFFARELLO *et al.*, 2017).

O projeto “Conservador das Águas”, criado através da Lei Municipal nº 2.100/2005 em Extrema (MG), foi o primeiro a ser implementado utilizando a metodologia do programa Produtor de Água. A lei autoriza o executivo a prestar apoio financeiro aos proprietários rurais que, por sua vez, executam ações para o cumprimento de metas estabelecidas para melhoria da qualidade e quantidade das águas dos mananciais no município (EXTREMA, 2005). De acordo com Richards *et al.* (2015), em uma década de projeto, o programa resultou no aumento da cobertura florestal em mais de 60% das áreas das sub bacias selecionadas. Segundos os autores, os fatores críticos para o sucesso do programa envolveram os esforços das organizações municipais aliados à legislação ambiental na tomada de decisões estratégicas importantes, como a definição de áreas prioritárias (pela proporção de sua cobertura florestal), o uso do Código

Florestal como um incentivo à participação do produtor e a instituição de legislação municipal para assegurar a captação de recursos financeiros necessários ao desenvolvimento do projeto.

Relacionado à água, destaca-se, ainda, o Projeto Oásis da Fundação O Boticário, cujo objetivo é a proteção de remanescente da Mata Atlântica e ecossistemas associados localizados dentro da área de mananciais da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Lançado em 2006, o projeto prevê o pagamento para proprietários de terras pela conservação de suas florestas (WHATELY; HERCOWITZ, 2008). Segundo Taffarello *et al.* (2017), a maioria das iniciativas de PSA no Brasil são desenvolvidas em escala local em importantes áreas de mananciais para garantir o abastecimento humano: os projetos “Conservador de Águas” e “Produtor de Água/PCJ”, por exemplo, atuam no Sistema Cantareira, enquanto o projeto Oásis em São Paulo engloba o Sistema Guarapiranga-Billings. Ambos os sistemas, por sua vez, abastecem cerca de 20 milhões de habitantes da RMSP.

Outras iniciativas de PSA, inclusive sem relação direta com gestão hídrica, vem ganhando espaço no país: a Bolsa Verde, em Minas Gerais, prevê a manutenção e a recuperação da cobertura vegetal nativa através do auxílio pecuniário a proprietários rurais; a Bolsa Floresta, no estado do Amazonas, compensa financeiramente os serviços prestados pelas populações tradicionais do estado e tem como principal objetivo a redução das emissões de carbono por desmatamento; o ICMS Ecológico, um mecanismo tributário, permite aos estados incorporarem as áreas sob conservação em suas fórmulas para a atribuição de imposto sobre o valor agregado (Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços, ICMS) repassado para os municípios, tanto para compensar a perda de receitas em tais áreas quanto para ampliar a conservação (PAGIOLA; VON GLEHN; TAFFARELLO, 2013).

Atualmente, os critérios adotados para o estabelecimento do valor de pagamento aos proprietários são variados e refletem principalmente as diferenças entre custos de oportunidades, recursos disponíveis ao projeto e os métodos de valoração dos serviços ecossistêmicos (TAFFARELLO *et al.*, 2017). Diversos programas estimam o valor a ser pago com base em valores de referência convencionados para cada serviço prestado em hectare/ano. Entretanto, salienta-se a importância de verificar ou estimar valores compatíveis com os custos de oportunidade das atividades agropecuárias na região, conforme o uso do solo, evitando assim que o produtor seja prejudicado em termos econômicos e criando um método justo que estimula a recuperação e preservação da bacia produtora, conforme proposto por Machado *et al.* (2016).

3.2.2. Aspectos legais

Em âmbito federal, o PSA é introduzido e disciplinado pela Lei nº 12.651/2012, conhecida como Código Florestal Brasileiro, por meio de seu art. 41, em função da instituição do “Programa de Apoio e Incentivo à Preservação e Recuperação do Meio Ambiente” como forma de promoção ao desenvolvimento ecologicamente sustentável:

Art. 41. É o Poder Executivo federal autorizado a instituir, sem prejuízo do cumprimento da legislação ambiental, programa de apoio e incentivo à conservação do meio ambiente, bem como para adoção de tecnologias e boas práticas que conciliem a produtividade agropecuária e florestal, com redução dos impactos ambientais, como forma de promoção do desenvolvimento ecologicamente sustentável, observados sempre os critérios de progressividade, abrangendo as seguintes categorias e linhas de ação:

I - pagamento ou incentivo a serviços ambientais como retribuição, monetária ou não, às atividades de conservação e melhoria dos ecossistemas e que gerem serviços ambientais (...) (BRASIL, 2012a).

O artigo engloba, ainda, as possíveis compensações pelas medidas de conservação ambiental necessárias para o cumprimento dos objetivos da lei, bem como as possíveis formas de financiamento das atividades. Por outro lado, o artigo da referida lei não se trata de uma norma legal sobre PSA, e sim uma autorização legal para que o governo crie programas de incentivo à proteção da vegetação nativa (BRASIL, 2017b).

Dentre as iniciativas legislativas em tramitação no Congresso Nacional, do Poder Executivo Federal, destaca-se o Projeto de Lei nº 312/2015, que propõe a instituição do Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais (PFPSA) e da Política Nacional dos Serviços Ambientais (PNPSA). Os seus principais objetivos são evidenciados no art. 3 do Projeto de Lei e incluem, dentre outros, disciplinar a atuação do Poder Público em relação aos serviços ambientais; valorizar econômica, social e culturalmente os serviços prestados pelos ecossistemas; reconhecer as iniciativas individuais ou coletivas que favoreçam a manutenção, a recuperação ou a melhoria dos serviços ecossistêmicos, por meio de remuneração financeira ou outra forma de recompensa; fomentar as relações entre agentes privados de provimento de serviços ambientais e pagamento por esses serviços (BRASIL, 2015).

O PFPSA, por sua vez, busca efetivar a PNPSA no âmbito federal, em especial no que tange ao pagamento desses serviços pela União. O Projeto de Lei prevê um fundo federal de financiamento com aporte de recursos públicos e propõe, ainda, a criação de um cadastro

nacional de PSA, contendo no mínimo o inventário das áreas potenciais para PSA, os dados das áreas já contempladas pelos programas e as informações sobre os planos, programas e projetos que integram a PNPSA. Verifica-se, portanto, que tanto o Código Florestal quanto o referido Projeto de Lei são iniciativas que complementam a busca da visam a reversão do quadro de degradação dos serviços ambientais.

De acordo com Brasil (2017b), a instituição de políticas públicas de PSA, em especial em âmbito estadual e municipal, ocorre principalmente por meio de leis de PSA, decretos e resoluções e portarias. Em relação à legislação ambiental pertinente em âmbito estadual, considerando o estado de São Paulo, no qual se localiza a área em estudo, a proposta de PSA para recuperação de vegetação nativa é prevista na Lei n° 13.798/2009, que instituiu a Política Estadual sobre Mudanças Climáticas do Estado de São Paulo (PEMC) (SÃO PAULO, 2009).

A Lei n° 13.798/2009, no entanto, não regula programas, projetos, arranjos institucionais e fontes de recursos sobre PSA, sendo estes realizados por meio de atos normativos da administração pública, como as resoluções (BRASIL, 2017b). Neste sentido, as iniciativas de PSA no estado de São Paulo são criadas por meio de resoluções, tendo-se como exemplos o Projeto Mina D'Água para proteção de nascentes pela Resolução da Secretaria de Meio Ambiente (SMA) n° 123/2010 (SÃO PAULO, 2010) e o Projeto CAP/RPPN, instituído pela Resolução SMA n° 89/2013, com o objetivo de manter e/ou ampliar o provimento de serviços ecossistêmicos de conservação da biodiversidade e de produção de água em Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) (SÃO PAULO, 2013a).

3.3. Análise multicritério (AMC)

Segundo Vassoney, Mochet e Comoglio (2017), a AMC refere-se à ferramenta aplicada para auxiliar ou apoiar o processo de tomada de decisões, estabelecendo uma avaliação comparativa de diferentes alternativas com base em um conjunto de critérios expressos pelas preferências dos tomadores de decisão para se atender a um ou mais objetivos. Para Malczewski (2004), em problemas que envolvem a decisão espacial na análise ambiental, a integração entre as técnicas de AMC e SIG representa um avanço considerável nas análises em comparação ao procedimento convencional de sobreposição e cruzamento de planos de informação (*overlay*) para definição de áreas de interesse.

Em nível mais rudimentar, a AMC em ambiente SIG pode ser traduzida como um processo que combina e transforma dados espaciais e não-espaciais (entrada) em uma decisão resultante (saída). Os procedimentos envolvem a utilização de dados geográficos, as

preferências dos tomadores de decisão e a manipulação dos dados e preferências de acordo com regras de decisão especificadas (MALCZEWSKI, 2004).

Na literatura científica, existe uma extensa série de trabalhos e pesquisas que aplicam a AMC em ambiente SIG, nas mais variadas áreas de aplicação. Boggia *et al.* (2018) afirmam que suas aplicações cresceram significativamente nos últimos 20 anos. Em revisão de literatura, Malczewski (2006) aponta que as maiores produções envolvem as áreas de planejamento ambiental/ecológico, transporte, planejamento urbano e regional, gerenciamento de resíduos, gestão de recursos hídricos, agricultura e silvicultura. Alguns exemplos de trabalhos incluem: identificação de áreas apropriadas à restauração florestal (VETTORAZZI; VALENTE, 2016); mapeamento de áreas susceptíveis ao deslizamento (DRAGIĆEVIĆ; LAI; BALRAM, 2015); mapeamento do potencial do uso de água subterrânea (SINGH; JHA; CHOWDARY, 2018) e de áreas de recarga de aquíferos (AGARWAL; GARG, 2016); identificação de áreas adequadas para geração de energias renováveis, tais como energia hidrelétrica (CAPILLA; CARRIÓN; ALAMEDA-HERNANDEZ, 2016); entre outros.

Segundo Eastman (2003), os critérios são definidos como as variáveis passíveis de serem mensuradas e avaliadas e podem ser classificados em dois tipos: fatores e restrições. Os fatores são critérios capazes de realçar ou diminuir a adequabilidade de uma alternativa específica, sendo comumente mensurados em escalas contínuas. Já as restrições podem ser entendidas como as categorias restritivas das alternativas sob consideração, limitando espacialmente a distribuição das possibilidades de escolha. As restrições são expressas geralmente em forma de mapa booleano, isto é, as áreas excluídas são codificadas como 0 e as áreas consideradas como 1 (EASTMAN, 2003).

Em ambiente SIG, dentre os vários métodos de aplicação da AMC, o método da Combinação Linear Ponderada (CLP) é considerado um dos mais diretos e frequentemente empregados (JIANG; EASTMAN, 2000; MALCZEWSKI, 2004; ESMAIL; GENELETTI, 2018). Algumas características da CLP favorecem seu emprego na determinação de áreas suscetíveis, de risco e prioritárias, como a representação contínua da paisagem, a possibilidade de os fatores receberem pesos de acordo com a importância na determinação da adequabilidade de uma área e a compensação da adequabilidade de um critério em relação à falta de adequabilidade de outro (BABAN; WAN-YUSOF, 2003; GORSEVSKI *et al.*, 2012).

3.3.1. Combinação Linear Ponderada (CLP)

De acordo com Malczewski (2004), a técnica de agregação pela CLP consiste em uma das regras de decisão mais amplamente utilizada na análise multicriterial, em especial devido a sua fácil implementação em ambiente SIG usando operações de álgebra de mapas e modelagem cartográfica, além de seu entendimento simples para os tomadores de decisão. A popularidade do método é evidenciada trabalhos como de Esmail e Geneletti (2018), que realizaram uma revisão de literatura sobre a aplicação da AMC no campo de conservação da natureza nos últimos 20 anos. Os autores constataram que, dos 86 estudos identificados em seu escopo, a atribuição de pesos foi realizada em quase todas as análises e o método de agregação de critérios mais utilizado foi a CLP (63%).

Na CLP, os fatores são padronizados para uma escala numérica comum, recebem pesos e então são agregados por meio de uma média ponderada, cujo resultado é um mapa de adequabilidade contínuo que pode ser limitado por uma ou mais restrições booleanas (VOOGD, 1983; JIANG; EASTMAN, 2000). Para aplicação da CLP, são desenvolvidas basicamente as seguintes etapas (EASTMAN, 2003):

- **Identificação dos critérios:** inicialmente realiza-se o levantamento dos critérios (fatores e restrições) mais relevantes para alcance do objetivo da avaliação, com base em experiência de profissionais e de atores ou tomadores de decisão da área em questão;
- **Padronização dos fatores:** para que diferentes critérios sejam combinados, realiza-se a padronização ou normalização, ou seja, o reescalonamento de valores dos critérios para um intervalo numérico comum. Uma das técnicas mais empregadas trata-se da lógica *fuzzy*, na qual um conjunto de valores expressos numa dada escala é convertido em outro comparável, expresso em uma escala normalizada. Por essa lógica, os fatores variam conforme uma escala contínua (de 0 a 1, por exemplo). A escolha da função de pertinência ao conjunto *fuzzy* está relacionada à melhor representação espacial do critério a ser normalizado, sendo a transformação linear uma abordagem mais empregadas e de simples aplicação (VETTORAZZI, 2006);
- **Definição dos pesos dos fatores:** nesta etapa, é definido o grau de importância de um fator em relação aos outros, expressando assim sua ordem de importância no processo de decisão. Para tal, utiliza-se comumente o método AHP;
- **Agregação dos critérios:** com os pesos de compensação definidos, os critérios são combinados através da média ponderada, multiplicando cada fator pelo seu respectivo

peso, realizando o somatório dos resultados e então multiplicando o resultado por cada uma das restrições booleanas.

Em relação à definição dos pesos dos critérios, aborda-se com destaque a aplicação do método AHP, desenvolvido por Thomas L. Saaty em meados da década de 1970 (SAATY, 1977). Segundo o autor, nesta metodologia, a atribuição de pesos aos critérios é feita através da construção de uma matriz de comparação pareada, nas quais os fatores são comparados, dois a dois, a fim de determinar a importância relativa de cada um deles. De acordo com Valente (2005), o julgamento pode ser realizado utilizando uma escala numérica de referência por meio de consulta a especialistas e/ou baseado em experiências já desenvolvidas na área de interesse.

Após esses procedimentos, os pesos relativos são obtidos através do cálculo do autovetor (ou vetor de prioridades) da matriz. Segundo Eastman (2003), em função da subjetividade associada ao julgamento no desenvolvimento dos pesos na comparação par a par, é necessário aferir o grau de coerência da matriz. A consistência da matriz é avaliada por sua Taxa de Consistência (TC), capaz de indicar a probabilidade de que os valores de comparação entre os fatores tenham sido gerados ao acaso. Se a TC for superior a 0,10, os julgamentos não são confiáveis uma vez que estão muito próximos da aleatoriedade, sendo necessária a reavaliação da matriz alterando os valores de comparação. Ao final, o valor da soma de todos os pesos deve ser igual a 1 (SAATY, 1977, 1980).

Segundo Malczweski (2004), a CLP permite a compensação total entre os fatores através da aplicação de seus pesos, isto é, equivalente a um risco médio assumido na AMC. Assim, suas soluções sempre estarão no meio daquelas totalmente adversas ao risco (operador de intersecção AND – um local deve atender a todos os critérios para ser incluído no conjunto de decisão) e totalmente arriscadas (operador de união OR – um local será incluído no conjunto de decisões se pelo menos um critério for atendido). Um alto valor de um critério em um local, por exemplo, pode compensar um baixo valor de outro critério no mesmo local, sendo o peso responsável por determinar o grau com que um fator pode compensar outro.

Dentre as diversas aplicações do método CLP, a análise de áreas prioritárias em ambiente SIG tem em vista, principalmente, a identificação de áreas de padrão espacial mais adequado para futuros usos do solo de uma determinada região, em função dos critérios especificados para atingir o objetivo determinado (STORE; KANGAS, 2001).

Na área de conservação e preservação ambiental, Geneletti (2004a) utilizou do método CLP para identificar áreas prioritárias à conservação de ecossistemas remanescentes na

Província de Trento, na Itália, em função da conectividade de fragmentos florestais. O autor utilizou fatores que englobam os aspectos bióticos e abióticos típicos de avaliações da ecologia da paisagem, sendo eles a raridade, isolamento, dimensão da área nuclear e exposição a distúrbios externos. Para o autor, o método de agregação de critérios escolhido foi importante não apenas por ser transparente e de fácil implementação, mas também por permitir um ordenamento quantitativo das alternativas.

Gkaraveli, Good e Williams (2004) identificaram áreas prioritárias para restauração florestal no Parque Nacional de Snowdonia, na Inglaterra, através da CLP, com base em critérios como as espécies florestais nativas da região e proximidade por tipo de espécies de florestas já existentes. Já Phua e Minowa (2005), com ênfase a conservação dos solos e das águas, levantaram as áreas prioritárias para restauração florestal em uma área de Kota Kinabalu, Malásia, tendo em vista a prevenção de deslizamentos, enchentes e secas. Os autores utilizaram como fatores a declividade, precipitação, profundidade dos solos, geologia e topografia.

Orsi e Geneletti (2010) levantaram as áreas prioritárias à recuperação florestal em uma área da região de Chiapas, no México, com abordagem modificada da CLP. Os autores combinaram dois conjuntos de fatores de acordo com diferentes valores de limiar para extração de mapas de adequação mínima, procurando garantir áreas prioritárias suficientemente adequadas para cada conjunto. O primeiro conjunto de fatores relacionou-se com a necessidade de conservação da biodiversidade (distâncias aos corredores ecológicos, à cobertura florestal e a áreas protegidas e diversidade de espécies arbóreas), o segundo com a viabilidade ecológica de reflorestamento (risco de erosão do solo e distâncias a campos agrícolas, estradas e áreas urbanas). Com diferentes opções de reflorestamento resultantes, os autores aplicaram ainda critérios adicionais ecológicos e socioeconômicos a fim de garantir as habilidades de conservação da biodiversidade e melhora das condições de vida das comunidades locais.

Uribe *et al.* (2014) também utilizaram a CLP para identificar áreas prioritárias à restauração florestal de ecossistemas na região Mixteca, em Oaxaca (México), uma das mais degradadas da América Latina. A proposta baseou-se na geração de mapas de prioridades por setor de parte interessada, isto é, de acordo a preferência de quatro grupos (público geral, acadêmicos, organizações não-governamentais e governo), e finalmente na combinação das preferências na geração de um mapa final de prioridades. Os autores verificaram grande eficiência de aplicação da AMC em ambiente SIG, contudo, notaram, uma significativa falta de consenso entre os grupos na definição de critérios. Dentre os fatores selecionados, incluem-se

os socioeconômicos (distância de áreas cultivadas, distância de estradas e zonas urbanizadas, densidade humana, índice de marginalização) e os ambientais (distância de florestas e rios, risco de erosão, declividade e insolação), sendo os mais importantes considerados como a distância de florestas e o risco de erosão.

Destaca-se, ainda, o método AHP, que se mostrou eficiente para definição de critérios e pesos em diversos estudos ambientais. No contexto de análise multicritério aplicada a uma bacia hidrográfica como unidade de planejamento, Sartori, Silva e Zimback (2012) comprovaram que a metodologia se mostrou adequada ao mapeamento de áreas prioritárias à restauração florestal para favorecer a conectividade entre fragmentos florestais na Bacia do Rio Pardo, SP. Na definição dos critérios e pesos dos fatores, os autores empregaram a técnica AHP por meio de consulta a especialistas, sendo considerados os fatores de proximidades entre fragmentos de maior área nuclear, da cobertura florestal e da rede hidrográfica, distância aos centros urbanos, declividade e erodibilidade do solo. O fator de maior peso, neste caso, foi a proximidade entre fragmentos de maior área nuclear.

Em bacias hidrográficas, para Silva *et al.* (2017), o método CLP combinado com a definição de pesos pela matriz de comparação pareada do método AHP permitiu um direcionamento adequado de ações de conservação florestal. Os autores, no caso, identificaram a priorização de áreas visando à manutenção de recursos hídricos em duas bacias ao nordeste do município de Piedade, SP, através de critérios de declividade, fluxo acumulado, aspecto de drenagem e uso e ocupação do solo, sendo que o último resultou no maior peso. De forma semelhante, Valente, Petean e Vettorazzi (2017) definiram as áreas prioritárias na Bacia do Rio Quilombo, em Americana, SP, sendo apenas dois critérios representantes da paisagem estudada: a proximidade à rede de drenagem e a proximidade aos fragmentos florestais. O primeiro fator considerado duas vezes mais importante do que o segundo.

3.3.2. Análise de sensibilidade

A aplicação da abordagem multicriterial envolve, inevitavelmente, uma variedade de incertezas, cujas fontes podem incluir erros conceituais e de medições, conhecimento limitado sobre o processo avaliado, escassez ou simplificação de dados e, acima de tudo, diferentes valores e opiniões das partes interessadas no processo de tomada de decisão (ESMAIL; GENELETTI, 2018). De acordo com Voogd (1983), os principais componentes associados às incertezas são a escolha de critérios relevantes, a definição de seus pesos e prioridades e, ainda, a seleção do método de aplicação da AMC.

Na identificação e avaliação de incertezas, destaca-se a ferramenta da análise de sensibilidade, que permite avaliar o grau de importância de um critério e sua influência no processo de tomada de decisão (VALENTE; VETTORAZZI, 2009). Segundo Chen, Yu e Khan (2010), a análise de sensibilidade explora as relações entre as entradas e saídas de um modelo, qualitativa ou quantitativamente, sendo essencial para testar a robustez das soluções obtidas no processo através de sutis variações nos dados de entrada. Dessa maneira, se a ordem das prioridades é alterada com uma pequena variação em determinado valor de julgamento, então o modelo de decisão é considerado “sensível” àquele peso.

De acordo com Esmail e Geneletti (2018), a análise de sensibilidade pode ser realizada através de diversas técnicas, sendo que as mais populares consideram a forma que possíveis mudanças nos pesos dos critérios afetam o resultado final. Em revisão de aplicações da AMC na área de conservação da natureza, os autores verificaram que a análise não foi realizada em 43% dos estudos, apesar de promover informações cruciais sobre o nível de estabilidade e confiança dos resultados da AMC. Nos demais, a análise foi praticada em sua maioria através de alterações nos pesos dos fatores. De fato, para Store e Kangas (2001), o propósito geral da análise de sensibilidade é avaliar a influência e a importância de diferentes critérios e pesos no padrão de distribuição espacial da prioridade avaliada.

3.4. Cadastro Ambiental Rural (CAR)

Criado pela Lei nº 12.651/2012 (Código Florestal), no âmbito do Sistema Nacional de Informação sobre o Meio Ambiente (SINIMA), e regulamentado pela Instrução Normativa MMA nº 2 de 5 de maio de 2014, o Cadastro Ambiental Rural (CAR) é definido pela lei, em seu art. 29, como:

(...) registro público eletrônico de âmbito nacional, obrigatório para todos os imóveis rurais, com a finalidade de integrar as informações ambientais das propriedades e posses rurais, compondo base de dados para controle, monitoramento, planejamento ambiental e econômico e combate ao desmatamento (BRASIL, 2012a).

No CAR são inseridas eletronicamente as informações ambientais das propriedades e posses rurais, tais como informações georreferenciadas sobre o imóvel, os seus limites, áreas de Reserva Legal (RL), Área de Preservação Permanente (APP), florestas e remanescentes de vegetação nativa, entre outros (BRASIL, 2012). Dessa maneira, espera-se que o instrumento facilite o monitoramento e reforce a implementação do Código Florestal e outras leis que visam

a conservação do meio ambiente, possibilitando o planejamento ambiental e econômico do uso e ocupação do imóvel rural (JUNG *et al.*, 2017).

O cadastro é feito exclusivamente por meio eletrônico através do Sistema de Cadastro Ambiental Rural (SICAR), instituído pelo Decreto nº 7.830/2012 (BRASIL, 2012b). Para registrar uma propriedade, o usuário opta por fornecer diretamente os dados georreferenciados ou por delimitar polígonos de usos de solo sobre imagens de satélite de alta resolução fornecidas pelo governo (ROITMAN *et al.*, 2018). Para Roitman *et al.* (2018), a implementação do CAR em um país extenso como o Brasil é um desafio devido a diversos fatores, tais como a coordenação de diferentes níveis de governo e partes interessadas, a criação de mecanismos de transparência dos dados, o desenvolvimento de capacidades, acesso aos recursos tecnológicos e financiamento adequado e, acima de tudo, a mobilização dos proprietários rurais para sua adesão (PERES, 2016; ROITMAN *et al.*, 2018).

Sendo obrigatório, o CAR é exigido para qualquer movimentação econômica que envolva a propriedade rural, inclusive para obtenção de créditos agrícolas (BRASIL, 2016a). O registro do imóvel foi inicialmente estabelecido para 2015, sendo estendido algumas vezes até, segundo estabelecido pelo Decreto nº 9.257/2017, ter sido prorrogado até 31 de maio de 2018 (BRASIL, 2017a). De acordo com o Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA), o Brasil conta com 5.775.864 imóveis rurais em sua totalidade, abrangendo uma área de 681.897.093,85 ha (INCRA, 2016).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Este capítulo tem como foco sintetizar os materiais utilizados e os métodos aplicados para obtenção de resultados do presente trabalho. No item 4.1, apresenta-se a caracterização da área de estudo, incluindo aspectos de localização e descrição física do território. Já no item 4.2, expõe-se os materiais utilizados e, por último, no item 4.3 são apresentadas as etapas desenvolvidas no estudo.

4.1. Caracterização da área de estudo

4.1.1. Localização

A bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão (Figura 2) situa-se na região central do estado de São Paulo, no sudeste do Brasil, limitada pelas coordenadas geográficas de latitudes 22°02'09" S e 22°13'09" S e longitudes 47°42'37 O e 47°54'22" O. A área em estudo possui uma extensão de 243,16 km² e abrange parte dos municípios de São Carlos (246.088 hab.), Analândia (4.845 hab.) e Itirapina (17.589 hab.) (IBGE, 2017a), que representam, respectivamente, 52,6%, 20,5% e 26,9% da área total da bacia. Localizado na porção superior da área estudada, o principal centro urbano é o município de São Carlos, cuja população é predominantemente urbana (96%) (IBGE, 2010). As principais vias de acesso ocorrem pelas rodovias estaduais SP-310 (Washington Luís) e SP-215, sendo a bacia ainda cortada pela ferrovia da Malha Paulista administrada pela empresa Rumo Logística.

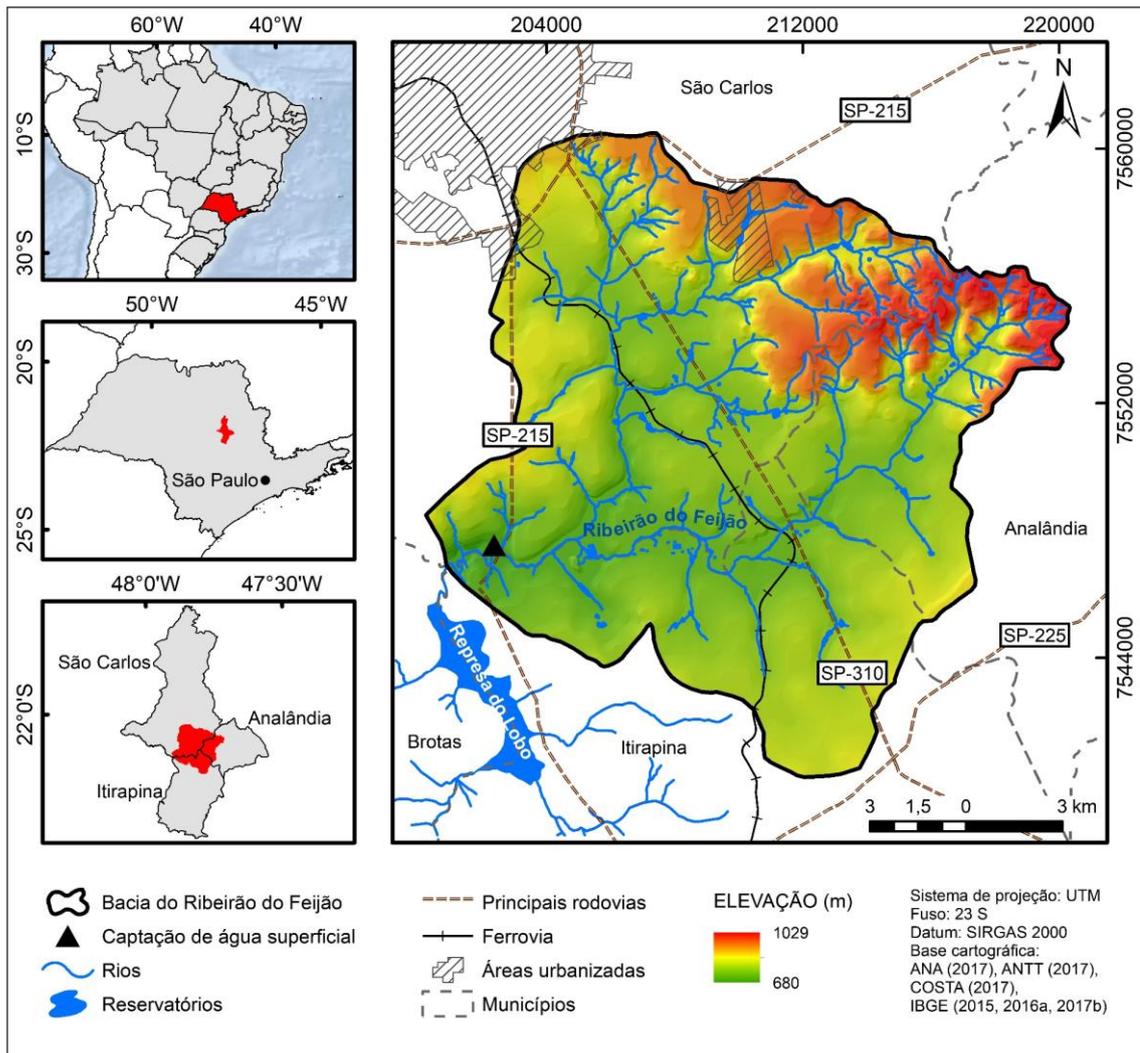


Figura 2 - Mapa de localização da bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão. Fonte: Adaptado de Costa (2017).

4.1.2. Clima

De acordo com o Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura (CEPAGRI), o clima da região de São Carlos, onde se situa a bacia, é o Cwa segundo a classificação de Köppen, caracterizado pelo clima tropical de altitude, com chuvas no verão, seca no inverno e temperatura média do mês mais quente superior a 22 °C (CEPAGRI, 2018). Em função do tipo climático, a temperatura média anual registrada é de 20,6 °C, predominando temperaturas médias anuais entre 12,2°C no mês mais frio (julho) e 28,6 °C no mês mais quente (fevereiro). O volume médio mensal de precipitação varia entre 29 mm no mês mais seco (agosto) e 274 mm no mês mais chuvoso (janeiro), totalizando uma média anual de pluviosidade ligeiramente inferior a 1.500 mm. Conforme representado na Figura 3, os meses de maior índice de pluviosidade estão compreendidos entre outubro e março, com média de

1.180 mm. Por outro lado, os meses mais secos ocorrem entre abril e setembro, totalizando 306 mm.

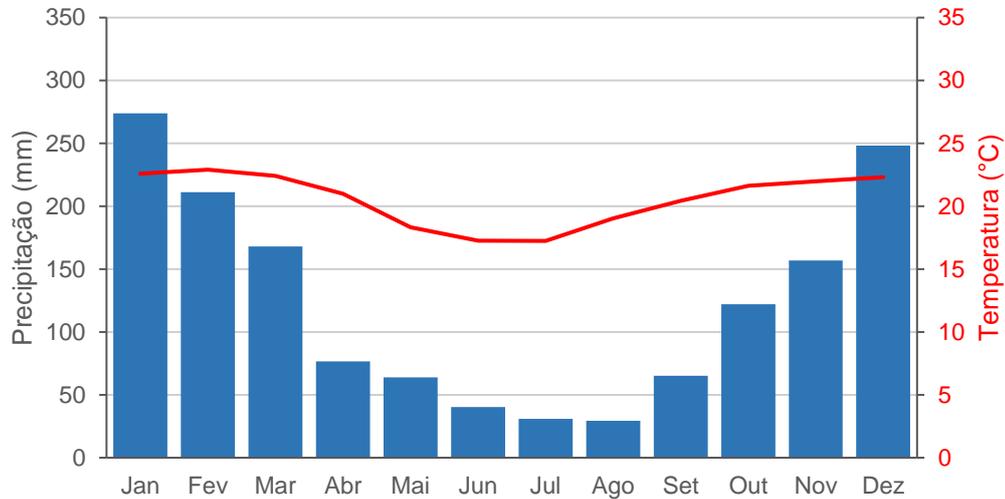


Figura 3 - Dados de precipitação mensal média e temperatura mensal média para o município de São Carlos no período entre 1961 e 2017. Fonte: INMET, 2018.

4.1.3. Rede hidrográfica

A BHRF está inserida na bacia do Tietê-Jacaré, uma das 22 Unidades de Gestão de Recursos Hídricos (UGRHI) do estado de São Paulo. A bacia do Tietê-Jacaré (UGRHI 13), por sua vez, é composta por 34 municípios e se localiza na porção central do estado, englobando três rios principais: o Rio Tietê, o Rio Jacaré-Guaçu e o Rio Jacaré Pepira (Figura 4) (TUNDISI *et al.*, 2008).

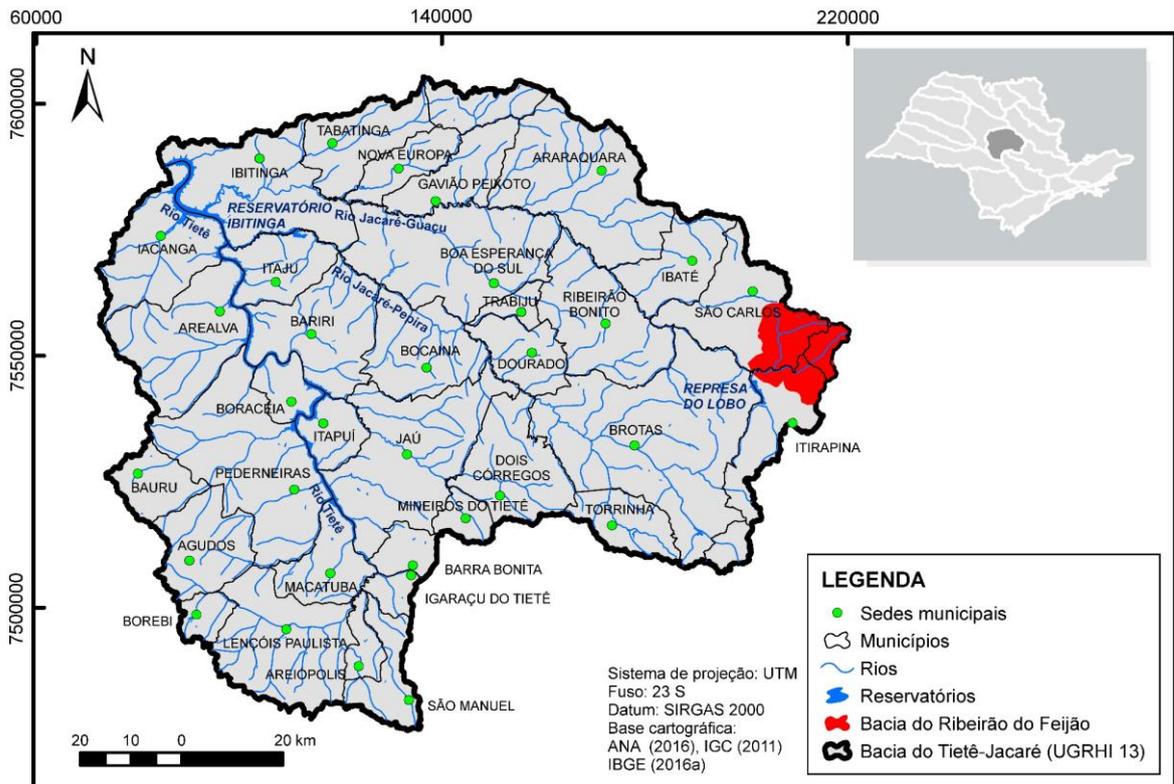


Figura 4 - Mapa de localização da bacia do Ribeirão do Feijão na bacia do Tietê-Jacaré, UGRHI 13 do estado de São Paulo. Fonte: Adaptado de São Paulo (2018a).

A BHRF compõe as cabeceiras pertencentes à sub-bacia do Rio Jacaré-Guaçu e afluentes do Rio Tietê. A nascente do Ribeirão do Feijão encontra-se no alto da Serra do Cuscuzeiro em Analândia-SP, seu curso drena o planalto de Itirapina-SP (onde se localiza parte das nascentes dos tributários do ribeirão) de nordeste para sudoeste e deságua no Ribeirão Itaqueri à justante da Represa do Broa, formando o Rio Jacaré-Guaçu, o qual escoar boa parte das águas do estado no sentido sudeste-noroeste (MACHADO *et al.*, 2016; COSTA, 2017).

O Ribeirão do Feijão possui uma extensão aproximada de 22 km e é o principal manancial de abastecimento urbano de São Carlos, cuja captação é realizada pelo Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE). Em 2009, o manancial do Ribeirão do Feijão representou cerca de 27% (246,3 l/s) do total de água bruta consumida pelo município, seguido pelo manancial do Rio Monjolino com 25% (225,9 l/s) e o restante proveniente de poços subterrâneos (439,2 l/s) (COSTA; DUPAS; PONS, 2012). A BHRF influencia a Usina Hidrelétrica de Energia (UHE) Ibitinga, capaz de gerar cerca de 131,5 MW de potência, localizada a jusante da UGRHI 13 (ANEEL, 2018).

4.1.4. Geologia

A área em estudo está totalmente localizada na Bacia do Paraná, em área caracterizada pela abundância de afloramentos de rochas do Grupo São Bento. A geologia local é constituída essencialmente pelos arenitos da Formação Botucatu (Grupo São Bento) e pelos derrames de efusivas basálticas da Formação Serra Geral (Grupo São Bento), circundados por extensas áreas de arenitos da Formação Itaqueri (Grupo Bauru), em que se localiza a maior parcela do núcleo urbano de São Carlos (ZUQUETTE, 1981; GONÇALVES, 1987). Na Figura 5 estão representas as formações geológicas segundo Costa (2017). Em seguida, os aspectos geológicos são caracterizados com base em Zuquette (1981), Gonçalves (1987) e Nishiyama (1991).

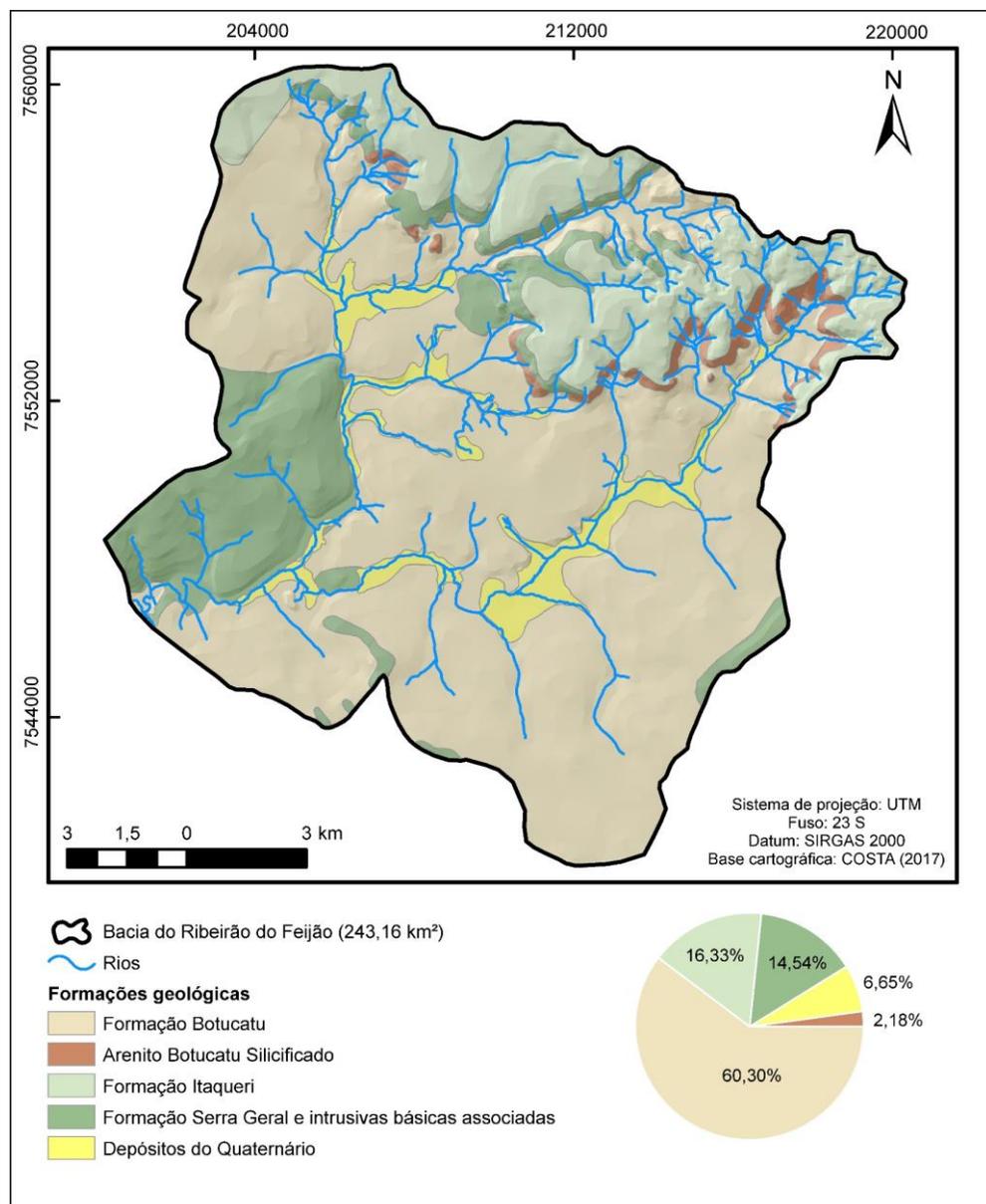


Figura 5 - Mapa geológico da bacia do Ribeirão do Feijão. Fonte: Adaptado de Costa (2017).

A Formação Botucatu (período Jurássico/Cretáceo) é representada por arenitos eólicos com granulometria fina a média, frequentemente de cor avermelhada (por vezes róseos a esbranquiçados), com espessura de valores da ordem de até 280 metros e com escarpas verticais com desníveis topográficos superiores a 200 metros. Do ponto de vista hidrogeológico, tal formação representa um excelente reservatório de águas subterrâneas, sendo a principal formadora do Aquífero Guarani. Na BHRF, os arenitos silicificados pertencentes à Formação Botucatu estão associados à sustentação de escarpas verticais, em processo resultante da precipitação de sílica a partir da água subterrânea.

A Formação Serra Geral e intrusivas básicas associadas (período Jurássico/Cretáceo) constitui as rochas eruptivas basálticas, de coloração cinza e negra, representada principalmente por derrames de basalto e corpos intrusivos, intensamente fraturados. Ocorrem intercaladas com arenitos com as mesmas características dos pertencentes à Formação Botucatu, aflorando em forma de paredões, sendo que em diversos pontos do relevo encontra-se recoberta por solo residual. A espessura máxima alcança 80 metros.

A Formação Itaqueri (período Cretáceo Superior) é caracterizada por arenitos de origem flúvio-lacustres, não cimentados, de coloração amarelo a avermelhada e granulação fina. Na região atinge a espessura de cerca de 30 metros. A formação ocupa as maiores elevações da bacia, assentada na Formação Botucatu e na Formação Serra Geral, no reverso de cuevas arenítico-basálticas.

As formações superficiais (Era Cenozóica) encontram-se dispostos na forma de depósitos aluvionar e coluvionar, provenientes da erosão das rochas das formações existentes na região. Possuem textura arenosa, sendo pouco compactos e extremamente porosos, com espessuras que atingem até 20 metros. Na BHRF, os depósitos aluvionares do Quaternário preenchem certas secções dos vales dos principais cursos d'água da bacia.

4.1.5. Geomorfologia

Segundo Almeida (1964), a região em estudo está localizada na província geomorfológica das Cuestas Basálticas, situada entre as províncias do Planalto Ocidental e a Depressão Periférica Paulista. O relevo é constituído de mesas e morros isolados, configurando-se em planalto cortado por vales entalhados, e inclui os *fronts* (onde o relevo é mais íngreme) e os reversos (onde o terreno é mais plano e inclinado) das cuestas, cujas altimetrias variam de 775 m a mais de 1.000 m (BRASIL, 1983; NISHIYAMA, 1991).

Conforme Gonçalves (1987), a variedade de formas de relevo presentes na região (colinas, escarpas, planícies) é condicionada pela erosão que atua de forma diferenciada sobre as camadas sedimentares, menos resistentes, e sobre intrusões básicas, mais resistentes. Na Figura 6 estão apresentadas as nove unidades de formas de relevo na BHRF, das quais Costa (2017) destaca quatro níveis de relevos escalonados topograficamente de maneira distinta induzidos pelo processo denudacional diferencial: áreas de agradação representadas pelas planícies de inundação dos rios principais, sendo constituídas de sedimentos aluvionares e posicionadas sobre a Formação Botucatu, em classes de declividades inferiores a 2%; as colinas convexadas amplas e suaves dispostas sobre a Formação Botucatu (entre 680 e 820 m); as escarpas cuestiformes arenítico-basálticas sustentadas pelos basaltos da Formação Serra Geral e pelo arenito Botucatu silicificado (entre 820 e 870 m), e as superfícies de cimeira oriundas do intemperismo da Formação Itaqueri (entre 870 e 1.030 m).

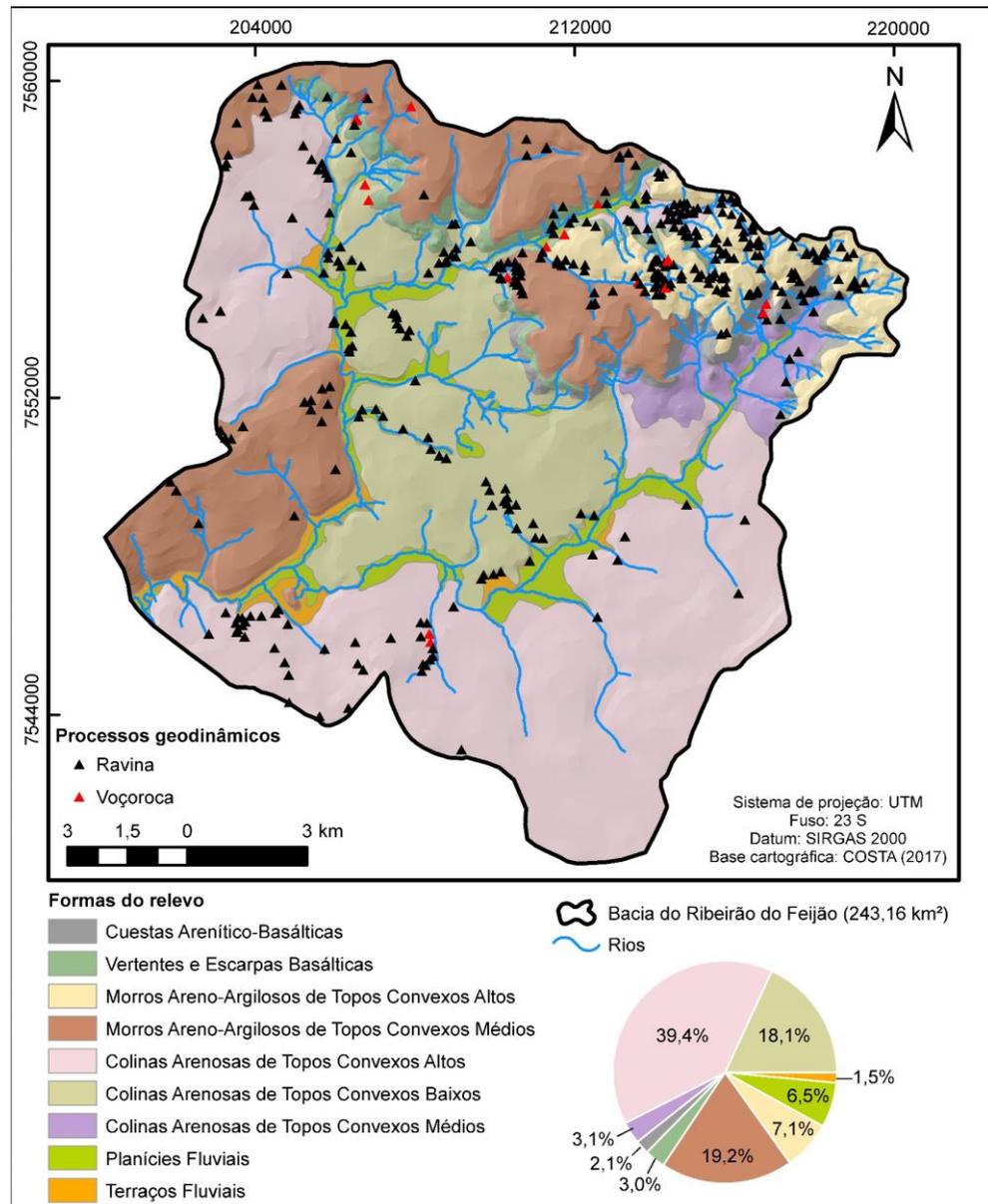


Figura 6 - Mapa geomorfológico da bacia do Ribeirão do Feijão. Fonte: Adaptado de Costa (2017).

Ademais, em escala de vertente, na Figura 6 estão destacados os processos geodinâmicos cartografados por Costa (2017) na bacia, considerando as ravinas (até 50 cm de largura e profundidade) e as voçorocas (acima de 50 cm de largura e profundidade).

4.1.6. Solos e aspectos pedológicos

Com base no levantamento pedológico de Prado, Oliveira e Almeida (1981), na BHRF são identificadas predominantemente as classes de solos de areias quartzosas profundas, nas partes mais baixas da bacia, e latossolo vermelho amarelo, nas partes altas em região de cabeceiras dos rios. São observadas, ainda, as classes de latossolos escuro e roxo, solos litólicos, solos hidromórficos, podzólico vermelho amarelo e terra roxa estruturada.

Os latossolos vermelho-amarelo se associam às coberturas cenozoicas do retrabalhamento de arenito das formações Pirambóia, Botucatu e Marília (fácies Itaqueri) e ocorrem em relevo plano e suavemente elevado. São solos geralmente profundos, bem drenados, de alta friabilidade e que apresentam textura média, além de acidez elevada e fertilidade baixa. Já as areias quartzosas surgem a partir do retrabalhamento de rochas arenosas das formações Pirambóia e Botucatu, sendo solos profundos, não hidromórficos, de baixa fertilidade e alta erodibilidade, situados principalmente nas planícies aluviais. Destacam-se, ainda, os solos litólicos, caracterizados pela pequena espessura do *solum* (inferior a 40 cm), originários do basalto em decomposição, restritos a escarpas com contatos rochosos e/ou exposição de rochas. Os solos hidromórficos são de textura heterogênea, localizados em áreas mal drenadas, desenvolvidos em sedimentos recentes nas proximidades dos principais rios da bacia (OLIVEIRA; PRADO, 1984; GONÇALVES, 1987).

Sob o ponto de vista geotécnico, Nishiyama (1991) aborda uma classificação dos materiais inconsolidados conforme critérios genéticos. Os materiais são separados em dois grupos: residuais, resultantes da decomposição da rocha matriz e evoluídos *in situ*, e retrabalhados, que sofreram algum tipo de movimentação após a decomposição da rocha de origem. Para Costa (2017), são encontradas nove unidades de materiais inconsolidados na BHRF, a saber: Residual da Formação Botucatu, Residual da Formação Serra Geral e intrusivas básicas associadas e Residual da Formação Itaqueri e Retrabalhados Arenoso I, III e IV, Misto, Concreções Lateríticas e Quaternário.

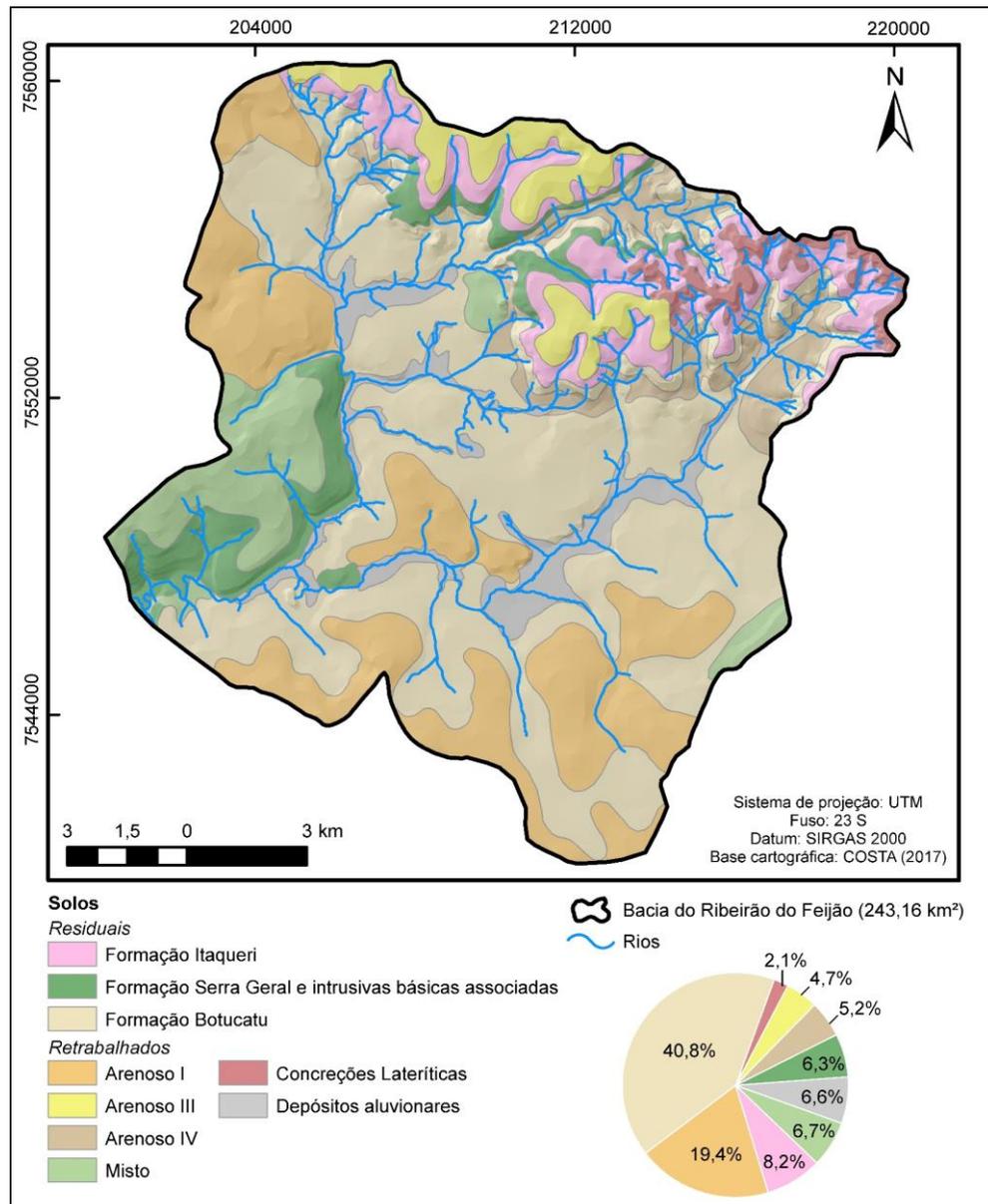


Figura 7 - Mapa pedológico da bacia do Ribeirão do Feijão. Fonte: Adaptado de Costa (2017).

Dentre os materiais inconsolidados, destacam-se os solos residuais da Formação Botucatu, que se estendem por toda a região central, ocupando 40,8% da bacia, limitado a leste pelas bordas escarpadas das cuestas arenítico-basálticas e a oeste e a norte pela Formação Serra Geral e intrusivas básicas associadas. O Retrabalhado Arenoso I representa 19,2% da bacia, situado nas porções a sul e a noroeste, recobrimdo solos residuais da Formação Botucatu em vertentes suaves de topos convexados e interflúvios (COSTA, 2017).

4.1.7. Hidrogeologia

De acordo com São Paulo (2013b), as bacias hidrográficas do estado de São Paulo assentam-se sobre substrato compreendido principalmente por dois domínios hidrogeológicos: domínio sedimentar – constituído por rochas sedimentares depositadas desde a Era Paleozoica até a Cenozoica, no qual a água circula entre os poros da rocha –, e domínio cristalino – constituído por rochas cristalinas magmáticas, metamórficas e vulcânicas basálticas, no qual a água percola ao longo de descontinuidades das rochas como fraturas, cavidades e falhas.

Segundo o levantamento realizado por Costa *et al.* (2019), a área de estudo da BHRF abrange unidades aquíferas de grande relevância, tais como o Aquífero Guarani, o Aquífero Serra Geral, o Aquífero Itaqueri e o Aquífero Aluvionar. O fato de o manancial se situar sobre a franja da Formação Botucatu confere à bacia a importância de ser uma área de recarga direta principalmente do Aquífero Guarani (ZUQUETTE, 1981; NISHIYAMA, 1991). De fato, conforme Rocha *et al.* (2006), umas das unidades com maior potencialidade hídrica subterrânea incluem o Guarani, dentre as sedimentares, e o Serra Geral, dentre as fraturadas.

A BHRF, por sua vez, abrange em sua maior parte o Aquífero Guarani. Considerado um dos mais extensos depósitos de água doce do mundo, a unidade aflora em faixa estreita e irregular sobre o Aquiclude Passa Dois e, mais para oeste, é confinado pelos basaltos da Formação Serra Geral, ocorrendo em profundidades que variam desde algumas dezenas de metros, junto à área de afloramento, a até mais de 1.900 m no extremo oeste paulista. O aquífero na região comporta como sedimentar, poroso e livre, conferindo um alto potencial armazenador e transportador de água (SÃO PAULO, 2005; ROCHA *et al.*, 2006; PEIXOTO, 2010).

O Aquífero Serra Geral, descontínuo e com porosidade e permeabilidade associadas a fraturas tectônicas e de resfriamento, ocorre na porção intermediária do estado paulista e em regiões mais rebaixadas junto às margens dos rios Grande, a norte, e Paranapanema, a sul. É formado predominantemente por basaltos da Formação Serra Geral, originados a partir de vulcanismo, e que exercem uma função protetora da contaminação de águas subterrâneas depositadas nessas formações (SÃO PAULO, 2005; ROCHA *et al.*, 2006; PEIXOTO, 2010).

Por fim, conforme Costa *et al.* (2019), as unidades aquíferas Itaqueri e Aluvionar comportam-se como porosos e livres. A primeira recobre o Aquífero Serra Geral nas regiões mais elevadas, sendo composta de arenitos de origem flúvio-lacustres, mal selecionados, de granulometria fina. A segunda situa-se próxima à superfície, em relevo no nível das planícies aluviais.

4.1.8. Vegetação

De acordo com Soares, Silva e Lima (2003), em decorrência principalmente da ocupação humana, a vegetação da região de São Carlos é bastante fragmentada, consistindo predominantemente de remanescentes das fisionomias de cerrado (savana arbórea esparsa), cerradão (savana arbórea), florestas semidecídua e de galeria, além de capoeiras (áreas em regeneração desenvolvidas em áreas antes ocupadas por atividades agropecuárias).

A região de savana caracteriza-se pela dominância de formações campestres e plantas lenhosas arbóreas, de pequeno a médio porte, em geral serpenteadas de florestas de galeria. Sua presença associa-se à ocorrência de solos profundos, de baixo potencial nutricional, provenientes de decomposição de rochas pobres em bases ou sobre rochas que sofreram intensa lixiviação (BRASIL, 1983; IBGE, 2012). Na BHRF, os Neossolos Quatzarênicos, de baixa fertilidade e acidez elevada, quando associados com a ocorrência de lençol freático próximo à superfície, permitem o aparecimento de vegetação herbácea (COSTA, 2017).

O conceito ecológico das florestas semidecíduas está associado à ocorrência de clima estacional que determina a semideciduidade foliar da cobertura florestal, cujos elementos arbóreos têm adaptação fisiológica à deficiência hídrica ou à baixa temperatura durante certo período (BRASIL, 1983; IBGE, 2012). Segundo Costa (2017), essa fisionomia ocupa áreas de solos ricos, de textura argilosa, oriundos da decomposição de rochas eruptivas basálticas.

4.1.9. Uso do solo

O uso do solo da BHRF, de maneira geral, foi intensamente influenciado pela expansão urbana e agrícola do município de São Carlos: o início da produção de café na metade do século XIX desencadeou na região a alteração em grande escala do uso do solo por atividades antrópicas, em que a vegetação original foi substituída extensivamente por pastagens e culturas agrícolas, sendo o desmatamento reforçado pela instalação da ferrovia que facilitou o escoamento da produção ao Porto de Santos (SOARES; SILVA; LIMA, 2003; NEVES, 2015). Na Figura 8, apresenta-se o mapeamento da cobertura do solo de 2011 realizado por Costa (2017).

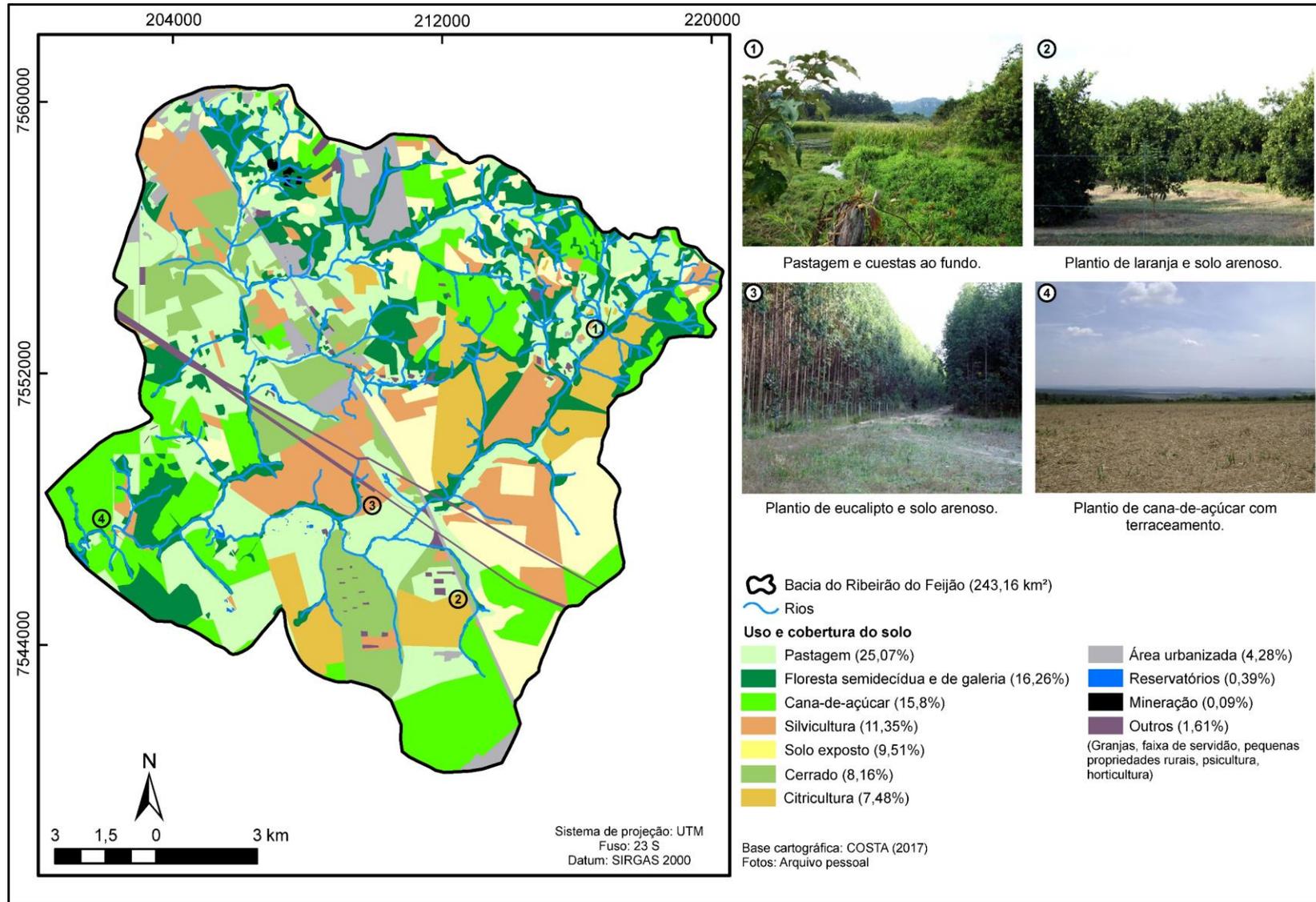


Figura 8 - Mapa de uso e cobertura do solo na bacia do Ribeirão do Feijão em 2011. Fonte: Adaptado de Costa (2017).

Constata-se que as principais atividades produtivas rurais que ocupam a bacia são a pastagem de criação extensiva (25,1%), cultivos de cana de açúcar (15,8%) e citricultura/laranja (7,5%) e atividades de silvicultura (11,4%), em especial pela monocultura de eucalipto. Destaca-se, ainda, a proporção de solos expostos (9,5%), geralmente associado a culturas perenes, quando cultivos são retirados e o solo aguarda novo plantio. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), somente a cana-de-açúcar e a laranja representaram em 2016, respectivamente, 76,8% e 13,0% do valor da produção das lavouras temporárias e permanentes do município (IBGE, 2016b). Na Tabela 1 é sintetizada a distribuição das áreas das diferentes coberturas e suas respectivas proporções em relação à BHRF.

Tabela 1 - Distribuição da cobertura e uso do solo na bacia do Ribeirão do Feijão em 2011.

Classes de cobertura	Área (km²)	Área (%)
Pastagem	60,96	25,07
Floresta semidecídua e de galeria	39,54	16,26
Cana-de-açúcar	38,41	15,80
Silvicultura	27,59	11,35
Solo exposto	23,13	9,51
Cerrado	19,85	8,16
Citricultura	18,19	7,48
Área urbanizada	10,40	4,28
Água (lagos e represas)	0,95	0,39
Mineração	0,22	0,09
Outros*	3,92	1,61
Total	243,16	100,00

*Faixa de servidão, granjas, pequenas propriedades rurais, piscicultura, horticultura (estufas).

Fonte: Adaptado de Costa (2017).

Segundo Costa (2010), as áreas de mananciais da região sofrem constantes pressões relacionadas principalmente à expansão urbana e agropecuária do município de São Carlos, elevando a demanda de disponibilidade hídrica superficial e subterrânea da região. As culturas de cana-de-açúcar, laranja e reflorestamentos, por sua vez, ocupam vastas áreas contíguas e isolam e/ou suprimem os poucos fragmentos florestais existentes, distribuídos de forma fragmentada. Ademais, embora existam leis que restringem a ocupação da bacia, o autor identifica, mediante análise do crescimento da mancha urbana de São Carlos entre os anos de 1962 a 2006, o surgimento de núcleos urbanos que sugerem uma nova frente de expansão para

dentro do manancial, especialmente nas proximidades de rodovias em função da facilidade de transporte e da especulação imobiliária. Neste sentido, o autor destaca a necessidade de adoção de medidas por parte do executivo dos municípios integrantes da BHRF a fim de conter o avanço da urbanização.

4.1.10. Áreas protegidas e aspectos legais

Em relação à presença de Unidades de Conservação, a BHRF está inserida, quase que integralmente, na APA Corumbataí instituída pelo Decreto Estadual nº 20.960, de 8 de junho de 1983, conforme Figura 9. O decreto visa proteger os ecossistemas da região central do estado paulista, isto é, as cuestas basálticas, seus atributos ambientais e paisagísticos, recursos hídricos superficiais, remanescentes da flora e da fauna e patrimônio arqueológico. O decreto prevê, portanto, impedir o estabelecimento de atividades potencialmente causadoras de degradação ambiental nos perímetros delimitados (SÃO PAULO, 1983).

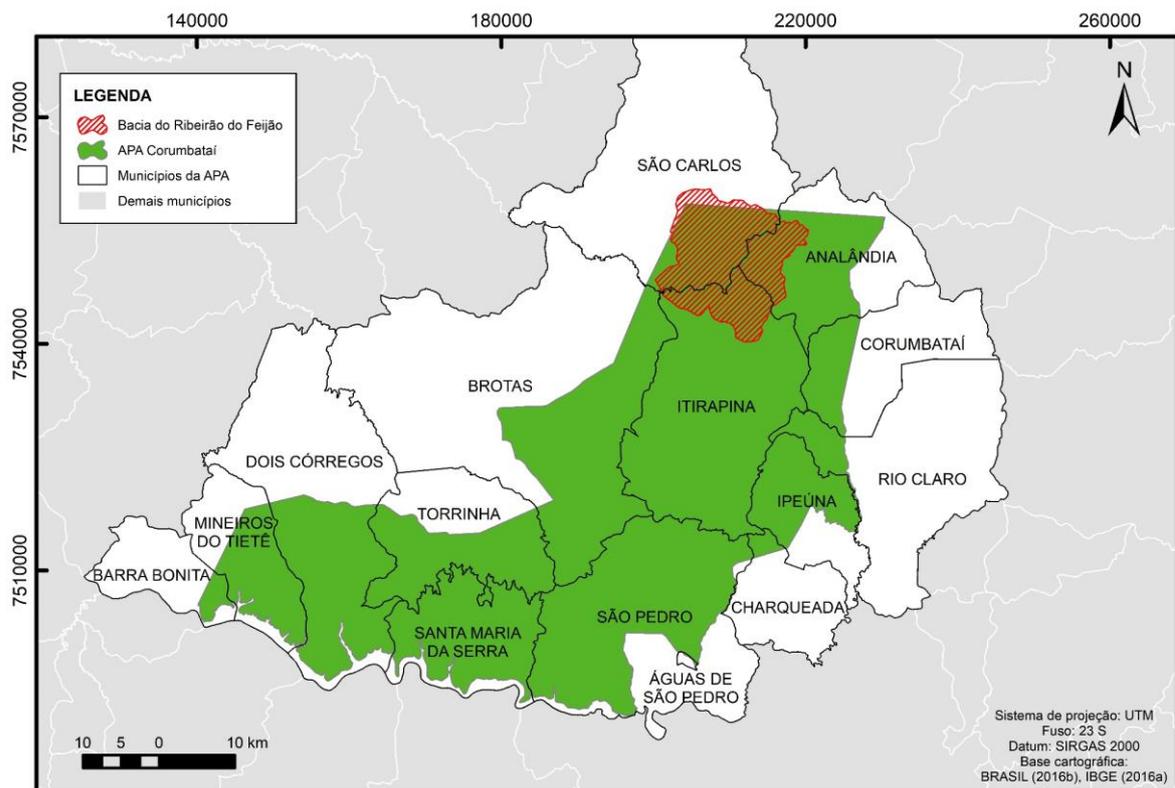


Figura 9 - Bacia do Ribeirão do Feijão e municípios abrangidos pela APA Corumbataí. Fonte: Elaborado pela autora.

Devido a sua importância, o manancial do Ribeirão do Feijão passou a ser protegido por meio de legislações específicas, como a Lei nº 18.053/2016 (SÃO CARLOS, 2016) – que

estabelece o Plano Diretor do Município de São Carlos, originalmente instituído pela Lei nº 13.691/2005 (SÃO CARLOS, 2005) –, e a Lei nº 13.944/2006, que dispõe sobre a criação da Lei de Áreas de Proteção e Recuperação dos Mananciais do Município de São Carlos (APREM/SC) (SÃO CARLOS, 2006).

O Plano Diretor, dentre outras providências, contempla diretrizes para proteção do manancial em especial quanto à sua ocupação controlada como medida de gestão ambiental. O instrumento visa garantir a preservação e proteção de um dos principais pontos de captação de água do município, bem como a preservação do patrimônio ecológico existente, a melhoria do sistema público de saneamento ambiental, a prevenção e correção de processos erosivos e a proteção e recuperação de APPs. Dessa forma, por meio do estabelecimento de parâmetros de ocupação do solo mais restritivos, especialmente na região do manancial do Feijão localizada fora do perímetro urbano, a Lei propõe impedir o adensamento construtivo e populacional no manancial.

Por sua vez, o Plano Diretor está em conformidade com a Lei APREM/SC, na qual as bacias do Monjolinho e do Feijão, dentro do município e a montante das respectivas estações de captação, foram estabelecidas como objetos de planejamento e gestão articulados com sistemas de meio ambiente, de saneamento e de desenvolvimento em âmbito municipal, estadual e federal. A Lei APREM/SC aborda mais especificamente da proteção e recuperação da qualidade e da quantidade da água dos mananciais através principalmente da recomposição da vegetação ciliar. Em caráter restritivo, a Lei nº 13.944/2006, dentre outras providências, define limites mais protetivos das APPs (p. ex., a proteção de nascentes deve ser em um raio de 70 metros ao invés de 50 metros como disposto no Código Florestal), exige o licenciamento e fiscalização dos usos e atividades em órgãos municipais competentes e regulamenta penalidades a infratores. Dentre os instrumentos de planejamento e gestão das APREM/SC, a lei aborda, inclusive, os mecanismos de compensação ambiental, dos quais estão inclusos os PSA.

4.2. Materiais

A aplicação metodológica procedeu-se predominantemente em ambiente SIG, utilizando o *software* ArcGIS® 10.2 (ESRI, 2013), disponibilizado pela licença acadêmica da Universidade Federal de Itajubá. O *datum* e a projeção dos planos de informação foram padronizados adotando-se o sistema de referência geocêntrico SIRGAS2000, na projeção

Universal Transversa de Mercator (UTM), fuso 23 S. Para a combinação adequada dos critérios, os planos foram padronizados para a mesma resolução espacial de 10 m.

Na Tabela 2, apresenta-se, de maneira simplificada, os dados utilizados neste estudo, que emprega e dá continuidade à base de dados e informações de trabalhos desenvolvidos e em desenvolvimento dentro do manancial do Ribeirão do Feijão (ANEXO), em especial as pesquisas de Costa *et al.* (2018) e Costa *et al.* (2019). Os trabalhos apresentam, dentre outros objetivos, mapeamentos geoambientais (em escala 1:50.000) na BHRF a fim de auxiliar o planejamento territorial com foco na conservação dos recursos hídricos em áreas de mananciais.

Tabela 2 - Base cartográfica empregada no estudo.

Plano de informação	Escala	Fonte
Limites das propriedades do CAR (municípios de São Carlos, Analândia e Itirapina)	-	BRASIL (2018a)
Malha viária		
Ferrovia	-	ANTT (2017)
Rodovias e estradas	1:250.000	IBGE (2017b)
Geologia		
Geomorfologia		COSTA (2017)
Solos		
Hidrografia		
Uso e cobertura do solo	1:50.000	COSTA <i>et al.</i> (2018)
Processos geodinâmicos		
Potencial de erosão acelerada		
Potencial de contaminação de aquíferos		COSTA <i>et al.</i> (2019)

Fonte: Elaborado pela autora.

4.3. Métodos

O fluxograma geral da metodologia empregada é apresentado na Figura 10, tendo em vista o melhor entendimento e visualização das etapas aplicadas na realização do estudo.

Parte-se do pressuposto que, independentemente de o manancial do Ribeirão do Feijão ser protegido por lei e, portanto, já considerado como prioritário para preservação e recuperação, é necessária a determinação espacial e discriminada de áreas prioritárias na bacia em função de aspectos ambientais (como uso do solo e condições de erosão), garantindo de forma mais eficiente a provisão de serviços ambientais, em especial os hidrológicos. Tal estudo, aliado à análise da valoração econômica do uso do solo, é orientado principalmente pela busca de respostas aos seguintes questionamentos:

- Quais são as áreas prioritárias à recuperação florestal para garantia de provisão de serviços ambientais hidrológicos dentro da bacia?
- Quais os fatores e características ambientais que mais influenciam a identificação das áreas prioritárias pela metodologia proposta?
- Quais os valores de referência necessários para adesão pelos proprietários de terra a esquemas de PSA na bacia?
- Onde e em quais propriedades rurais se localizam as áreas de maior prioridade associadas aos menores custos de implementação de PSA?

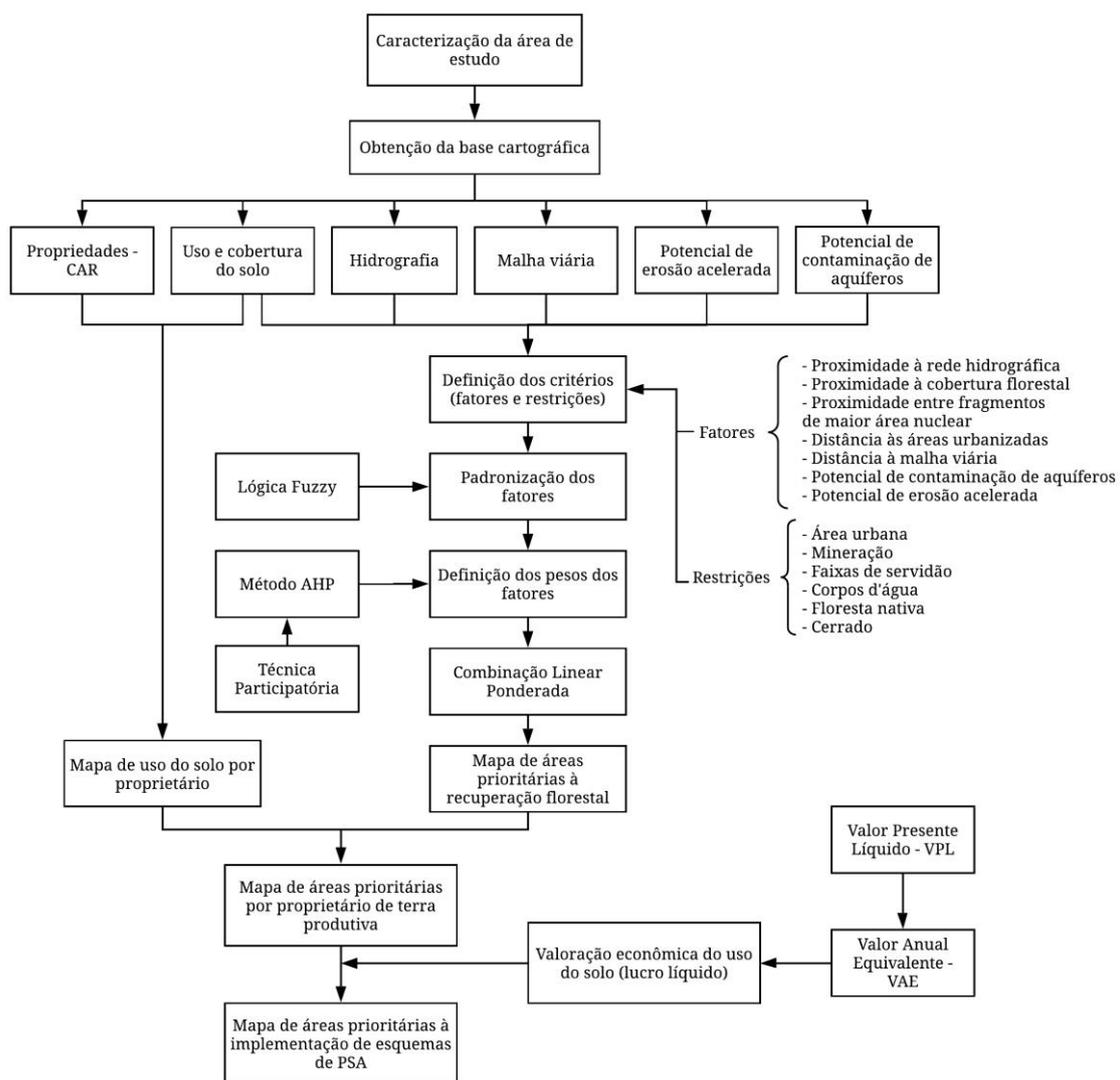


Figura 10 - Fluxograma simplificado dos procedimentos metodológicos. Fonte: Elaborado pela autora.

4.3.1. Análise multicritério

O processo de apoio na tomada de decisão foi baseado no emprego da AMC, por meio do método da CLP, em ambiente SIG. O procedimento estruturou-se conforme etapas indicadas pelo esquema da Figura 11, cujos tópicos são posteriormente definidos.

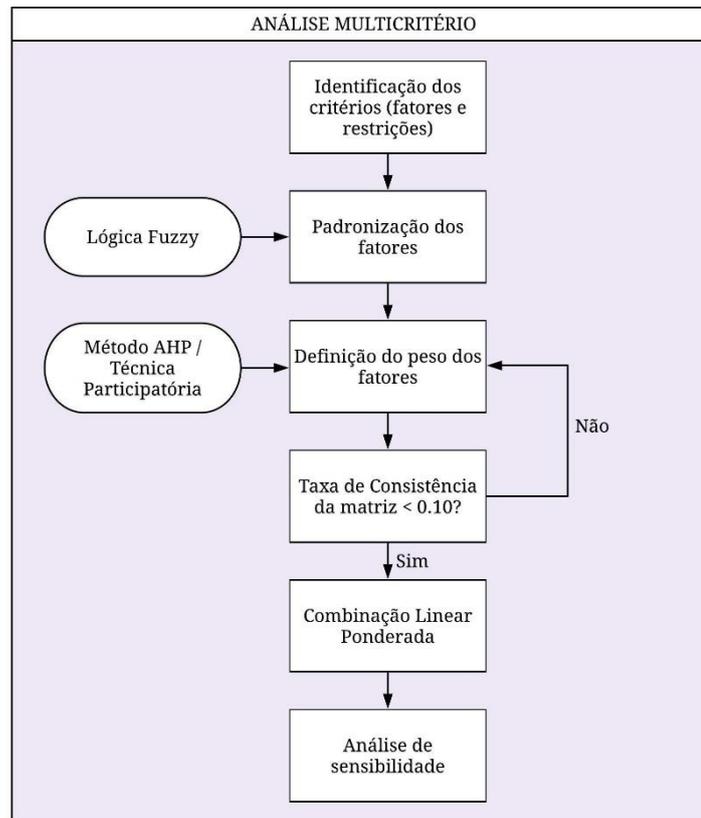


Figura 11 - Etapas desenvolvidas na aplicação da análise multicritério. Fonte: Elaborado pela autora.

4.3.1.1. Identificação e padronização dos critérios

Considerando o objetivo da maximização da provisão de serviços hidrológicos em áreas relevantes à restauração florestal, isto é, passíveis de promover maior adicionalidade em esquemas de PSA, a definição dos critérios (fatores e restrições) foi orientada por meio de consulta bibliográfica (VALENTE; VETTORAZZI, 2008; ORSI; GENELETTI, 2010; SARTORI; SILVA; ZIMBACK, 2012; NOSSACK *et al.*, 2014; VETTORAZZI; VALENTE, 2016; SILVA *et al.*, 2017; VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017; MELLO *et al.*, 2018; SUMIDA; VALENTE, 2019). Assim, foram selecionados sete fatores para obter o mapa final de prioridades: (a) proximidade à rede hidrográfica; (b) proximidade à cobertura florestal; (c) proximidade entre fragmentos de maior área nuclear; (d) distância às áreas urbanizadas; (e) distância à malha viária; (f) potencial de contaminação de aquíferos; e (g) potencial de erosão

acelerada. As restrições, por sua vez, impõem limitações nas quais as áreas são excluídas e mascaradas da análise.

Devido às suas diferentes escalas de mensuração, empregou-se a padronização dos planos de informação dos fatores em uma escala numérica real de 0 a 1 por meio da transformação linear dos dados contínuos. Para tal, utilizou-se a ferramenta *Fuzzy Membership*, extensão *Spatial Analyst Tools*, no SIG ArcGIS 10.2. Aos fatores descritos por dados categóricos (polígonos), a padronização foi realizada através da atribuição de valores de prioridade a cada categoria. Ao final dos procedimentos, os fatores foram expressos em uma escala numérica contínua de prioridades, variando de 0, menor valor possível de prioridade, até 1, valor máximo de prioridade. O mapeamento e a padronização de cada critério adotado são abordados concomitantemente a seguir.

(a) Proximidade à rede hidrográfica

O plano de informação base para mapeamento do fator é composto pelas informações de cursos d'água e reservatórios de cartas topográficas do IBGE, na escala 1:50.000, atualizadas e complementadas por meio da classificação e digitalização manual em tela de imagens de alta resolução do satélite GeoEye de 2011 (resolução de 0,5 m) (COSTA *et al.*, 2018). Para a elaboração do mapa do fator, interpolou-se um mapa contínuo de distâncias aos corpos d'água através do algoritmo de distância euclidiana, ferramenta *Euclidean Distance*, extensão *Spatial Analyst Tools*, no ArcGIS 10.2. Em seguida, o mapa foi padronizado (escala de 0 a 1) com uma função linear decrescente, de modo a obter valores próximos ou iguais a 1 quanto mais próximo da rede hidrográfica. Assim, este critério beneficia a importância da vegetação ripária para conservação dos recursos hídricos na identificação de áreas mais aptas e prioritárias à restauração florestal.

Destaca-se que, na definição de áreas prioritárias à restauração florestal, considerou-se apenas aspectos da paisagem, naturais ou antrópicos, capazes de interferir na provisão de serviços hidrológicos. Assim, para essa análise, não foi abordada a legislação quanto à largura de faixas estabelecidas pelas APPs como consta no Código Florestal e na APREM/SC.

(b) Proximidade à cobertura florestal

O fator de proximidade à cobertura florestal beneficia a recomposição florestal em áreas próximas aos remanescentes existentes, independentemente de seu tamanho, buscando facilitar a conectividade entre fragmentos. Para obtenção do mapa do fator, gerou-se um mapa de distâncias por meio da aplicação da distância euclidiana, em ambiente SIG, a partir do plano de

informação de fragmentos florestais obtido pelo mapeamento de uso e cobertura do solo realizado por Costa (2017). O mapa foi então padronizado para uma escala de 0 a 1 com uma função linear decrescente, ou seja, a importância (prioridade) diminui quando a distância à cobertura vegetal aumenta.

(c) Proximidade entre fragmentos de maior área nuclear

A área nuclear refere-se à região central de um fragmento caracterizada pela ausência dos efeitos de borda, ou seja, aqueles provenientes da exposição à distúrbios externos e que perturbam o ecossistema, o qual é geralmente sujeito à intensa pressão em paisagens ocupadas pelas atividades antrópicas (GENELETTI, 2004b). A área nuclear é obtida através da eliminação da borda do fragmento, cuja largura é determinada de acordo com a distância esperada para o desaparecimento gradativo dos efeitos de borda. Segundo Murcia (1995), isso ocorre geralmente em uma largura de 50 m. Assim, descontou-se através da ferramenta *buffer* no ArcGIS 10.2 uma faixa de 50 m de cada fragmento do plano de informação de cobertura florestal.

A exemplo de Valente (2005), após esse procedimento, os fragmentos foram divididos em classes de acordo com o tamanho de sua área nuclear. Para a definição de classes, considerou-se de interesse apenas áreas nucleares superiores a 1 ha, resultando em 67 fragmentos. A primeira classe estabelecida foi entre 1 e 9 ha, equivalente aos fragmentos de maior frequência na bacia e distribuídos pela paisagem, contudo, de menor interesse para esse fator. Definiu-se mais quatro classes com frequência decrescente de área nuclear: 9 a 50 ha, 50 a 100 ha, 100 a 200 ha e maior que 200 ha.

Dentro dos limites da bacia, cada classe de área nuclear constituiu um novo mapa, a partir dos quais foram gerados mapas de distâncias entre as áreas nucleares dos fragmentos. Os mapas foram padronizados com uma função linear decrescente sendo que, a fim de priorizar as proximidades entre fragmentos de maior área nuclear, estabeleceu-se a padronização em faixas de variação, entre 0 e 1, para as classes. Desse modo, as distâncias das classes de maior área nuclear foram associadas aos maiores valores de escala na padronização, conforme Tabela 3.

Tabela 3 - Classes de tamanho de área nuclear dos fragmentos florestais, número de fragmentos e intervalos de padronização dos mapas de distância.

Área nuclear dos fragmentos (ha)	Número de fragmentos	Escala (0 a 1)
1 - 9	45	0 - 0,2
9 - 50	10	0,2 - 0,4
50 - 100	6	0,4 - 0,6
100 - 200	4	0,6 - 0,8
> 200	2	0,8 - 1,0

Fonte: Elaborado pela autora.

Finalmente, para compor o mapa do fator, os mapas de distâncias foram unidos e padronizados na escala de 0 a 1, dessa vez com uma função linear crescente para manter a escala de importância da combinação. Por fim, de acordo com objetivo do estudo, o critério favorece a conexão entre os fragmentos levando em consideração os tamanhos onde ocorrem áreas nucleares.

(d) Distância às áreas urbanizadas

O fator de distância às áreas urbanizadas busca relevar a significativa relação entre a configuração espacial de aglomerações urbanas e áreas edificadas e sua pressão sob as condições ecológicas dos ecossistemas. Nesse sentido, para o sucesso das ações de recuperação e conservação florestal, é de interesse a priorização de áreas distantes de fontes de distúrbio.

De forma análoga à geração do plano de cobertura vegetal, o plano de áreas urbanizadas foi extraído do mapa de uso do solo. As feições são compostas por áreas construídas como as áreas urbanas da região de São Carlos, as chácaras, complexos industriais e até mesmo as pequenas propriedades rurais e granjas que, apesar de isoladas de aglomerados urbanos, não deixam de influenciar os fragmentos.

A partir do plano de áreas urbanizadas, obteve-se o mapa de distâncias dentro do limite da bacia em ambiente SIG. Em seguida, o mapa do fator foi padronizado para uma escala de 0 a 1, dessa vez, com uma função linear crescente de modo a garantir que a prioridade diminui quanto maior a proximidade da área urbanizada.

(e) Distância à malha viária

Assim como ocorre no cenário de impactos provenientes da exposição de fragmentos florestais às áreas urbanizadas, é importante garantir que as áreas priorizadas para as ações de conservação e preservação florestal localizem-se em regiões mais distantes da malha viária. As informações deste plano incluíram as feições de rodovias, estradas e ferrovias, sendo obtidas

gratuitamente em endereços eletrônicos do IBGE (IBGE, 2017b) (rodovias e estradas) e da Agência Nacional de Transportes Terrestres (ANTT, 2017) (ferrovia). Obteve-se o mapa de distâncias na BHRF que, em seguida, foi padronizado por uma função linear crescente.

(f) Potencial de contaminação de aquíferos

O fator selecionado busca refletir a importância da proteção e gestão sustentável de aquíferos na conservação dos recursos hídricos por meio da restauração florestal. O plano de informação foi obtido tendo por base o mapa resultante do estudo de Costa *et al.* (2019), no qual os autores aplicaram a AMC atribuindo pesos e realizando múltiplos cruzamentos entre atributos geoambientais que influenciam na determinação do potencial de contaminação de aquíferos por atividades antropogênicas na BHRF. Os critérios selecionados foram os tipos de rocha, unidades de aquíferos correspondentes, classes de solos, declividades, formas das encostas e cobertura e uso do solo. O mapa resultante foi categorizado em classes de potencial de contaminação das águas subterrâneas.

Para obtenção do mapa do fator, realizou-se a padronização do plano de informação e, uma vez que o mapa se refere a dados categóricos (polígonos), atribuiu-se valores de prioridades, em escala de 0 a 1, à cada categoria de potencial (Tabela 4). Assim, as classes de maior potencial de contaminação foram associadas aos maiores valores de escala na padronização.

Tabela 4 - Potencial de contaminação de aquíferos e respectivos intervalos de padronização.

Potencial de contaminação de aquíferos	Escala (0 a 1)
Muito baixo	0,2
Baixo	0,4
Médio	0,6
Alto	0,8
Muito alto	1,0

Fonte: Elaborado pela autora.

(g) Potencial de erosão acelerada

O fator de potencial de erosão acelerada foi adotado de modo a priorizar as áreas mais suscetíveis à erosão, garantindo a atenuação da perda de solo por meio da cobertura florestal. Para a composição do fator, foi utilizado o plano de informação proveniente do estudo desenvolvido por Costa *et al.* (2018). Nele, os autores, por meio da AMC, associaram informações de potencial de escoamento superficial ao índice de erodibilidade dos solos e à

textura e espessura dos materiais inconsolidados para produzirem a carta de potencial de erosão acelerada na BHRF. A elaboração da carta de potencial de escoamento superficial, por sua vez, baseou-se em atributos de declividade, forma de relevo, geologia, solos, precipitação, densidade de drenagem, recursos favoráveis à retenção superficial de água e uso e cobertura do solo.

De maneira similar à obtenção do fator de potencial de contaminação de aquíferos, o mapa de potencial de erosão acelerada foi padronizado por meio da atribuição de valores crescentes, na escala de 0 a 1, às classes de risco definidas por Costa *et al.* (2018). Pela metodologia adotada pelos autores, adaptada de Pejon (1992), as classes de risco de erosão variavam de 1 a 10, sendo categorizadas em classes de potencial. Salienta-se, contudo, que não foram observados resultados superiores ao risco 7.

Tabela 5 - Potencial de erosão acelerada segundo classes de risco de erosão e respectivos intervalos de padronização.

Potencial de erosão acelerada	Classes de risco	Escala (0 a 1)
Muito baixo	1	0,14
	2	0,28
Baixo	3	0,42
	4	0,56
Médio	5	0,70
	6	0,84
Alto	7	1,00

Fonte: Elaborado pela autora.

(h) Restrições

No contexto em estudo, as restrições foram definidas em áreas onde não é possível a restauração florestal, como as feições de uso do solo de área urbana, faixas de servidão, mineração, floresta nativa, cerrado e corpos d'água. Não foram consideradas na AMC, ainda, áreas externas aos limites da bacia.

4.3.1.2. Definição dos pesos dos fatores

Na definição dos pesos dos fatores, empregou-se o método da matriz de comparação pareada desenvolvido por Saaty (1977) no contexto do Processo Hierárquico Analítico. Os pesos dos fatores (ou pesos de compensação) expressam a importância ou ordem de importância dos fatores no processo de tomada de decisão e podem ser determinados com base em pesquisa bibliográfica e pela consulta a profissionais da área de interesse por meio da Técnica Participatória (VALENTE, 2005; ZHANG *et al.*, 2013).

Inicialmente, de maneira a orientar o processo de comparação entre os fatores, aplicou-se a Técnica Participatória através da consulta a especialistas da área de Ciências Ambientais em meio eletrônico. Aos pesquisadores selecionados, foram encaminhadas mensagens eletrônicas contendo (i) um resumo da proposta do trabalho, e (ii) uma tabela com a descrição dos critérios considerados e uma coluna a ser preenchida pelos avaliadores, convidando-os a contribuir com o projeto através da hierarquização dos critérios em grau de importância de acordo com seu julgamento para definição de áreas prioritárias no escopo do estudo.

Baseando-se nas opiniões dos especialistas, foram propostas várias matrizes de comparação pareada, sendo os valores de importância readequados e atribuídos aos fatores através do julgamento de uma escala contínua de nove pontos proposta por Saaty (1977), que relaciona valores verbais com valores numéricos, conforme Tabela 6. Nessa escala semântica, os valores variam de 1 a 9, em que o menor valor (1) é atribuído para a comparação pareada entre fatores considerados de mesma importância, enquanto o maior valor (9) indica quando um fator é considerado extremamente mais importante que o outro.

Tabela 6 - Escala contínua de comparação de critérios para elaboração da matriz de comparação pareada.

Valor numérico	Escala de importância	Explicação
1	Igualmente	Os dois critérios contribuem igualmente ao objetivo
3	Moderadamente	Um critério tem importância moderada sobre o outro
5	Fortemente	Um critério é fortemente mais importante do que o outro
7	Muito fortemente	Um critério é muito fortemente favorecido em relação ao outro
9	Extremamente	A importância de um critério sobre o outro é da maior ordem
2, 4, 6, 8	Valores intermediários entre julgamentos	-

Fonte: Adaptado de Saaty (1977).

A matriz, por sua vez, é simétrica, sendo que somente a metade triangular inferior necessita ser preenchida e as células remanescentes são recíprocas aos valores numéricos preenchidos. O peso de cada fator foi, então, obtido através do cálculo do autovetor principal da matriz de comparação pareada, procedimento realizado através da extensão *extAHP 2.0* para ArcGIS 10.2 (MARINONI, 2017). No método AHP, a coerência da matriz pode ser avaliada pela TC em que, para o processo ser considerado válido, o valor da TC deve ser inferior a 0,10 (10%). Caso contrário, a matriz deve ser reorganizada através do ajuste dos escores e calculando os pesos até que uma razão de consistência aceitável seja alcançada.

No trabalho, a TC é gerada pela ferramenta supracitada. Ao final, a matriz mais adequada foi selecionada conforme a TC e a representatividade dos pesos ao objetivo proposto. Assim, buscou-se que o fator mais importante, na regra de decisão, tivesse o maior peso e assim sucessivamente até que o fator de menor importância apresentasse o menor peso.

4.3.1.3. Combinação Linear Ponderada

Com a definição dos pesos de compensação, é possível agregar os critérios por meio da CLP, técnica baseada no conceito de média ponderada. Cada mapa de fator padronizado (isto é, cada célula, ou pixel, de cada mapa) é multiplicado pelo seu peso correspondente e em seguida somam-se os resultados. Por último, para os casos aplicáveis, multiplica-se as restrições booleanas de maneira a eliminar as áreas que não são consideradas de interesse na avaliação. Assim, os graus de adequabilidade ao objetivo do estudo podem ser obtidos conforme a Equação (1):

$$S_j = \sum_{i=1}^n w_i x_i \cdot \prod_{j=1}^m c_j \quad (1)$$

em que S_j = valor final de adequabilidade para o pixel j ; w_i = peso do fator i ; x_i = pontuação de adequabilidade para o fator i ; c_j = restrições; n = número total de fatores; m = número total de restrições.

O procedimento foi realizado inicialmente através da ferramenta *Weighted Sum*, disponível na extensão *Spatial Analyst Tools* do ArcGIS 10.2, e o resultado multiplicado pelas restrições. Para fins de análise, o mapa de saída da CLP foi reclassificado, por meio da análise de histograma, em cinco categorias de prioridades para recomposição florestal: muito baixa, baixa, média, alta e muito alta.

4.3.1.4. Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade foi realizada de maneira a avaliar e validar a consistência e estabilidade dos resultados obtidos no processo de tomada de decisão. A análise baseou-se na mudança dos pesos originais dos critérios obtidos pelo método AHP, assumindo-se um erro de 20% decorrente das incertezas intrínsecas à avaliação da importância relativa dos critérios. Dessa maneira, verifica-se se uma variação nos pesos implica em um impacto significativo nos resultados, permitindo a identificação dos critérios mais sensíveis e a visualização das alterações espaciais do mapa de prioridades.

Conforme proposto por Chen, Yu e Khan (2010), os pesos dos fatores foram alterados um de cada vez em $\pm 20\%$ de seu valor, permanecendo a condição de que a soma dos pesos deve ser equivalente a 1. Assim, ao alterar o peso do principal critério c_m em consideração, em qualquer porcentagem (pc), seu peso $W(c_m, pc)$ é calculado pela Equação (2) (CHEN; YU; KHAN, 2010):

$$W(c_m, pc) = W(c_m, 0) + W(c_m, 0) \times pc, \quad 1 \leq m \leq n \quad (2)$$

em que $W(c_m, 0)$ é o peso original do critério c_m em avaliação e n é o número total de critérios. Os pesos dos demais critérios $W(c_i, pc)$ são ajustados proporcionalmente de acordo com $W(c_m, pc)$ conforme a Equação (3):

$$W(c_i, pc) = (1 - W(c_m, pc)) \times \frac{W(c_i, 0)}{1 - W(c_m, 0)}, \quad i \neq m, 1 \leq i \leq n \quad (3)$$

onde $W(c_i, 0)$ é o peso original do critério c_i .

4.3.2. Influência dos fatores e características ambientais

A fim de verificar o grau de influência dos critérios selecionados na solução obtida pela AMC, estimou-se a distribuição e predominância dos mapas de fatores frente às prioridades estabelecidas pelo mapa final da CLP. O mesmo procedimento foi realizado para as características geoambientais intrínsecas aos critérios, isto é, a geomorfologia e processos geodinâmicos, geologia, solos e uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica, de maneira a permitir associar as variáveis ambientais com a definição de áreas mais sensíveis à provisão de serviços hidrológicos na BHRF e, portanto, candidatas à restauração florestal de acordo com os parâmetros do presente estudo.

4.3.3. Valoração econômica do uso do solo

Para implantação de um esquema de PSA, faz-se necessária a estimativa dos valores de referência para ressarcir cada proprietário rural disposto a converter sua área produtiva para recuperação florestal. Nesse sentido, propôs-se valorar o provimento dos serviços ambientais por meio dos custos de oportunidade, baseando-se na premissa de que o produtor rural renunciaria a uma prática agropecuária para fins econômicos e, em virtude das restrições de uso dos recursos ambientais, receberia uma compensação financeira equivalente aos ganhos líquidos da atual atividade agropecuária.

A análise econômica baseou-se na metodologia de Machado *et al.* (2016), cujo estudo estimou os custos de oportunidade do uso do solo referentes ao ano de 2011 na BHRF por meio dos cálculos do Valor Presente Líquido (VPL) e do Valor Anual Equivalente (VAE) para cada tipo de atividade desenvolvida. Salienta-se que os custos de oportunidade a serem calculados no trabalho se referem àqueles relacionados ao fim da atividade produtiva, desconsiderando demais custos como os de conversão, sociais (desemprego), impostos e receitas indiretas obtidas pela redução de custos de tratamento de água e esgoto, entre outros. Para melhores resultados nesse sentido, a influência desses custos e receitas indiretas requer estudos próprios.

As áreas produtivas definidas na valoração econômica foram: reflorestamento por monocultura de eucalipto, pastagem para criação de gado de corte, cana-de-açúcar e citricultura por laranja (Machado *et al.*, 2016). O solo exposto, apesar de poder representar áreas degradadas sem fins econômicos, na área de estudo está geralmente associado a áreas de descanso para rotatividade de culturas ou pastagens. Como a proporção de solos expostos é significativa (cerca de 9,5% da BHRF), optou-se por reclassificar os polígonos dessa classe conforme o tipo de cultura associado (quando fosse o caso), tendo como referência imagens de alta resolução disponíveis pelo *Google Earth*. Dessa maneira, a metodologia não exclui potenciais áreas produtivas para adesão aos esquemas de PSA, sendo esse tipo de análise pontual necessária ao planejamento quando se trabalha com cobertura do solo obtida por imagens de satélite.

Diante do objetivo do estudo, a metodologia abordou o cálculo dos custos de oportunidade em cada propriedade rural da BHRF. Para isso, identificou-se, em ambiente SIG, as áreas produtivas de cada proprietário através do cruzamento do mapa de uso do solo e o levantamento das áreas dos imóveis registrados no CAR.

Tendo em vista que a base de dados do CAR está em processo de análise e ainda não foi retificada, alguns ajustes foram realizados para correção de inconsistências, tais como a sobreposição de limites dos imóveis, que interferem no cruzamento das informações. Neste caso, observando-se o mapa de uso de solo, realizou-se a edição vetorial dos polígonos sobrepostos para não haver a coincidência entre propriedades.

Observa-se ainda, nessa etapa, a adoção de restrições em áreas de obrigação legal que, a princípio, não devem gerar nenhum tipo de pagamento aos produtores, tais como as APPs e áreas de RL. Os limites foram obtidos, a priori, pela própria base do CAR. Contudo, identificou-se a ausência de levantamento de APPs em determinados locais da BHRF, bem como o não

cumprimento das métricas estabelecidas pela legislação vigente da Lei APREM/SC, por sua vez mais restritivas que aquelas convencionadas pelo Código Florestal. Assim, optou-se por gerar uma nova camada de APP combinando a base do CAR e os novos traçados de APP gerados por *buffers* a partir do plano de hidrografia, atentando-se ao município de São Carlos, jurisdicionado a lei APREM, em que as faixas de proteção são de 70 e 50 metros para nascentes e margens dos rios, respectivamente. Salienta-se que o objetivo do estudo tem enfoque maior na proposta metodológica do que necessariamente na precisão dos resultados.

4.3.3.1. Valor Presente Líquido (VPL)

De acordo com Dossa *et al.* (2000), o Valor Presente Líquido (VPL) é considerado uma das ferramentas de estudos econômico-financeiros mais sólidas e usuais para análise de investimentos. O método estima o valor atual de um fluxo de caixa, usando para isso uma taxa mínima de atratividade do capital. Assim, o VPL determina a viabilidade de uma atividade produtiva pela diferença positiva entre receitas e custos, cujos valores são trazidos de cada período de tempo para o valor presente (SILVA; FONTES, 2005). A Equação (4) descreve o cálculo do VPL:

$$VPL = \sum_{j=0}^n R_j(1+i)^{-j} - \sum_{j=0}^n C_j(1+i)^{-j} \quad (4)$$

onde R_j = receitas no período j ; C_j = custos do período j ; i = taxa de juros (% ao ano); j = período de ocorrência das receitas ou custos (anos); e n = número de períodos ou duração do projeto (anos). Os dados de custos e receitas da produção agrícola para o cálculo do VPL foram retirados das fontes de dados apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7 - Fonte de dados de receitas e custos das atividades agropecuárias.

Atividade	Ano	Fonte
Eucalipto	2007	Rodigheri et al. (2007)
Gado de corte	2018	Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil - CNA (2018), Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carne - ABIEC (2019) e Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada - CEPEA (2018)
Cana-de-açúcar	2018	Instituto para o Fortalecimento da Agropecuária de Goiás - IFAG (2018)
Laranja	2017	CEPEA (2017)

Fonte: Elaborado pela autora.

Diante da carência de dados, em especial de custos de produção, foram utilizadas informações de diferentes fontes e, conseqüentemente, de períodos distintos. Desse modo, para

comparação em uma mesma data focal, os valores de receitas e custos, quando desatualizados, foram corrigidos monetariamente para o ano de 2019 (01/2019), conforme o Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA) do IBGE, por meio da calculadora do cidadão do Banco Central do Brasil (BACEN, 2019). É importante frisar que apesar dos preços serem atualizados, as imagens de satélite de referência ao uso e ocupação do solo são de 2011. Com intenção de simplificar a metodologia de uma possível implementação de um programa PSA, considerou-se que o uso e cobertura do solo manteve-se inalterado.

A taxa de juros (i) adotada para o cálculo do VPL foi de 6,0 % a.a., definida de acordo com as taxas de juros de programas de crédito rural para operações de custeio agrícola ou pecuário, conforme consta o Plano Agrícola e Pecuário 2018/2019 desenvolvido pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2018b).

4.3.3.2. Valor Anual Equivalente (VAE)

O VPL, em termos de lucro, pode ser convertido no indicador de VAE de maneira a permitir a avaliação de atividades produtivas que, em um determinado horizonte de tempo, apresentam diferentes prazos de custos e lucros (KLIMAS; KAINER; WADT, 2012). Basicamente, o VAE transforma o VPL em uma parcela anual, equivalente a um fluxo financeiro periódico e contínuo, durante a vida útil da atividade, sendo calculado para uma determinada taxa de desconto conforme a Equação (5) (BETTINGER *et al.*, 2016):

$$VAE = VPL \left(\frac{i(1+i)^t}{(1+i)^t - 1} \right) \quad (5)$$

onde i é a taxa de atratividade e t é a duração do período em anos.

Tendo como base o VAE, portanto, definiu-se os valores de referência para compensação ambiental aos proprietários de terra através do custo de oportunidade de uso de um hectare de cada atividade, expresso em R\$/ha/ano.

4.3.4. Definição de áreas prioritárias para PSA

O mapa de áreas prioritárias à implantação de esquemas de PSA, com ênfase na conservação dos recursos hídricos, foi obtido através do cruzamento do mapa de áreas prioritárias à recuperação florestal resultante da AMC com o mapa de uso do solo por proprietário de terra, considerando as áreas de APP e RL como uma nova camada de restrições.

Em sequência, tendo como base os custos de oportunidade das atividades produtivas identificados na valoração econômica do uso do solo, estimou-se os valores de referência

necessários para ressarcimento na adesão ao PSA em cada imóvel rural, em R\$/ano, tanto em sua totalidade quanto estratificado segundo à sensibilidade das áreas à conservação de recursos hídricos. Dessa maneira, compõe-se uma base de dados espaciais de auxílio ao planejamento e implantação de esquemas de PSA, tendo em vista a premissa de que tal investimento deve ser realizado a princípio nas áreas de maior prioridade dentro das propriedades, ou seja, aquelas capazes de promover maior adicionalidade ao programa e, conseqüentemente, possibilitar uma maior eficiência na destinação de recursos financeiros.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

O atual capítulo tem por finalidade apresentar os resultados obtidos pela abordagem metodológica, bem como suas análises, de forma a fornecer informações pertinentes ao planejamento integrado da BHRF. No item 5.1, apresenta-se os resultados referentes às áreas prioritárias à restauração florestal do ponto de vista ambiental, isto é, sem a inclusão de aspectos econômicos. O item 5.2 refere-se aos resultados obtidos mediante análise econômica para estimativa dos custos de oportunidade das atividades agropecuárias consideradas na bacia, obtendo-se os valores de referência em R\$/ha/ano para PSA. Finalmente, no item 5.3, os dados ambientais e econômicos são integrados de modo a identificar as áreas prioritárias à implementação de PSA, bem como a valoração econômica de cada prioridade à restauração florestal, permitindo assim definir os valores de PSA necessários para ressarcir cada produtor rural na bacia. Os resultados são apresentados sob forma de mapas, gráficos e tabelas, sendo que, com exceção da estimativa dos custos de oportunidade, os dados foram extraídos a partir da análise espacial em ambiente SIG.

5.1. Áreas prioritárias à restauração florestal

Nessa etapa, a definição de áreas prioritárias à restauração florestal é representada pelos resultados obtidos pela aplicação da AMC considerando os aspectos da paisagem capazes de maximizar a provisão de serviços hidrológicos e, assim, garantir maior adicionalidade em esquemas de PSA. Os resultados da abordagem multicriterial são apresentados a seguir.

5.1.1. Mapas dos critérios

A partir dos planos de informação da base cartográfica, foram obtidos os mapas dos fatores, reescalados através de uma padronização de prioridade em uma escala de 0 a 1, e o mapa das restrições. Os mapas dos critérios são descritos abaixo.

(a) Proximidade à rede hidrográfica

Pela Figura 12, verifica-se que as áreas mais próximas aos corpos d'água foram consideradas mais adequadas à recomposição florestal, ou seja, seus valores foram iguais e/ou próximos a 1 quanto menor a distância da rede hidrográfica. Na BHRF, a maior distância do corpo hídrico foi de cerca de 3.111 m, a qual foi utilizada como ponto de controle na função linear decrescente para receber o menor valor de prioridade (0).

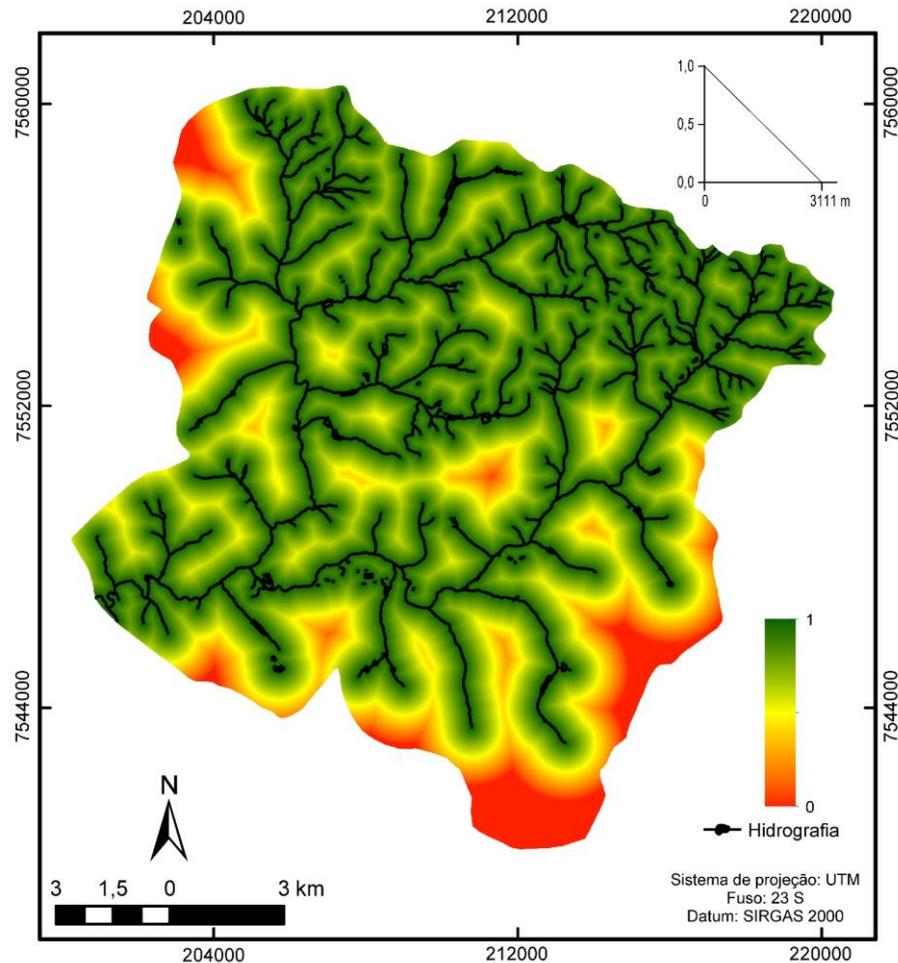


Figura 12 - Mapa do fator de proximidade à rede hidrográfica. Fonte: Elaborado pela autora.

Este critério beneficia a função protetora da mata ciliar sobre os recursos hídricos, especialmente na prevenção à erosão dos corpos d'água. A vegetação ripária, ainda, atua positivamente na ecologia da paisagem (funções e estrutura), permitindo o trânsito de animais e contribuindo para dispersão da vegetação que, por sua vez, auxilia na formação de corredores ecológicos e fortalece a integridade dos processos ecológicos na bacia (JOHANSSON; NILSSON; NILSSON, 1996; NAIMAN; DÉCAMPS, 1997).

(b) Proximidade à cobertura florestal

Na Figura 13 é apresentado o mapa do fator de proximidade à cobertura florestal, cujas prioridades foram definidas buscando a integração dos fragmentos florestais, independentemente de seu tamanho. Desse modo, para aumentar a continuidade da vegetação natural, as áreas mais próximas da cobertura florestal receberam os maiores valores de importância.

A fragmentação florestal, por sua vez, resulta principalmente na perda de habitats, modificação das interações entre espécies e aumento do grau de isolamento e da exposição aos distúrbios externos. Tais efeitos prejudicam a conservação da biodiversidade e, conseqüentemente, a estrutura e as funções ecológicas do ecossistema (GENELETTI, 2004b; HAGEN *et al.*, 2012; HADDAD *et al.*, 2015). Já a continuidade da vegetação natural disponibiliza áreas para movimentos da fauna local e eleva as possibilidades de troca genética, importantes para manutenção da integridade natural da paisagem (FERRAZ; VETTORAZZI, 2003; ORSI; GENELETTI, 2010).

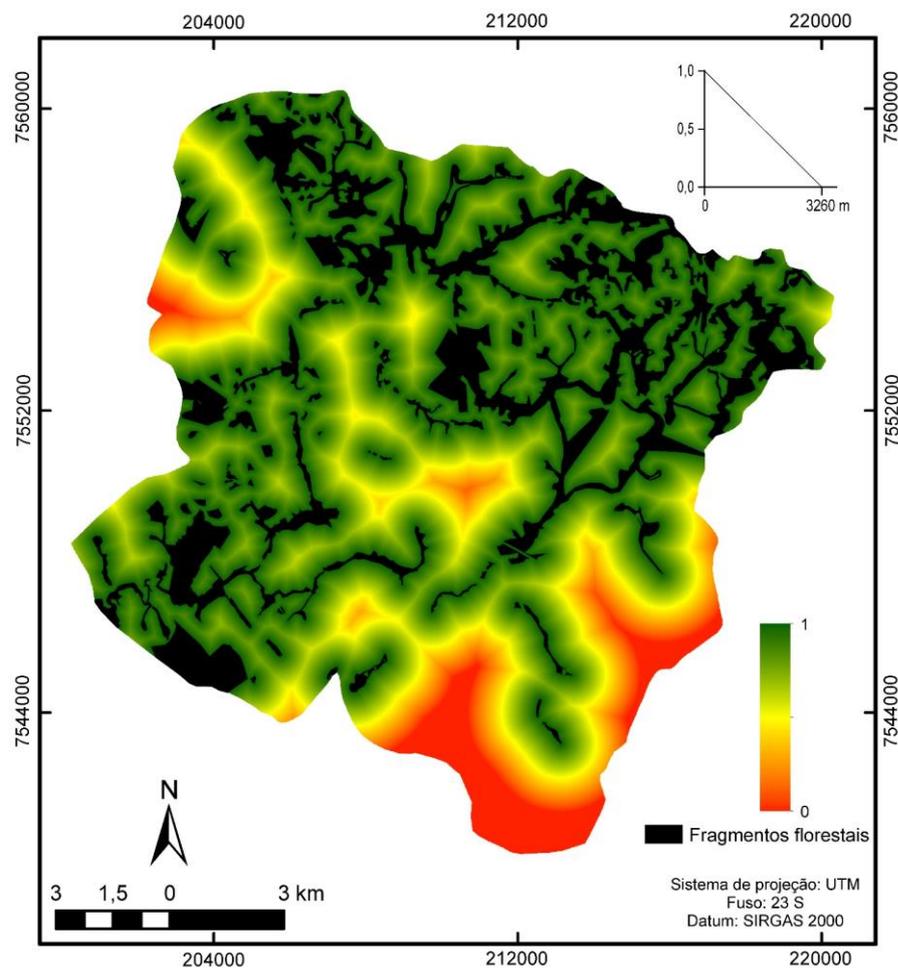


Figura 13 - Mapa do fator de proximidade à cobertura florestal. Fonte: Elaborado pela autora.

Verifica-se que a cobertura florestal se encontra distribuída em grande parte da bacia, com menor presença nas porções sul e noroeste. O local mais distante encontra-se a 3.260 m da vegetação nativa.

(c) Proximidade entre fragmentos de maior área nuclear

Com o mapeamento desse fator, as regiões de maior importância na bacia foram definidas como aquelas com fragmentos de maior área nuclear e, ainda, mais próximos uns aos outros. Na Figura 14 é apresentado o mapa do fator, no qual o ponto de controle “a” da função de padronização não representa uma distância específica uma vez que o mapa é resultante da combinação ponderada dos mapas de distâncias, conforme abordado na metodologia.

De acordo com Turner e Gardner (1990), um fragmento pode ser grande o suficiente para suportar algumas espécies sensíveis a áreas perturbadas, mas com área nuclear insuficiente para mantê-las. Sendo assim, a área nuclear é um melhor indicativo da qualidade dos fragmentos do que sua área total (TEMPLE, 1986).

Segundo Hagen *et al.* (2012), de maneira geral, ecossistemas menores e isolados são menos eficientes na conservação da biodiversidade e, conseqüentemente, no restabelecimento da integridade natural da paisagem. Fragmentos maiores e conectados, por outro lado, alcançam mais rapidamente a estabilidade de sua estrutura interna devido à maior capacidade de abrigar espécies e populações e permitir o fluxo gênico da paisagem (GENELETTI, 2004b).

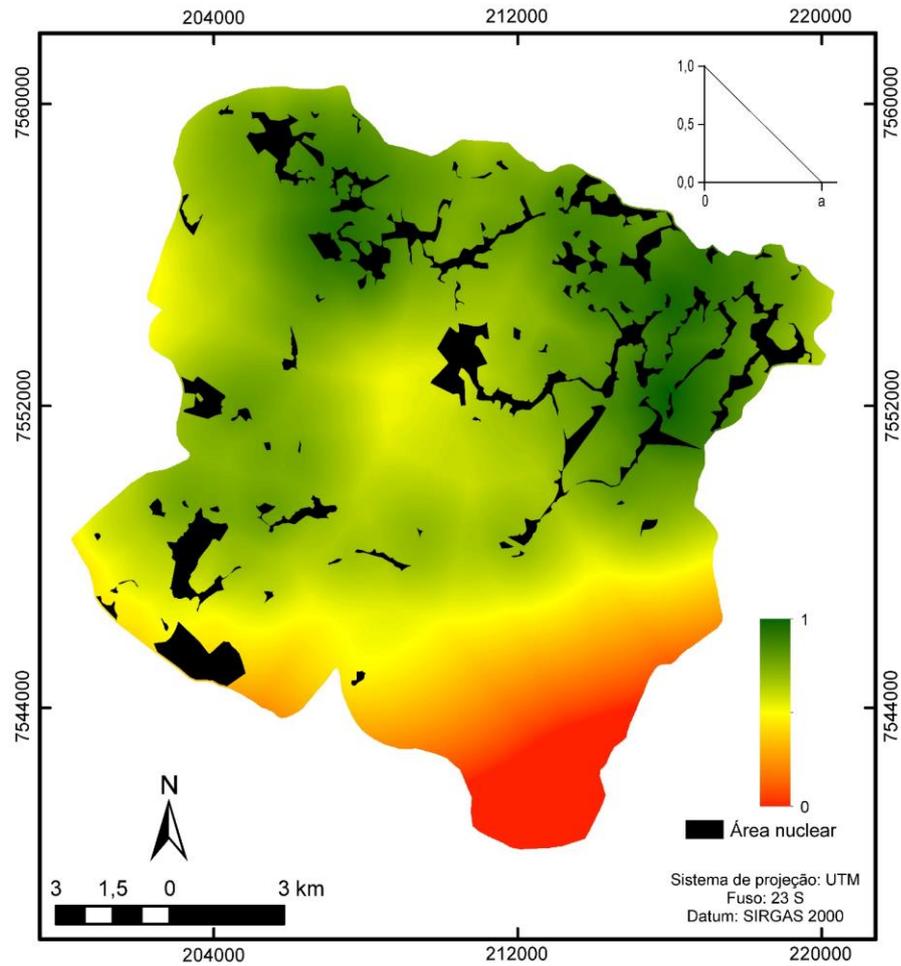


Figura 14 - Mapa do fator de proximidade entre fragmentos de maior área nuclear. Fonte: Elaborado pela autora.

(d) Distância às áreas urbanizadas

Para definição do critério, considerou-se de interesse que sejam priorizadas as áreas mais distantes dos centros urbanos. O mapa do fator é apresentado na Figura 15, na qual é possível verificar que a área mais distante localiza-se a cerca de 5.015 m das áreas urbanizadas, recebendo, portanto, o valor de prioridade máxima.

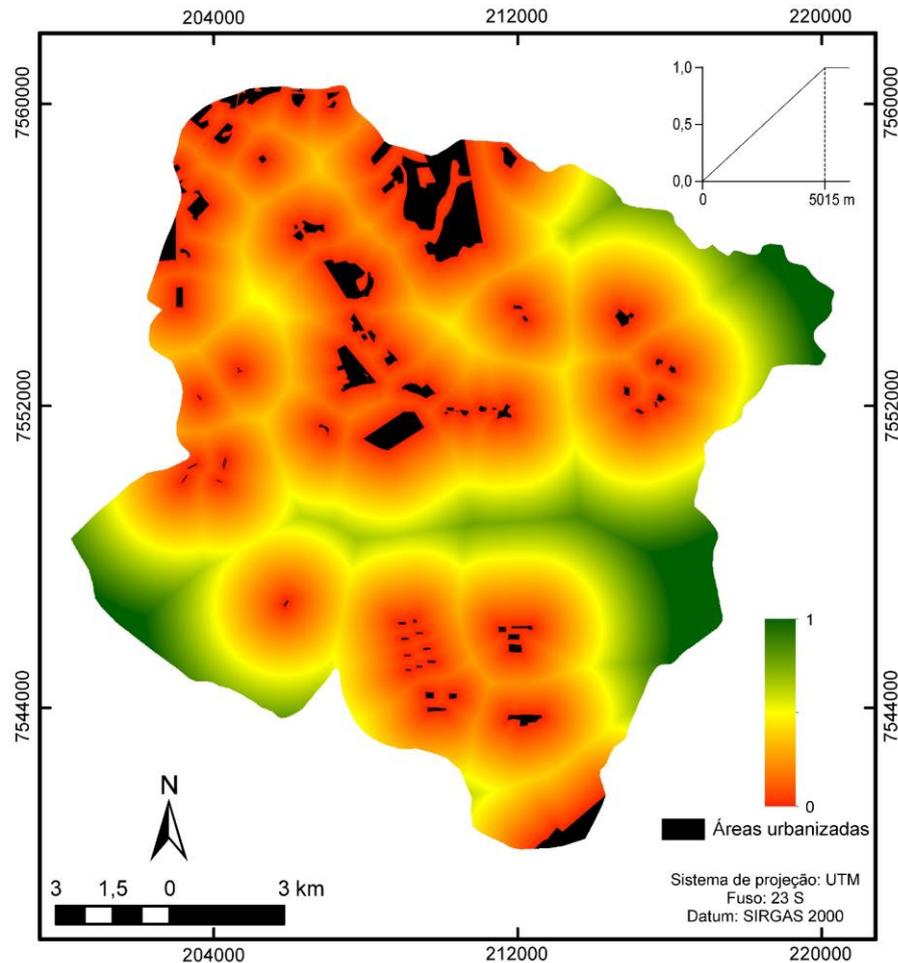


Figura 15 - Mapa do fator de distância às áreas urbanizadas. Fonte: Elaborado pela autora.

De maneira geral, os impactos das interferências antrópicas são mais severos em fragmentos próximos a áreas edificadas devido a sua maior exposição a ameaças de redução ou extinção de área florestada e sua biodiversidade por diversas perturbações, tais como desmatamento, uso inadequado e desordenado do solo, expansão do perímetro urbano, incêndios, invasões, caça, entre outros (CHEN *et al.*, 2001; VALENTE; VETTORAZZI, 2008; HADDAD *et al.*, 2015; VEACH; MOILANEN; DI MININ, 2017).

Em relação estritamente à conservação dos recursos hídricos, a urbanização é responsável por perturbações do meio como a perda de habitats riparianos, a redução da cobertura vegetal e a compactação e impermeabilização do solo, resultando em impactos no ciclo hidrológico (ALBERTI *et al.*, 2007). Segundo Orsi e Geneletti (2010), as concentrações de atividades antrópicas demandam recursos de suas redondezas, sendo que os recursos hídricos, por exemplo, tornam-se mais propícios à poluição hídrica e à degradação de sua qualidade em virtude do lançamento de esgotos, efluentes industriais e resíduos sólidos.

(e) Distância à malha viária

Nesse fator, a importância (prioridade) cresce com o afastamento da malha viária, conforme observado na Figura 16. Foram consideradas as vias rodoviárias e férreas da bacia, sendo a maior distância obtida de 3.731 m.

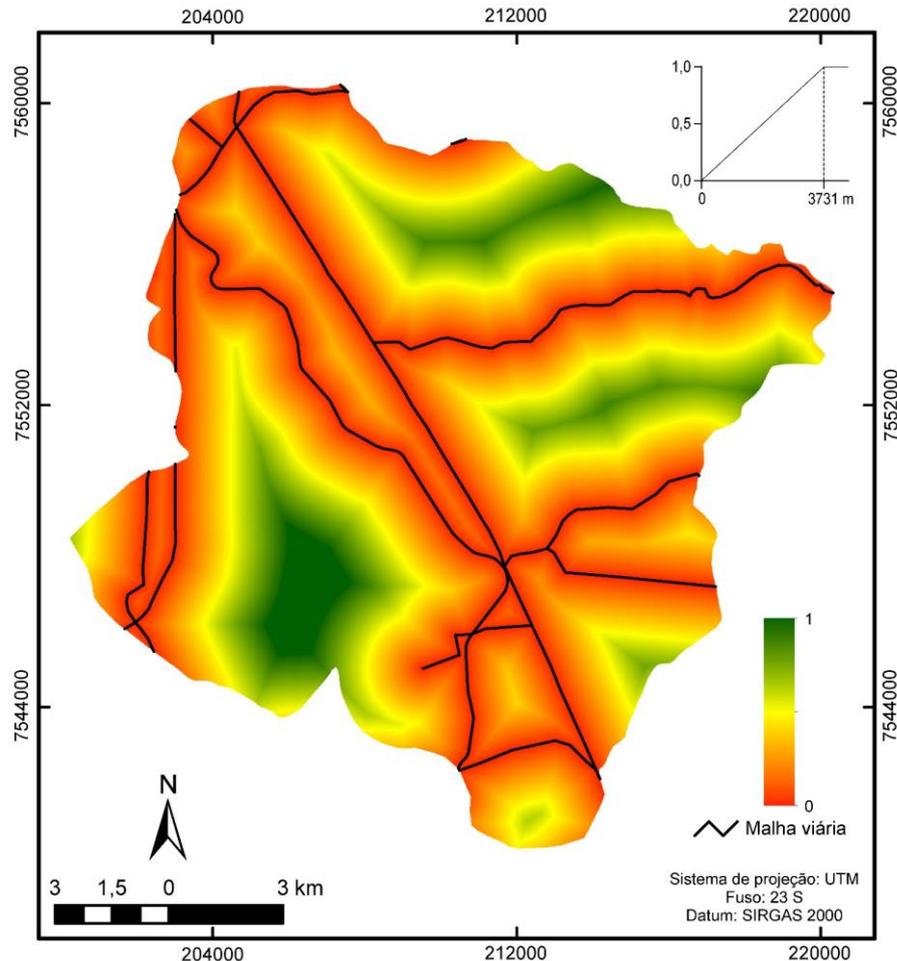


Figura 16 - Mapa do fator de distância à malha viária. Fonte: Elaborado pela autora.

A infraestrutura do transporte terrestre, em especial as rodovias e estradas, interagem de maneira significativa nos processos ecológicos pela alteração da função e estrutura da paisagem (FORMAN; DEBLINGER, 2000). Além de os fragmentos próximos à malha viária estarem sujeitos às mesmas influências negativas daqueles próximos às áreas urbanizadas, a linearidade do traçado da malha viária é agravante. A estrutura linear constitui em uma fonte de distúrbios ao promover a perda e fragmentação de habitats – influenciando sua qualidade e conectividade –, e, ainda, ao alterar os processos hidrológicos (GENELETTI, 2006; LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009; KARLSON; MÖRTBERG; BALFORS, 2014; KARLSON;

MÖRTBERG, 2015). No último caso, a malha viária, por representar uma superfície impermeabilizada e compacta, permite a concentração do escoamento superficial e consequente alteração nas taxas de perda de solo e produção de sedimentos, tornando-se um foco permanente de erosão que influencia a qualidade e a quantidade de água na área de influência (RAMOS-SCHARRÓN; MACDONALD, 2007; KARLSON; MÖRTBERG, 2015). De acordo com Karlson, Mörtberg e Balfors (2014), esses impactos podem acumular com o tempo, aumentando no longo prazo o risco de deterioração de habitats aquáticos e de perda de biodiversidade.

Nesse sentido, é interessante notar a importância do controle do uso e ocupação do solo na gestão de bacias hidrográficas, uma vez que a ampliação da malha viária já ocorre até mesmo em áreas protegidas por lei. Silva (2019), por exemplo, evidencia que a expansão viária com a abertura ilegal de estradas vicinais em área da APA Serra da Mantiqueira resultou no estímulo à especulação imobiliária e consequente ocupação antrópica, mesmo que dispersa.

(f) Potencial de contaminação de aquíferos

O mapa final do fator é apresentado na Figura 17, o qual teve por base o plano de informação de potencial de contaminação de aquíferos mapeado por Costa *et al.* (2019). Segundo os autores, foi possível observar a presença significativa de áreas com classes de potencial médio (15,95%), alto (19,81%) e muito alto (33,47%) de contaminação, os quais foram traduzidos nas maiores prioridades à restauração florestal no mapeamento do fator. As áreas negligenciáveis (valor 0 de prioridade) e de potenciais muito baixo e baixo representaram, respectivamente, 24,43%, 0,02% e 6,32% do total da bacia.

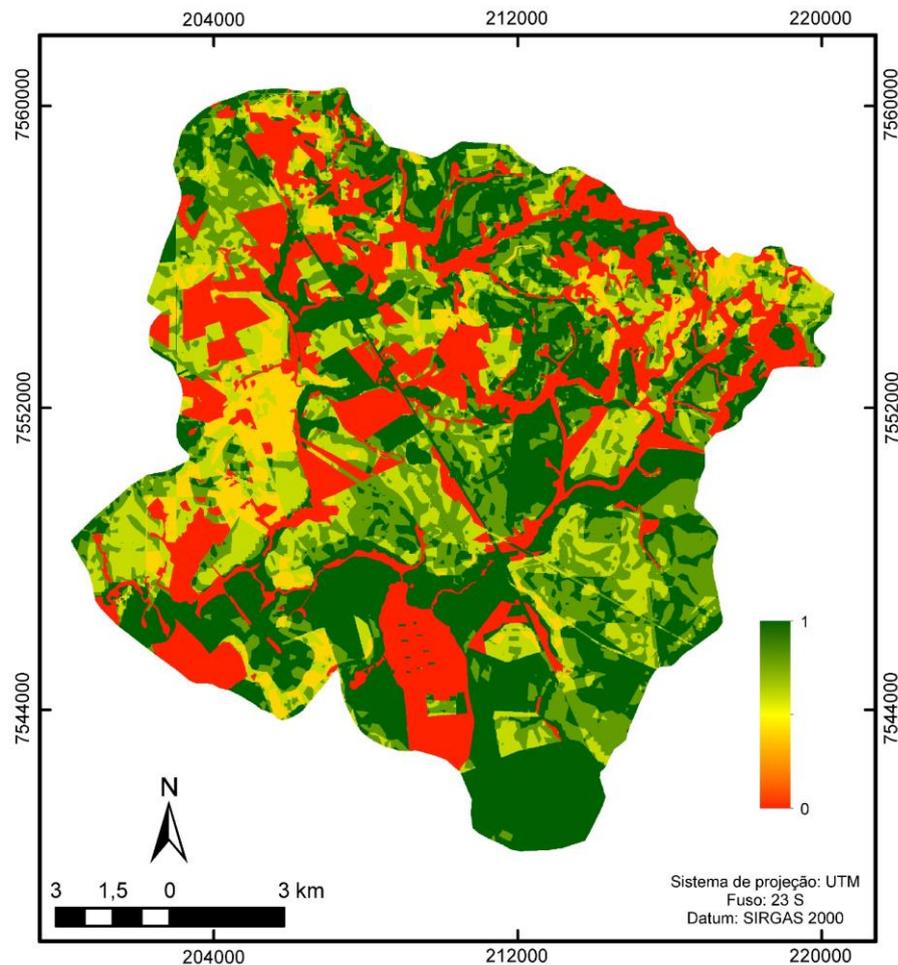


Figura 17 - Mapa do fator de potencial de contaminação de aquíferos. Fonte: Elaborado pela autora.

As águas subterrâneas, por sua vez, possuem papel essencial na provisão de serviços como a manutenção do fluxo de base dos rios, purificação e armazenamento das águas em boa qualidade ao longo dos anos, biodegradação de contaminantes antropogênicos e eliminação de patógenos, reciclagem de nutrientes, mitigação de enchentes e secas e, ainda, provisão de água para abastecimento humano (LERNER; HARRIS, 2009; GRIEBLER; AVRAMOV, 2015).

Por outro lado, a conversão do uso do solo para a urbanização, agropecuária e atividades industriais e de mineração, além de modificar a permeabilidade dos solos, representa uma fonte potencial de contaminantes, principalmente por fertilizantes e disposição e tratamento inadequados de resíduos sólidos, esgotos e efluentes domésticos e industriais (HOFMANN; WATSON; SCHARAW, 2015; NARANY *et al.*, 2017). Nesse sentido, mecanismos e instrumentos legais, como o PSA, devem ser implementados para a proteção das águas subterrâneas em áreas de recarga.

(g) Potencial de erosão acelerada

O mapa do fator teve como base o mapeamento de Costa *et al.* (2018). Conforme observado na Figura 18, a BHRF é extensivamente ocupada (86,12%) por áreas de classes de risco 5 (em amarelo) e 6 (em laranja), isto é, com potencial médio de erosão acelerada.

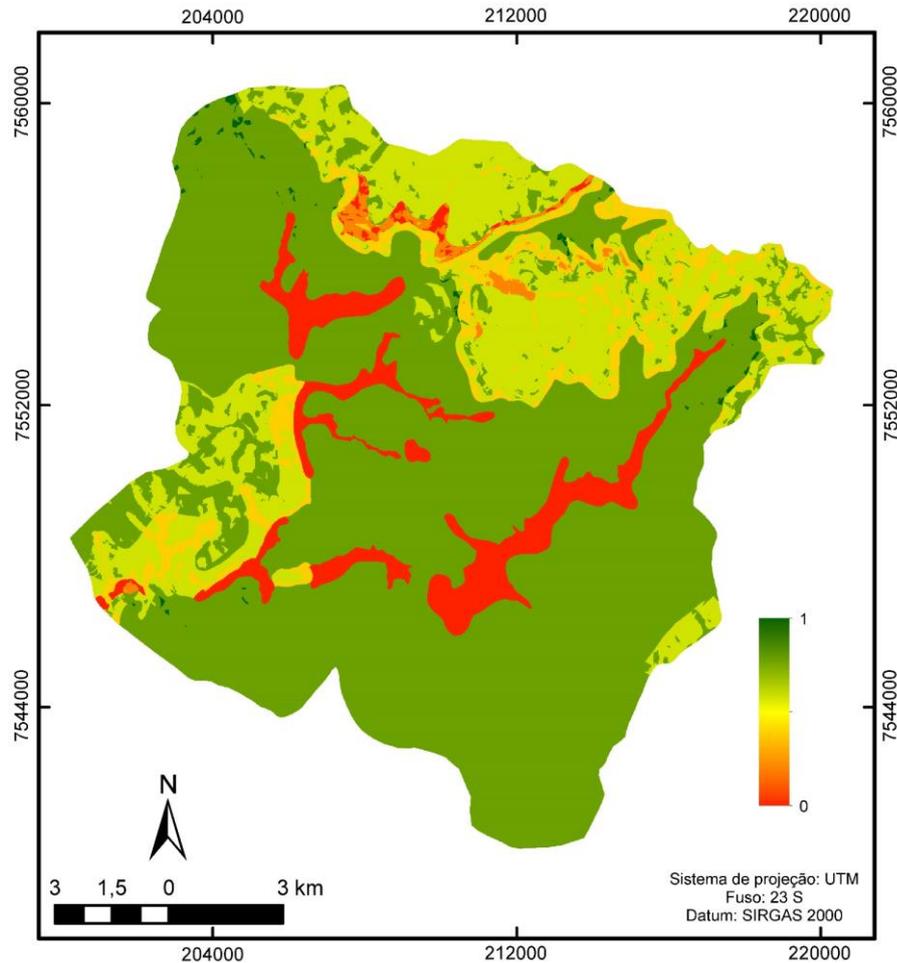


Figura 18 - Mapa do fator de potencial de erosão acelerada. Fonte: Elaborado pela autora.

A erosão acelerada do solo é uma das principais causas de degradação do solo, tornando-se uma das maiores preocupações devido às perdas socioeconômicas e ambientais (PASANNAKUMAR *et al.*, 2012; VENTE *et al.*, 2013; LAL, 2015). Embora a erosão do solo seja um processo natural e gradual, a interferência antrópica, via modificações do uso do solo, desflorestamento, práticas agrícolas e edificações aceleram significativamente a perda de solos (THOMAS; JOSEPH; THRIVIKRAMJI, 2018). Em função da intensificação dos processos erosivos, destacam-se a ocorrência da redução da produtividade agrícola e o aumento do transporte de sedimentos, nutrientes e agrotóxicos que, eventualmente, podem interferir na

qualidade e quantidade dos recursos hídricos por processos de assoreamento e eutrofização. Tais fatores, por sua vez, refletem nos custos de tratamento de água dos mananciais, bem como reduzem o volume de água e o tempo de vida útil de reservatórios (LAL, 2015; REUSSER; BIERMAN; ROOD, 2015; TURNER *et al.*, 2018).

(h) Restrições

Por fim, as restrições definidas no estudo da AMC são apresentadas na Figura 19.

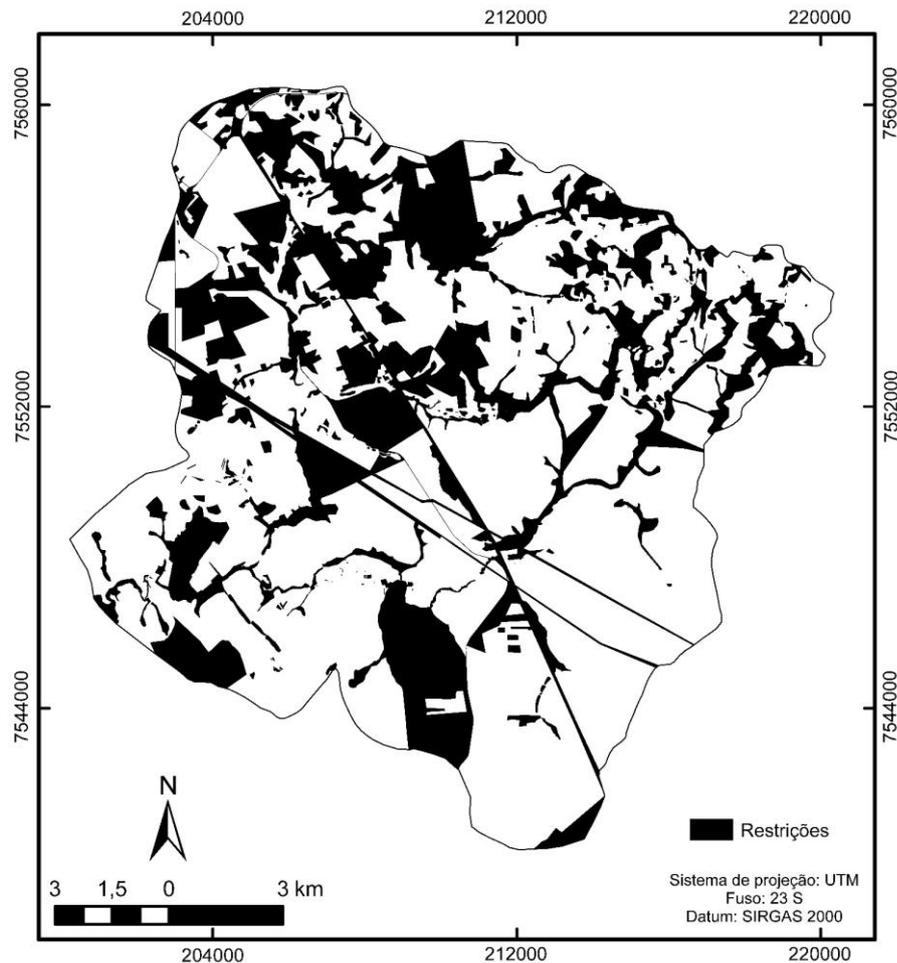


Figura 19 - Mapa de restrições. Fonte: Elaborado pela autora.

5.1.2. Pesos dos fatores

Por meio da matriz de comparação pareada no contexto do método AHP, os pesos de compensação expressam a importância relativa dos fatores no processo de tomada de decisão conforme a percepção dos especialistas consultados na Técnica Participatória. Dos pesquisadores convidados, seis enviaram suas sugestões e, a partir da média da ordem de importância dos fatores no julgamento, diversas matrizes de comparação pareada foram

propostas (APÊNDICE I). A matriz final escolhida mediante análise da TC e da representatividade dos pesos quanto ao objetivo proposto é apresentada na Tabela 8.

Tabela 8 - Matriz de comparação pareada entre os fatores definidos na AMC.

Fatores	F₁	F₂	F₃	F₄	F₅	F₆	F₇	Pesos
Distância à malha viária (F ₁)	1							0,0460
Potencial de contaminação de aquíferos (F ₂)	2	1						0,0701
Proximidade entre fragmentos de maior área nuclear (F ₃)	2	1	1					0,0739
Distância às áreas urbanizadas (F ₄)	3	2	2	1				0,1175
Proximidade à cobertura florestal (F ₅)	3	3	2	2	1			0,1625
Potencial de erosão acelerada (F ₆)	4	3	3	2	2	1		0,2173
Proximidade à rede hidrográfica (F ₇)	5	4	4	3	2	2	1	0,3128
TC = 0,016 < 0,10								1,0000

Fonte: Elaborado pela autora.

O fator considerado de maior peso foi o de proximidade à rede hidrográfica (0,3128), seguido do potencial de erosão acelerada (0,2173), proximidade à cobertura florestal (0,1625), distância às áreas urbanizadas (0,1175), proximidade entre fragmentos de maior área nuclear (0,0739), potencial de contaminação de aquíferos (0,0701) e, finalmente, distância à malha viária (0,0460). Dessa maneira, como a ponderação dos fatores influencia diretamente na espacialização das áreas prioritárias à restauração florestal pela análise, espera-se que as mesmas estejam mais concentradas próxima à rede de drenagem uma vez que o fator correspondente recebeu o maior peso, e que a importância seja intensificada principalmente na presença de mata ciliar e solos mais sensíveis à erosão.

A TC obtida para a matriz foi de 0,016 (valor inferior a 0,10), isto é, valor inferior ao limite máximo de 0,10 proposto por Saaty (1980), não havendo, portanto, a necessidade de reorganização da matriz por meio da alteração dos valores de comparação entre os fatores.

5.1.3. Agregação dos critérios

Segundo os mapas dos fatores e restrições gerados a partir da base cartográfica e pesos estabelecidos obtidos pelo método AHP, os critérios foram agregados em ambiente SIG por meio da CLP. Na Figura 20 é apresentado o mapa de áreas prioritárias à restauração florestal na BHRF, resultado representado pela superfície de aptidão nos quais os pixels variam em uma escala contínua de 0 (limite inferior de prioridade) a 1 (limite superior de prioridade). As áreas em branco representam as restrições, isto é, as áreas inelegíveis às ações de restauração florestal.

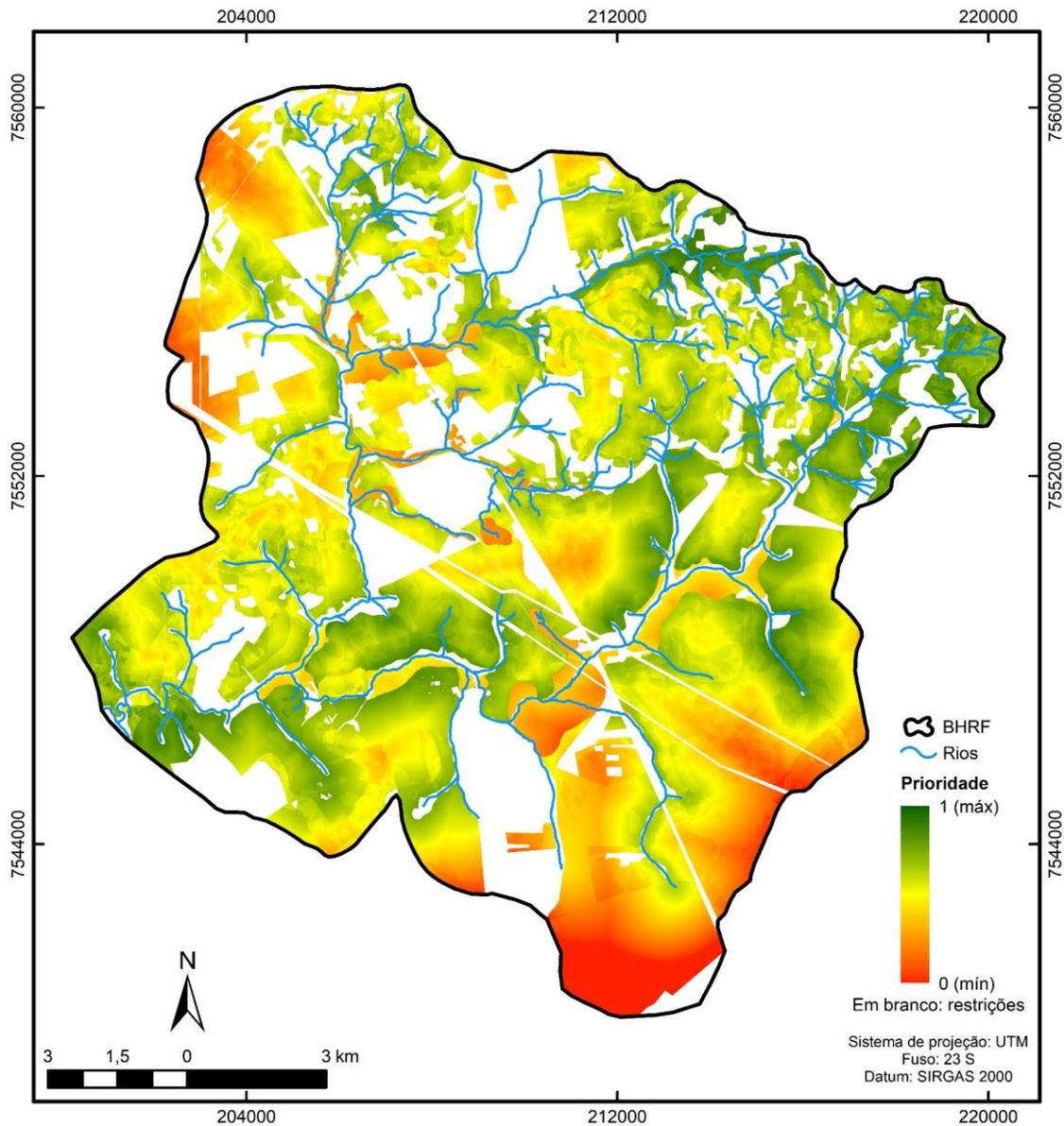


Figura 20 - Áreas prioritárias à restauração florestal na BHRF em escala contínua de prioridades. Fonte: Elaborado pela autora.

A solução obtida apresenta uma visão geral do comportamento da paisagem da bacia em termos de prioridade à implantação de estratégias e ações de restauração. No entanto, para facilitar a interpretação e avaliação do resultado, com base na análise de histograma, o mapa final de áreas prioritárias foi obtido por meio da reclassificação em cinco níveis de prioridade, conforme Figura 21.

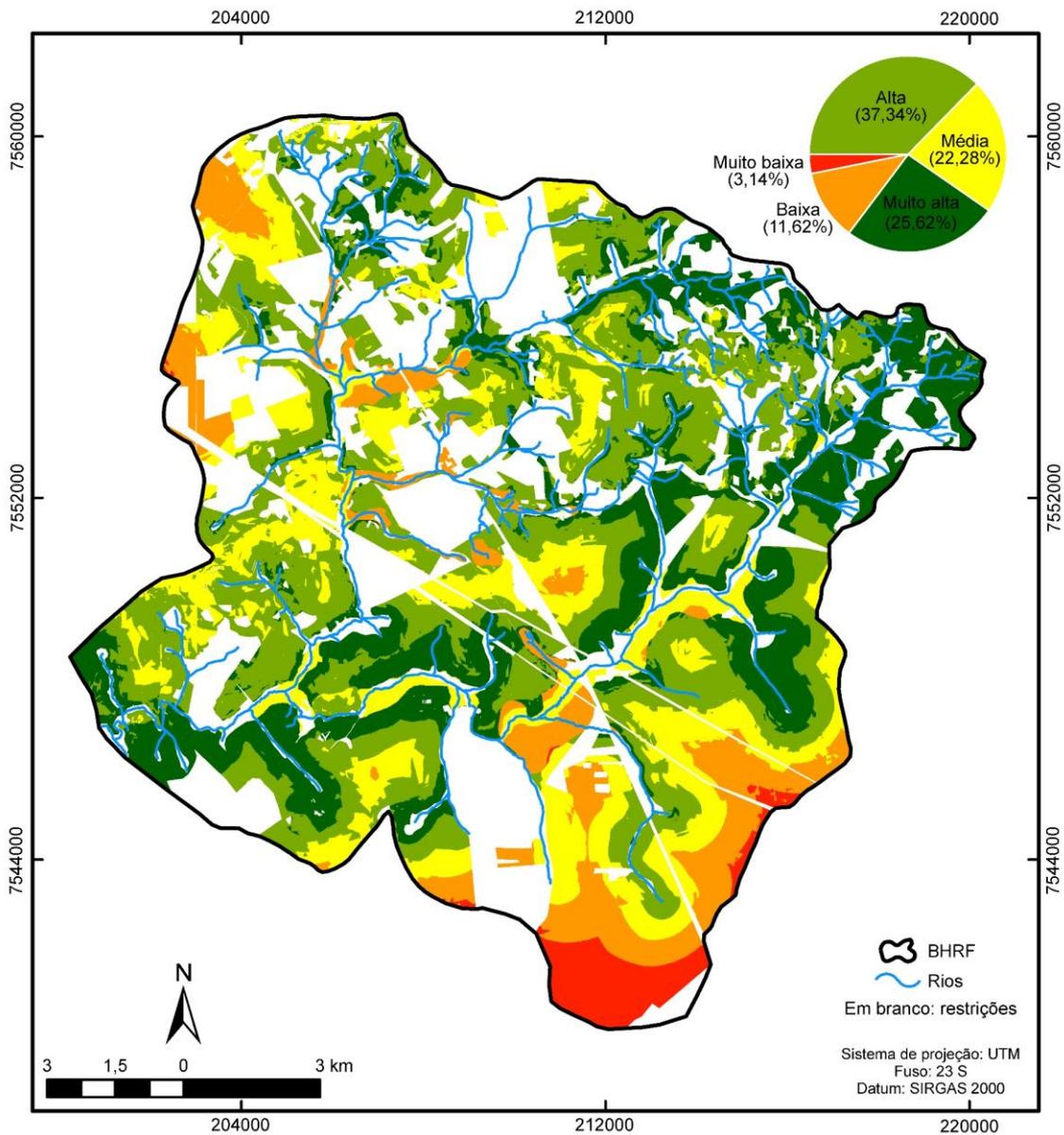


Figura 21 - Áreas prioritárias à restauração florestal na BHRF segundo cinco níveis de prioridade. Fonte: Elaborado pela autora.

As restrições (em branco) representaram 74,88 km², isto é, 30,8% da área total da bacia. Verifica-se pela Figura 21 que, das áreas passíveis de restauração florestal (168,28 km²), o método resultou em 25,62% da bacia com prioridade muito alta e 37,34% como alta, portanto, totalizando cerca de 63% das áreas elegíveis associadas aos níveis mais elevados da escala. Na Tabela 9 são apresentados os valores de área para as restrições e os níveis de prioridade, tanto em relação à área total da bacia quanto às áreas aptas à restauração florestal.

Tabela 9 - Valores de áreas para os níveis de prioridade e restrições.

Categoria	Área (km ²)	Área (%)	
		Em relação à área total da bacia	Em relação à área passível de restauração florestal
Prioridade	-	-	-
Muito baixa	5,29	2,18	3,14
Baixa	19,55	8,04	11,62
Média	37,49	15,42	22,28
Alta	62,83	25,84	37,34
Muito alta	43,12	17,73	25,62
Restrições	74,88	30,79	-
Total	243,16	100,00	100,00

Fonte: Elaborado pela autora.

A análise visual da solução obtida permite uma primeira inferência sobre sua adequação. Respeitando a importância dos fatores no processo decisório conforme a definição dos pesos para o objetivo proposto, observa-se que a distribuição espacial das classes se relaciona principalmente à proximidade à rede hidrográfica, de maneira a expressar a vital importância da integridade da vegetação ripária para a proteção dos recursos hídricos. Como os corpos d'água estão distribuídos em toda bacia, assim como os fragmentos florestais e áreas mais sensíveis à erosão acelerada (fatores de maior peso), os valores de prioridades foram elevados em grande parte da bacia. No entanto, destaca-se a flexibilidade do método da análise ponderada de maneira que, caso seja de interesse dos tomadores de decisão, a partir da superfície contínua de prioridades, é possível diferenciar o resultado com o estabelecimento de outros limiares para seleção de áreas com maior capacidade de interferir na provisão de serviços hidrológicos.

De maneira geral, de acordo com a Figura 21, é possível notar que as áreas que refletem na maior provisão de serviços hidrológicos ocorrem principalmente no sentido NE/SO da bacia, em especial ao longo do Ribeirão do Feijão. A porção NE, por sua vez, se destaca por compor importantes nascentes nas cotas altimétricas mais elevadas da bacia, inclusive a de seu curso principal. De fato, Costa *et al.* (2018) e Failache e Zuquette (2018) verificaram que, nessa região, prevalecem as principais áreas geradoras de escoamento superficial, ressaltando, portanto, a função da recomposição florestal no sentido de reduzir a energia e velocidade da água e assim evitar processos erosivos, assoreamento dos canais de drenagem e reservatórios, inundações e contaminação das águas superficiais.

5.1.4. Influência dos fatores

Na Tabela 10 são apresentadas as relações predominantes entre os fatores e cada classe de prioridade à restauração florestal, obtidas mediante tabulação cruzada dos referidos mapas. Desta forma, o grau de influência ou contribuição de cada fator foi verificado pela porcentagem

de área representativa de cada característica do plano de informação frente às prioridades do mapa resultante da AMC. Os dados completos do cruzamento encontram-se no APÊNDICE II.

Tabela 10 - Contribuição dos fatores em relação aos níveis de prioridade à restauração florestal.

Fatores	Nível de prioridade					
	Muito baixa	Baixa	Média	Alta	Muito alta	
Proximidade à rede hidrográfica (m)	> 1000 (99,32%)	> 1000 (53,25%)	500-1000 (48,57%)	250-500 (37,22%)	100-250 (40,11%)	
	500-1000 (0,59%)	250-500 (18,46%)	250-500 (23,72%)	100-250 (28,16%)	0-100 (31,21%)	
		0-100 (12,48%)	100-250 (9,77%)	500-1000 (22,81%)	250-500 (26,85%)	
		> 1000 (99,36%)	500-1000 (52,65%)	500-1000 (34,54%)	250-500 (28,05%)	0-100 (38,93%)
Proximidade à cobertura florestal (m)	500-1000 (0,64%)	500-1000 (24,87%)	250-500 (20,19%)	100-250 (28,04%)	100-250 (34,96%)	
		250-500 (12,58%)	> 1000 (18,60%)	0-100 (22,28%)	250-500 (20,14%)	
		Muito baixa (58,46%)	Alta (34,65%) Média	Alta (45,30%) Muito alta	Muito alta (46,17%)	Muito alta (49,51%)
		Baixa (34,01%)	Baixa (24,67%)	Muito alta (29,68%)	Alta (45,25%) Média (7,19%)	Alta (47,60%) Média (2,90%)
Distância entre fragmentos de maior área nuclear*	Média (5,88%)	(21,01%)	(18,67%)			
	1000-2000 (39,49%)	1000-2000 (28,30%)	1000-2000 (33,03%)	1000-2000 (31,74%)	> 2000 (39,60%)	
	500-1000 (20,55%)	500-1000 (23,76%)	500-1000 (28,11%)	500-1000 (28,04%)	1000-2000 (36,47%)	
	> 2000 (14,32%)	> 2000 (19,30%)	> 2000 (16,37%)	> 2000 (16,27%)	500-1000 (15,44%)	
Distância à malha viária (m)	1000-2000 (58,30%)	500-1000 (27,66%)	500-1000 (27,95%)	1000-2000 (27,78%)	1000-2000 (35,38%)	
	500-1000 (24,88%)	1,000-2000 (22,52%)	1000-2000 (24,57%)	500-1000 (22,70%)	> 2000 (25,98%)	
	250-500 (8,62%)	250-500 (21,78%)	250-500 (19,32%)	250-500 (16,55%)	500-1000 (18,17%)	
		Muito alto (87,69%)	Muito alto (55,16%)	Muito alto (37,20%)	Alto (30,88%) Médio	Muito alto (57,80%)
Potencial de contaminação de aquíferos	Alto (8,50%) Médio (3,81%)	Alto (24,01%) Médio (18,62%)	Médio (24,00%) Alto (23,40%)	Médio (29,83%) Muito alto (27,03%)	Alto (26,81%) Médio (13,23%)	
		Médio (71,85%)	Médio (79,99%)	Médio (94,12%)	Médio (97,52%)	
	Muito baixo (0,59%)	Muito baixo (27,80%)	Muito baixo (12,55%)	Muito baixo (5,68%)	Baixo (1,93%) Alto (0,44%)	
		Alto (0,21%)	Baixo (7,45%)	Baixo (0,19%)		

*Zonas definidas de acordo com a reclassificação da escala do mapa padronizado: muito baixa (0-0,2), baixa (0,2-0,4), média (0,4-0,6), alta (0,6-0,8), e muito alta (0,8-1,0).

Fonte: Elaborado pela autora.

Ao analisar a contribuição dos fatores, é possível atestar a forte importância do critério de proximidade à rede hidrográfica na solução obtida. As regiões com prioridade muito alta, por exemplo, estão em sua maioria concentradas a uma distância de até 500 m dos corpos

hídricos (97,98%), enquanto 99,32% das áreas de prioridade muito baixa estão localizadas a mais de 1.000 m das mesmas feições.

De forma similar, para o fator de proximidade à cobertura florestal, 94,03% da prioridade muito alta encontra-se até 500 m da cobertura florestal, ao mesmo tempo em que quase a totalidade das áreas de prioridade muito baixa situa-se a mais de 1.000 m dos fragmentos florestais (99,36%). Adicionalmente, embora o peso do fator de proximidade entre fragmentos de maior área nuclear seja o menor entre os critérios supracitados, observa-se inclusive o padrão de elevação da prioridade em função do aumento da proximidade das feições, a qual passa de muito baixa (58,46%) nas menores prioridades à muito alta (49,51%) no maior nível.

Em relação aos fatores de distância a fontes de distúrbio, verifica-se que as áreas de prioridade muito alta se localizam principalmente a mais de 1.000 m da malha viária (61,36%) e de áreas urbanizadas (76,07%). No caso, a menor predominância desses aspectos comparados aos dos fatores de proximidade, em termos de porcentagem, reflete a ordem de importância estabelecida no processo de tomada de decisão dos pesos dos critérios.

Para os demais fatores, as áreas de maior prioridade estão distribuídas principalmente em potenciais alto (26,81%) e muito alto (57,80%) de contaminação de aquíferos e médio de erosão acelerada (97,52%). Neste último caso, a presença de áreas de potencial alto (0,44%) é mais intensa do que outras prioridades. Já nas classes de prioridade muito baixa, é interessante notar que a associação do fator de maior peso (proximidade à rede hidrográfica) com outros critérios, especialmente o de proximidade à cobertura florestal, foi determinante para compensar a prevalência de áreas com potenciais muito alto de contaminação de aquíferos (87,69%) e médio de erosão acelerada (99,41%) na mesma região. Dessa forma, embora apresentem características importantes no processo decisório, tais áreas receberam os menores níveis de prioridade para restauração florestal principalmente em função de sua distância aos corpos d'água e fragmentos florestais, conseqüentemente dificultando o estabelecimento de conectividade e manutenção da integridade natural da paisagem.

De maneira geral, no entanto, é possível identificar correlações específicas entre os níveis de prioridade e os fatores: o nível de prioridade, por exemplo, eleva-se com o aumento dos valores dos critérios relacionados às proximidades concomitante ao distanciamento de fontes de distúrbio. Além disso, nesse cenário, as áreas de potenciais muito baixo e baixo de contaminação de aquíferos e de erosão acelerada dão espaço para os potenciais mais elevados.

Dessa forma, infere-se que os resultados de espacialização das áreas prioritárias estão de acordo com a estrutura (critérios e pesos) estabelecida no processo de tomada de decisão, permitindo identificar áreas aptas a serem contempladas por ações de restauração florestal.

5.1.5. Caracterização ambiental das áreas prioritárias

Para a caracterização ambiental das classes de prioridade, foi realizado o cruzamento entre os mapas finais de prioridade à restauração florestal e os planos de informação selecionados de características geoambientais, conforme Tabela 11.

Tabela 11 - Caracterização ambiental dos níveis de prioridade à restauração florestal.

Características ambientais	Nível de prioridade				
	Muito baixa	Baixa	Média	Alta	Muito alta
Uso do solo	Cana (87.94%)	Pastagem	Pastagem	Pastagem	Pastagem
	Solo exposto (6.68%)	(42.24%) Cana (22.40%)	(42.67%) Silvicultura	(36.88%) Cana (23.05%)	(31.11%) Cana (20.30%)
	Silvicultura (3.14%)	Silvicultura (18.06%)	(16.42%) Cana (16.40%)	Silvicultura (17.57%)	Citricultura (17.97%)
Geologia	Formação Botucatu (91.17%)	Formação Botucatu (59.43%)	Formação Botucatu (58.46%)	Formação Botucatu (53.82%)	Formação Botucatu (72.71%)
	Formação Serra Geral (8.19%)	Depósitos do Quaternário (27.71%)	Formação Serra Geral (20.05%)	Formação Itaqueri (23.43%)	Formação Itaqueri (18.50%)
	Formação Botucatu (50.63%)	Arenoso I (45.53%)	Formação Botucatu (31.09%)	Formação Botucatu (40.98%)	Formação Botucatu (50.15%)
Solo	Arenoso I (43.55%)	Aluvionar (27.71%)	Arenoso I (29.16%)	Arenoso I (14.40%)	Arenoso IV (17.84%)
	CATCA (99,94%)	CATCA (66,91%)	CATCA (48,00%)	CATCA (32,90%)	CATCA (34,81%)
Geomorfologia*	MATCM (0,05%)	PF (20,79%)	MATCM (24,04%)	MATCM (31,76%)	CATCB (22,57%)
	Processos geodinâmicos (ocorrências**)	-	Ravina (40) Voçoroca (1)	Ravina (126) Voçoroca (9)	Ravina (144) Voçoroca (6)

*Legenda: CATCA (Colinas Arenosas de Topos Convexos Altos); CATCB (Colinas Arenosas de Topos Convexos Baixos); PF (Planícies Fluviais); MATCM (Morros Areno-Argilosos de Topos Convexos Médios).

**Número total de ocorrências: 333

Fonte: Elaborado pela autora.

De acordo com o cenário de caracterização ambiental, verifica-se que os usos predominantes do solo nas áreas de maior prioridade (alta e muito alta) são a pastagem e a cana-de-açúcar, as quais foram identificadas por Costa *et al.* (2018) como principais deflagradores de processos erosivos no manancial. A pecuária extensiva, especialmente quando mal manejada, pode resultar na compactação do solo e conseqüentemente na redução significativa de sua infiltração e aumento do escoamento superficial, não só afetando a capacidade de armazenamento de água no meio, como também atuando como gatilho para perda de solos por

processos erosivos, cujos sedimentos e nutrientes podem ser carreados aos corpos hídricos (BILOTTA *et al.*, 2007).

Segundo Zuquette e Palma (2006), a compactação do solo também é um problema nos cultivos de cana-de-açúcar. Ao analisar o comportamento da taxa de infiltração e escoamento superficial em diversos cenários de chuvas em uma área de recarga da Formação Botucatu, os autores verificaram que o cultivo de cana auxilia na compactação da camada superficial e no efeito de selamento do solo, principalmente no estágio final do ciclo, devido ao tráfego constante de maquinário pesado e ao uso de fertilizantes que auxiliam na defloculação dos agregados. Ademais, Martineli e Filoso (2008) destacam, ainda, que a erosão do solo tende a ser maior em cultivos temporários, uma vez que o solo fica exposto e é lavrado profundamente no estabelecimento e renovação da cultura nos ciclos de 5 ou 6 anos.

É interessante notar também que, ao contrário do que ocorre em outros níveis de prioridade, a citricultura surge como um dos principais usos do solo nas classes de prioridade muito alta (17,97%). As atividades agrícolas como a citricultura e cana-de-açúcar, por sua vez, implicam no uso regular de agroquímicos, contribuindo como fontes potenciais de contaminação de águas subterrâneas (COSTA *et al.*, 2019). Inclusive, as áreas mapeadas com prioridade muito baixa são expressivamente ocupadas pelo cultivo de cana (87,94%), estando sua presença associada à prevalência de potencial muito alto de contaminação nessas áreas.

Em relação à geologia, observa-se que a Formação Botucatu, por ocupar extensamente a bacia, prevalece como unidade geológica dominante em todos os níveis de prioridade. Não obstante, dentre as demais prioridades, a presença da Formação Botucatu é uma das mais significativas na prioridade muito alta (72,71%). A unidade geológica, por sua vez, apresenta grande quantidade de poros interconectados e uma elevada capacidade de armazenar e fornecer água, sendo o principal formador do Aquífero Guarani (COSTA *et al.*, 2019). Tais características, especialmente quando associadas a solos residuais arenosos de elevada condutividade hidráulica, conferem à unidade uma alta vulnerabilidade a fontes contaminantes pontuais e difusas, contribuindo na predominância do potencial muito alto de contaminação das águas subterrâneas (57.80%) nessas áreas.

Dentre as outras unidades geológicas, destaca-se, ainda, a maior predominância da Formação Itaqueri nos níveis de prioridade alto e muito alto à restauração florestal, refletindo a presença de áreas de maior prioridade nos níveis topográficos mais elevados da bacia, onde se localizam importantes nascentes como a do Ribeirão do Feijão.

Quanto aos solos, nota-se a presença significativa de solos arenosos, friáveis e espessos como os residuais da Formação Botucatu em todos os níveis de prioridade, o retrabalhado Arenoso I nas prioridades muito baixa a alta e, por fim, o retrabalhado Arenoso IV na prioridade muito alta, todos que traduzem em potenciais mais elevados de erosão acelerada ocorridos em grande parte da bacia. Os materiais retrabalhados Arenoso I recobrem de maneira parcial os solos residuais da Formação Botucatu nas porções a sul e a noroeste, enquanto a presença do solo Arenoso IV na prioridade muito alta (17,84%) relaciona-se à sua ocupação nas áreas de escarpas abruptas da região nordeste.

Já a geomorfologia reflete a forte presença do domínio de Colinas Arenosas de Topos Convexos Altos na bacia, embora sua predominância reduza com o aumento da prioridade. Segundo Costa *et al.* (2019), os solos residuais da Formação Botucatu recobrem esta unidade, sendo que a associação entre solos arenosos, baixas declividades e altos coeficientes de permeabilidade resultam em baixos índices de escoamento superficial na área. Assim, mediante a presença da cultura canavieira, por exemplo, tal configuração do meio físico eleva o potencial de contaminação de aquíferos, enquanto a pastagem aumenta o potencial de deflagração de processos erosivos acelerados.

No nível de prioridade muito alta, outro compartimento cuja presença aumenta com o nível de prioridade é o de Colinas Arenosas de Topos Convexos Baixos, situado na porção central da bacia, onde a infiltração também é favorecida. A presença do Aquífero Guarani e seu potencial armazenador e circulador de água, associado à configuração morfológica e pedológica dessa forma de relevo faz com que as águas subterrâneas sejam abundantemente recarregadas neste local (COSTA *et al.*, 2019).

Por fim, verifica-se a concentração de processos geodinâmicos nas prioridades alta e muito alta, sendo somente esta última classe representada por 45% do total de processos erosivos mapeados na bacia. Embora grande parte dos ravinamentos e voçorocas ocorram na Formação Botucatu, especialmente onde os solos arenosos estão associados com o uso pela pastagem, destaca-se também a evidência de intensificação de processos erosivos na Formação Itaqueri. Segundo Costa *et al.* (2018), a região possui numerosas nascentes vulneráveis ao assoreamento em função da presença de processos erosivos acelerados na área que, por sua vez, estão condicionados pela textura arenosa do solo, altas declividades e maior potencial de escoamento superficial.

Na Tabela 12, resume-se as principais influências dos fatores e as características ambientais associadas às áreas de maior interesse aos *stakeholders* (isto é, aquelas classificadas como de prioridade muito alta) na aplicação de esquemas de PSA com ênfase na conservação de recursos hídricos por meio da restauração florestal.

Tabela 12 - Caracterização geral das áreas de prioridade muito alta à restauração florestal.

Fatores		Características ambientais	
Proximidade à rede hidrográfica:	0 - 250 m (71,32%)	Uso do solo:	Pastagem (31,11%) e Cana (20,30%)
Proximidade à cobertura florestal:	0 - 250 m (73,89%)	Geologia:	Formação Botucatu (72,71%)
Proximidade entre fragmentos de maior área nuclear:	Muito alta (49,51%)	Solo:	Residual da Formação Botucatu (50,15%)
Distância às áreas urbanizadas:	> 1000 m (76,07%)	Geomorfologia:	Colinas Arenosas de Topos Convexos Altos (34,81%) e Baixos (22,57%)
Distância à malha viária:	> 1000 m (61,36%)	Processos geodinâmicos (ocorrências):	Ravina (144) e voçoroca (6)
Potencial de contaminação de aquíferos:	Muito alto (57,80%)		
Potencial de erosão acelerada:	Médio (97,52%)		

Fonte: Elaborado pela autora.

5.1.6. Análise de sensibilidade

Ao final do processo da AMC, a análise de sensibilidade foi efetuada de maneira a avaliar a estabilidade da solução obtida frente a mudanças nos pesos dos critérios. Para tal, o peso original de cada fator foi alterado em um intervalo de $\pm 20\%$ do seu valor original, em incrementos de $\pm 5\%$, resultando em 8 simulações para cada fator e, conseqüentemente, totalizando 56 simulações na análise. Cada simulação, por sua vez, gerou um novo mapa de prioridades. Os resultados das variações nas classes de prioridade (em termos de porcentagem em relação ao tamanho de sua área inicial) em cada simulação de cada fator são apresentados na Figura 22.

É possível observar, a partir da Figura 22, que o critério mais sensível do modelo é o de proximidade à rede hidrográfica (F_7), o qual, por sua vez, está associado ao maior peso na AMC. O fator foi responsável por modificações moderadas no tamanho das áreas dos níveis de prioridade baixa e muito alta, atingindo variações limites de, respectivamente, +33,5% (-20% do peso original) e +33,6% (+20% do peso original) para essas classes. Já o critério mais estável, embora não esteja associado ao menor peso do processo de decisão, é de proximidade entre fragmentos de maior área nuclear, cujas mudanças no peso original resultaram em variações entre -1,1% e +2,9% nas prioridades.

Em termos de tamanho de área das classes de prioridades, as mudanças mais significativas (superiores a $\pm 20\%$ do valor original), por outro lado, ocorreram em menos de 6% do total de variações das simulações. A grande maioria das variações (85,4%), por sua vez, concentrou-se em uma faixa de $\pm 10\%$ em relação ao tamanho de área inicial das classes.

Verificou-se, ainda, que as variações nos pesos impactaram principalmente as classes de prioridades baixa e muito alta, enquanto a prioridade alta apresentou-se mais estável em todas as simulações. Neste sentido, caso seja de interesse dos tomadores de decisão no contexto do objetivo proposto, algumas mudanças nos pesos dos fatores podem ser buscadas de maneira a aumentar ou diminuir o tamanho das classes mais sensíveis na obtenção da solução final. A redução do peso original do fator de proximidade à rede hidrográfica, por exemplo, tende a reduzir o tamanho da classe de prioridade muito alta, ao mesmo tempo que eleva a participação das classes muito baixa, baixa e média.

Contudo, apesar de importante, a avaliação gráfica dos resultados de alterações no tamanho das áreas das classes de prioridade não fornece informações sobre o padrão espacial da sensibilidade. A partir da análise espacial, foi possível notar que, embora alguns critérios sejam sensíveis a variação dos pesos, os mapas de prioridades resultantes das simulações apresentaram similaridade em relação ao cenário dos pesos originais. Ao calcular, em ambiente SIG, a porcentagem de área comum entre as prioridades de cada simulação e o cenário base descrito pelos pesos originais (Figura 23), a menor taxa de correspondência espacial encontrada foi de 84,3% para o fator mais sensível (F_7) na simulação com peso 20% inferior ao original. Quando as variações dos pesos são menos intensas ($\pm 10\%$), todas as correspondências são superiores a 92%, indicando relativa estabilidade do modelo.

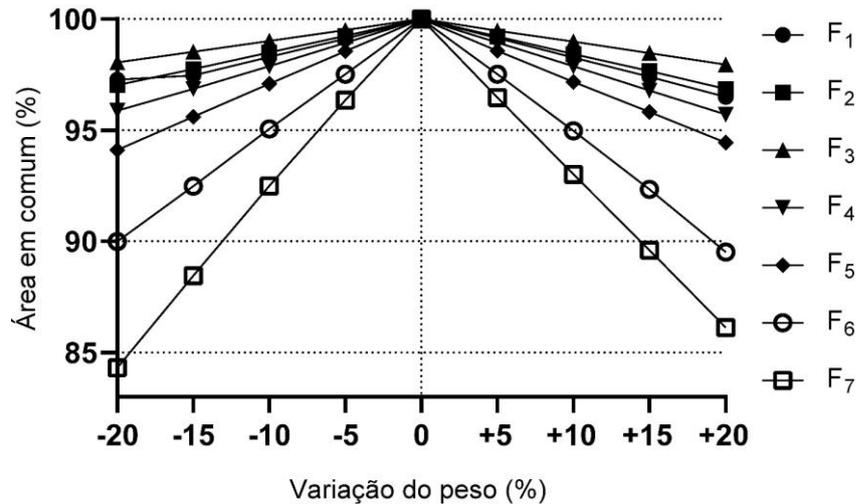


Figura 23 - Porcentagem de área em comum entre as simulações de variações de pesos e o cenário de pesos originais. Fonte: Elaborado pela autora.

Na Figura 24 é apresentado o mapa de prioridades com a distribuição espacial das áreas sob maior incerteza (isto é, áreas cujas classes foram alteradas com a variação de pesos dos critérios) correspondente ao cenário de menor área em comum de toda a análise. A partir da Figura 24, é possível inferir que os pesos dos critérios atuam principalmente no sentido de aumentar ou reduzir as larguras das faixas das prioridades, não alterando significativamente a distribuição do padrão espacial das classes em relação ao cenário original. Os mapas dos cenários de menor correspondência espacial para cada um dos demais critérios encontram-se no APÊNDICE III.

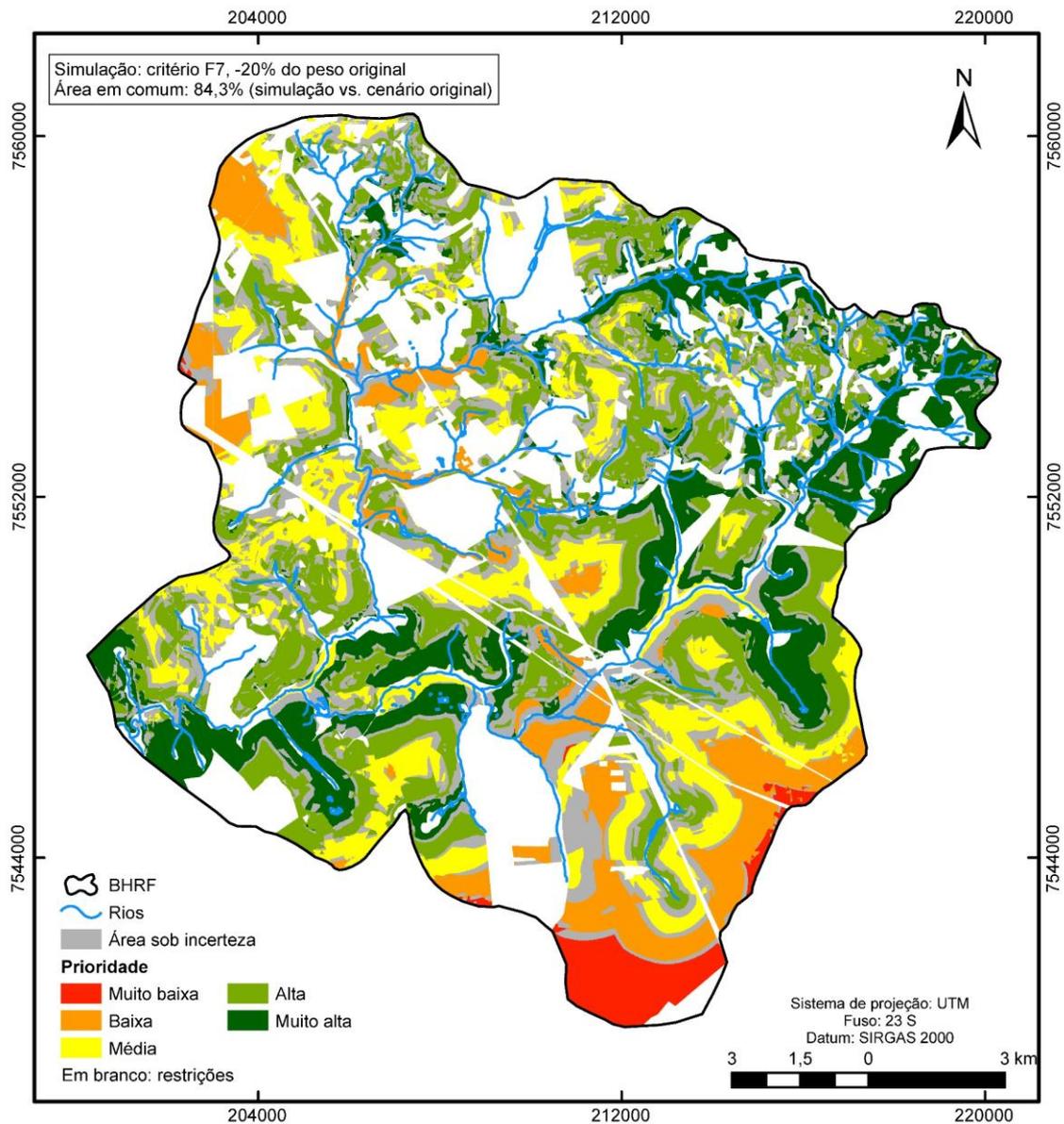


Figura 24 - Distribuição espacial das áreas sob maior incerteza (critério F₇, -20% do peso original) na análise de sensibilidade. Fonte: Elaborado pela autora.

Dessa forma, nota-se que os resultados da análise de sensibilidade indicam que o modelo é levemente sensível à variação de alguns critérios, principalmente o fator de proximidade à rede hidrográfica, porém, apresenta relativa estabilidade quando observada a taxa de correspondência espacial entre os cenários simulados. Ademais, é interessante notar que as informações de áreas associadas às maiores incertezas podem ser úteis aos tomadores de decisão, por exemplo, na predileção por áreas de prioridade muito alta e inclusive estáveis sob determinado grau de análise de sensibilidade.

5.2. Estimativa dos custos de oportunidade

A seguir são apresentadas as estimativas de lucro líquido produzido por cada atividade econômica considerada no manancial do Ribeirão do Feijão. Nessa etapa, os valores de área útil da atividade na bacia não consideram as áreas produtivas que ocupam APPs ou RL, porém, incluem aquelas que ainda não estão registradas no CAR. Ademais, quando necessário, os valores de receitas e custos foram corrigidos monetariamente para o início do ano de 2019.

5.2.1. Plantio de eucalipto

O lucro líquido produzido na área ocupada pelo reflorestamento foi estimado com base nos dados de receitas e custos levantados por Rodigueri et al. (2007) atualizados pela taxa acumulada de inflação. Na Tabela 13, apresenta-se o fluxo de caixa para a produção de eucalipto.

Tabela 13 - Fluxo de caixa para estimativa do custo de oportunidade do plantio de eucalipto.

Ano/Ciclo	Custo (R\$/ha)	Receita (R\$/ha)	Fluxo de caixa (R\$/ha)
1	3.759,96	0,00	3.759,96
2	1.579,89	0,00	-1.579,89
3	733,91	0,00	-733,91
4	467,81	0,00	-467,81
5	495,88	0,00	-495,88
6	525,63	0,00	-525,63
7	4.380,31	19.115,72	14.735,41
8	1.250,91	0,00	-1.250,91
9	1.222,58	0,00	-1.222,58
10	355,17	0,00	-355,17
11	273,10	0,00	-273,10
12	289,49	0,00	-289,49
13	306,86	0,00	-306,86
14	3.670,52	16.726,25	13.055,73
15	1.250,91	0,00	-1.250,91
16	1.222,58	0,00	-1.222,58
17	355,17	0,00	-355,17
18	273,10	0,00	-273,10
19	289,49	0,00	-289,49
20	306,86	0,00	-306,86
21	3.670,52	16.726,25	13.055,73
	VPL (R\$/ha)		9.173,22
	VAE (R\$/ha/ano)		779,77
	Valor em 3167,70 ha (R\$/ano)		2.470.065,41

Fonte: Elaborado pela autora.

Foi considerado um ciclo produtivo de 21 anos, com três períodos de corte (ano 7, 14 e 21), utilizando um espaçamento de plantio de 3x2 m e consequente densidade de 1667 plantas por hectare, mais um replantio de 10%, totalizando 1834 mudas/ha. A produtividade média considerada foi de 280 m³/ha no primeiro ciclo aos 7 anos e de 245 m³/ha no segundo e terceiro ciclos de corte (anos 14 e 21) para comercialização de madeira cortada e empilhada.

O reflorestamento por eucalipto apresentou uma lucratividade líquida estimada em R\$ 9.173,22 por hectare, correspondente a um custo de oportunidade de R\$ 779,77 por hectare ao ano ao produtor. Considerando a área ocupada pela atividade em toda a bacia, o lucro líquido estimado é de R\$ 2.470.065,41 ao ano.

5.2.2. Pecuária

Para a atividade pecuária, correspondente à cobertura do solo por pastagem, considerou-se um ciclo completo de cria, recria e engorda extensiva do gado de corte. Para essa análise, adotou-se uma produtividade média de 5,72 arrobas¹ (@) por unidade animal (UA) ao ano (CNA, 2018) e uma taxa de lotação média de 0,93 UA por hectare (ABIEC, 2019), resultando em uma produção de 5,32 @/ha/ano para a idade de abate de 33 meses. Considerando o custo médio de produção de R\$ 102,89 por @ (CNA, 2018) e o preço do boi gordo de R\$ 144,91 por @ (CEPEA, 2019), o lucro líquido estimado foi de R\$ 1.214.726,48 ao ano em uma área de 5434,30 ha na BHRF, correspondente a uma parcela de R\$ 223,53 por hectare ao ano. Os resultados da estimativa são apresentados na Tabela 14.

Tabela 14 - Fluxo de caixa para estimativa do custo de oportunidade da pecuária.

Descrição	Valor	Unidade
Taxa de lotação	0,93	UA/ha
Produtividade	5,72	@/UA/ha
Custo médio de produção	102,89	R\$/@
Indicador do preço do boi gordo	144,91	R\$/@
Lucro líquido	223,53	R\$/ha/ano
Valor anual em 5434,30 ha	1.214.726,48	R\$/ano

Fonte: Elaborado pela autora.

5.2.3. Cana-de-açúcar

O custo de oportunidade da cana-de-açúcar foi estimado com base nos dados disponibilizados pelo IFAG (2018) para um ciclo de 5 anos com um corte ao ano, sendo o 1º corte denominado de cana-planta e do 2º ao 5º de cana-soca. As produtividades médias da cana-

¹ Medida de peso de produtos agropecuários, equivalente a 15 kg (ORMOND, 2006).

planta e cana-soca foram de, respectivamente, 120 e 75 ton/ha. Na Tabela 15 é ilustrado o fluxo de caixa da produção de cana-de-açúcar com base em custos e receitas para a região de Goiás.

Tabela 15 - Fluxo de caixa para estimativa do custo de oportunidade da cana-de-açúcar.

Ano/Ciclo	Custo (R\$/ha)	Receita (R\$/ha)	Fluxo de caixa (R\$/ha)
1	12.515,35	9.987,94	-2.527,40
2	4.910,55	6.242,46	1.331,92
3	4.910,55	6.242,46	1.331,92
4	4.910,55	6.242,46	1.331,92
5	4.910,55	6.242,46	1.331,92
VPL (R\$/ha)			1.969,65
VAE (R\$/ha/ano)			467,59
Valor em 4866,74 ha (R\$/ano)			2.275.629,25

Fonte: Elaborado pela autora.

O plantio de cana-de-açúcar apresentou uma lucratividade líquida estimada em R\$ 1.969,65 por hectare, ou seja, R\$ 467,59 por hectare ao ano. Extrapolando esse valor para a área ocupada de 4.866,74 ha pela atividade na bacia, o resultado é de R\$ 2.275.629,25 ao ano.

5.2.4. Citricultura (laranja)

A estimativa dos custos de oportunidade da produção de laranja teve como base os custos e receitas fornecidos pelo CEPEA (2017) para formação/renovação de pomares no cinturão citrícola paulista e no Triângulo Mineiro. A estimativa considerou um pomar de laranja com fase improdutiva (período de implantação) de 3 anos e vida produtiva de 15 anos, perfazendo um ciclo de 18 anos.

O custo operacional e o preço médio recebido pelo agricultor por caixa de laranja de 40,8 kg foram de, respectivamente, R\$ 13,28 e R\$ 20,52, ambos valores atualizados monetariamente pela inflação. Considerando-se uma produtividade média estimada de 1.318 caixas por hectare, o custo de oportunidade determinado pelo VAE para citricultura foi de R\$ 3,676.98 por hectare ao ano, resultando em R\$ 6.691.834,41 ao ano extrapolados para 1.819,93 ha cultivados na bacia.

Tabela 16 - Fluxo de caixa para estimativa do custo de oportunidade do cultivo de laranja.

Ano/Ciclo	Produtividade (caixa/ha)	Custo (R\$/ha)	Receita (R\$/ha)	Fluxo de caixa (R\$/ha)
1	-	25.987,91	-	-25.987,91
2	-	6.644,33	-	-6.644,33
3	-	8.885,27	-	-8.885,27
4	526	6.983,15	10.794,67	3.811,52
5	1053	13.979,58	21.609,87	7.630,29
6	1516	20.126,35	31.111,64	10.985,30
7	1616	21.453,94	33.163,86	11.709,92
8	1663	22.077,91	34.128,40	12.050,49
9	1647	21.865,50	33.800,05	11.934,55
10	1630	21.639,80	33.451,17	11.811,37
11	1614	21.427,39	33.122,82	11.695,43
12	1507	20.006,86	30.926,94	10.920,08
13	1455	19.316,51	29.859,79	10.543,28
14	1403	18.626,16	28.792,63	10.166,47
15	1129	14.988,55	23.169,55	8.181,00
16	1008	13.382,16	20.686,37	7.304,21
17	944	12.532,50	19.372,95	6.840,45
18	935	12.413,02	19.188,25	6.775,23
VPL (R\$/ha)				39.812,92
VAE (R\$/ha/ano)				3.676,98
Valor em 1819,93 ha (R\$/ano)				6.691.834,41

Fonte: Elaborado pela autora.

5.2.5. Lucro líquido total

Ao analisar as estimativas na BHRF, verifica-se que o lucro líquido total anual para as quatro atividades passíveis de conversão à floresta por programas de PSA é da ordem de R\$ 12,65 milhões para uma área produtiva de aproximadamente 15.288,70 ha, a qual representa cerca de 63% da área total da bacia.

Os custos de oportunidade e os valores de lucro líquido das atividades produtivas rurais são resumidos na Figura 25. Os custos de oportunidade somam cerca de R\$ 5.147,90 por hectare ao ano em toda a bacia, sendo em grande parte associados à citricultura (R\$ 3.167,70/ha/ano), seguidos do cultivo de eucalipto (R\$ 779,77/ha/ano), cana-de-açúcar (R\$ 467,59/ha/ano) e, por fim, criação de gado de corte (R\$ 223,53/ha/ano).

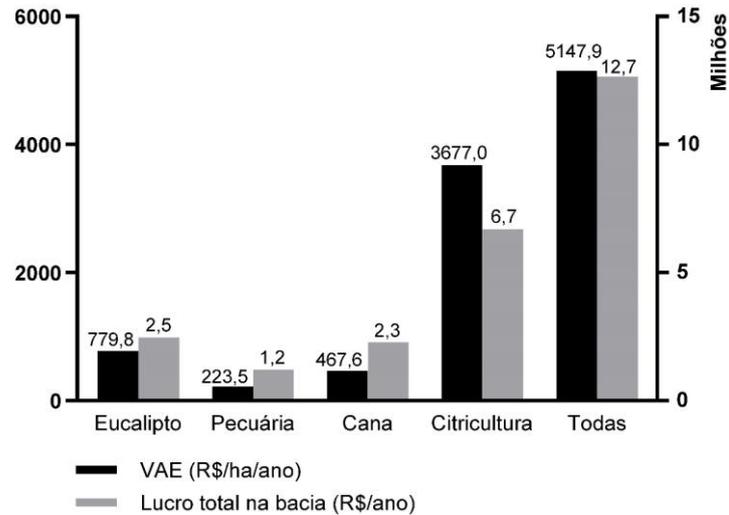


Figura 25 - Custos de oportunidade e lucro líquido por uso do solo. Fonte: Elaborado pela autora.

Já na Figura 26 é ilustrada a distribuição da participação de cada atividade na bacia por área ocupada e por lucratividade. Destaca-se que, embora possua a menor área ocupada, a citricultura representa a parcela de maior contribuição dentre as atividades, propiciando um lucro equivalente a 52,9% da lucratividade total, sendo assim a atividade mais rentável da BHRF.

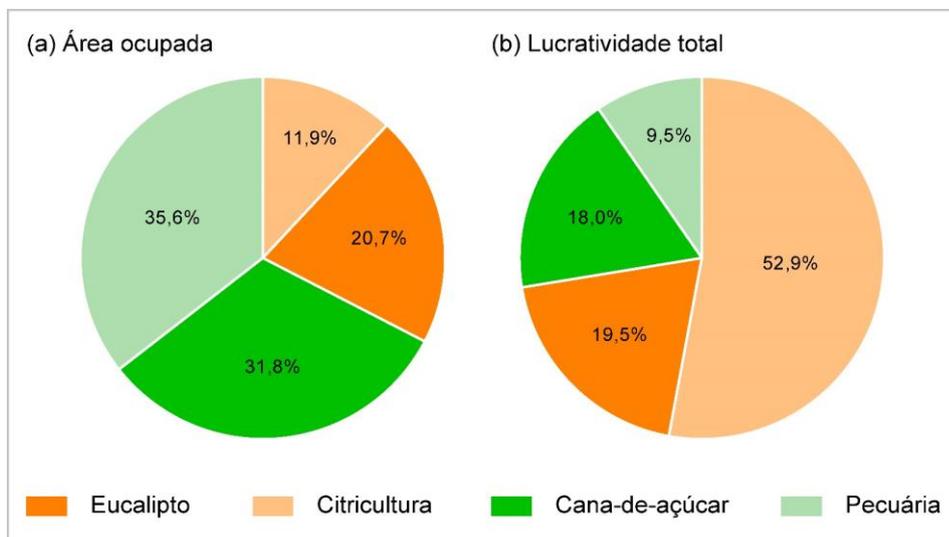


Figura 26 - Distribuição, em percentual, das atividades produtivas na bacia por (a) área ocupada e (b) lucratividade total.

Em termos de área ocupada, a pecuária é a atividade mais praticada na bacia (35,6%) e está associada ao menor custo de oportunidade, resultando em sua menor participação na lucratividade total da BHRF (9,5%). O custo de oportunidade indicado pelo VAE para as

pastagens é ligeiramente inferior a 50% do custo de oportunidade de produção da cana-de-açúcar, terceira atividade mais rentável da bacia. Esse fato, especialmente associado ao crítico potencial deflagrador de processos erosivos pela atividade antrópica na bacia, indica que as áreas ocupadas pela pecuária sejam prioritárias para serem contempladas por ações de restauração de programas de PSA no manancial do Ribeirão do Feijão, com o valor de referência de pagamento mínimo equivalente ao custo de oportunidade dos produtores rurais.

5.3. Áreas prioritárias à implementação de PSA

Embasada nas informações de cruzamento espacial entre os custos de oportunidade das áreas produtivas de cada imóvel rural e as áreas prioritárias à recuperação florestal obtidas pela AMC, foi possível definir na BHRF as propriedades com áreas de interesse para PSA, ou seja, aquelas com a presença de áreas de prioridade muito alta para provisão de serviços hidrológicos associadas aos menores custos de implementação do esquema. Buscou-se, portanto, garantir o sucesso da iniciativa em função da maximização do efeito de adicionalidade com eficácia na alocação dos limitados recursos financeiros. Os resultados são descritos conforme a seguir.

5.3.1. Áreas produtivas por proprietário de terra

A partir do levantamento de imóveis registrados no CAR e o mapa de uso e cobertura do solo, foi possível obter o plano de informação de áreas produtivas por proprietário de terra da bacia e restrições (APP e RL) (Figura 27), posteriormente utilizado para cruzamento com o mapa de prioridades obtido pela AMC. Na bacia, existem 269 propriedades que totalizam 18.678,93 ha, sendo 220 imóveis integralmente localizados dentro da área de estudo. Em média, o perfil fundiário é marcado pela presença de minifúndios e pequenas propriedades rurais: de acordo com a classificação de imóveis rurais definida pela Lei nº 8.629/1993 (BRASIL, 1993), 36,4% das propriedades possuem área inferior a 1 módulo fiscal (minifúndio); 36,8% entre 1 e 4 módulos fiscais (pequena propriedade); 14,1% entre 4 e 15 módulos fiscais (média propriedade), e 12,6% superior a 15 módulos fiscais (grande propriedade). O tamanho do módulo fiscal dos municípios de São Carlos, Analândia e Itirapina são de, respectivamente, 12 ha, 18 ha e 14 ha (INCRA, 2019). Nessa etapa, as áreas da bacia ocupadas por atividades produtivas, porém, sem a presença de imóvel cadastrado, não foram consideradas nas análises.

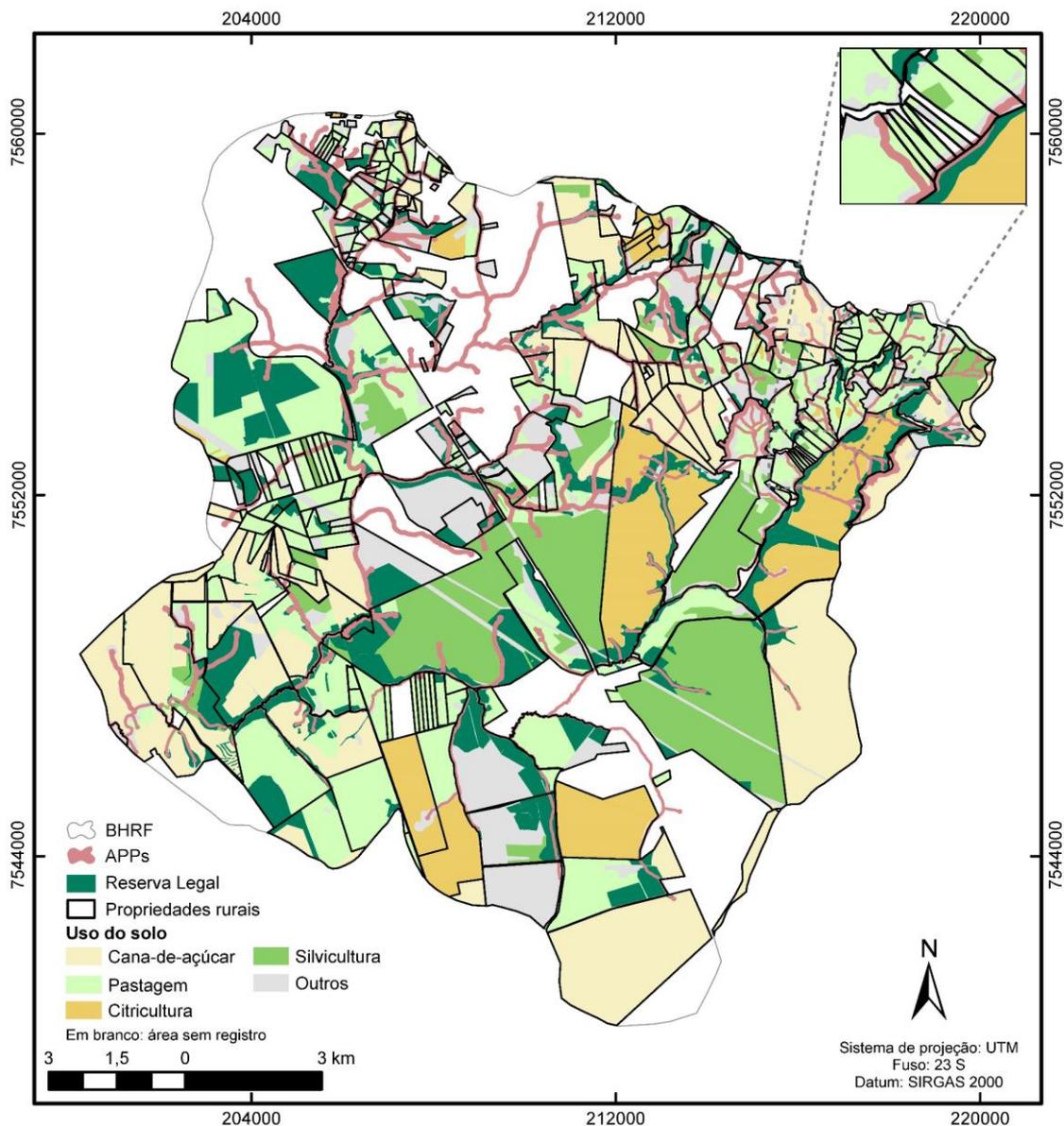


Figura 27 - Áreas produtivas e restrições (APP e RL) por propriedade rural. Fonte: Elaborado pela autora.

É interessante destacar que a base de dados do CAR, ainda não retificada, apresentou diversas inconsistências por sobreposição de áreas cadastráveis, provavelmente em função da realização inadequada de georreferenciamento e levantamento de informações cartográficas dos imóveis. Para o registro de terra, por sua vez, não é estabelecida uma norma técnica ou regulamento que estabeleça parâmetros de precisão do posicionamento espacial. Nesse sentido, a checagem fundiária e a validação dos dados são processos fundamentais e desafios para consolidação de um mecanismo inovador de controle, monitoramento e regularização ambiental.

Não obstante, após a realização dos ajustes das incoerências dos dados, as informações de limites das propriedades rurais, APP e RL tornam-se essenciais na abordagem metodológica de definição de áreas estratégicas como suporte à implementação de esquemas de PSA na BHRF. De fato, segundo Roitman *et al.* (2018), o CAR, uma vez consolidado, permite a realização de inúmeras análises ambientais, tais como o mapeamento dos remanescentes vegetais e corredores ecológicos, avaliação do nível de fragmentação da paisagem, identificação do grau de ameaça às espécies da fauna que necessitam de grandes áreas contíguas, entre outros.

5.3.2. Valoração econômica das prioridades à restauração florestal

Para obtenção dos valores de referência de pagamento de PSA na BHRF, tendo por base o custo de oportunidade mínimo ao qual os provedores de serviços ambientais estariam dispostos a aceitar, foi realizado o cruzamento dos planos de informações de áreas prioritárias à restauração florestal, áreas produtivas por proprietário de terra (com restrições de APP e RL) e valor econômico do uso do solo.

Na Figura 28, em (a), é possível observar o uso do solo segundo a classificação de prioridades à restauração florestal enquanto que, em (b), são apresentados os valores de custos de oportunidades, em R\$/ha/ano, associados às atividades econômicas. Já na Figura 29 é ilustrada a distribuição espacial dos resultados de valores de referência para PSA, em R\$/ano, estratificados tanto em sua totalidade das áreas produtivas para cada propriedade rural, em (a), quanto segundo a prioridade à restauração florestal por proprietário de terra, em (b).

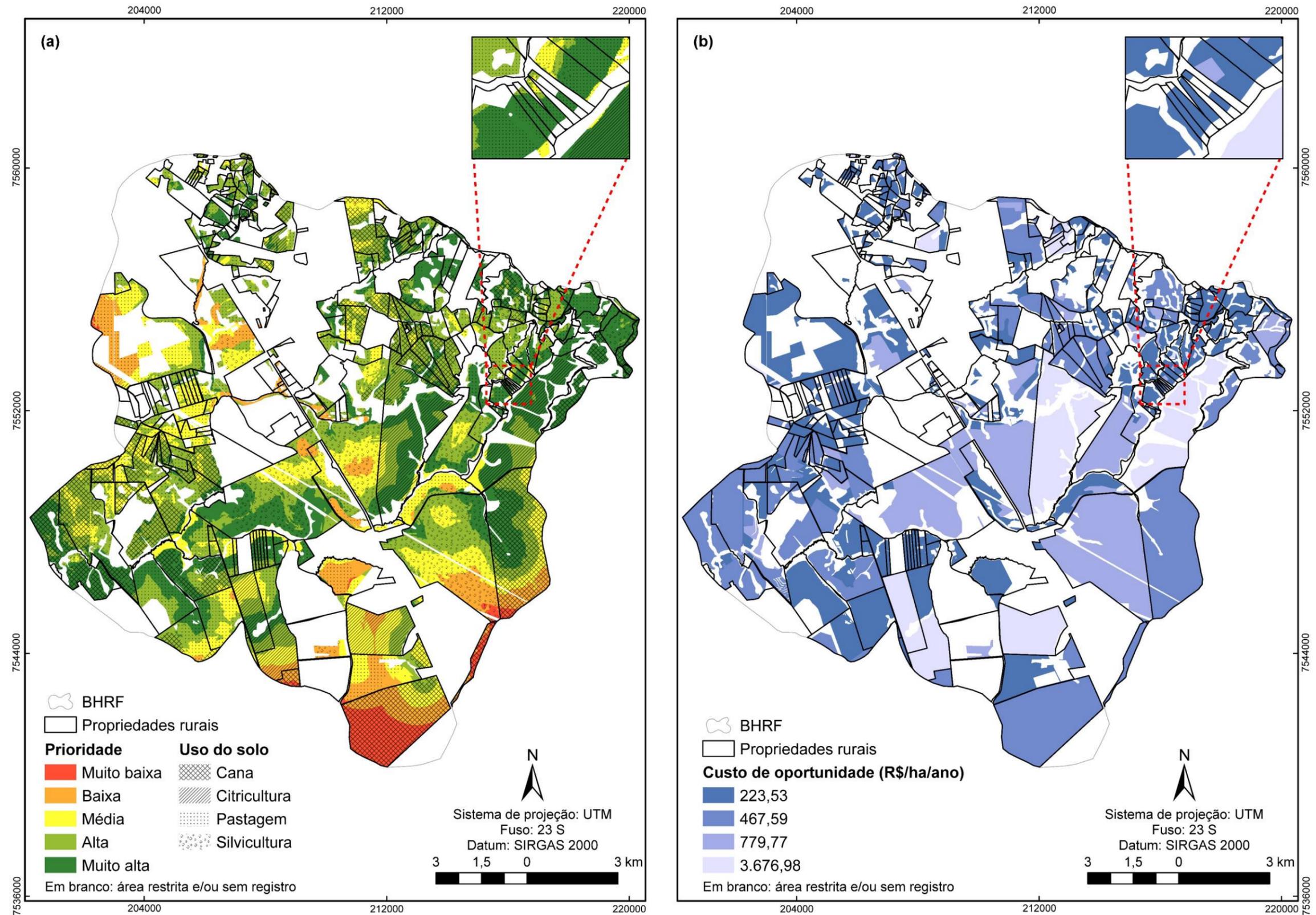


Figura 28 - Distribuição, por imóvel rural, (a) das áreas produtivas por prioridade à restauração florestal e (b) dos custos de oportunidade. Fonte: Elaborado pela autora.

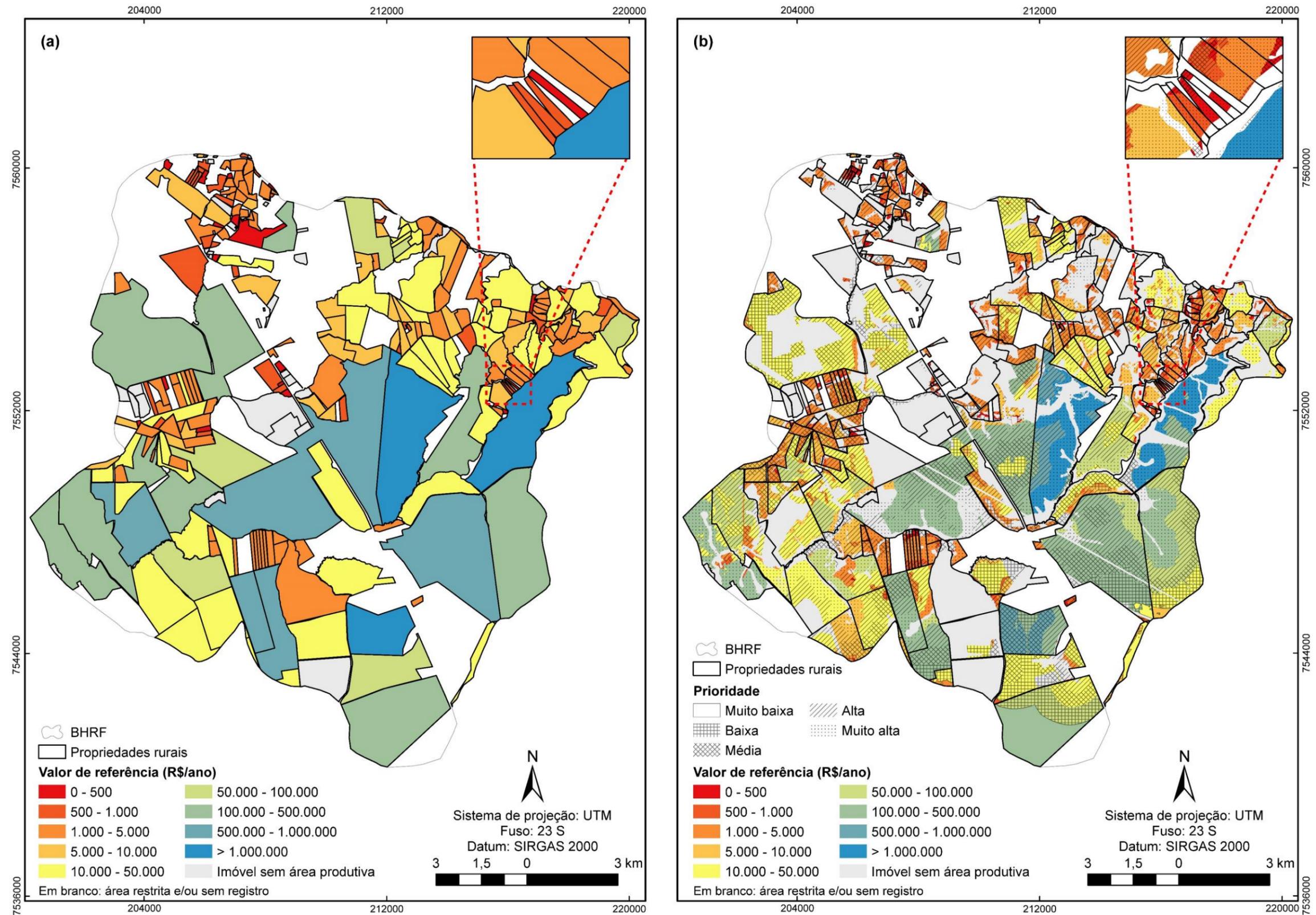


Figura 29 - Valores de referência por propriedade rural: (a) na totalidade de cada imóvel e (b) estratificado segundo prioridades à restauração. Fonte: Elaborado pela autora.

De maneira geral, os resultados de valoração econômica das prioridades à restauração florestal retratam a dimensão dos valores de referência necessários para a remuneração dos produtores rurais caso dispusessem de toda a sua área ou de determinada prioridade para a conversão à floresta.

Apesar de estarem localizadas parcialmente em áreas de prioridade muito alta à restauração florestal, a partir da Figura 28, é possível constatar inicialmente que as propriedades rurais situadas principalmente na região central da bacia possuem as maiores áreas de imóvel e estão associadas aos maiores custos de oportunidade ao produtor, ocupadas predominantemente por áreas de cultivo de laranja e reflorestamento, atividades mais rentáveis da bacia. Conseqüentemente, como observado na Figura 29, a remuneração de tais produtores rurais poderia alcançar a ordem de mais de R\$ 0,50 milhões ao ano, sendo o valor máximo atingido de R\$ 2,08 milhões ao ano. Por outro lado, mais da metade das propriedades cadastradas (60,59%) receberiam pagamentos de no máximo R\$ 10.000,00 ao ano pela conversão de todas as áreas produtivas. A grande maioria dos imóveis (77,70%), por sua vez, são aptos a receberem valores que atingem até R\$ 50.000,00 ao ano.

Ao se analisar os valores de referência sob a ótica dos níveis de prioridade à restauração florestal (Tabela 17), verificou-se que, independentemente do uso do solo a ser convertido, a totalidade das áreas de prioridade muito alta representam o valor de pagamento de R\$ 3.822.681,36 por ano aos produtores rurais, correspondente a 34,28% do custo total de implementação de PSA em toda a bacia (R\$ 11.149.730,91 ao ano).

Tabela 17 - Valores de referência de PSA segundo prioridade à restauração florestal e uso do solo.

Prioridade	Valor de referência (R\$/ano)				
	Eucalipto	Pecuária	Cana-de-açúcar	Citricultura	Total
Muito baixa	13.007,55	2.561,15	184.187,71	222,59	199.978,99
Baixa	219.714,49	98.436,52	158.569,06	304.187,96	780.908,03
Média	542.937,79	224.726,89	259.691,25	1.319.900,60	2.347.256,53
Alta	788.415,84	342.556,48	711.357,57	2.156.576,12	3.998.906,01
Muito alta	434.437,37	200.789,80	484.664,33	2.702.789,86	3.822.681,36
Total	1.998.513,03	869.070,83	1.798.469,92	6.483.677,13	11.149.730,91

Fonte: Elaborado pela autora.

Para a classe de prioridade muito alta, destaca-se a pecuária como atividade econômica de menor custo à implementação de esquema de PSA. O valor de referência de pagamento aos produtores é de R\$ 200.789,80 ao ano (1,80% do custo total) para a conversão de pastagens em

898,27 ha de áreas com prioridade muito alta, enquanto a conversão de 735,06 ha de áreas ocupadas pela cultura de laranja na mesma classe equivale a R\$ 2.702.789,86 ao ano (24,24%). A área total da classe de prioridade muito alta na bacia foi de 3.226,99 ha considerando todas as restrições e os limites das propriedades registradas no CAR.

Para fins de análise de uma possível fonte de captação de recursos financeiros para financiamento de um programa de PSA, os resultados de valores de referência na bacia podem ser comparados com o valor de disposição a pagar (DAP) determinado no estudo conduzido por Machado *et al.* (2016). Utilizando o Método de Valoração Contingente, os autores estimaram que 56% da população de São Carlos se mostrou disposta a pagar uma quantia mensal média de R\$ 5,02 (valor atualizado monetariamente para 01/2019) na conta de água pelos serviços ambientais oferecidos pelo manancial do Ribeirão do Feijão.

Desse modo, considerando a população ocupada de 88.298 habitantes do município de São Carlos (IBGE, 2017a), a DAP média equivaleria a R\$ 5.319.071,52 ao ano, recurso equivalente a 47,71% do valor de referência para restauração de toda a área de estudo, porém mais que suficiente para a continuidade dos pagamentos aos produtores nas áreas de prioridade muito alta, por exemplo (Figura 30).

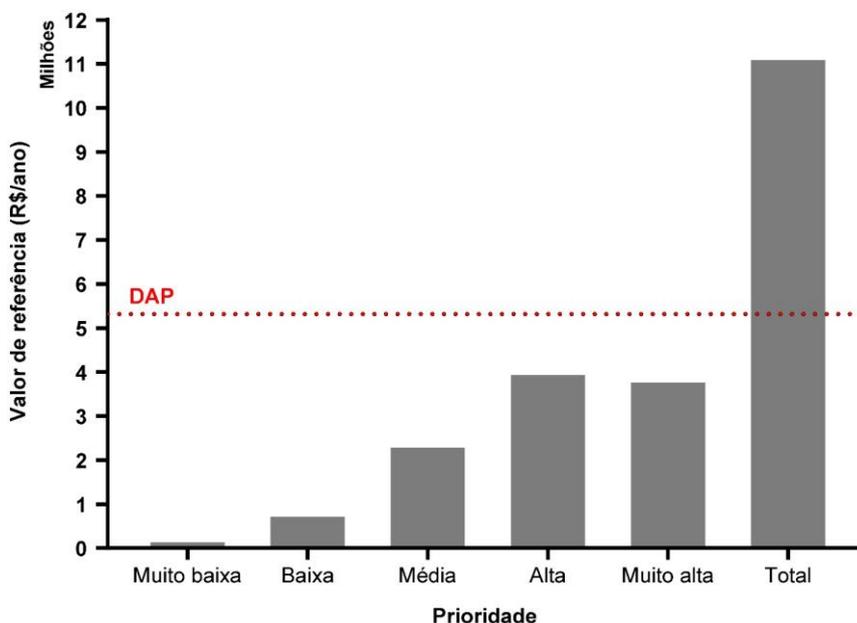


Figura 30 - Valores de referência de PSA segundo prioridade à restauração florestal e disposição a pagar (DAP) da população são carlense à proteção ambiental. Fonte: Elaborado pela autora.

Salienta-se que essa análise, no entanto, refere-se à estimativa da dimensão dos valores de pagamento na hipótese de os proprietários participarem integralmente com suas áreas

produtivas. Na prática, no entanto, destaca-se a flexibilidade dos programas de PSA em permitir ao proprietário rural a conversão de apenas uma parcela da área ocupada pela atividade no imóvel, fator fundamental diante de recursos limitados e de outros desafios como a disposição de proprietários de terra em aderir programas de PSA.

5.3.3. Áreas de interesse aos esquemas de PSA

As áreas prioritárias, isto é, as áreas de interesse para implementação de esquemas de PSA com maior custo-efetividade foram definidas segundo a prioridade muito alta à restauração da vegetação nativa coincidente com a ocupação por pastagem, ou seja, as áreas associadas aos menores custos de financiamento por área (custo de oportunidade de terra) na bacia. Propôs-se, portanto, a definição de valores básicos justos aos produtores e, ao mesmo tempo, viáveis aos executores. Na Figura 31 é apresentada a distribuição das áreas de interesse e os valores de referência estimados para aplicação do PSA na totalidade de suas áreas em cada propriedade rural, sendo o maior valor de R\$ 27.327,42 ao ano para uma propriedade com 122,25 ha da área de interesse.

Foram identificadas 99 propriedades rurais com áreas prioritárias que somam 898,27 ha, representando 3,69% da área total da BHRF. Pela Figura 31, observa-se que diversas das áreas alvo estão localizadas na região de cabeceira do curso d'água principal. Nesse sentido, portanto, a restauração florestal das áreas de interesse representa vital importância para proteção dos recursos hídricos da bacia, uma vez que a presença de pastagens e a sua falta de manejo na região são fatores agravantes na redução da capacidade de infiltração do solo e na deflagração de processos erosivos acelerados na bacia.

Os processos geodinâmicos, tais como as ravinas e voçorocas, situam-se em sua maioria próximas às drenagens, concentradas na região NE, e são associados predominantemente às pastagens que, inclusive, também ocupam solos arenosos e declividades mais acentuadas na bacia. De fato, a pastagem é o principal uso do solo presente na BHRF, inclusive no entorno de córregos e nascentes. Tais agravantes sinalizam a influência direta na produção de sedimentos para dentro do canal, tendo como consequência o empobrecimento do solo, aumento da erosão hídrica e poluição do manancial. Segundo Neves (2015) e Costa *et al.* (2013), o manancial sofre constantes pressões pela atividade agrossilvipastoril e pela expansão dos aglomerados urbanos, contribuindo para degradação dos serviços ecossistêmicos locais.

Em termos financeiros, a totalidade das áreas de interesse corresponde ao valor de referência de pagamento de R\$ 200.789,80 por ano aos produtores rurais. Neste caso, a DAP

média corresponderia a mais de 26 vezes a quantia necessária para continuidade dos pagamentos aos proprietários nas áreas prioritárias à implementação de PSA. Assim, embora os custos de implementação e manutenção de PSA incluam diversos outros investimentos (como administrativos, atividades de campo, sensibilização, articulação), a alternativa de arrecadação municipal para financiamento do PSA, nesse cenário, representa relevante indício de viabilidade econômica do projeto.

No APÊNDICE IV apresenta-se o banco de dados de valores estimados de implementação de PSA, em R\$/ano, segundo a totalidade das áreas prioritárias por proprietário rural localizado nas áreas de interesse.

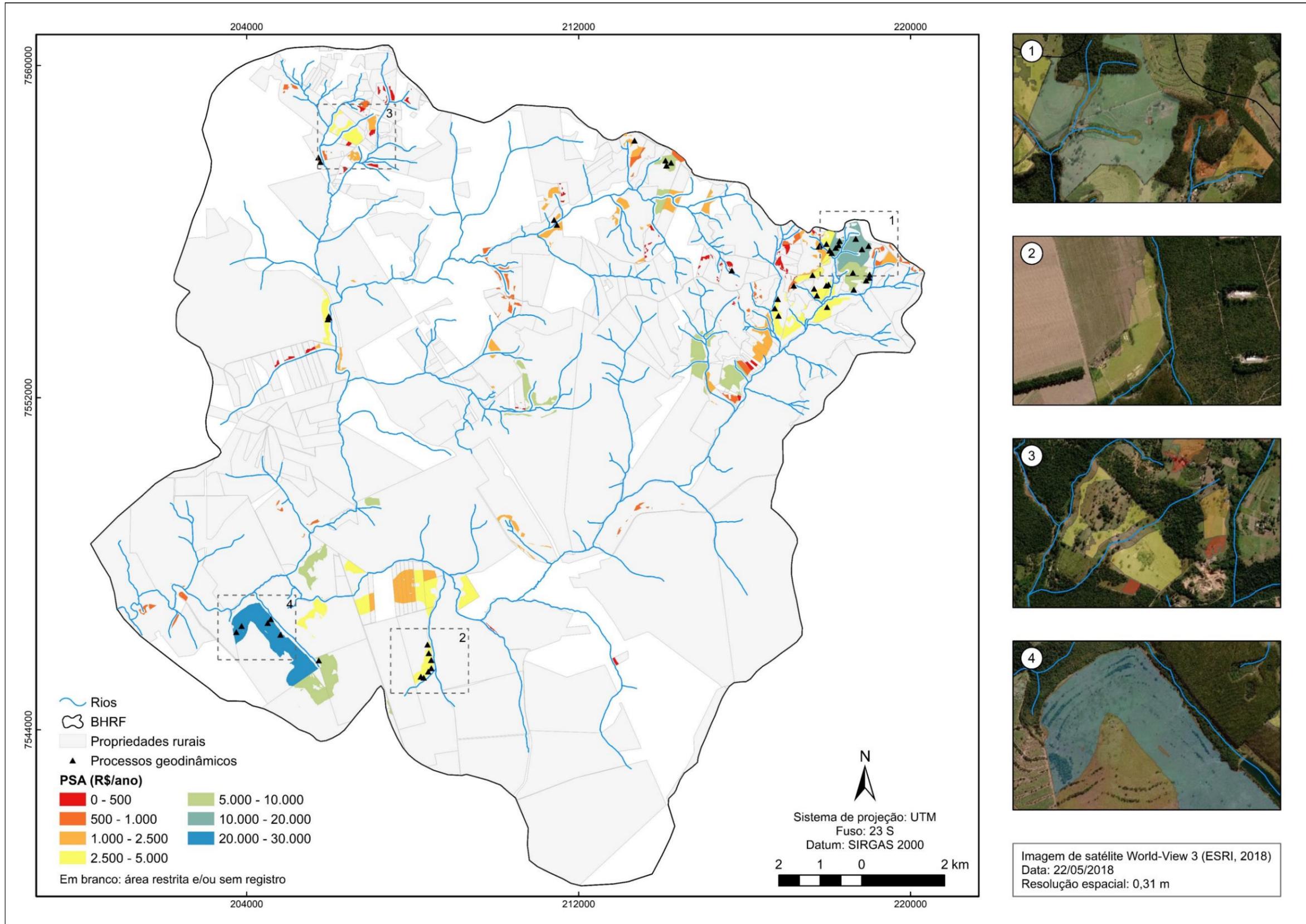


Figura 31 - Áreas prioritárias à implementação de PSA e valores de referência, por proprietário rural, na totalidade da área de interesse. Fonte: Elaborado pela autora.

Mesmo reconhecendo que o custo de oportunidade em qualquer regime pode variar de acordo com a declividade, fertilidade do solo, localização, entre outros, o valor de referência de R\$ 223,53/ha/ano determinado pela pecuária, por sua vez, não se distancia daqueles praticados por outras iniciativas relacionadas à água já implementadas no Brasil, conforme Tabela 18.

Tabela 18 - Exemplos de valores de referência para ações de restauração florestal em projetos de PSA implementados no Brasil.

Iniciativa (ano de início)	Abrangência (escala)	Valor do PSA para restauração	Fonte
Conservador das Águas (2005)	Sub-bacias no município de Extrema-MG (local)	São pagos 100 Unidades Fiscais de Extrema (UFEX) por hectare por ano, equivalente a R\$ 285,00/ha/ano em 2019.	Pereira (2017) e Extrema (2019)
Produtor de Água - PCJ (2009)	Microbacias do Ribeirão Moinho, Nazaré Paulista-SP, e do Ribeirão Cancã, Joanópolis-SP (local)	Os valores variam entre R\$ 25/ha/ano para restauração florestal medianamente cuidada e R\$ 125/ha/ano quando bem cuidada. A partir de 2013, foram estabelecidos reajustes de 7% ao ano nos contratos vigentes.	Viani e Bracale (2015)
Programa Reflorestar (2009)*	Espírito Santo-ES (regional)	Os valores são calculados com base no Valor de Referência do Tesouro Estadual (VRTE), sendo em 2019 de R\$ 223,06 e R\$254,92/ha/ano, respectivamente, para as modalidades de regeneração natural e recuperação com plantio.	Taffarelo <i>et al.</i> (2017) e Espírito Santo (2019)
Produtor de Água - Rio Camboriú (2009)	Bacia do Rio Camboriú, Camboriú-SC e Balneário do Camboriú-SC (local)	O apoio financeiro é proporcional ao grau de adesão do proprietário, podendo alcançar até 1,5 Unidade Fiscal do Município (UFM), correspondente a R\$ 455,66/ha/ano em 2019.	Pagiola, Von Glehn e Taffarelo (2013) e Balneário Camboriú (2018)
Produtor de Água do Rio Vermelho (2011)	Bacia do Rio Vermelho, São Bento do Sul-SC (local)	De acordo com a tabela de valoração proposta, é possível atingir o valor máximo de 122,5 UFM, representando R\$ 517,84/ha/ano em 2019.	São Bento do Sul (2011) e São Bento do Sul (2019)
Produtor de Água - Guaratinguetá (2011)	Bacia do Ribeirão Guaratinguetá, Guaratinguetá-SP (local)	Os valores previstos são de 10 a 20 Unidades Fiscais do Estado de São Paulo (UFESP)/ha/ano, ou seja, de R\$ 265,30 a R\$530,60/ha/ano em 2019.	Pagiola, Von Glehn e Taffarelo (2013) e São Paulo (2018b)
Programa São José Mais Água (2015)	Microbacia do Ribeirão das Couves, São José dos Campos-SP (local)	A bonificação se dá com base em uma tábua de valoração, sendo o valor máximo atingível de R\$ 200,00/ha/ano segundo critérios de conservação, recursos hídricos, produção e gestão da propriedade.	São José dos Campos (2015)
PSA Rio Doce - Fundação Renova (2018)	Diversas sub-bacias na bacia do Rio Doce (regional)	O valor de referência na modalidade de restauração ou recuperação é de R\$ 252,00/ha/ano, ajustado anualmente pelo IPCA.	Fundação Renova (2018)

*Programa estadual criado com base em dois projetos piloto: “Florestas para a Vida” e “ProdutorES de Água”

Fonte: Elaborado pela autora.

O projeto pioneiro do programa de referência Produtor de Água, o “Conservador das Águas”, por exemplo, remunera em 2019 o valor de PSA equivalente a R\$ 285,00/ha/ano ao

proprietário. Dentre os outros projetos do programa, o Produtor de Água - Rio Vermelho e o Produtor de Água - Guaratinguetá atingem maiores limites, pagando respectivamente, em 2019, até R\$ 517,84 e R\$ 530,60/ha/ano. É interessante notar que a adoção de valores fixos de PSA, sem previsão de reajuste anual, foi inicialmente identificada como uma fragilidade no programa Produtor de Água - PCJ, em função da dificuldade de se alterar os valores do PSA e consequente desvalorização do mesmo (VIANI; BRACALE, 2015).

Em comparação a outros projetos já implementados, verifica-se, portanto, uma compatibilidade para adoção do custo de oportunidade na BHRF em valores próximos à referência de R\$ 223,53/ha/ano. Ademais, embora o recurso já seja isoladamente insuficiente para competir com o mercado de citrus, cana e silvicultura, há margem para realização de um desconto sobre o valor de referência tendo em vista que a adesão ao PSA não incorre em riscos de investimento em comparação com atividades agropecuárias regulares.

Por outro lado, os serviços ecossistêmicos da restauração florestal têm grande impacto econômico para sociedade. De acordo com a mensuração de valores econômicos dos ecossistemas no clássico estudo conduzido por Costanza *et al.* (1997), atualizado por Costanza *et al.* (2014), o valor médio produzido por um hectare de floresta tropical, como o da Mata Atlântica, equivalia a US\$ 5.382,00 por ano (a preços de 2007) pela prestação de diferentes tipos de serviços ecossistêmicos, incluindo regulação climática, ciclagem de nutrientes, controle da erosão, polinização, serviços culturais e recreativos, entre outros. Já para os campos naturais e pastagens, em geral, a média global foi de US\$ 4.166,00/ha/ano, proporcionando uma diferença negativa de US\$ 1.216,00/ha/ano em relação às florestas tropicais. Teoricamente, essa diferença representaria uma “perda” de cerca de US\$ 1,09 milhões/ha/ano caso fosse extrapolada para as áreas de interesse a esquemas de PSA na BHRF.

Assim, mesmo reconhecendo as limitações e incertezas inerentes às estimativas do trabalho citado, evidencia-se que investimentos em conservação e restauração dos ecossistemas, como no PSA, são atrativos por serem capazes de gerar tanto efeitos ecológicos, sociais e ambientais quanto benefícios econômicos relevantes, geralmente ocultos nas tomadas de decisão (COSTANZA *et al.*, 2014).

As iniciativas para restauração florestal no bioma da Mata Atlântica, por sua vez, representam uma grande oportunidade de investimento para o país e financiadores internacionais (CROUZEILLES *et al.*, 2019). Brancalion *et al.* (2019), por exemplo, levantaram que o bioma possui grande potencial de obtenção de benefícios pela restauração

(considerando a conservação da biodiversidade, mitigação e adaptação às mudanças climáticas e riscos de segurança hídrica), além de alta viabilidade determinada em função dos custos financeiros associados à mudança do uso da terra da agricultura para a restauração e a chance de novas florestas persistirem. De acordo com os resultados dos autores, a Mata Atlântica apresenta a maior área global adequada para restauração em paisagens tropicais, com cerca de 40 Mha.

Por fim, é importante destacar que a priorização das áreas deve focar em selecionar os locais que provêm serviços ambientais relevantes, porém, em seguida, promover condições para alcance de objetivos socioeconômicos, geralmente secundários, como a redução da pobreza e desenvolvimento das comunidades rurais (CAMPANHÃO; RANIERI, 2019; MURADIAN *et al.*, 2010). Dessa maneira, além da identificação espacial das áreas alvo conforme abordagem metodológica aplicada, outros critérios podem ser verificados na priorização para seleção dos participantes de um esquema de PSA para garantir maiores benefícios, tais como:

- Definição de área mínima compatível para restauração como critério de elegibilidade de forma a garantir viabilidade financeira dos projetos técnicos (implementação e monitoramento).
- Priorização de áreas enquadradas como pequena propriedade rural ou agricultora familiar, bem como as áreas alvo de políticas e programas de inclusão social e com maior potencial de redução de pobreza (CAMPANHÃO; RANIERI, 2019).
- Caso aplicável, dar preferência pelo recrutamento de propriedades prioritárias contíguas ou de grande proximidade geográfica a outras já contempladas ou a serem contempladas pelo PSA como forma de facilitar a coordenação e colaboração entre os provedores, bem como de potencialmente propiciar mais benefícios do que parcelas conservadas isoladamente (DUKE *et al.*, 2015; CAMPANHÃO; RANIERI, 2019).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante da importância do instrumento do PSA para conservação e restauração dos ecossistemas, o presente trabalho teve como objetivo principal integrar o conhecimento científico na definição espacial de áreas prioritárias para execução de esquemas de PSA na bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão, São Carlos-SP, com ênfase na proteção dos recursos hídricos. A proposta é de potencialmente elevar o custo-efetividade de um esquema com a aplicação de ações de restauração e conservação florestais nas áreas identificadas como as mais vulneráveis para provisão de serviços hidrológicos, porém, associadas aos menores custos de implementação.

A bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão compõe a bacia de contribuição do principal manancial de abastecimento urbano de São Carlos e representa um importante e estratégico ativo ambiental do município, sendo fundamentais a sua preservação e conservação. Para tal, a análise multicriterial, com o método da CLP, constituiu como uma metodologia robusta de identificação das áreas prioritárias para restauração florestal, especialmente quando associada à análise de sensibilidade na avaliação da coerência da solução proposta aos objetivos dos tomadores de decisão.

No manancial do Ribeirão do Feijão, a análise baseada nos critérios em função dos aspectos ambientais levantou a urgência de recuperação dos serviços ambientais nas áreas de prioridade muito alta, as quais representaram 25,62% (43,12 km²) das áreas elegíveis à ação. A classe de prioridade muito alta, por sua vez, é caracterizada em sua maioria pela predominância de usos do solo deflagradores de processos erosivos (pastagem e cana-de-açúcar), associados à presença de solos arenosos e susceptíveis a erosão, localizados em áreas de recarga direta do Aquífero Guarani. Verificou-se, ainda, a concentração de ocorrência de processos geodinâmicos nesses locais.

Os resultados de espacialização das áreas prioritárias estão de acordo com a estrutura (critérios e pesos) definida no processo decisório, no qual, visando o sucesso das ações de recuperação e provisão de serviços ambientais, integrou elementos de paisagem na busca por áreas localizadas próximas à rede hidrográfica, à cobertura florestal e entre os fragmentos de maior área nuclear, bem como situadas nos potenciais mais elevados de contaminação de aquíferos e de erosão acelerada, concomitantemente distantes de fontes de distúrbio (áreas urbanizadas e malha viária).

A partir da análise de sensibilidade, foi possível concluir que, embora alguns critérios sejam sensíveis a variação dos pesos (principalmente o de proximidade à rede hidrográfica), o padrão de distribuição espacial das classes de prioridade apresentou-se relativamente estável durante a análise. A técnica, portanto, apresentou-se como essencial para aferir a coerência e robustez da solução obtida frente à avaliação dos fatores e seus pesos. De maneira geral, a combinação das técnicas de geoprocessamento e a abordagem multicriterial mostrou-se como uma ferramenta econômica, flexível e adequada para determinação do nível de prioridade à restauração florestal.

Na esfera econômica, além de definir o valor de referência necessário para ressarcimento do produtor rural na adesão ao PSA, a estimativa dos custos de oportunidade de terra pela análise econômica (VPL e VAE) permitiu a identificação da dimensão e diferença de contribuição em valor no mercado de cada atividade agropecuária considerada na bacia. Nessa etapa, verificou-se que, embora possua a maior área ocupada na bacia, a pecuária está associada ao menor custo de oportunidade (R\$ 223,53/ha/ano) e representa a menor parcela de contribuição na lucratividade total da bacia.

Em seguida, ao integrar as esferas ambiental e econômica através do cruzamento entre o valor econômico do uso do solo em cada propriedade rural e as áreas prioritárias à restauração florestal, foi possível identificar as áreas onde a provisão de relevantes serviços ambientais (prioridade muito alta à restauração florestal) é mais barata na bacia (pecuária), bem como compor um banco de dados com informações relevantes de preços necessários de pagamento de PSA nas áreas prioritárias e em cada imóvel rural.

A conversão da totalidade das áreas prioritárias à implementação de PSA (898,27 ha distribuídos em 99 propriedades) corresponderia a um valor de pagamento de R\$ 200.789,80 por ano aos provedores, o qual se mostrou viável economicamente quando comparado à DAP da população levantada por Machado *et al.* (2016). Ademais, como as áreas prioritárias ocupam inclusive a região de cabeceira do Ribeirão do Feijão e as pastagens representam um fator crítico para a deflagração de processos erosivos na bacia, espera-se que a restauração dos ecossistemas gere efeitos ecológicos relevantes na proteção dos recursos hídricos da bacia.

Não obstante, é interessante destacar que a utilização da base de dados de imóveis registrados no CAR, inclusive com informações de APP e RL, foi fundamental na proposta metodológica. Por outro lado, as inconsistências de sobreposição espacial dos dados não retificados e a inexistência de áreas rurais sem cadastro limitaram a precisão e dimensão das

áreas prioritárias da bacia. Portanto, apesar de seu grande potencial nas análises ambientais e políticas de regularização ambiental, surge ainda a urgente necessidade de execução de processos de validação de dados para consolidação do mecanismo.

Em suma, a abordagem multicriterial e a análise econômica com uso dos dados do CAR para definição de áreas prioritárias, em ambiente SIG, compõem uma abordagem metodológica estratégica e prática para aprimorar o custo-efetividade de implementação e manutenção de esquemas de PSA, uma vez que facilita o planejamento, a otimização e o sucesso das ações do instrumento de acordo com os fatores e objetivos das análises. Além de levantar informações para traçar um plano de aplicação de PSA na bacia do manancial do Ribeirão do Feijão, contribuiu-se, ainda, com a demanda de ferramentas de apoio à tomada de decisão para subsídio do planejamento territorial e de políticas de incentivos ambientais em bacias hidrográficas.

6.1. Recomendações para trabalhos futuros

Para continuação do estudo de implementação de um programa de PSA na BHRF, a partir dos resultados, estudos adicionais envolvendo a coordenação entre diferentes setores, como os sociais e culturais, devem ser incluídos de maneira a articular novas políticas e medidas onde seja mais necessário, conciliando os esforços de restauração e conservação com o desenvolvimento econômico sustentável.

Uma abordagem interessante seria de estimar a probabilidade de produtores rurais participarem de um esquema de PSA e de aceitar o valor oferecido, para isso, com base em pesquisa de campo junto aos potenciais provedores. Como uma forma de estímulo para a continuidade de projetos de PSA, sugere-se, ainda, o estudo da captação de carbono derivado da mudança do uso do solo e, portanto, do potencial de comercialização de créditos de carbono de reflorestamento como forma de renda extra aos proprietários que aderirem ao projeto.

Ademais, recomenda-se a avaliação da perda de solo anual por meio de modelos como a Equação Universal de Perda do Solo (EUPS) nos cenários de implementação de PSA tanto nas áreas de interesse quanto nas áreas de outras classes de prioridade, estimando-se assim o potencial de abatimento de erosão com o instrumento. Dessa forma, ainda, é possível simular e fazer predições em relação ao aporte de sedimentos e custos de mitigação do assoreamento e de tratamento de água para estimar parcialmente os benefícios gerados pela reposição florestal.

7. REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS EXPORTADORAS DE CARNE (ABIEC). **Beef Report 2019: Perfil da Pecuária no Brasil**. São Paulo: ABIEC, 2019. 49 p.
- AGARWAL, R.; GARG, P. K. Remote sensing and GIS based groundwater potential and recharge zones mapping using multi-criteria decision making technique. **Water Resources Management**, v. 30, n. 1, p. 243-260, 2016.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Massas d'Água (Espelho d'Água)**. 2016. Disponível em: <http://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/metadata.show?id=45&currTab=distribution>. Acesso em: 20 set. 2018. Escala 1:250.000.
- ANA. **Abastecimento Urbano de Água**. 2017. Disponível em: <http://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/metadata.show?id=321&currTab=simple>. Acesso em: 20 set. 2018. Escala 1:1.000.000.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). **BIG - Banco de Informações de Geração**. 2018. Disponível em: <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/Empreendimento/ResumoUsina.asp>. Acesso em: 09 ago. 2018.
- AGÊNCIA NACIONAL DE TRANSPORTES TERRESTRES (ANTT). **Ferrovias: declaração de rede - 2017**. 2017. Disponível em: http://www.antt.gov.br/ferrovias/arquivos/Declaracao_de_Rede__2017.html. Acesso em: 24 set. 2018.
- ALBERTI, M. *et al.* The impact of urban patterns on aquatic ecosystems: An empirical analysis in Puget lowland sub-basins. **Landscape and Urban Planning**, v. 80, p. 345-361, 2007.
- ALIX-GARCIA, J.; DE JANVRY, A.; SADOULET, E. The role of deforestation risk and calibrated compensation in designing payments for environmental services. **Environment and Development Economics**, v. 13, n. 3, p. 375-394, 2008.
- ALMEIDA, F. F. M. Fundamentos geológicos do relevo paulista. **Boletim do Instituto Geográfico e Geológico**, São Paulo, v. 41, n. 41, p. 169-263, 1964.
- ANDRÉASSIAN, V. Waters and forests: From historical controversy to scientific debate. **Journal of Hydrology**, v. 291, p. 1-27, 2004.
- ARRIAGADA, R. A. *et al.* Do payments for environmental services affect forest cover? A farm-level evaluation from Costa Rica. **Land Economics**, v. 8, n. 2, p. 382-399, 2012.
- BABAN, S. M. J.; WAN-YUSOF, K. Modelling Optimum Sites for Locating Reservoirs in Tropical Environments. **Water Resources Management**, v. 17, n. 1, p. 1-17, 2003.
- SOUZA, A. R. Identificação de áreas prioritárias à implementação de programas de Pagamento por Serviços Ambientais na Bacia do Ribeirão do Feijão, São Carlos-SP. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática - NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2019.

BALNEÁRIO CAMBORIÚ. **Decreto n° 9.220, de 5 de dezembro de 2018**. Fixa a Unidade Fiscal Municipal – UFM para o exercício de 2019. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a1/sc/b/balneario-camboriu/decreto/2018/922/9220/decreto-n-9220-2018-fixa-a-unidade-fiscal-municipal-ufm-para-o-exercicio-de-2019>. Acesso em: 15 out. 2019.

BANCO CENTRAL DO BRASIL (BACEN). **Calculadora do cidadão**. 2019. Disponível em: <https://www3.bcb.gov.br/CALCIDADA0/publico/corrigirPorIndice.do?method=corrigirPorIndice>. Acesso em: 03 mai. 2019.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, A. **Conservação do solo**. 8 ed. São Paulo: Icone, 2012. 355 p.

BETTINGER, P. *et al.* **Forest Management and Planning**. 2 ed. Academic Press, 2016. 362 p.

BIAO, Z. *et al.* Water conservation of forest ecosystem in Beijing and its value. **Ecological Economics**, v. 69, n. 7, p. 1416-1426, 2010.

BILOTTA, G.S. *et al.* The impacts of grazing animals on the quality of soils, vegetation, and surface waters in intensively managed grasslands. **Advances in Agronomy**, v. 94, p. 237-280, 2007.

BOGGIA, A. *et al.* Spatial multicriteria analysis for sustainability assessment: A new model for decision making. **Land Use Policy**, v. 71, p. 281-292, 2018.

BORN, R. H.; TALOCCHI, S. Compensações por Serviços Ambientais: sustentabilidade ambiental com inclusão social. In: BORN, R. H.; TALOCCHI, S. (Coord.). **Proteção do capital social e ecológico: por meio de Compensações por Serviços Ambientais (CSA)**. São Paulo: Vitae Civilis, 2002. p. 27-46.

BÖRNER, J. *et al.* The Effectiveness of Payments for Environmental Services. **World Development**, v. 96, p. 359-374, 2017.

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

BRADSHAW, C. J. A. *et al.* Global evidence that deforestation amplifies flood risk and severity in the developing world. **Global Change Biology**, v. 13, n. 11, p. 2379-2395, 2007.

BRANCALION, P. H. S. *et al.* Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. **Science Advances**, v. 5, n. 7, eaav3223, 2019.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Secretaria Geral. Projeto Radambrasil. **Folhas SF. 23/24, Rio de Janeiro/Vitória: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso**

potencial da terra. Rio de Janeiro: Projeto Radambrasil, 1983. 780 p. (Levantamento de Recursos Naturais, 32).

BRASIL. Lei nº 8.629, de 25 de fevereiro de 1993. Dispõe sobre a regulamentação dos dispositivos constitucionais relativos à reforma agrária, previstos no Capítulo III, Título VII, da Constituição Federal. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 38, 26 fev. 1993. Seção 1, p. 2349. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L8629.htm. Acesso em: 26 set. 2019.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 102, 28 mai. 2012a. Seção 1, p. 1. Disponível em: http://planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm#art29%C2%A73.. Acesso em: 29 mai. 2018.

BRASIL. Decreto nº 7.830, de 17 de outubro de 2012. Dispõe sobre o Sistema de Cadastro Ambiental Rural, o Cadastro Ambiental Rural, estabelece normas de caráter geral aos Programas de Regularização Ambiental, de que trata a Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 202, 18 out. 2012b. Seção 1, p. 5. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/decreto/D7830.htm. Acesso em: 29 mai. 2018.

BRASIL. Câmara dos Deputados. Projeto de lei nº 312, de 10 de fevereiro de 2015. Autor: Rubens Bueno. **Câmara dos Deputados**, Brasília, DF, 10 fev. 2015. Disponível em: http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/prop_mostrarintegra?codteor=1299830&filename=PL+312/2015. Acesso em: 17 abr. 2018.

BRASIL. Lei nº 13.295, de 14 de junho de 2016a. Altera a Lei nº 12.096, de 24 de novembro de 2009, a Lei nº 12.844, de 19 de julho de 2013, a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, e a Lei no 10.177, de 12 de janeiro de 2001. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 113, 15 jun. 2016. Seção 1, p. 1. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2015-2018/2016/Lei/L13295.htm#art4. Acesso em: 29 mai. 2018.

BRASIL. Decreto nº 9.257, de 29 de dezembro de 2017. Prorroga o prazo de inscrição ao Cadastro Ambiental Rural - CAR. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 249-D, 29 dez. 2017a. Seção 1, p. 2. Disponível em: http://planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2015-2018/2017/Decreto/D9257.htm. Acesso em: 29 mai. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Dados Georreferenciados – Cadastro Nacional de Unidades de Conservação.** 2016b. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/areas-protetidas/cadastro-nacional-de-ucs/dados-georreferenciados.html>. Acesso em: 10 abr. 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Guia para a Formulação de Políticas Públicas Estaduais e Municipais de Pagamentos por Serviços Ambientais.** Brasília: FGB/TNC/MMA/GIZ, 2017b. 77 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Serviço Florestal Brasileiro. **Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (Sicar): Base de downloads**. Brasília, 2018a. Disponível em: <http://www.car.gov.br/publico/municipios/downloads>. Acesso em: 24 set. 2018.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Plano Agrícola e Pecuário 2018/2019**. Brasília: MAPA, 2018b. 38 p.

BRAUMAN, K. A. *et al.* The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 32, p. 67-98, 2007.

BRUIJNZEEL, L. A. Hydrological functions of tropical forests: Not seeing the soil for the trees? **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 104, n. 1, p. 185-228, 2004.

CALDER, I. R. Forests and water - closing the gap between public and science perceptions. **Water science and Technology**, v. 49, n. 7, p. 39-53, 2004.

CALDER, I. R. Forests and water - Ensuring forest benefits outweigh water costs. **Forest Ecology and Management**, v. 251, p. 110-120, 2007.

CAMPANHÃO, L. M. B.; RANIERI, V. E. L. Guideline framework for effective targeting of payments for watershed services. **Forest Policy and Economics**, v. 104, p. 93-109, 2019.

CAPILLA, J. A. J.; CARRIÓN, J. A.; ALAMEDA-HERNANDEZ, E. Optimal site selection for upper reservoirs in pump-back systems, using geographical information systems and multicriteria analysis. **Renewable Energy**, v. 86, p. 429-440, 2016.

CARVALHO-SANTOS, C.; HONRADO, J. P.; HEIN, L. Hydrological services and the role of forests: conceptualization and indicator-based analysis with an illustration at a regional scale. **Ecological Complexity**, v. 20, p. 69-80, 2014.

CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA (CEPEA).

Indicador do boi gordo ESALQ/B3. 2018. Disponível em:

<https://www.cepea.esalq.usp.br/br/consultas-ao-banco-de-dados-do-site.aspx>. Acesso em: 03 mai. 2019.

CEPEA. Citricultura retoma investimentos em 2017. **Hortifruti Brasil**, ano 16, n. 167, p. 16-19, mai. 2017.

CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS À

AGRICULTURA (CEPAGRI). **Clima dos Municípios Paulistas**. 2018. Disponível em:

https://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_549.html. Acesso em: 01 ago. 2018.

CHEN, K. P.; BLONG, R.; JACOBSON, C. MCE-RISK: integrating multicriteria evaluation and GIS for risk decision-making in natural hazards. **Environmental Modelling & Software**, v. 16, n. 4, p. 387-397, 2001.

SOUZA, A. R. Identificação de áreas prioritárias à implementação de programas de Pagamento por Serviços Ambientais na Bacia do Ribeirão do Feijão, São Carlos-SP. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática - NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2019.

CHEN, Y.; YU, J.; KHAN, S. Spatial sensitivity analysis of multi-criteria weights in GIS-based land suitability evaluation. **Environmental Modelling and Software**, v. 25, n. 12, p. 1582-1591, 2010.

CONFEDERAÇÃO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA DO BRASIL (CNA). Em 10 anos, produtividade média da pecuária nacional cresce mais de 22%. **Boletim Ativos da Pecuária de Corte**, ano 10, n. 38, p. 1-5, fev. 2018.

COSTA, C. W. (2010). **Expansão da mancha urbana e suas consequências sobre mananciais de São Carlos, SP**. 2010. 127 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática – NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2010.

COSTA, C. W. *et al.* Regulamentos de uso do solo e impactos ambientais: avaliação crítica do plano diretor participativo do município de São Carlos, SP. **Geociências**, v. 31, n. 2, p. 143-157, 2012.

COSTA, C. W. *et al.* Monitoramento da expansão urbana, cenários futuros de crescimento populacional e o consumo de recursos hídricos no município de São Carlos, SP. **Geociências**, v. 32, n. 1, p. 63-80, 2013.

COSTA, C. W. **Mapeamentos geoambientais, em escala 1:50.000, aplicados em análises de planejamento territorial de manancial periurbano: bacia do Ribeirão do Feijão, São Carlos, SP**. 2017. 166 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2017.

COSTA, C. W. *et al.* Surface runoff and accelerated erosion in a peri-urban wellhead area in southeastern Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, p. 160, 2018.

COSTA, C. W. *et al.* Potential for aquifer contamination of anthropogenic activity in the recharge area of the Guarani Aquifer System, southeast of Brazil. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 8, p. 10-23, 2019.

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

COSTANZA, R. *et al.* Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 152-158, 2014.

COSTANZA, R. *et al.* Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? **Ecosystem Services**, v. 28, p. 1-16, 2017.

COSTEDOAT, S. *et al.* How Effective Are Biodiversity Conservation Payments in Mexico? **PLoS ONE**, v. 10, n. 3, e0119881, 2015.

CROUZEILLES, R. *et al.* There is hope for achieving ambitious Atlantic Forest restoration commitments. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 2, p. 80-83, 2019.

SOUZA, A. R. Identificação de áreas prioritárias à implementação de programas de Pagamento por Serviços Ambientais na Bacia do Ribeirão do Feijão, São Carlos-SP. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática - NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2019.

DAILY, G. C. **Nature's services: societal dependence on natural ecosystems**. Washington, DC: Island Press, 1997.

DOSSA, D.; CONTO, A. J.; RODIGHERI, H.; HOEFLICH, V. A. **Aplicativo com análise de rentabilidade para sistemas de produção de florestas cultivadas e de grãos**. Colombo: Embrapa Florestas, 2000. 56 p. (Documentos, 39).

DRAGIĆEVIĆ, S.; LAI, T.; BALRAM, S. GIS-based multicriteria evaluation with multiscale analysis to characterize urban landslide susceptibility in data-scarce environments. **Habitat International**, v. 45, p. 114-125, 2015.

DUDLEY, N. *et al.* Natural solutions for water management of the future: freshwater protected areas at the 6th World Parks Congress. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 26, n. S1, p. 121-132. 2016.

DUKE, J. M. *et al.* The effect of spatial inter-dependencies on prioritization and payments for environmental services. **Land Use Policy**, v. 48, p. 341-350, 2015.

EASTMAN, J. R. **IDRISI Kilimanjaro: Guide to GIS and Image Processing**. Worcester: Clark Labs, Clark University, 2003. 328 p.

ELLISON, D.; FUTTER, M. N.; BISHOP, K. On the forest cover-water yield debate: From demand- to supply-side thinking. **Global Change Biology**, v. 18, n. 3, p. 806-820, 2012.

ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 663-674, 2008.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (ESRI). **ArcGIS for Desktop versão 10.2.2**. 2013.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (ESRI). **World Imagery**. Source: Esri, DigitalGlobe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, IGN, and the GIS User Community. 2018.

ESMAIL, B. A.; GENELETTI, D. Multi-criteria decision analysis for nature conservation: A review of 20 years of applications. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 9, p. 42-53, 2018.

ESPÍRITO SANTO. **Decreto nº 4331-R, de 21 de novembro de 2018**. Altera o Valor de Referência do Tesouro Estadual - VRTE, para o exercício de 2019. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=369579>. Acesso em: 16 out. 2019.

EXTREMA. **Lei nº 2.100, de 21 de dezembro de 2005**. Cria o Projeto Conservador das Águas, autoriza o executivo a prestar apoio financeiro aos proprietários rurais e dá outras providências. Disponível em: http://produtordeagua.ana.gov.br/Portals/0/DocsDNN6/documentos/Lei%20Municipal%20n75%C2%BA%202100%20-%20%20Conservador%20das%20C3%81guas_Extrema.pdf. Acesso em: 25 jun. 2018.

SOUZA, A. R. Identificação de áreas prioritárias à implementação de programas de Pagamento por Serviços Ambientais na Bacia do Ribeirão do Feijão, São Carlos-SP. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática - NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2019.

EXTREMA. **Decreto nº 3.477, de 11 de janeiro de 2019**. Fixa o valor da UFEX para o ano de 2019. Disponível em:

<https://www.extrema.mg.gov.br/imprensaoficial/decreto2019/decreto-3-477-2019/>. Acesso em: 15 out. 2019.

EZZINE-DE-BLAS, D. *et al.* Global patterns in the implementation of payments for environmental services. **PLoS ONE**, v. 11, n. 3, p. 1-16, 2016.

FAILACHE, M.F.; ZUQUETTE, L.V. Geological and geotechnical land zoning for potential Hortonian overland flow in a basin in southern Brazil. **Engineering Geology**, v. 246, p. 107-122, 2018.

FAUZI, A.; ANNA, Z. The complexity of the institution of payment for environmental services: A case study of two Indonesian PES schemes. **Ecosystem Services**, v. 6, p. 54-63, 2013.

FERRAZ, S. F. B.; VETTORAZZI, C. A. Identificação de áreas prioritárias para recomposição florestal com base em princípios de ecologia de paisagem. **Revista Árvore**, v. 27, n. 4, p. 575-583, 2003.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **Global Forest Resources Assessment 2015: How are the world's forests changing?** Roma, 2016. 54 p.

FORMAN, R. T. T.; DEBLINGER, R. D. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 36-46, 2000.

FUNDAÇÃO RENOVA. **Edital para Pagamento por Serviços Ambientais (PSA)**. 2018. Disponível em: <https://www.fundacaorenova.org/paineis/edital-para-pagamento-por-servicos-ambientais-psa/>. Acesso em: 16 out. 2019.

GELDMANN, J. *et al.* Changes in protected area management effectiveness over time: A global analysis. **Biological Conservation**, v. 191, p. 692-699, 2015.

GENELETTI, D. A GIS-based decision support system to identify nature conservation priorities in an alpine valley. **Land Use Policy**, v. 21, p. 149-160, 2004a.

GENELETTI, D. Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructures. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 5, n. 1, p. 1-15, 2004b.

GENELETTI, D. Some common shortcomings in the treatment of impacts of linear infrastructures on natural habitat. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 26, n. 3, p. 257-267, 2006.

SOUZA, A. R. Identificação de áreas prioritárias à implementação de programas de Pagamento por Serviços Ambientais na Bacia do Ribeirão do Feijão, São Carlos-SP. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática - NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2019.

GKARAVELI, A.; GOOD, J. E. G.; WILLIAMS, J. H. Determining priority areas for native woodland expansion and restoration in Snowdonia National Park. **Biological Conservation**, v. 115, n. 3, p. 395-402, 2004.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E. *et al.* The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. **Ecological Economics**, v. 69, n. 6, p. 1209-1218, 2010.

GONÇALVES, A. R. L. **Geologia ambiental da área de São Carlos**. 1987. 164 p. Tese (Doutorado em Geociências) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1987.

GORSEVSKI, P. V. *et al.* Integrating multi-criteria evaluation techniques with geographic information systems for landfill site selection: A case study using ordered weighted average. **Waste Management**, v. 32, n. 2, p. 287-296, 2012.

GRIEBLER, C.; AVRAMOV, M. Groundwater ecosystem services: a review. **Freshwater Science**, v. 34, n. 1, p. 355-367, 2015.

GRIMA, N. *et al.* Payment for Ecosystem Services (PES) in Latin America: Analysing the performance of 40 case studies. **Ecosystem Services**, v. 17, p. 24-32, 2016.

GRIMA, N.; SINGH, S. J.; SMETSCHKA, B. Improving payments for ecosystem services (PES) outcomes through the use of Multi-Criteria Evaluation (MCE) and the software OPTamos. **Ecosystem Services**, v. 29, p. 47-55, 2018.

GRIZZETTI, B. *et al.* Assessing water ecosystem services for water resource management. **Environmental Science and Policy**, v. 61, p. 194-203, 2016.

GUSWA, A. J. *et al.* Ecosystem services: Challenges and opportunities for hydrologic modeling to support decision making. **Water Resources Research**, v. 50, n. 5, p. 4535-4544, 2014.

HACKBART, V. C. S.; DE LIMA, G. T. N. P.; DOS SANTOS, R. F. Theory and practice of water ecosystem services valuation: Where are we going? **Ecosystem Services**, v. 23, p. 218-227, 2017.

HADDAD, N. M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. 1-9, 2015.

HAGEN, M. *et al.* Biodiversity, Species Interactions and Ecological Networks in a Fragmented World. **Advances in Ecological Research**, v. 46, p. 89-210, 2012.

HOFMANN, J.; WATSON, V.; SCHARAW, B. Groundwater quality under stress: contaminants in the Kharaa River basin (Mongolia). **Environmental Earth Sciences**, v. 73, n. 2, p. 629-648, 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo Demográfico 2010**. 2010. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-demografico/demografico-2010/inicial>. Acesso em: 31 jul. 2018.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 272 p. (Manuais Técnicos em Geociências, 1).

IBGE. **Áreas Urbanizadas do Brasil - 2015**. 2015. Disponível em: <https://portaldemapas.ibge.gov.br/portal.php#mapa220238>. Acesso em: 20 set. 2018.

IBGE. **São Paulo – Malha municipal 2016**. 2016a. Disponível em: <https://portaldemapas.ibge.gov.br/portal.php#mapa219383>. Acesso em: 20 set. 2018.

IBGE. **Produção Agrícola Municipal**. 2016b. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>. Acesso em: 10 set. 2018.

IBGE. **Cidades**. 2017a. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acesso em: 31 jul. 2018.

IBGE. **Base cartográfica contínua do Brasil, escala 1:250.000 – BC250: Versão 2017**. 2017b. Disponível em: ftp://geofp.ibge.gov.br/cartas_e_mapas/bases_cartograficas_continuas/bc250/versao2017/. Acesso em: 20 set. 2018.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (IGC). **Limite de UGRHI**. 2011. Disponível em: http://datageo.ambiente.sp.gov.br/serviceTranslator/rest/getXml/Geoserver_Publico/LimiteUGRHI/1435155783010/wms. Acesso em: 20 set. 2018. Escala 1:1.000.000.

INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA (INCRA). **Estatísticas de Imóveis Rurais**. 2016. Disponível em: <http://www.incra.gov.br/estrutura-fundiaria/estat-sticas-de-im-veis-rurais->. Acesso em: 29 mai. 2018.

INCRA. **Tabela com módulo fiscal dos municípios**. 2019. Disponível em: <http://www.incra.gov.br/tabela-modulo-fiscal>. Acesso em: 26 set. 2019.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **BDMEP - Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa**. 2018. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/>. Acesso em: 01 ago. 2018.

INSITUTO PARA O FORTALECIMENTO DA AGROPECUÁRIA DE GOIÁS (IFAG). **Estimativa de Custo de Produção - Cana-de-Açúcar**. 2018. Disponível em: <http://ifag.org.br/custos-de-producao>. Acesso em: 03 mai. 2019.

JAISWAL, R. K. *et al.* Multi Criteria Decision Analysis (MCDA) for Watershed Prioritization. **Aquatic Procedia**, v. 4, p. 1553-1560, 2015.

JARDIM, M. H. **Pagamentos por Serviços Ambientais na Gestão de Recursos Hídricos: O Caso do Município de Extrema-MG**. 2010. 195 p. Dissertação (Mestrado em

Desenvolvimento Sustentável) - Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

JARDIM, M. H.; BURSZTYN, M. A. Pagamento por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso de Extrema (MG). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 3, p. 353-360, 2015.

JOHANSSON, M.; NILSSON, C.; NILSSON, E. Do Rivers Function as Corridors for Plant Dispersal? **Journal of Vegetation Science**, v. 7, n. 4, p. 593-598, 1996.

JUNG, S. *et al.* Brazil's National Environmental Registry of Rural Properties: Implications for Livelihoods. **Ecological Economics**, v. 136, p. 53-61, 2017.

KARLSON, M.; MÖRTBERG, U.; BALFORS, B. Road ecology in environmental impact assessment. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 48, p. 10-19, 2014.

KARLSON, M.; MÖRTBERG, U. A spatial ecological assessment of fragmentation and disturbance effects of the Swedish road network. **Landscape and Urban Planning**, v. 134, p. 53-65, 2015.

KLIMAS, C. A.; KAINER, K. A.; WADT, L. H. O. The economic value of sustainable seed and timber harvests of multi-use species: An example using *Carapa guianensis*. **Forest Ecology and Management**, v. 268, p. 81-91, 2012.

KÖHL, M. *et al.* Changes in forest production, biomass and carbon: Results from the 2015 UN FAO Global Forest Resource Assessment. **Forest Ecology and Management**, v. 352, p. 21-34, 2015.

LAL, R. Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation. **Sustainability**, v. 7, n. 5, p. 5875-5895, 2015.

LANDEL-MILLS, N.; PORRAS, T. I. **Silver bullet or fools' gold? A global review of markets for forest environmental services and their impacts on the poor**. Londres: Institute for Environment and Development (IIED), 2002. 272 p.

LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G. W. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n. 12, p. 659-669, 2009.

LEVERINGTON, F. *et al.* A Global Analysis of Protected Area Management Effectiveness. **Environmental Management**, v. 46, p. 685-698, 2010.

LERNER, D. N.; HARRIS, B. The relationship between land use and groundwater resources and quality. **Land Use Policy**, v. S26, p. S265-S273.

MACHADO, F. H. *et al.* Estimating the opportunity costs of environmental conservation in the Feijão River watershed (São Carlos-SP, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, n. 1, p. 28-35, 2016.

SOUZA, A. R. Identificação de áreas prioritárias à implementação de programas de Pagamento por Serviços Ambientais na Bacia do Ribeirão do Feijão, São Carlos-SP. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática - NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2019.

MALCZEWSKI, J. On the Use of Weighted Linear Combination Method in GIS: Common and Best Practice Approaches. **Transactions in GIS**, v. 4, n. 1, p. 5-22, 2000.

MALCZEWSKI, J. GIS-based land-use suitability analysis: A critical overview. **Progress in Planning**, v. 62, n. 1, p. 3-65, 2004.

MALCZEWSKI, J. GIS-based multicriteria decision analysis: A survey of the literature. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 20, n. 7, p. 703-726, 2006.

MARINONI, O. **extAHP20 - Analytic Hierarchy Process for ArcGIS**. 2017. Disponível em: <https://www.arcgis.com/home/item.html?id=bb3521d775c94b28b69a10cd184b7c1f>. Acesso em: 08 nov. 2018.

MARTINELLI, L.A.; FILOSO, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. **Ecological Applications**, v. 18, n. 4, p. 885-898, 2008.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). **Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment**. Washington, DC: Island Press, 2003.

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

MELLO, K. *et al.* Multicriteria Evaluation for Protected Area Definition Aiming at Water Quality Improvement. **Floresta e Ambiente**, v. 25, n. 3, e20160134, 2018.

MUÑOZ-PIÑA, C. *et al.* Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 725-736, 2018.

MURADIAN, R. *et al.* Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 69, n. 6, p. 1202-1208, 2010.

MURADIAN, R. *et al.* Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. **Conservation Letters**, v. 6, n. 4, p. 274-279, 2013.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 58-62, 1995.

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H. The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 28, p. 621-658, 1997.

NARANY *et al.* Detecting and predicting the impact of land use changes on groundwater quality, a case study in Northern Kelantan, Malaysia. **Science of the Total Environment**, v. 599-600, p. 844-853, 2017.

NEVES, J. A. **Estudo de compensação ambiental na Bacia Hidrográfica Ribeirão do Feijão, São Carlos (SP)**. 134 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Núcleo

de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática – NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2015.

NISHIYAMA, L. **Mapeamento geotécnico preliminar da quadrícula de São Carlos-SP**. 1991. 228 p. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1991.

NOSSACK, F. *et al.* Aplicação de análise multicriteria para determinação de áreas prioritárias à recomposição florestal. **Irriga**, v. 19, n. 4, p. 612-625, 2014.

OLIVEIRA, J. B.; PRADO, H. **Levantamento pedológico semi-detalhado do estado de São Paulo: quadrícula de São Carlos II: Memorial descritivo**. Campinas: IAC, 1984. 188 p.

ORMOND, J.G.P. **Glossário de termos usados em atividades agropecuárias, florestais e ciências ambientais**. 3. ed. Rio de Janeiro: Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social, 2006. 313 p.

ORSI, F.; GENELETTI, D. Identifying priority areas for Forest Landscape Restoration in Chiapas (Mexico): An operational approach combining ecological and socioeconomic criteria. **Landscape and Urban Planning**, v. 94, n. 1, p. 20-30, 2010.

PAGIOLA, S.; PLATAIS, G. **Payments for environmental services**. Washington, DC: World Bank, 2002. 4 p. (Environment Strategy Notes, 3).

PAGIOLA, S.; ARCENAS, A.; PLATAIS, G. Can Payments for Environmental Services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. **World Development**, v. 33, n. 2, p. 237-253, 2005.

PAGIOLA, S. Payments for environmental services in Costa Rica. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 712-724, 2008.

PAGIOLA, S.; VON GLEHN, H. C.; TAFFARELLO, D. (Org.). **Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil**. São Paulo: SMA/CBRN, 2013. p. 233-250.

PAUDYAL, K. *et al.* Design considerations in supporting payments for ecosystem services from community-managed forests in Nepal. **Ecosystem Services**, v. 30, p. 61-72, 2018.

PEIXOTO, C. A. B. **Geodiversidade do estado de São Paulo**. São Paulo: CPRM, 2010. 176 p.

PEJON, O. J. **Mapeamento geotécnico da folha de Piracicaba-SP (escala 1:100.000): estudo de aspectos metodológicos, de caracterização e de apresentação dos atributos**. 1992. 224 f. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1992.

PEREIRA, P.H. **Conservador das Águas: 12 anos**. Extrema: Secretaria de Meio Ambiente, 2017. 188 p.

SOUZA, A. R. Identificação de áreas prioritárias à implementação de programas de Pagamento por Serviços Ambientais na Bacia do Ribeirão do Feijão, São Carlos-SP. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática - NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2019.

PERES, I. K. **Conflitos nas políticas ambientais: uma análise do processo de alteração do Código Florestal Brasileiro**. 2016. 194 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2016.

PHUA, M.; MINOWA, M. A GIS-based multi-criteria decision making approach to forest conservation planning at a landscape scale: a case study in the Kinabalu area Sabah. Malays. **Landscape and Urban Planning**, v. 71, p. 207-222, 2005.

PORRAS, I.; GRIEG-GRAN, M.; NEVES, N. **All that glitters: A review of payments for watershed services in developing countries**. Londres: International Institute of Environment and Development, 2008. (Natural Resource Issues, 11).

PRADO, H.; OLIVEIRA, J. B.; ALMEIDA, C. L. F. **Levantamento pedológico semi-detalhado do estado de São Paulo: quadrícula de São Carlos SF.23-Y-A-I**. Campinas: IAC, 1981. Escala 1:100.000.

PRASANNAKUMAR, V. *et al.* Estimation of soil erosion risk within a small mountainous sub-watershed in Kerala, India, using Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and geo-information technology. **Geoscience Frontiers**, v. 3, n. 2, p. 209-215, 2012.

RAMOS-SCHARRÓN, C. E.; MACDONALD, L. H. Runoff and suspended sediment yields from an unpaved road segment, St John, US Virgin Islands. **Hydrological Processes**, v. 21, p. 35-50, 2007.

REUSSER, L.; BIERMAN, P.; ROOD, D. Quantifying human impacts on rates of erosion and sediment transport at a landscape scale. **Geology**, v. 43, n. 2, p. 171-174, 2015.

RICHARDS, R. C. *et al.* Governing a pioneer program on payment for watershed services: Stakeholder involvement, legal frameworks and early lessons from the Atlantic forest of Brazil. **Ecosystem Services**, v. 16, p. 23-32, 2015.

ROCHA, G. *et al.* Mapa de águas subterrâneas do estado de São Paulo. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 14., 2006, Curitiba. **Anais...** São Paulo: Revista Águas Subterrâneas, 2006.

RODIGHERI, H.R. *et al.* **Indicadores de custos, produtividade e renda de plantios de eucaliptos para energia na região de Guarapuava, PR**. Colombo: Embrapa, 2007. 7 p. (Comunicado Técnico, 179).

ROITMAN, I. *et al.* Rural Environmental Registry: An innovative model for land-use and environmental policies. **Land Use Policy**, v. 76, p. 95-102, 2018.

RUGGIERO, P. G. C. *et al.* Payment for ecosystem services programs in the Brazilian Atlantic Forest: Effective but not enough. **Land Use Policy**, v. 82, p. 283-291, 2019.

SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal of Mathematical Psychology**, v. 15, n. 3, p. 234-281, 1977.

SOUZA, A. R. Identificação de áreas prioritárias à implementação de programas de Pagamento por Serviços Ambientais na Bacia do Ribeirão do Feijão, São Carlos-SP. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática - NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2019.

SAATY, T. L. **The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation**. Nova Iorque: McGraw-Hill, 1980. 287 p.

SANTOS, D. G.; MELO, V. G.; CARVALHO, F. H. Programa Produtor de Água. In: PAGIOLA, S.; VON GLEHN, H. C.; TAFFARELLO, D. (Org.). **Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil**. São Paulo: SMA/CBRN, 2013. p. 233-250.

SÃO BENTO DO SUL. **Decreto n° 634, de 22 de março de 2011**. Regulamenta a Lei n° 2677, de 24 de novembro de 2010. Disponível em: <http://www.fundacaogrupoboticario.org.br/pt/o-que-fazemos/oasis/pages/oasis-sao-bento-do-sul.aspx>. Acesso em: 16 out. 2019.

SÃO BENTO DO SUL. **Decreto n° 1200, de 2 de janeiro de 2019**. Estabelece valor da UFM. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/sc/s/sao-bento-do-sul/decreto/2019/120/1200/decreto-n-1200-2019-estabelece-valor-da-ufm>. Acesso em: 16 out. 2019.

SÃO CARLOS. **Lei n° 13.691, de 25 de novembro de 2005**. Institui o Plano Diretor do Município de São Carlos e dá outras providências. Disponível em: http://www.saocarlos.sp.gov.br/images/stories/pdf/Lei_13691_05_Plano_Diretor.pdf. Acesso em: 20 set. 2018.

SÃO CARLOS. **Lei n° 13.944, de 12 de dezembro de 2006**. Dispõe sobre a criação das Áreas de Proteção e Recuperação dos Mananciais do Município - APREM e dá outras providências. Disponível em: http://www.saocarlos.sp.gov.br/images/stories/plano_diretor/Microsoft%20Word%20-%20lei13944.pdf. Acesso em: 20 set. 2018.

SÃO CARLOS. **Lei n° 18.053, de 19 de dezembro de 2016**. Estabelece o Plano Diretor do Município de São Carlos, e dá outras providências. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/plano-diretor-sao-carlos-sp>. Acesso em: 23 dez. 2019.

SÃO JOSÉ DOS CAMPOS. **Serviços ambientais**. 2015. Disponível em: <https://www.sjc.sp.gov.br/servicos/urbanismo-e-sustentabilidade/servicos-ambientais/>. Acesso em: 16 out. 2019.

SÃO PAULO (Estado). Decreto n° 20.960, de 8 de junho de 1983. Declara área de proteção ambiental regiões situadas em diversos municípios, dentre os quais Corumbataí, Botucatu e Tejuapá. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, v. 93, n. 107, São Paulo, 9 jun. 1983. Seção I, p. 1. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/norma/57437>. Acesso em: 24 set. 2018.

SÃO PAULO (Estado). **Mapa de águas subterrâneas do Estado de São Paulo: escala 1:1.000.000: nota explicativa**. São Paulo: DAEE/IG/IPT/CPRM, 2005.

SÃO PAULO (Estado). Lei n° 13.798, de 9 de novembro de 2009. Institui a Política Estadual de Mudanças Climáticas - PEMC. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, v. 119, n. 209, São Paulo, 10 nov. 2009. Seção I, p. 1. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2009/lei-13798-09.11.2009.html>. Acesso em: 14 jun. 2018.

SOUZA, A. R. Identificação de áreas prioritárias à implementação de programas de Pagamento por Serviços Ambientais na Bacia do Ribeirão do Feijão, São Carlos-SP. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática - NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2019.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Meio Ambiente. Resolução SMA nº 123, de 24 de dezembro de 2010. Define as diretrizes para a execução do Projeto Mina D'água - Projeto de Pagamento por Serviços Ambientais, na modalidade proteção de nascentes, no âmbito do Programa de Remanescentes Florestais, e revoga a Resolução SMA nº 61, de 24 de junho de 2010. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, v. 120, n. 244, São Paulo, 25 dez. 2010. Seção I, p. 24-25. Disponível em: http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/resolucao/2010/2010_res_est_sma_123.pdf. Acesso em: 14 jun. 2018.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Meio Ambiente. Resolução SMA nº 89, de 18 de setembro de 2013. Institui as diretrizes para a execução do Projeto de Pagamento por Serviços Ambientais para as Reservas Particulares do Patrimônio Natural - RPPN, no âmbito do Programa de Remanescentes Florestais. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, v. 123, n. 177, São Paulo, 19 set. 2013a. Seção I, p. 76-77. Disponível em: <http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/legislacao/2013/09/Resolu%C3%A7%C3%A3o-SMA-089-2013-Processo-7295-2012-Diretrizes-para-a-execu%C3%A7%C3%A3o-do-PSA-para-RPPN.pdf>. Acesso em: 14 jun. 2018.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos. **Águas subterrâneas no Estado de São Paulo: diretrizes de utilização e proteção**. São Paulo: DAEE/LEBAC, 2013b. 44 p.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos. **Plano da Bacia Hidrográfica Tietê-Jacaré: Relatório II**. São Paulo: FEHIDRO/CBH-TJ, 2018a. 326 p.

SÃO PAULO (Estado). **Comunicado CAT nº 15, de 20 de dezembro de 2018b**. Divulga os valores em reais da Taxa de Fiscalização e Serviços Diversos e da Taxa de Defesa Agropecuária para o período de 1º de janeiro a 31.12.2019. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=372737&cmp=75>. Acesso em: 16 out. 2019.

SATTLER, C.; MATZDORF, B. PES in a nutshell: From definitions and origins to PES in practice: Approaches, design process and innovative aspects. **Ecosystem Services**, v. 6, p. 2-11, 2013.

SARTORI, A. A. C.; SILVA, R. F. B.; ZIMBACK, C. R. L. Combinação linear ponderada na definição de áreas prioritárias à conectividade entre fragmentos florestais em ambiente SIG. **Revista Árvore**, v. 36, n. 6, p. 1079-1090, 2012.

SCHOMERS, S.; MATZDORF, B. Payments for ecosystem services: A review and comparison of developing and industrialized countries. **Ecosystem Services**, v. 6, p. 16-30, 2013.

SEEHUSEN, E. S.; PREM, I. Por que Pagamentos por Serviços Ambientais? In: GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E (Org.). **Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios**. Brasília: MMA, 2011. p. 15-54.

SOUZA, A. R. Identificação de áreas prioritárias à implementação de programas de Pagamento por Serviços Ambientais na Bacia do Ribeirão do Feijão, São Carlos-SP. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática - NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2019.

SEROA DA MOTTA, R.; ORTIZ, R. A. Costs and Perceptions Conditioning Willingness to Accept Payments for Ecosystem Services in a Brazilian Case. **Ecological Economics**, v. 147, p. 333-342, 2018.

SILVA, M. L.; FONTES, A. A. Discussão sobre os critérios de avaliação econômica: Valor Presente Líquido (VPL), Valor Anual Equivalente (VAE) e Valor Esperado da Terra (VET). **Revista Árvore**, v. 29, n. 6, p. 931-936, 2005.

SILVA, V. A. M. *et al.* Priority areas for forest conservation, aiming at the maintenance of water resources, through the multicriteria evaluation. **Revista Árvore**, v. 41, n. 1, p. 1-10, 2017.

SILVA, I. A. **Abertura de estradas em áreas protegidas e seus impactos ambientais - ocupação desordenada no entorno do Parque Nacional do Itatiaia (PNI)**. 2019. 193 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática – NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2019.

SINGH, L. K.; JHA, M. K.; CHOWDARY, V. M. Assessing the accuracy of GIS-based Multi-Criteria Decision Analysis approaches for mapping groundwater potential. **Ecological Indicators**, v. 91, p. 24-37, 2018.

SOARES, J. J.; SILVA, D. W.; LIMA, M. I. S. Current state and projection of the probable original vegetation of the São Carlos region of São Paulo State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 3, p. 527-536, 2003.

STORE, R.; KANGAS, J. Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge of GIS-based habitat suitability modeling. **Landscape and Urban Planning**, v. 55, n. 2, p. 79-93, 2001.

SUMIDA, S. S.; VALENTE, R. O. A. Multicriterial evaluation in the definition of protected areas at the Piedade municipality, SP. **Revista Árvore**, v. 43, n. 3, e430307, 2019.

TACCONI, L. Redefining payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 73, p. 29-36, 2012.

TAFFARELLO, D. *et al.* Hydrological services in the Atlantic Forest, Brazil: An ecosystem-based adaptation using ecohydrological monitoring. **Climate Services**, v. 8, p. 1-16, 2017.

TEMPLE, S. A. Predicting impacts of habitat fragmentation on forest birds: a comparison of two models. In: VERNE, J.; MORRISON, M. L.; RALPH, C. J. (Org.). **Modelling habitat relationships of terrestrial vertebrates**. Madison: University of Wisconsin Press, 1986. p. 301-304.

THOMAS, J.; JOSEPH, S.; THRIVIKRAMJI, K. P. Assessment of soil erosion in a tropical mountain river basin of the southern Western Ghats, India using RUSLE and GIS. **Geoscience Frontiers**, v. 9, p. 893-906, 2018.

SOUZA, A. R. Identificação de áreas prioritárias à implementação de programas de Pagamento por Serviços Ambientais na Bacia do Ribeirão do Feijão, São Carlos-SP. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática - NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2019.

TUNDISI, J. G. *et al.* A bacia hidrográfica do Tietê/Jacaré: estudo de caso em pesquisa e gerenciamento. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 159-172, 2008.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. **Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity**. Nova Iorque: Springer Verlag, 1990. 536 p.

TURNER, B. L. *et al.* Scientific case studies in land-use driven soil erosion in the central United States: Why soil potential and risk concepts should be included in the principles of soil health. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 6, p. 63-78, 2018.

URIBE, D. *et al.* Integrating stakeholder preferences and GIS-based multicriteria analysis to identify forest landscape restoration priorities. **Sustainability**, v. 6, n. 2, p. 935-951, 2014.

UTHES, S. *et al.* Spatial targeting of agri-environmental measures: Cost-effectiveness and distributional consequences. **Environmental Management**, v. 46, n. 3, p. 494-509, 2010.

VALENTE, R. O. A. **Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal por meio da abordagem multicriterial em ambiente SIG**. 2005. 137 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Definition of priority areas for forest conservation through the Ordered Weighted Averaging method. **Forest Ecology and Management**, v. 256, p. 1408-1417, 2008.

VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Comparação entre métodos de análise de sensibilidade, empregados na tomada de decisão com a avaliação multicriterial. **Scientia Forestalis**, v. 37, n. 82, p. 197-211, 2009.

VALENTE, R. O. A.; PETEAN, F. C. S.; VETTORAZZI, C. A. Multicriteria Decision Analysis for Prioritizing Areas for Forest Restoration. **Cerne**, v. 23, n. 1, p. 53-60, 2017.

VASSONEY, E.; MOCHET, A. M.; COMOGLIO, C. Use of multicriteria analysis (MCA) for sustainable hydropower planning and management. **Journal of Environmental Management**, v. 196, p. 48-55, 2017.

VEACH, V.; MOILANEN, A.; DI MININ, E. Threats from urban expansion, agricultural transformation and forest loss on global conservation priority areas. **PLoS ONE**, v. 12, n. 11, e0188397, 2017.

VENTE, J. *et al.* Predicting soil erosion and sediment yield at regional scales: Where do we stand? **Earth-Science Reviews**, v. 127, p. 16-29, 2013.

VETTORAZZI, C. A. **Avaliação multicritérios, em ambiente SIG, na definição de áreas prioritárias à restauração florestal visando à conservação de recursos hídricos**. 2006. 151 p. Tese (Livre Docência do Departamento de Energia Rural, na especialidade/disciplina

Topografia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

VETTORAZZI, C. A.; VALENTE, R. A. Priority areas for forest restoration aiming at the conservation of water resources. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 255-267, 2016.

VIANI, R. A. G.; BRACALE, H. **Produtor de Água no PCJ – Pagamentos por Serviços Ambientais: Lições aprendidas e próximos passos**. São Paulo: The Nature Conservancy, 2015. 41 p.

VILAR, M. B. **Valoração econômica de serviços ambientais em propriedades rurais**. 2009. 146 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

VOOGD, H. **Multicriteria evaluation for urban and regional planning**. Londres: Pion, 1983.

WATSON, J. E. M. *et al.* The performance and potential of protected areas. **Nature**, v. 515, p. 67-73, 2014.

WÄTZOLD, F.; DRECHSLER, M. Spatially uniform versus spatially heterogeneous compensation payments for biodiversity-enhancing land-use measures. **Environmental and Resource Economics**, v. 31, n. 1, p. 73-93, 2005.

WIDIATMAKA. Integrated use of GIS, AHP and remote sensing in land use planning for tropical high altitude vegetable crops. **Journal of Applied Horticulture**, v. 18, n. 2, p. 87-99, 2016.

WUNDER, S. Payment for environmental services: Some nuts and bolts. **CIFOR Occasional Paper**, n. 42, 2005.

WUNDER, S. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. **Conservation Biology**, v. 21, n. 1, p. 48-58, 2007.

WUNDER, S. Payments for environmental services and the poor: concepts and preliminary evidence. **Environment and Development Economics**, v. 13, n. 3, p. 279-297, 2008.

WUNDER, S. Revisiting the concept of payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 117, p. 234-243, 2015.

WUNDER, S. (Coord.); BÖRNER, J.; TITO, M. R.; PEREIRA, L. **Pagamentos por serviços ambientais: perspectivas para a Amazônia Legal**. 2. ed. Brasília: MMA, 2009. 144 p. (Série Estudos, 10).

WÜNSCHER, T.; ENGEL, S.; WUNDER, S. Spatial targeting of payments for environmental services: A tool for boosting conservation benefits. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 822-833, 2008.

SOUZA, A. R. Identificação de áreas prioritárias à implementação de programas de Pagamento por Serviços Ambientais na Bacia do Ribeirão do Feijão, São Carlos-SP. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática - NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2019.

ZANELLA, L. **Análise da interferência antrópica na fragmentação da Mata Atlântica e modelos de simulação da paisagem na microrregião da Serra da Mantiqueira do Estado de Minas Gerais**. 2011. 116 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

ZHANG, L.; DAWES, W. R.; WALKER, G. R. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. **Water Resources Research**, v. 37, n. 3, p. 701-708, 2001.

ZHANG, M. *et al.* A global review on hydrological responses to forest change across multiple spatial scales: Importance of scale, climate, forest type and hydrological regime. **Journal of Hydrology**, v. 546, p. 44-59, 2017.

ZHANG, Z. *et al.* Integrating a participatory process with a GIS-based multi-criteria decision analysis for protected area zoning in China. **Journal of Nature Conservation**, v. 21, p. 225-240, 2013.

ZUQUETTE, L. V. **Mapeamento geotécnico preliminar na região de São Carlos**. 1981. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1981.

ZUQUETTE, L. V.; PALMA, J. B. Avaliação da taxa de infiltração e escoamento superficial frente a diferentes cenários de chuvas em área de ocorrência dos arenitos da Formação Botucatu. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 36, n. 1, p. 49-60, 2006.

APÊNDICE I - Exemplos de matrizes propostas de comparação pareada.

Tabela I.1 – Proposta de matriz de comparação pareada entre os fatores.

Fatores	F ₁	F ₂	F ₃	F ₄	F ₅	F ₆	F ₇	Pesos
F ₁	1							0,0216
F ₂	3	1						0,0400
F ₃	3	1	1					0,0400
F ₄	5	3	3	1				0,0826
F ₅	7	5	5	3	1			0,1581
F ₆	9	7	7	5	3	1		0,2747
F ₇	9	7	7	5	3	3	1	0,3829
TC = 0,056								1,0000

Tabela I.2 – Proposta de matriz de comparação pareada entre os fatores.

Fatores	F ₁	F ₂	F ₃	F ₄	F ₅	F ₆	F ₇	Pesos
F ₁	1							0,0222
F ₂	3	1						0,0335
F ₃	3	3	1					0,0503
F ₄	5	3	3	1				0,0822
F ₅	7	5	5	3	1			0,1490
F ₆	7	7	5	5	3	1		0,2473
F ₇	9	9	7	5	5	3	1	0,4154
TC = 0,079								1,0000

Tabela I.3 – Proposta de matriz de comparação pareada entre os fatores.

Fatores	F ₁	F ₂	F ₃	F ₄	F ₅	F ₆	F ₇	Pesos
F ₁	1							0,0354
F ₂	2	1						0,0456
F ₃	2	2	1					0,0712
F ₄	3	3	2	1				0,1139
F ₅	5	5	3	2	1			0,1829
F ₆	6	5	3	2	2	1		0,2295
F ₇	7	6	4	3	2	2	1	0,3215
TC = 0,017								1,0000

Tabela I.4 – Proposta de matriz de comparação pareada entre os fatores.

Fatores	F ₁	F ₂	F ₃	F ₄	F ₅	F ₆	F ₇	Pesos
F ₁	1							
F ₂	2	1						
F ₃	2	1	1					
F ₄	3	2	2	1				
F ₅	4	3	2	2	1			
F ₆	4	4	3	3	2	1		
F ₇	5	4	4	3	3	2	1	
TC = 0,022								1,0000

APÊNDICE II - Dados completos de influência dos fatores e caracterização ambiental.

Tabela II.1 - Dados completos de contribuição dos fatores e características ambientais em relação aos níveis de prioridade à restauração florestal (*continua*).

Fatores	Níveis de prioridade (%)				
	Muito baixa	Baixa	Média	Alta	Muito alta
<i>Proximidade à rede hidrográfica</i>					
0 - 100 m	0	12,48	8,56	11,42	31,21
100 - 250 m	0	8,60	9,77	28,16	40,11
250 - 500 m	0,09	7,21	23,72	37,22	26,65
500 - 1000 m	0,59	18,46	48,57	22,81	2,02
> 1000 m	99,32	53,25	9,38	0,38	0
Total	100	100	100	100	100
<i>Proximidade à cobertura florestal</i>					
0 - 100 m	0	3,49	12,45	22,28	38,93
100 - 250 m	0	6,41	14,22	28,04	34,96
250 - 500 m	0	12,58	20,19	28,05	20,14
500 - 1000 m	0,64	24,87	34,54	18,24	5,97
> 1000 m	99,36	52,65	18,60	3,39	0
Total	100	100	100	100	100
<i>Proximidade entre fragmentos de maior área nuclear</i>					
Muito baixa	58,46	4,91	0,38	0	0
Baixa	34,01	21,01	5,97	1,39	0
Média	5,88	24,67	18,67	7,19	2,90
Alta	1,65	34,65	45,30	45,25	47,60
Muito alta	0,01	14,75	29,68	46,17	49,51
Total	100	100	100	100	100
<i>Distância às áreas urbanizadas</i>					
0 - 100 m	4,82	5,65	5,07	3,36	1,10
100 - 250 m	7,51	9,69	6,74	7,25	2,27
250 - 500 m	13,31	13,29	10,67	13,35	5,13
500 - 1000 m	20,55	23,76	28,11	28,04	15,44
1000 - 2000 m	39,49	28,30	33,03	31,74	36,47
> 2000 m	14,32	19,30	16,37	16,27	39,60
Total	100	100	100	100	100
<i>Distância à malha viária</i>					
0 - 100 m	1,61	10,01	7,99	8,46	4,98
100 - 250 m	3,42	16,85	11,95	11,25	6,64
250 - 500 m	8,62	21,78	19,32	16,55	8,84
500 - 1000 m	24,88	27,66	27,95	22,70	18,17
1000 - 2000 m	58,30	22,52	24,57	27,78	35,38
> 2000 m	3,17	1,17	8,22	13,26	25,98
Total	100	100	100	100	100
<i>Potencial de contaminação de aquíferos</i>					
Muito baixo	0	0	0,03	0,04	0,02
Baixo	0	2,22	15,37	12,22	2,14
Médio	3,81	18,62	24,00	29,83	13,23
Alto	8,50	24,01	23,40	30,88	26,81

Tabela II.1 - Dados completos de contribuição dos fatores e características ambientais em relação aos níveis de prioridade à restauração florestal (*continua*).

Fatores	Níveis de prioridade (%)				
	Muito baixa	Baixa	Média	Alta	Muito alta
Muito alto	87,69	55,16	37,20	27,03	57,80
Total	100	100	100	100	100
<i>Potencial de erosão acelerada (risco)</i>					
Muito baixo (1 e 2)	0,59	27,80	12,55	0,19	0,10
Baixo (3 e 4)	0	0,14	7,45	5,68	1,93
Médio (5 e 6)	99,41	71,85	79,99	94,12	97,52
Alto (7)	0	0,21	0,01	0,01	0,44
Total	100	100	100	100	100
Características ambientais	Níveis de prioridade (%)				
	Muito baixa	Baixa	Média	Alta	Muito alta
<i>Uso do solo</i>					
Pastagem	2,22	42,24	42,67	36,88	31,11
Cana-de-açúcar	87,94	22,40	16,40	23,05	20,30
Silvicultura	3,14	18,06	16,42	17,57	15,53
Solo exposto	6,68	13,06	14,35	13,26	15,09
Citricultura	0,02	4,25	10,16	9,24	17,97
Total	100	100	100	100	100
<i>Geologia / Unidades aquíferas</i>					
Formação Botucatu / Aq. Botucatu	91,17	59,43	58,46	53,82	72,71
Arenito Botucatu silicificado / Aquicluda	0	0,01	0,08	1,14	1,03
Formação Serra Geral e intrusivas básicas associadas / Aq. Serra Geral	8,19	6,30	20,05	21,53	7,65
Formação Itaqueri / Aq. Itaqueri	0	6,56	9,27	23,43	18,50
Depósitos do Quaternário / Aq. Aluvionar	0,59	27,71	12,14	0,07	0,11
Total	100	100	100	100	100
<i>Solo</i>					
<i>Residuais</i>					
Formação Itaqueri	0	0	0,78	11,80	13,03
Formação Serra Geral e intrusivas básicas associadas	0	0,21	9,29	8,13	2,86
Formação Botucatu	50,63	21,56	31,09	40,98	50,15
<i>Retrabalhados</i>					
Arenoso I	43,55	45,53	29,16	14,40	7,29
Arenoso III	0	0,04	6,51	8,87	1,08
Arenoso IV	0	0	0,01	1,36	17,84
Misto	5,23	4,94	10,23	11,20	3,86
Concreções Lateríticas	0	0	0,80	3,19	3,77
Aluvionar	0,59	27,71	12,14	0,07	0,11
Total	100	100	100	100	100
<i>Geomorfologia</i>					
Cuestas Arenítico-Basálticas	0	0	0,07	1,31	1,03
Vertentes e Escarpas Basálticas	0	0,01	0,59	2,22	1,70
Morros Areno-Argilosos de Topos Convexos Altos	0	0,05	1,80	8,32	13,81
Morros Areno-Argilosos de Topos Convexos Médios	0,05	6,16	24,04	31,76	9,77

Tabela II.1 - Dados completos de contribuição dos fatores e características ambientais em relação aos níveis de prioridade à restauração florestal (*conclusão*).

Características ambientais	Níveis de prioridade (%)				
	Muito baixa	Baixa	Média	Alta	Muito alta
Colinas Arenosas de Topos Convexos Altos	99,94	66,91	48,00	32,90	34,81
Colinas Arenosas de Topos Convexos Baixos	0,01	13,63	13,63	20,75	22,57
Colinas Arenosas de Topos Convexos Médios	0	0	0,36	1,72	10,68
Planícies Fluviais	0	20,79	10,81	0,14	2,06
Terraços Fluviais	0	0,65	0,70	0,89	3,56
Total	100	108	100	100	100
<i>Processos geodinâmicos</i>					
Ravina	0	2,21	12,62	39,75	45,43
Voçoroca	0	0	6,25	56,25	37,50

APÊNDICE III - Áreas sob maior incerteza para cada critério da análise de sensibilidade.

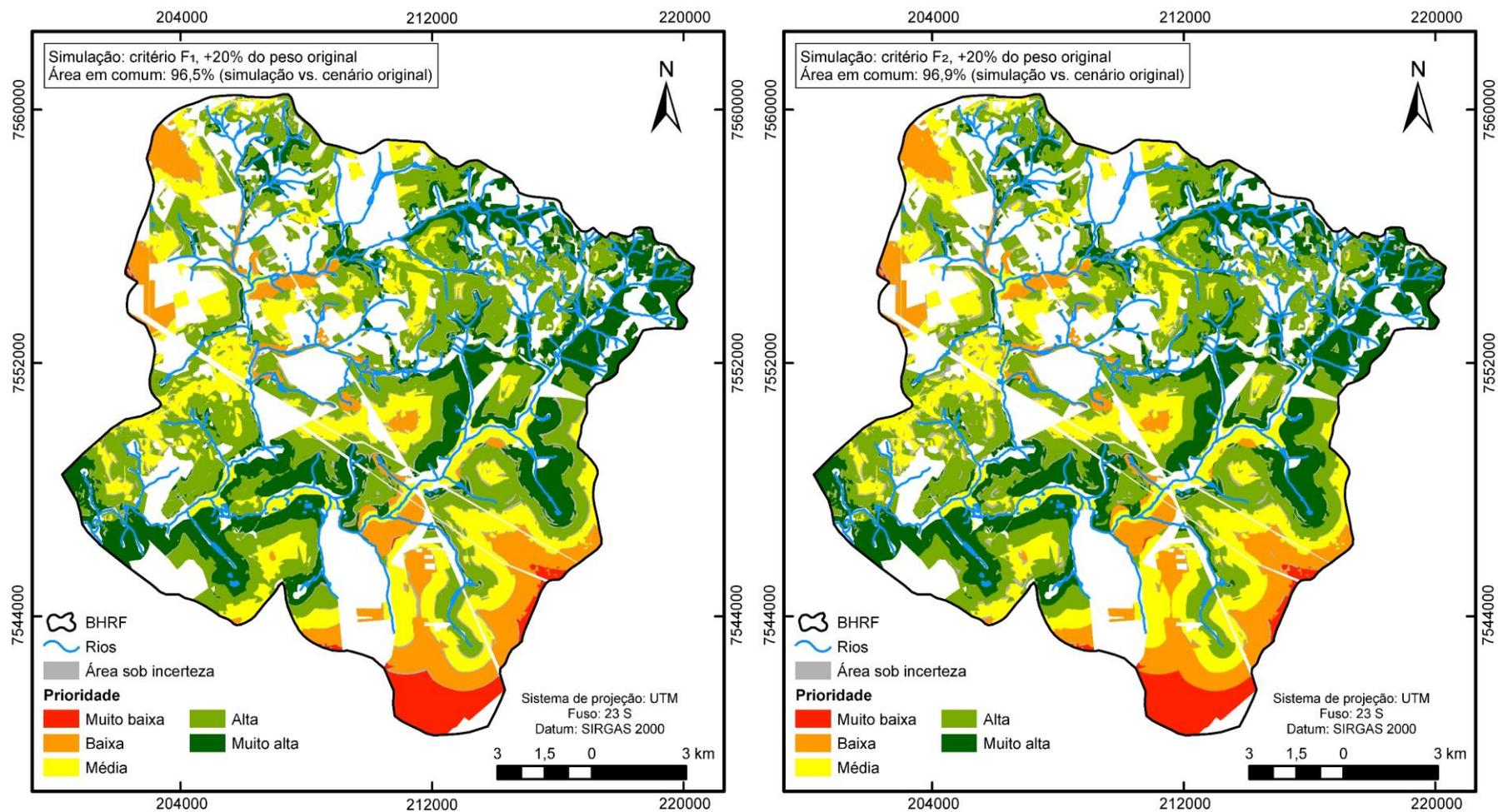


Figura III.1 - Distribuição espacial das áreas sob maior incerteza (simulação de menor correspondência espacial) de cada critério (*continua*).

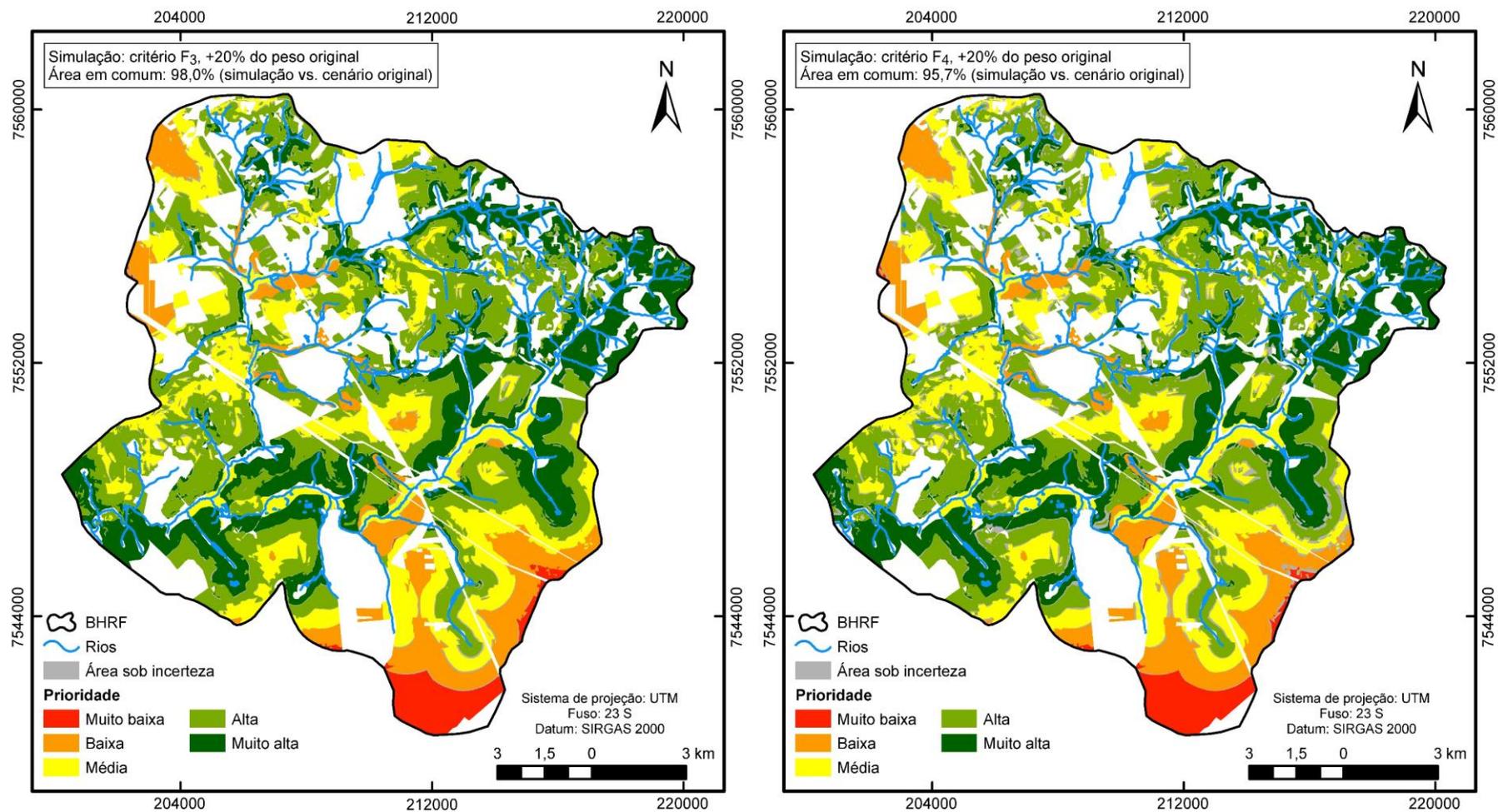


Figura III.1 - Distribuição espacial das áreas sob maior incerteza (simulação de menor correspondência espacial) de cada critério (*continua*).

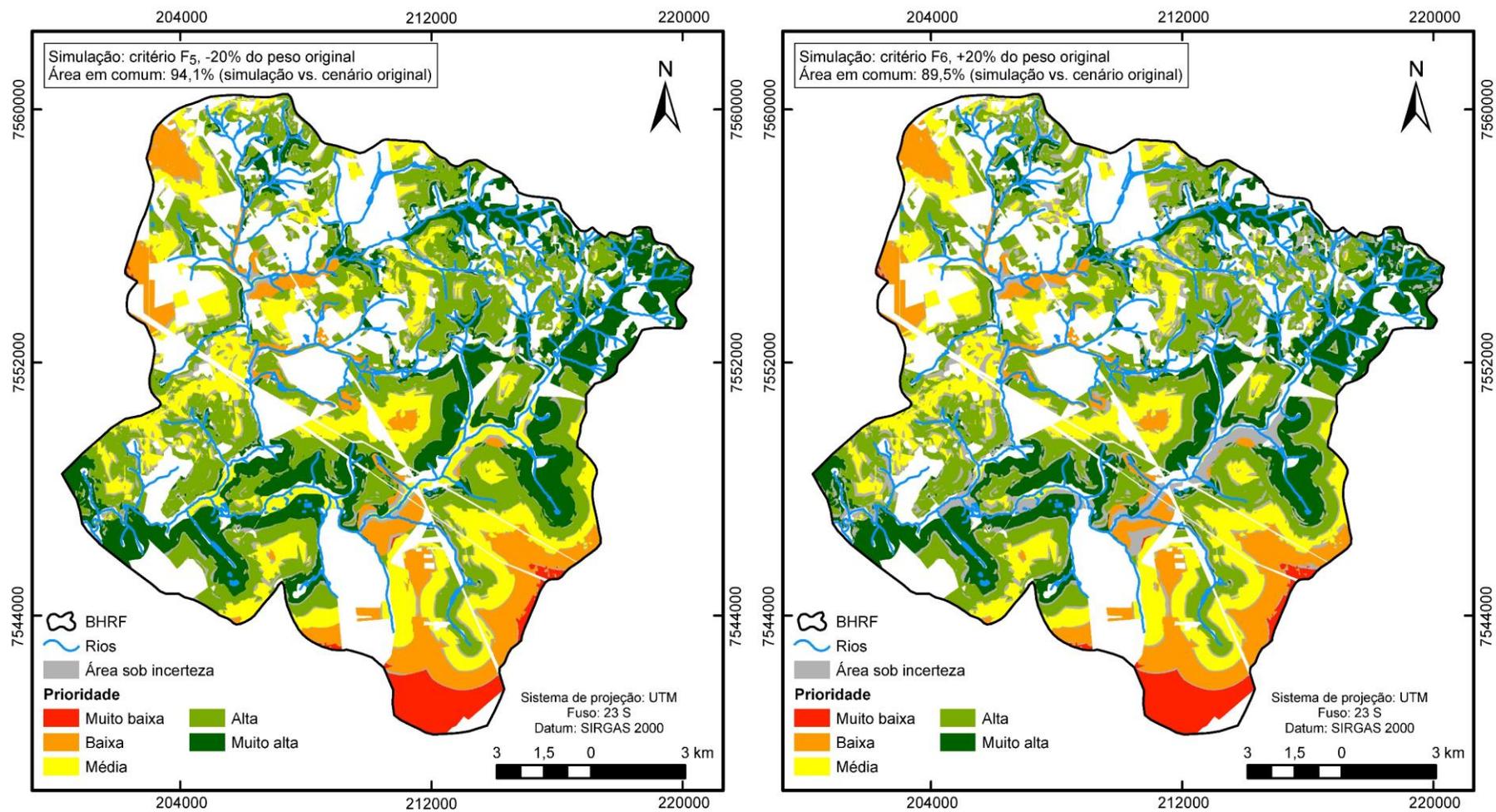


Figura III.1 - Distribuição espacial das áreas sob maior incerteza (simulação de menor correspondência espacial) de cada critério (*conclusão*).

APÊNDICE IV - Valores de PSA por propriedade rural nas áreas prioritárias.

Tabela IV.1 - Valores de implementação de PSA, em R\$/ano, na totalidade das áreas prioritárias por proprietário rural cadastrado no CAR.

Código do imóvel (CAR)	Área do imóvel rural (ha)	Município	Área disponível (ha)	Valor do PSA (R\$/ano)
SP-3502002-EC0B6E5AB5064A57A2783A0F1812C2D0	7,60	Analândia	0,51	113,68
SP-3502002-A0297AD96FE84F7C9A83F814748BCCC2	7,17	Analândia	0,56	124,16
SP-3502002-BD63BD989DD3469F80A2261755021B05	52,35	Analândia	0,60	133,25
SP-3502002-6AD3552F29364735AEBE18CEA9E59698	4,54	Analândia	0,76	169,87
SP-3502002-2EDAE73948C04BBE9162AC5E7BBA031A	2,00	Analândia	0,83	185,97
SP-3502002-1F8FF142663B42869FECDC013AD3627D	7,28	Analândia	0,95	212,16
SP-3502002-010D489FDAD94CB98F5B4EAF74D5C028	16,93	Analândia	1,00	224,05
SP-3502002-6E75856DDC8B470388BF9F0D3109C5D8	3,32	Analândia	1,16	259,05
SP-3502002-37C7CA84B7F4485FA754379196D4A1B4	3,35	Analândia	1,73	386,61
SP-3502002-C3F4199B725647E985FC238990D948DB	8,59	Analândia	1,76	394,16
SP-3502002-DBF301D718244F899ABF832FCA5DE37F	8,24	Analândia	1,95	434,82
SP-3502002-EE8230E89A204B98846C47ED257D42C7	4,31	Analândia	2,30	513,46
SP-3502002-3003161A43384FA8AF0E52FBFD275567	3,14	Analândia	2,30	513,51
SP-3502002-CC72F58C0AFA440685DACE806F5E5293	3,79	Analândia	2,62	585,90
SP-3502002-8E67049BAE80478FA4C7334EEA71F95D	168,07	Analândia	2,91	649,35
SP-3502002-EBE567360F684CBB912B6A200CC51E27	17,23	Analândia	3,07	686,47
SP-3502002-4722E947460B409DB5761AB7A27E7C9D	5,93	Analândia	3,60	803,91
SP-3502002-D67413AB45AB48F5B8A461FE8859CABA	8,89	Analândia	4,01	896,24
SP-3502002-C0FCB3BE871442C1838BE5EFAC05237B	22,42	Analândia	4,09	913,24
SP-3502002-645ADC2F76E04D978BDB6BC5C15DF754	14,78	Analândia	5,48	1.225,02
SP-3502002-BB677290C5E14BA1A2C77CD913CBF1D4	45,53	Analândia	5,59	1.249,10
SP-3502002-B631A49C099A4F2BA63B32FA24CB8EDB	93,38	Analândia	6,23	1.391,91
SP-3502002-1560D36BB4B748ACAEC58FF5D5A162B9	21,28	Analândia	6,47	1.445,93
SP-3502002-20B6FE44BC484FB59A11CC63AD44A0AB	24,70	Analândia	6,75	1.509,85
SP-3502002-E6B3E38ED09D4F41A36D3333F45B00C2	14,03	Analândia	6,82	1.524,29
SP-3502002-3A34B5EBF9BD4E64B87EB1E26C622713	49,83	Analândia	9,30	2.077,99
SP-3502002-290CAA93C954798907332B82D5B654B	44,68	Analândia	12,61	2.819,43
SP-3502002-0F67EF304E074E4CA127454AFBCBFC65	38,46	Analândia	13,22	2.954,95

Código do imóvel (CAR)	Área do imóvel rural (ha)	Município	Área disponível (ha)	Valor do PSA (R\$/ano)
SP-3502002-D1716FA384F44820B5D0157054066023	54,18	Analândia	14,23	3.181,19
SP-3502002-301B810E8B234F0BA2A665CBB10F0624	71,41	Analândia	19,11	4.270,72
SP-3502002-69E85326521A45D3B6B574F70E72D7F4	27,58	Analândia	20,51	4.585,18
SP-3502002-2A0538BF5F174E888FB45CD07233F68F	41,14	Analândia	24,02	5.370,05
SP-3502002-F856D615973F4C59B2987F8BCC435A6B	47,08	Analândia	28,70	6.415,30
SP-3502002-B2E49D5BCA4441739B1916184ACA1FF5	397,54	Analândia	32,37	7.234,78
SP-3502002-1FB3557561C54299A329F6405C448668	75,40	Analândia	54,32	12.142,95
SP-3523602-735331BDF45045BF83E7F36BEC6995D4	200,24	Itirapina	0,54	120,19
SP-3523602-FBA4FC06E45B4C3DA0A352909BF82146	7,29	Itirapina	1,25	279,87
SP-3523602-AE4EB78B83CE400D83DD3140DB164076	14,08	Itirapina	4,84	1.082,77
SP-3523602-AB700FCC0AB449FDBBC8219DC3F8ED8F	12,86	Itirapina	5,83	1.303,33
SP-3523602-C650EB009A8C470D8258A75E2F5C7250	13,10	Itirapina	6,63	1.481,93
SP-3523602-AD59B1DA40174E05B668033CEF252F74	12,84	Itirapina	7,07	1.581,31
SP-3523602-868BD6631FDA4AE6B807932B48111176	11,95	Itirapina	7,24	1.617,33
SP-3523602-7C465813AA2240A6B88C4D7897DECA55	12,54	Itirapina	7,47	1.670,53
SP-3523602-EE849778060E4F1C8230F043A448A942	13,47	Itirapina	8,29	1.852,38
SP-3523602-D1B6D39FD0944F03B67A83DC7F4183D5	24,88	Itirapina	16,00	3.577,43
SP-3523602-B1C59AC3BF4240A8B0D77D47785BF6AD	26,19	Itirapina	16,22	3.625,65
SP-3523602-EF91C22D6DFE42CCB5AB9CC90A111B27	282,04	Itirapina	17,81	3.981,55
SP-3523602-F0998AC4A232452A8F8D1891E162B7C2	280,86	Itirapina	21,50	4.805,30
SP-3523602-83726DF16E064B7DBDE93AB3C42B2CA2	180,77	Itirapina	29,58	6.611,71
SP-3523602-30A92AA8B8154933A3A108B240EC8628	202,70	Itirapina	31,57	7.056,71
SP-3523602-71C40FF18419459FACACB6AEC566F70B	302,25	Itirapina	122,25	27.327,42
SP-3548906-80456BC4C1E241E6A7476A475149A532	17,86	São Carlos	0,55	122,99
SP-3548906-05467A880AE343F598EC33B18841285A	14,87	São Carlos	0,67	150,86
SP-3548906-7F1152D6BDAE4B139FDB2222CE36B135	18,93	São Carlos	0,69	154,09
SP-3548906-6115DD9B69F34ED4AF2590FC2947384C	5,59	São Carlos	0,80	178,03
SP-3548906-41173F2CF7224748927B0C48A8B6ECB0	15,00	São Carlos	0,81	181,32
SP-3548906-CEAC846B219D46F3BC7F2631405DFC0A	3,55	São Carlos	0,92	205,12
SP-3548906-D2C860A52D8544DABA8BF61A9CCDD468	15,97	São Carlos	0,93	208,01
SP-3548906-F1EB905AB1654BD78A7ECC09BCEC7EF1	8,92	São Carlos	0,99	220,26
SP-3548906-275DF1735DBB4A659C080440D17A57DB	3,96	São Carlos	0,99	221,00

Código do imóvel (CAR)	Área do imóvel rural (ha)	Município	Área disponível (ha)	Valor do PSA (R\$/ano)
SP-3548906-E2352AB6CCE7483BB1326C30A0637DE1	10,83	São Carlos	1,18	264,35
SP-3548906-B70C97C004D1475DB86E71C29DCD4C44	10,47	São Carlos	1,23	273,83
SP-3548906-149F87005310404CA647861AC5604F76	75,02	São Carlos	1,41	314,82
SP-3548906-981B7E0D377640D2A74B78B3D39BDB9E	7,25	São Carlos	1,46	325,44
SP-3548906-559C7AE228B14FD4AF339AB4DC6C35A9	17,61	São Carlos	1,68	376,11
SP-3548906-4625330B68FD46AEB4D0E25020093C1B	47,75	São Carlos	1,89	421,42
SP-3548906-F42239CFA9DC4B84A30BF3D5911F9304	12,87	São Carlos	1,99	444,76
SP-3548906-A2087B0E240C4B2484923F8EEA98632F	31,36	São Carlos	2,02	452,09
SP-3548906-E898BB575F484776808C750DA44F7637	15,72	São Carlos	2,18	487,19
SP-3548906-3AD4849DC792490091EAC708A9059EFD	46,02	São Carlos	2,45	548,38
SP-3548906-BB5E31474E964AFDA3F1DDAD04FD8B50	375,89	São Carlos	2,47	551,81
SP-3548906-A1007FCB98F643B6A360888D8F484DB0	53,72	São Carlos	2,50	559,24
SP-3548906-1F969406D0EC4255921DF1971262C2A0	125,69	São Carlos	2,58	576,06
SP-3548906-1DF11E54E69442BFB3DBBE9E7F08CC44	449,50	São Carlos	2,67	597,71
SP-3548906-8B03B04DDE2441E683B030EED8B2BD6A	45,66	São Carlos	2,87	642,58
SP-3548906-91DF96A941174BC49866E20ED0783D18	5,30	São Carlos	2,96	661,68
SP-3548906-31C2089CC12E43AB810155169E7104C5	10,40	São Carlos	3,67	819,27
SP-3548906-0018DB6A97B14294AC14244C00D2AF58	56,75	São Carlos	3,91	874,66
SP-3548906-C39161DE50D04917BAC374D04FF39DA6	354,24	São Carlos	4,34	969,83
SP-3548906-01C28040178F4A89B9D679157A708E52	45,24	São Carlos	4,43	990,83
SP-3548906-6DCB9880B370496FA7FCB8C94CDF136A	26,33	São Carlos	4,47	998,35
SP-3548906-6B847952B8F94E74974C5BC36E231A36	10,06	São Carlos	4,64	1.037,83
SP-3548906-4BDA0BA991484D6AAEA79AD26A4E6674	482,61	São Carlos	4,87	1.087,66
SP-3548906-D703BB5F3E094102B4D15AC6E7D8833D	8,98	São Carlos	5,37	1.200,74
SP-3548906-712716DD958D423BAEE28536E0FDF19A	50,91	São Carlos	5,82	1.301,07
SP-3548906-D478001A2F20479193C4DCDB349D5E7D	132,28	São Carlos	5,83	1.303,40
SP-3548906-AC9A478008DB439ABDF5FD1F6EC98519	39,89	São Carlos	6,28	1.404,54
SP-3548906-BF8A8F2D90244333BB585931480E7B2E	26,85	São Carlos	6,88	1.538,89
SP-3548906-B98255F312D84E9CA521C8E19792E036	222,42	São Carlos	8,42	1.882,65
SP-3548906-9EDB3173A0ED47E985FAB48E0BBF413A	129,35	São Carlos	9,56	2.136,29
SP-3548906-0BE81EA24BD34B239E89B3BF9C1664C5	50,57	São Carlos	9,77	2.184,22
SP-3548906-B14B0A358BAC4FE3AE52F9E26442A8A9	178,02	São Carlos	9,84	2.198,58

Código do imóvel (CAR)	Área do imóvel rural (ha)	Município	Área disponível (ha)	Valor do PSA (R\$/ano)
SP-3548906-7C355032B1944EBAB1AF3BD5083F12A9	849,01	São Carlos	16,14	3.607,29
SP-3548906-D8C854BAE4FC4533ABED7DC299E985A1	41,75	São Carlos	19,52	4.362,60
SP-3548906-6DE53493B36F4D5BBD51E237AB23F2E4	31,19	São Carlos	19,58	4.377,39
SP-3548906-9C4EDACC733C4021BA99B0A352C0A29A	58,71	São Carlos	21,63	4.833,96
SP-3548906-B6AE42D54CF044B58CD61981BA5C2988	72,36	São Carlos	22,39	5.003,73
SP-3548906-5465F7BFFD694855A0B3DFD7EC5A8054	129,01	São Carlos	24,91	5.567,13
SP-3548906-B64232D93D5A4DF98554F50171F6B088	1585,58	São Carlos	28,61	6.395,81

APÊNDICE V - Artigo científico referente à pesquisa.

A spatial targeting approach for implementing watershed payment for ecosystem services scheme in a peri-urban wellhead area in southeastern Brazil

Abstract

In recent years, payments for ecosystem services (PES) have emerged as a form of financing for the conservation of natural resources, especially in water management, compensating landowners that generate positive environmental externalities. For the PES design process, the spatial targeting approach for identifying priority areas aiming at the environmental recovery and preservation is essential for the efficient allocation of limited financial resources. In this sense, the present work aims to spatially identify priority areas for the implementation of PES schemes, with emphasis on the conservation of water resources, using as case study the Feijão River watershed (FRW), the primary water source for the city of São Carlos-SP, Brazil. For such, based on relevant criteria for the provision of hydrological services, a multicriteria evaluation was applied in geographic information system (GIS) environment for mapping priority areas for forest restoration. The resulted information plan was then cross-referenced with estimated opportunity costs for compensating landowners in order to identify higher priorities associated with low cost sites. The results show that 25.6% of the eligible areas have very high priority to forest restoration and are located mainly along the Feijão River watercourse, in direct recharge areas of the Guarani Aquifer System and with predominance of pasture and sugarcane uses, the main driven forces of erosion processes in the watershed. Among the agricultural activities, livestock presented the lowest opportunity cost (US\$ 57.91 ha-1.year-1), and 99 rural properties with areas of interest for PES schemes were identified (3.7% of the watershed area), corresponding in full to the payment amount of US\$ 52,018.08 per year to producers. Finally, the use of multicriteria evaluation combined with economic analysis of land use presented as a flexible and straightforward methodological approach, whose results can support further watershed planning and management.

Keywords: Payment for ecosystem services; Hydrological services; Multicriteria evaluation; Priority areas; Decision-making; Forest restoration.

1. Introduction

Driven by a context of economic and social development, the exploitation of natural resources often occurs in a disorderly and unsustainable manner, resulting in intense forest fragmentation (Tabarelli et al., 2010; Santos et al., 2018). Deforestation impacts, in turn, directly undermine the provision of ecosystem services that are intrinsically important to society's well-being, such as climate regulation and water supply in quantity and quality (Carvalho-Santos et al., 2014; Köhl et al., 2015; Grizzetti et al., 2016).

As reported by the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), around 129 million hectares of forest were lost worldwide between 1990 and 2015, mainly in South America and Africa (FAO, 2016). The vegetation cover, however, promotes essential environmental services for the maintenance and conservation of water resources, such as protection of the soil surface from the beginning of the erosion process, promotion of water infiltration in the soil and groundwater recharge, acting as a barrier to sediment and pollutant transports, and flood control (Bruijnzeel, 2004; Bradshaw et al., 2007; Brauman et al., 2007; Carvalho-Santos et al., 2014). The significant intensification of erosion processes by precipitation (Bertoni and Lombardi Neto, 2012) in unprotected soils, on the other hand, mainly results in siltation of watercourses and, consequently, deterioration of water resources quality, affecting water availability for uses such as supply and power generation (Vettorazzi, 2006).

In this scenario, incentive practices and policies, such as payments for ecosystem services (PES), are essential to reverse the degradation of environmental services related to inadequate land-use planning. Of widespread and implemented concept (Ezzine-de-Blas et al., 2016; Grima et al., 2016), in the context of a market strength strategy, the PES is based on the “provider-receiver” principle, on which users of environmental services offer a financial or economic incentive to the provider of these services, making attractive the adoption of sustainable practices that ensure ecosystem conservation and environmental restoration (Wunder, 2005; Pagiola et al., 2005; Engel et al., 2008; Schomers and Matzdorf, 2013).

Among the various challenges of PES implementation, the relationship between the cost-effectiveness of the mechanism in achieving its goals together with policy design and application context is highlighted, especially in prioritizing the most appropriate locations for its implementation to ensure additionality (i.e., conservation results that would not be obtained in the absence of PES intervention) (Wätzold and Drechsler, 2005; Alix-Garcia et al., 2008; Wünschler et al., 2008). Muradian et al. (2013) highlight the importance of assessing the

particular context of each situation to verify the appropriate solution for ecosystem conservation in order to achieve better outcomes. PES schemes, for example, can become unviable when alternative land use is highly competitive due to greater opportunity costs for services providers. In this sense, PES efficiency losses can be reduced by spatially targeting payments based on relevant criteria and information on environmental services provision threats and benefits associated with the landowner's participation cost (Wunder, 2007; Wünscher et al., 2008; Börner et al., 2017).

A spatial targeting approach should focus on selecting areas whose provision of relevant environmental services may be affected, especially in water-related services PES schemes, as their potential benefits are largely dependent on the provider's location within a given watershed (Wunder, 2008). However, although studies demonstrate the positive effect of PES on forest cover on rural properties (Arriagada et al., 2012; Costedoat et al., 2015; Ruggiero et al., 2019; Sone et al., 2019), to Wünscher et al. al. (2008), most models already implemented do not fully incorporate the above criteria. Thus, once financial resources are generally not sufficient to cover all areas that need intervention (Campanhão and Ranieri, 2019), developing methods and tools that optimize the selection of priority areas is essential to promote economic viability and enhance socio-environmental gains.

According to Vettorazzi and Valente (2016), based on the incorporation of geospatial information about the biophysical environment, multicriteria evaluation (MCE) in a geographic information systems (GIS) environment has been efficient to define priority areas as subsidy to territorial planning. One of the most widely used methods in MCE is the Weighted Linear Combination (WLC), whose application is based on the concept of a weighted average of defined and weighted criteria accordingly to the study objective (Valente et al., 2017; Esmail and Geneletti, 2018). For the assignment of weights, in turn, one of the most used tools is the Analytical Hierarchy Process (AHP) proposed by Saaty (1977) (Jaiswal et al., 2015; Widiatmaka, 2016; Dos Santos et al., 2019), which allows the determination of the factor weights by constructing a pairwise comparison matrix to express the relative importance among the criteria (Saaty, 1977).

In this context, the present study proposes to identify and evaluate the priority areas for forest restoration aiming at the implementation of PES schemes with emphasis on the conservation of water resources, using as a case study the Feijão River watershed (FRW), the main water source of the municipality of São Carlos, SP, Brazil. As an aid for the decision-

making process in watershed PES and as subsidy for territorial planning and resources allocation, the study focuses on the spatial analysis by applying MCE and overlaying data sets in GIS environment regarding environmental aspects, such as erosion vulnerability and forest fragmentation, and economic aspects, such as financial resources sharing with landowners willing to convert their production area to forest restoration. Therefore, answers to the following main questions are sought: (i) Which are the areas of highest priority for forest restoration in ensuring the provision of hydrological services at the watershed scale?; (ii) What factors and environmental characteristics are related to the determination of these areas?; (iii) Where and on what rural properties are the priority areas associated with the lowest opportunity costs for PES implementation?

2. Study area

The Feijão River watershed (Fig. 1) is located in the central region of the state of São Paulo, southeastern Brazil, limited by the geographical coordinates of latitudes 22°02' S and 22°13' S and longitudes 47°42' W and 47°54' W, approximately 230 km away from the city of São Paulo. The watershed has an area of 243.16 km² and encompasses part of the municipalities of Analândia (4,845 inhabitants, 20% of the area), Itirapina (17,589 inhabitants, 27% of the area) and mainly the peri-urban region of São Carlos (246,088 inhabitants, 53% of the area), municipality where the spring is the main water source for urban supply (IBGE, 2017a; Costa et al., 2018).

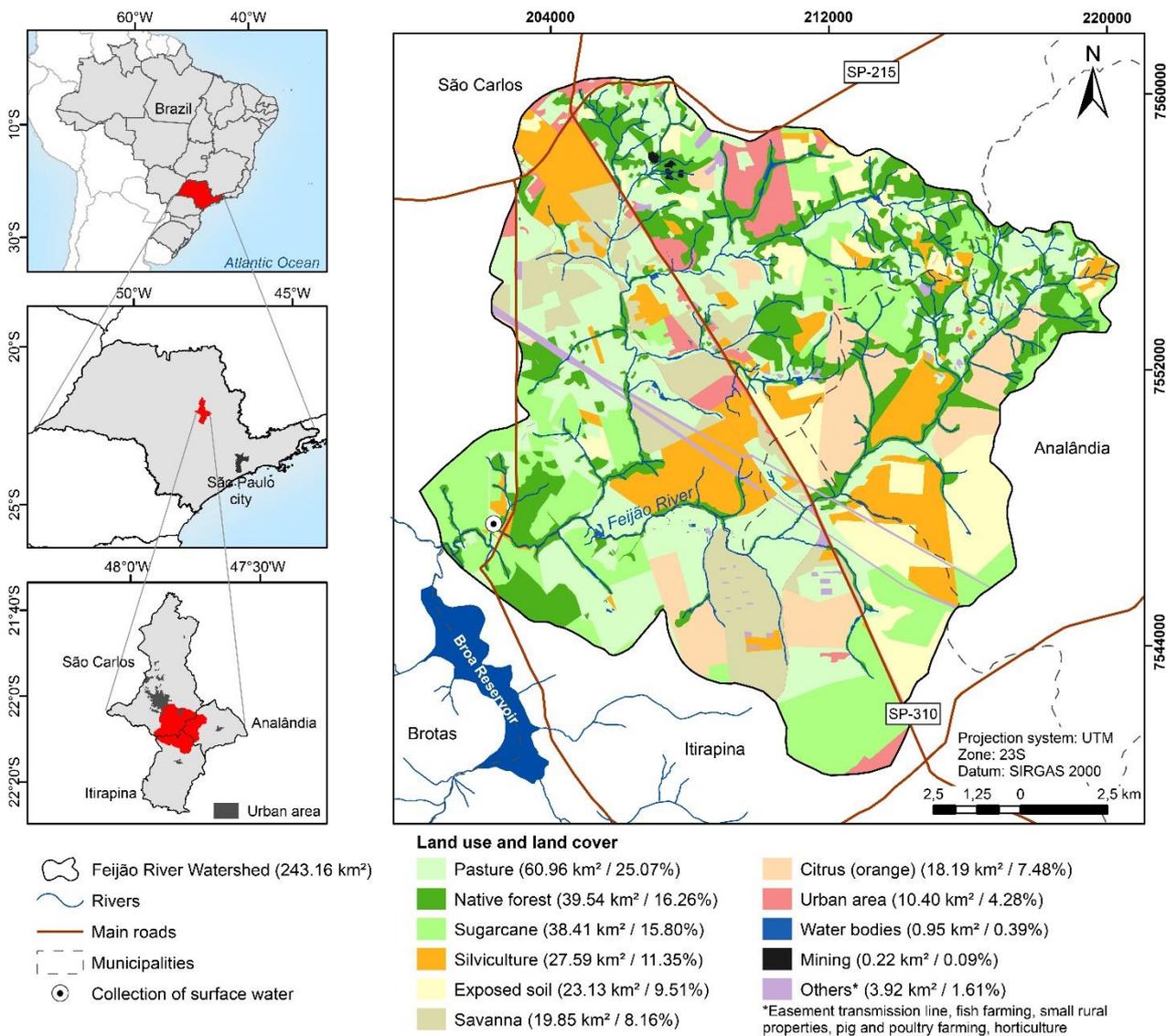


Fig. 1. Location and land cover and use of the FRW.

The FRW is a sub-watershed of the Jacaré-Guaçu river and tributaries of Tietê river and composes its headwaters area. The FRW water spring is located at the top of Cuscuzeiro Hill in Analândia, its watercourse drains the plateau of Itirapina (where part of the tributary springs are situated) from NE-SW and flows into Itaqueri river, forming the Jacaré-Guaçu river (Machado et al., 2016). According to the Köppen classification, the region's climate is Cwa, characterized by a tropical altitude climate with an average temperature of 20.6 °C and an average annual rainfall slightly below 1,500 mm (CEPAGRI, 2018; INMET, 2018).

The relief consists of tables and mountainous hills, forming a plateau cut by carved valleys, and includes the fronts (where the relief is steeper) and the reverse (where the slope is gentler) of the provincial basalt cuestas, whose altitudes range from 775 m to over 1,000 m

(Brazil, 1983; Nishiyama, 1991). In the geological context, the study area is located in the Paraná Basin, consisting mainly of the sandstones of the Botucatu Formation, for the most part, and the basaltic effusive spills of the Serra Geral Formation, surrounded by large areas of sandstones of the Itaqueri Formation, where the largest portion of the urban core of São Carlos is situated (Zuquette, 1981; Gonçalves, 1987). The fact that the watercourse is located over the Botucatu Formation fringe grants the watershed the importance of being a direct recharge area of the Guarani Aquifer System, one of the largest reservoirs of freshwater in the world (Zuquette, 1981; Nishiyama, 1991).

The soils can be classified according to their origin and texture in residuals, resulting from the decomposition of the parent rock and evolved in situ, and sediments, which suffered some movement after the decomposition of the source rock. Among the cover materials, the residuals from Botucatu Formation extend throughout the central region of the watershed, characterized by medium grain size mainly constituted by the sand fraction, low erodibility and high permeability (between 10^{-3} e 10^{-2} cm.s⁻¹) (Nishiyama, 1991; Costa et al., 2019).

As stated in Soares et al. (2003), the vegetation of the São Carlos region is impoverished and very fragmented, consisting predominantly of remnants of cerrado (sparsely arboreal savanna, short-shrub savanna, and wet meadows), cerradão (arboreal savanna), regeneration areas and semideciduous and riparian forests, the latter representing 16.3% of the watershed area. The main land uses present in the landscape are extensive pasture (25.1%), sugarcane (15.8%), citrus (7.5%), and silviculture activities (11.4%), especially by monoculture eucalyptus plantations.

3. Materials and Methods

The research is basically structured in three steps. Firstly, MCE was applied in the selection of priority areas for forest restoration, considering at this stage only the environmental attributes capable of ensuring more efficiently the provision of hydrological services in the basin. Additionally, at this stage, it was verified which factors and environmental characteristics that most influenced the process. Secondly, an analysis of the economic valuation of land use was performed to determine opportunity costs for rural landowners. Finally, the information plan generated by MCE was cross-referenced with estimated compensation values for productive landowners to identify which priorities are associated with lower costs for implementing PES programs.

The methodological approach was carried out predominantly in GIS environment, using ArcGIS® 10.2 software (ESRI, 2013). The information plans were georeferenced to the geodetic reference system SIRGAS2000, Universal Transverse Mercator (UTM) projection, in the 23S Zone. For the suitable combination of criteria, the information plans were standardized to the same spatial resolution of 10 m. Table 1 presents the spatial data used in this study, which employs and continues the database of studies developed and under development within the Feijão River watershed, especially the researches by Costa et al. (2018) and Costa et al. (2019).

Table 1. Materials employed in the study.

Data	Description	Scale	Source
Rural properties	Rural properties boundaries of São Carlos, Analândia e Itirapina municipalities registered in the Rural Environmental Registry (CAR, in portuguese)	-	Brazil (2018a)
Road network	Roads and railroads	1:250,000	ANTT (2017) and IBGE (2017b)
Hydrography	Rivers and artificial reservoirs	1:50,000	Costa et al. (2018)
Geology	Geological units map	1:50,000	Costa et al. (2018)
Soils	Cover materials	1:50,000	Costa et al. (2018)
Land cover and land use	Image classification of GeoEye satellite image of 2011, resolution 0.5 m	1:50,000	Costa et al. (2018)
Geodynamics processes	Rills and gullies	1:50,000	Costa et al. (2018)
Accelerated erosion potential	Accelerated erosion potentials according to environmental attributes such as runoff potential, substrate, climate, relief, soil, land cover and use, rainfall and drainage density	1:50,000	Costa et al. (2018)
Potential for aquifer contamination	Potential for contamination of groundwater by anthropogenic activity according to environmental attributes such as geology, aquifer units, soils, slope, slope shape and land cover and land use	1:50,000	Costa et al. (2019)

3.1. Multicriteria evaluation (MCE)

The MCE refers to the tool applied to assist or support the decision-making process, establishing a comparative assessment of different alternatives based on a set of evaluation criteria expressed by decision maker's preferences to achieve one or more objectives (Vassoney et al., 2017). Malczewski (2004) cites that GIS-based MCE can be considered as a process that combines and transforms spatial and non-spatial data (input) into a resultant decision (output). Due to its straightforwardness, its applications have grown significantly over the last 20 years (Boggia et al. 2018). The steps for the MCE method (i.e., identification and standardization of evaluation criteria, determination of the criteria weights, criteria aggregation, and sensitivity analysis) are described as follows.

3.1.1. Identification and standardization of evaluation criteria

According to Eastman (2003), a criterion is defined as the variable that can be measured and evaluated and can be classified into two kinds: factors and constraints. Factors are criteria capable of enhancing or decreasing the suitability of a specific alternative and are commonly measured on a continuous scales. On the other hand, constraints can be understood as the restrictive categories of the alternatives under consideration, spatially limiting the distribution of choice possibilities.

The definition of the criteria was guided through literature review acknowledging from a landscape perspective the goal of maximizing the provision of hydrological services in areas relevant to forest restoration, that is, likely to promote greater additionality in PES schemes. The selected factors are described in Table 2, which addresses their general relevance to the study goal and the factor mapping method. In the context under study, the constraints were considered as areas where forest restoration is not possible, such as urban area, mining, easement transmission line, native forest, savanna, and water bodies.

Table 219. Identification of criteria and factor mapping methods for the prioritization of areas for forest restoration.

Factor	Relevance	Factor mapping method (scale 0 - 1)
Proximity to surface water	In addition to forming ecological corridors, riparian forest plays a protective role for water resources. Around the springs, vegetation protects mainly against soil compaction and siltation and, alongside the river channels, vegetation can act as a sediment and pollutant filter, protecting the channels against erosion (Naiman and Décamps, 1997).	Euclidean distance: map of distances to water bodies. Standardization by linear monotonically decreasing function.
Proximity to forest patches	Connectivity between forest fragments is facilitated by the proximity between the remnants, increasing the continuity of natural vegetation and enabling gene flow, both necessary for maintaining the natural integrity of the landscape (Orsi and Geneletti, 2010).	Euclidean distance: map of distances to forest patches. Standardization by linear monotonically decreasing function.
Proximity among forest patches with larger core area	A core area refers to the central region of a forest fragment that is not affected by the edge effects. For Murcia (1995), edge effects typically penetrate about 50 m into the forest. In general, smaller and isolated ecosystems are less efficient at conserving their biodiversity and consequently restoring the natural integrity of the landscape (Hagen et al., 2012). Larger and connected fragments, on the other hand, achieve the stability of their internal structure more quickly (Geneletti, 2004).	Forest patches were divided into 5 classes according to their core area size. Distance maps were generated for each class and standardized by linear monotonically decreasing function. The final factor map was obtained by overlapping the distance maps weighted according to uniform intervals of the standardization values, being the class with the largest core area associated with the highest scale values (0.8-1.0). Finally, the result was standardized by linear monotonically increasing function to preserve the scale of importance of the combination.
Distance from urban areas	Fragments near built-up areas are threatened with reduction of forested areas, being continuously	Euclidean distance: map of distances to urban areas (urban centers, country

Factor	Relevance	Factor mapping method (scale 0 - 1)
	exposed to disturbances such as deforestation, inadequate land use, fires, among others (Haddad et al., 2015). Soil sealing influences the water cycle and water resources are more vulnerable to pollution due to the release of wastewater, industrial effluents and solid waste, for example (Orsi and Geneletti, 2010).	houses, industrial plants). Standardization by linear monotonically increasing function.
Distance from roads	Roads are one of the leading causes of the origin and evolution of erosion processes and sediment production, as they allow concentrated runoff. The linear shape of roads divides and isolates fragments, reduces habitats, core areas, and total remnant area. Moreover, forest fragments and water resources near the road network are under the same negative influences as those near urban areas (Geneletti, 2006; Karlson et al., 2014; Karlson and Mörtberg, 2015).	Euclidean distance: map of distances to main roads and railroad. Standardization by linear monotonically increasing function.
Potential for aquifer contamination	Groundwater plays an essential role in providing services such as maintenance of baseflows in rivers and water purification and storage (Lerner and Harris, 2009; Griebler and Avramov, 2015). Lack of adequate sanitation and presence of agricultural, metallurgical, petrochemical activities, among others, represent constant sources of aquifer contamination (Narany et al., 2017).	Since the potential map refers to categorical data (polygons), for standardization, increasing priority values were assigned to each potential category on a scale from 0 to 1, being: very low (0.2), low (0.4), medium (0.6), high (0.8), and very high (1.0).
Accelerated erosion potential	The removal of vegetation cover promotes significant intensification of erosion processes, resulting in reduced agricultural productivity and increased transport of sediments and pollutants that may interfere with the quality and quantity of water resources by silting and eutrophication processes. Such factors reflect on water treatment costs as well as reduce reservoir volume and life span (Lal, 2015; Reusser et al., 2015).	Standardization by assigning increasing values, on a scale from 0 to 1, to the risk classes defined by Costa et al. (2018). In the methodology adopted by the authors, the erosion risk classes in the watershed ranged from 1 to 7, being categorized into potential classes: very low, risks 1 and 2 (0.14 and 0.18); low, risks 3 and 4 (0.42 and 0.46); medium, risks 5 and 6 (0.70 and 0.84); and high, risk 7 (1.00).

In MCE, for different criteria to be combined, standardization is performed, i.e., the conversion of criteria values to a common numeric range. In this study, standardization was applied to the factors to convert the maps scores into a real number scale ranging from 0, lowest possible priority value, to 1, maximum priority value, by using linear function transformation of continuous data, in relationships described in Table 2. Fig. 2 presents the criteria maps (standardized factors and constraints).

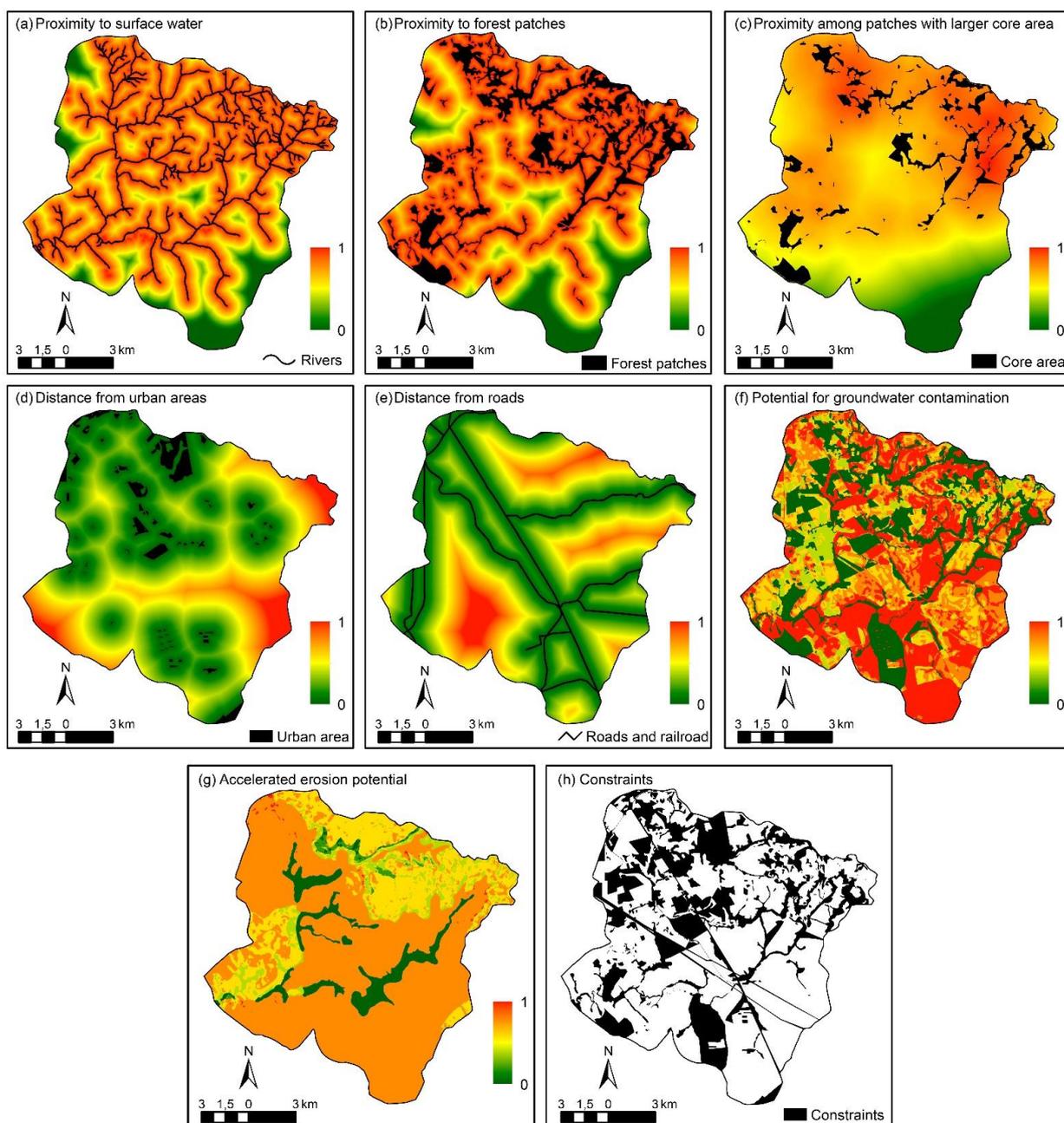


Fig. 2. Criteria maps for the MCE: from (a) to (g), standardized factors on a 0-to-1 continuous numerical scale, and (h) constraints.

3.1.2. Determination of the criteria weights

For the definition of factor weights, the pairwise comparison matrix method developed by Saaty (1977) was adopted in the context of the AHP. The factor weights express the importance or order of importance of the factors in the decision-making process (Eastman, 2003) and can be determined based on literature review and by consultation with professionals

of the field of interest through the Participatory Technique (Zhang et al., 2013; Vettorazzi and Valente, 2016).

In the study, the Participatory Technique was employed in order to assist the comparison process by consulting Environmental Science experts through electronic media. A summary of the project and a description of the relevant criteria to the decision-making process were e-mailed to a group of selected university professors and researches, who were then invited to contribute to the project by filling a table with the order of importance of the criteria in consonance with their judgment for the definition of priority areas within the scope of the study. Based on the experts' opinions, several pairwise comparison matrices were proposed, in which the relative importance values were assigned to the factors based on a nine-point continuous scale (Table 3) proposed by Saaty (1977). On this semantic scale, judgment values range from 1 to 9, where the smallest value (1) is assigned to the comparison between factors considered to be equally important, while the highest value (9) indicates when a factor is extremely more important over another.

Table 3. Continuous rating scale for the elaboration of the pairwise comparison matrix.

Numerical value	Verbal expression of importance	Explanation
1	Equally	Two criteria contribute equally to the objective
3	Moderately	One criterion is moderately more important over another
5	Strongly	One criterion is strongly more important than the other.
7	Very strongly	One criterion is very strongly favored over the other.
9	Extremely	The importance of one criterion over another is of the highest order.
2, 4, 6, 8	Intermediate values between judgments scale	-

Source: Adapted from Saaty (1977).

The factor weights values are determined by normalizing the eigenvector associated with the maximum eigenvalue of the reciprocal ratio matrix. Furthermore, in the AHP method, the coherence of the matrix should be evaluated by the consistency ratio (CR) at which, for the process to be considered valid, its value must be less than 0.10 (10%). Otherwise, the matrix must be rearranged by adjusting the scores and calculating the weights until an acceptable CR is reached. Table 4 shows the final pairwise matrix selected according to its CR and coherence of the factor weight set to the proposed objective, variables obtained through extAHP 2.0 tool for ArcGIS 10.2 (Marinoni, 2017). From the perspective of the study, the criteria considered

the least and the most important by the experts were, respectively, proximity to the surface water and distance from roads.

Table 4. Pairwise comparison matrix for the definition of priority areas for forest restoration in the FRW.

Factors	C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅	C ₆	C ₇	Weights
Distance from roads (C ₁)	1							0.0460
Potential for aquifer contamination (C ₂)	2	1						0.0701
Proximity among forest patches with larger core area (C ₃)	2	1	1					0.0739
Distance from urban areas (C ₄)	3	2	2	1				0.1175
Proximity to forest patches (C ₅)	3	3	2	2	1			0.1625
Accelerated erosion potential (C ₆)	4	3	3	2	2	1		0.2173
Proximity to surface water (C ₇)	5	4	4	3	2	2	1	0.3128
CR = 0.02 < 0.10							Total	1.0000

3.1.3. Criteria aggregation

With the definition of weights values, criteria can be aggregated through the WLC, method based on the concept of weighted average. Each standardized factor map (i.e., each pixel of each map) is multiplied by its corresponding weight and then the results are summed. Finally, Boolean constraints are multiplied to eliminate areas that are not considered of interest in the evaluation. Thus, the degrees of suitability for the study's objective can be continuously mapped using Eq. (1) (Romano et al., 2015):

$$S_j = \sum_{i=1}^n w_i x_i \cdot \prod_{j=1}^m c_j \quad (1)$$

where S_j = suitability value of the j -th pixel; w_i = weight of the factor i ; x_i = criterion score of factor i ; c_j = constraints; n = total number of factors; m = total number of constraints.

For analysis purposes, the WLC output map was reclassified based on the evaluation of histogram frequencies into five priority levels for forest restoration: very low, low, medium, high, and very high.

3.1.4. Sensitivity analysis

The application of all the steps of MCE inevitably involves a variety of uncertainties (Esmail and Geneletti, 2018). In this study, sensitivity analysis was performed in order to evaluate and validate the robustness and stability of the results obtained in the decision-making process. The potential sources of uncertainty could be multiple; however, criteria weights are often the most significant source of controversy and uncertainty in MCE (Chen et al., 2013). Therefore, as proposed by Chen et al. (2010), the analysis focused on changing the original

weights of the criteria obtained by the AHP method, assuming an error of 20% due to the uncertainties intrinsic to the evaluation of the relative importance of the criteria.

By adopting the One-At-a-Time (OAT) approach, each criterion weight were adjusted in percentage increments of $\pm 5\%$ within a range of $\pm 20\%$ of their value, and the weights of the other criteria were adjusted proportionally remaining the condition that the sum of the weights must be equal to 1. When varying the weight of the main changing criterion c_m under consideration, at any percent change level (pc), its weight $W(c_m, pc)$ can be calculated by Eq. (2) (Chen et al., 2010) as:

$$W(c_m, pc) = W(c_m, 0) + W(c_m, 0) \times pc, \quad 1 \leq m \leq n \quad (2)$$

where $W(c_m, 0)$ is the weight of the main changing criterion c_m and n is the total number of criteria. The weights of the other criteria $W(c_i, pc)$ are adjusted proportionally conforming to $W(c_m, pc)$ by Eq. (3):

$$W(c_i, pc) = (1 - W(c_m, pc)) \times \frac{W(c_i, 0)}{1 - W(c_m, 0)}, \quad i \neq m, 1 \leq i \leq n \quad (3)$$

where $W(c_i, 0)$ is the original weight of the i -th criterion c_i .

3.1.5. Influence of the factors and environmental characteristics

In order to clarify the more specific relationships between the selected criteria and the obtained solution for MCE, the distribution and predominance of the factors maps were estimated by cross tabulation against the priority levels established for the WLC output map. The same procedure was performed for important environmental characteristics intrinsically associated with the criteria, such as land use and cover (Fig. 1), geology, soils and geodynamic processes (Fig. 3), verifying whether these variables confirmed the definition of areas most sensitive to the provision of hydrological services in the FRW and therefore are suitable candidates for forest restoration according to the study parameters.

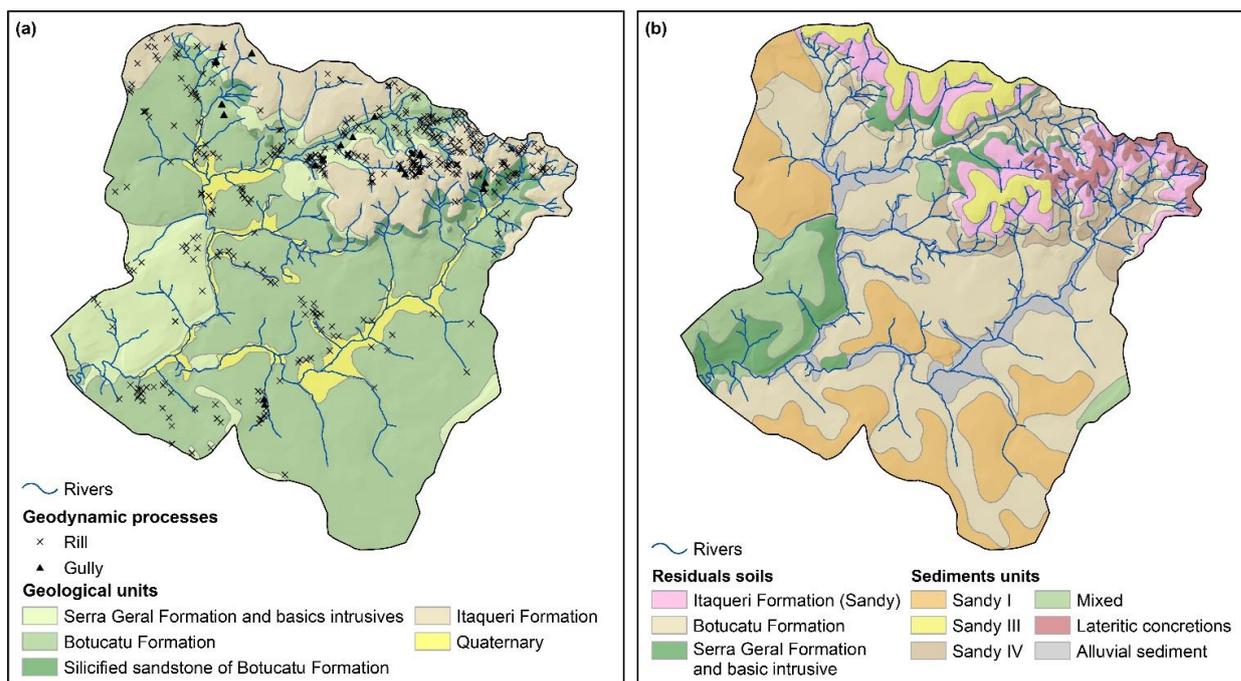


Fig. 332. Environmental characteristics of the FRW: in (a), geological units and geodynamic processes; in (b), soils.

3.2. Economic analysis

For the implementation of a PES scheme, it is necessary to estimate the reference payment values to compensate each landowner willing to convert their productive area for forest recovery. The provision of environmental services in this study is valued by estimating the opportunity costs, based on the premise that the rural landowner would renounce an economic activity (e.g., livestock) and, due to restrictions on the use of environmental resources, would receive a financial compensation equivalent to the net profit of the current agricultural practice.

The economic analysis was based on the methodological approach adopted by Machado et al. (2016), estimating the opportunity costs of land use by calculating the net present value (NPV) and the equal annual equivalent (EAE) for each type of activity developed on each rural property in the watershed. In this study, it should be noted that the opportunity costs refer to those involved in ceasing agriculture and livestock production, disregarding other costs such as conversion costs, social costs (unemployment), taxes, and indirect revenues obtained by reducing water and wastewater treatment costs, among others.

The productive areas of each landowner were identified in GIS environment by crossing the land use map (Fig. 1) and the boundaries of rural properties registered in the Rural Environmental Registry (CAR), a digital registration created by Law 12,651/2012 (the

Brazilian Forest Code) and mandatory for all rural properties, which aims to provide a strategic database for controlling, monitoring and combating deforestation and degradation of native vegetation in private rural properties, as well as for environmental and economic planning in rural regions.

Productive areas defined in the economic valuation were: silviculture (eucalyptus plantings), pasture (beef cattle production), sugarcane, and citrus (orange crop). In the study area, once exposed soil is generally associated with resting areas for crop or pasture rotations, polygons of this class were reclassified according to the associated crop type (when applicable) based on high resolution satellite images from Google Earth. Thus, the methodology does not exclude potential productive areas for PES schemes participation, being this type of detailed analysis essential when working with land cover obtained by satellite images.

Moreover, at this stage, a new layer of constraints in the definition of priority areas for the implementation of PES program was adopted, this time consisting of areas under legal obligation in Brazil that, in principle, should not generate any type of payment to producers, such as such as Permanent Preservation Areas (PPAs) and Legal Reserve (LR) areas. The limits of these features were obtained in the CAR's database.

3.2.1. Net present value (NPV)

The NPV analysis is considered one of the most robust and frequent economic-financial study tools for investment analysis. The method determines the present value of a cash flow by using a minimum discount rate (Dossa et al., 2000). Thus, NPV estimates the productive activity investment feasibility by calculating the positive difference between its revenues and costs, whose values are updated to the present time (Silva and Fontes, 2005). Eq. (4) describes the NPV calculation:

$$NPV = \sum_{j=0}^n R_j(1+i)^{-j} - \sum_{j=0}^n C_j(1+i)^{-j} \quad (4)$$

where R_j = revenue of the period j ; C_j = cost of the period j ; i = discount rate (% per year); j = period of revenue or cost (years); and n = number of time periods (years). Costs and revenues of agricultural production were taken from the data sources presented in Table 5.

Table 5. Costs and revenues datasets of agriculture and livestock production.

Activity	Year	Source
Eucalyptus	2007	Rodigheri et al. (2007)
Livestock	2018	Brazilian Agriculture and Livestock Confederation (CNA) (2018), Brazilian Beef Exporters Association (ABIEC) (2019) and Center of Advanced Studies in Applied Economy (CEPEA) (2018)
Sugarcane	2018	Institute for the Strengthening of Agriculture in Goiás (IFAG) (2018)
Orange	2017	CEPEA (2017)

Due to lack of data, especially for production costs, information from different sources and consequently from several time periods were employed. Thus, for comparison on the same focal date, revenues and costs, when outdated, were monetarily adjusted to the year of 2019 (01/2019) in consonance with the National Index of Price to the Ample Consumer (IPCA), by using citizen's calculator tool of Central Bank of Brazil (BACEN, 2019). The adopted discount rate (i) for calculation of the NPV was 6.0 % p.a., defined according to the interest rates of rural credit programs for agricultural or livestock costing operations, as stated in the 2018 Agricultural and Livestock Plan of the Ministry of Agriculture, Livestock and Supply (Brazil, 2018b).

3.2.1. Equal Annual Equivalent (EAE)

NPV can be converted into the equal annual equivalent (EAE) indicator in order to allow the comparison of land uses that have different costs and profit schedules during a fixed time horizon. Therefore, EAE transforms NPV into a single annual sum that is equivalent to a periodic and uniform cash flow during the project's life span, and is calculated at a specific discount rate according to Eq. (5) (Bettinger et al., 2016):

$$EAE = NPV \{i(1+i)^t / [(1+i)^t - 1]\} \quad (5)$$

where i is the discount rate, and t is the duration of the period in years.

Based on the EAE calculation, environmental compensation payment values to landowners were indicated by the opportunity cost of using one hectare of each economic activity, expressed in US\$.ha⁻¹.year⁻¹.

3.3. Definition of priority areas for PES schemes

The map of priority areas for the implementation of PES schemes, with emphasis on water conservation, was obtained by overlaying the MCE map of priority areas for forest restoration with the landowners' opportunity costs map, considering PPA and LR areas as a new layer of constraints. The reference payment values needed to compensate the landowner

willing to participate in each rural property were estimated in $\text{US}\$.year^{-1}$, both in their sum and stratified according to the sensitivity of the areas for conservation of water resources. Thus, a geographic database for the planning and implementation of PES schemes is composed, in view of the premise that such investment should be made initially in the areas of interest represented by highest priority and lowest opportunity costs within the rural properties, that is, those capable of promoting greater additionality and, consequently, enabling greater efficiency in the allocation of financial resources.

4. Results and Discussion

4.1. Priority areas for forest restoration

Fig. 4 presents the solution obtained by the WLC for priority areas for forest restoration in the FRW, considering only landscape aspects capable of interfering with the provision of hydrological services. At this stage, constraints represented 74.88 km^2 , i.e., 30.8% of the total watershed area. Of the available areas to forest restoration (168.28 km^2), the method resulted in 25.6% of the watershed with very-high priority and 37.3% with high priority, therefore, totaling about 63% of the eligible areas associated with the highest levels.

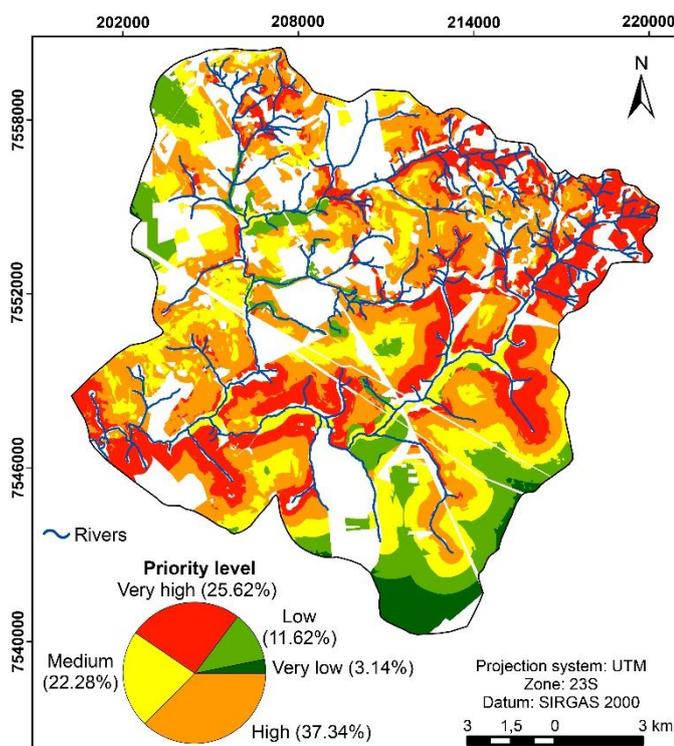


Fig. 4. Priority areas for forest restoration in the FRW.

In accordance to the definition of the factor weights in the decision-making process, the spatial distribution of classes is primarily related to the criterion of proximity to surface water, thus expressing the critical importance of riparian vegetation integrity for the conservation of water resources. When analyzing the contribution and influence of factors and environmental characteristics in each priority class (Table 6), it is observed, for example, that regions with very high priority are concentrated up to 500 m of the watercourses (97.98%), while 99.32% of the very low priority areas are located over 1,000 m from the same features. For the very low priority classes, inclusive, the association of this factor with other criteria, especially proximity to forest patches, was crucial to compensate the prevalence of areas with very high potential for aquifer contamination in the same region.

Table 6. Factors and environmental characteristics related to priority levels for forest restoration.

<i>Factors</i>	Priority level				
	Very low	Low	Medium	High	Very high
Proximity to surface water (m)	> 1,000 (99.32%)	> 1,000 (53.25%)	500-1,000 (48.57%)	250-500 (37.22%)	100-250 (40.11%)
	500-1,000 (0.59%)	250-500 (18.46%)	250-500 (23.72%)	100-250 (28.16%)	0-100 (31.21%)
		0-100 (12.48%)	100-250 (9.77%)	500-1,000 (22.81%)	250-500 (26.85%)
		> 1,000 (52.65%)	500-1,000 (34.54%)	250-500 (28.05%)	100-250 (38.93%)
Proximity to forest patches (m)	> 1,000 (99.36%)	500-1,000 (24.87%)	250-500 (20.19%)	100-250 (28.04%)	100-250 (34.96%)
	500-1,000 (0.64%)	250-500 (12.58%)	> 1,000 (18.60%)	0-100 (22.28%)	250-500 (20.14%)
		Very low (58.46%)	High (34.65%)	Very high (46.17%)	Very high (49.51%)
		Low (34.01%)	Medium (24.67%)	High (45.25%)	High (47.60%)
Proximity among forest patches with larger core area*	Medium (5.88%)	Low (21.01%)	Medium (18.67%)	Medium (7.19%)	Medium (2.90%)
	1,000-2,000 (39.49%)	1,000-2,000 (28.30%)	1,000-2,000 (33.03%)	1,000-2,000 (31.74%)	> 2,000 (39.60%)
	500-1,000 (20.55%)	500-1,000 (23.76%)	500-1,000 (28.11%)	500-1,000 (28.04%)	1,000-2,000 (36.47%)
	> 2,000 (14.32%)	> 2,000 (19.30%)	> 2,000 (16.37%)	> 2,000 (16.27%)	500-1,000 (15.44%)
Distance from urban areas (m)	1,000-2,000 (58.30%)	500-1,000 (27.66%)	500-1,000 (27.95%)	1,000-2,000 (27.78%)	1,000-2,000 (35.38%)
	500-1,000 (24.88%)	1,000-2,000 (22.52%)	1,000-2,000 (24.57%)	500-1,000 (22.70%)	> 2,000 (25.98%)
	250-500 (8.62%)	250-500 (21.78%)	250-500 (19.32%)	250-500 (16.55%)	500-1,000 (18.17%)
	Very high (87.69%)	Very high (55.16%)	Very high (37.20%)	High (30.88%)	Very high (57.80%)
Potential for aquifer contamination	High (8.50%)	High (24.01%)	Medium (24.00%)	Medium (29.83%)	High (26.81%)
	Medium (3.81%)	Medium (18.62%)	High (23.40%)	Very high (27.03%)	Medium (13.23%)

<i>Factors</i>	Priority level				
	Very low	Low	Medium	High	Very high
Accelerated erosion potential	Medium (99.41%)	Medium (71.85%)	Medium (79.99%)	Medium (94.12%)	Medium (97.52%)
	Very low (0.59%)	Very low (27.80%)	Very low (12.55%)	Very low (5.68%)	Low (1.93%)
		High (0.21%)	Low (7.45%)	Low (0.19%)	High (0.44%)
<i>Environmental characteristics</i>					
Land cover and land use	Sugarcane (87.94%)	Pasture (42.24%)	Pasture (42.67%)	Pasture (36.88%)	Pasture (31.11%)
	Bare soil (6.68%)	Sugarcane (22.40%)	Silviculture (16.42%)	Sugarcane (23.05%)	Sugarcane (20.30%)
	Silviculture (3.14%)	Silviculture (18.06%)	Sugarcane (16.40%)	Silviculture (17.57%)	Citrus (17.97%)
Geology	Botucatu Formation (91.17%)	Botucatu Formation (59.43%)	Botucatu Formation (58.46%)	Botucatu Formation (53.82%)	Botucatu Formation (72.71%)
	Serra Geral Formation (8.19%)	Quaternary alluvial deposits (27.71%)	Serra Geral Formation (20.05%)	Itaqueri Formation (23.43%)	Itaqueri Formation (18.50%)
	Botucatu Formation (50.63%)	Sandy I (45.53%)	Botucatu Formation (31.09%)	Botucatu Formation (40.98%)	Botucatu Formation (50.15%)
Soils	Sandy I (43.55%)	Alluvial sediment (27.71%)	Sandy I (29.16%)	Sandy I (14.40%)	Sandy IV (17.84%)
	Geodynamic processes (occurrences)	-	Rill (40) Gully (1)	Rill (126) Gully (9)	Rill (144) Gully (6)

*Zones defined according to reclassification of the standardized map scale: very low (0-0.2), low (0.2-0.4), medium (0.4-0.6), high (0.6-0.8), very high (0.8-1.0).

However, based on Table 6, more specific relationships between priority levels and factors are identified: for example, priority rises with the increase of proximity-related criteria values concomitant with distance from sources of disturbances. Moreover, in this scenario, very low and low potentials for aquifer contamination and accelerated erosion areas give room for higher potentials. Thus, in general, it is inferred the spatial results for priority areas are in accordance with the framework (criteria and weights) established in decision-making process, allowing the identification of areas suitable for forest restoration actions.

Areas of greatest interest to stakeholders, i.e., those classified as very high priority, are represented by regions located mostly 250 m from watercourses (71.32%) and forest patches (73.89%), while distant more than 1,000 m from urban areas (76.07%) and roads (61.36%). In these regions, proximity among forest patches with larger core area is largely very high (49.51%), which facilitates the connectivity among forest fragments and consequently the reach of stability of its internal structure.

Very high priority class mostly occupies the geological unit of Botucatu Formation (72.71%), which, in turn, presents a large amount of interconnected pores and high capacity to store and supply water, being the main former of Guarani Aquifer (Costa et al., 2019). Such characteristics provide the unit with a high vulnerability to point and nonpoint sources of water pollution, contributing to the predominance of the very high potential of groundwater contamination (57.80%) in these areas. On the other hand, significant presence of sandy, friable and thick soils, such as Botucatu Formation (50.15%) residuals and Sandy IV sediments (17.84%), translate into higher accelerated erosion potentials (medium, 97.52%, and high, 0.44%). Consequently, only in this class there are 144 rills and 6 gullies, representing 45% of the total mapped geodynamic processes in the watershed.

Predominant land uses in the very high priority areas are pasture (31.11%) followed by sugarcane (20.30%), which were identified by Costa et al. (2018) as the main driving forces of erosion in the spring. Extensive livestock, especially when poorly managed, can result in soil compaction and consequently a significant reduction in soil infiltration and increased runoff, not only affecting water storage capacity, but also acting as a trigger for soil loss by erosion processes, whose sediment and nutrient loads can be carried to water bodies (Bilotta et al., 2007). As stated in Martinelli and Filoso (2008), soil compaction is also a problem in sugarcane cultivation due to the constant traffic of heavy agricultural machinery. The authors also point out that soil erosion tends to be higher in temporary crops since the soil is exposed and deeply plowed in the establishment and renewal of the crop in 5-6 years cycles.

Contrary to what occurs at other priority levels, citriculture emerges as one of the main land uses in very high priority classes (17.97%). Agricultural activities such as citrus and sugarcane imply regular use of agrochemicals, contributing as potential sources of groundwater contamination (Costa et al., 2019).

In general, as shown in Fig. 4, it is possible to notice that the areas that greatly reflect on the provision of hydrological services occur mainly in the NE-SW direction of the watershed, especially along the Feijão river stream. The NE portion, in turn, stands out for composing essential springs in the highest altitudes of the watershed, including that of its main course. In fact, Costa et al. (2018) and Failache and Zuquette (2018) verified in this region the prevalence of principal areas that generate runoff, emphasizing, therefore, the benefit of forest recomposition in order to reduce energy and water velocity and thus avoid erosion processes, siltation of drainage channels and reservoirs, flooding, and surface water contamination.

As a final step for MCE, sensitivity analysis was performed to investigate the robustness of the solution obtained in the analysis, in addition to identifying the most sensitive criteria to weight changes and the spatial changes of evaluation results according to incremental variation of the original factor weights. Thus, based on the priority maps resulting from each sensitivity analysis simulation, some considerations can be made:

- In terms of area size of the priority classes, significant changes (i.e., over 20% of the original value) occurred in less than 6% of simulations.
- The criterion associated with the highest weight (proximity to surface water) is the most sensitive criterion. The factor was responsible for significant modifications in the size of low and very high priority classes, reaching for these levels variations limits of, respectively, +33.5% (-20% weight change) and +33.6% (+20% weight change).
- Despite not being associated with the lowest factor weight, proximity among forest patches with larger core area is the most stable criterion, whose changes in the original weight resulted in variations between -1% and +3% in priority classes sizes.
- Low and very high priority classes are the most sensitive to variations in criteria weights. Thus, in the interest of the decision-makers, some changes in factor weights can be sought in order to increase or decrease the size of these classes for the final solution. The high priority class, on the other hand, was more stable in all simulations.

Although some criteria are sensitive to weight changes, spatial patterns of sensitivity simulations were similar to the original weight scenario, since the lowest spatial correspondence rate is 84.3% for the proximity to water surface factor (C7) with weight change 20% less than the original. When weight changes are less intense ($\pm 10\%$), all correspondences are greater than 92%, indicating relative stability of the model. Fig. 5 (a) shows the percentages of the common areas between the weight changes simulations of each criterion and the original weight model, while Fig. 5 (b) presents the priority map where the most significant changes with the variation of the weights were observed.

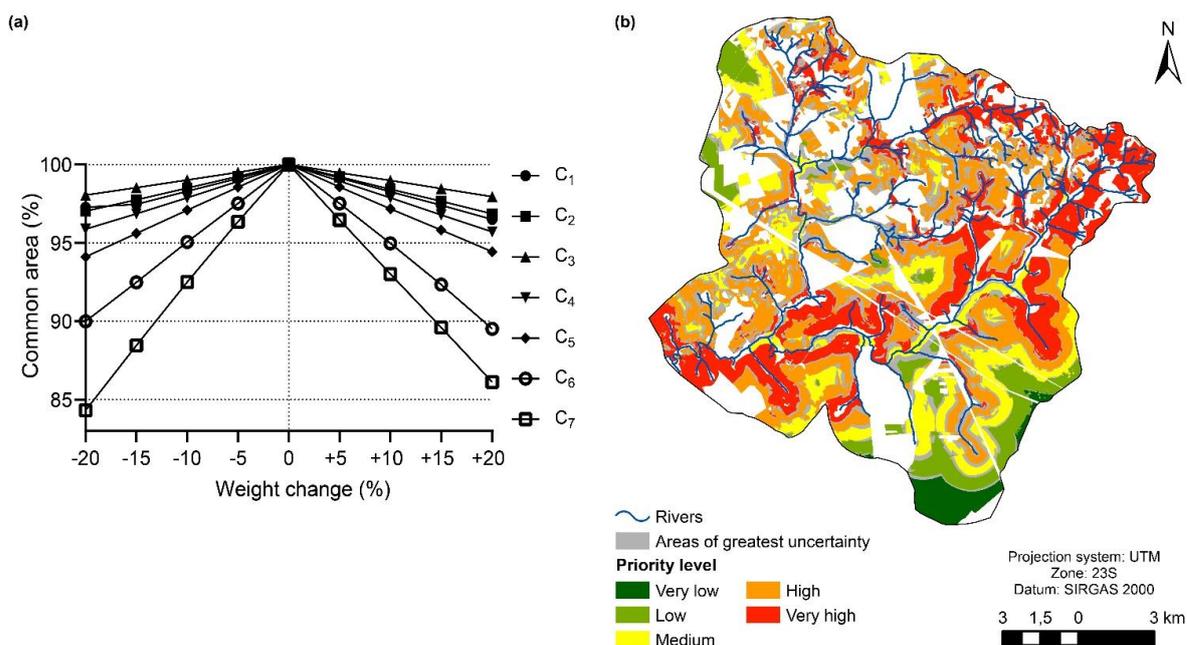


Fig. 5. Examples of results of sensitivity analysis: in (a), percentage of common areas between the criteria weight changes scenarios and the original model; in (b), spatial distribution of areas under greater uncertainty (criterion C₇, -20% of original weight).

According to Fig. 5 (b), variations in criteria weights act mainly in order to spatially increase or decrease the widths of the priority classes ranges, therefore not significantly altering the distribution of the spatial pattern of priority classes in relation to the original scenario. It is interesting to note that information of areas associated with uncertainties that are more considerable may be useful to decision-makers, for example, in the preference for very high priority areas stable under a certain degree of sensitivity analysis.

4.2. Estimation of opportunity costs

Table 7 presents the total estimated results of net profit produced by economic activities in the FRW, i.e., eucalyptus plantation, livestock (beef cattle), sugarcane and citrus (orange), according to the area occupied by farmers in the watershed (Fig. 1). At this stage, the production areas located in PPA or LR were not considered.

Table 7. Opportunity costs from agriculture and livestock activities in FRW.

Description	Unit*	Eucalyptus	Livestock	Sugarcane	Citrus (orange)
Used area	ha	3,167.70	5,434.30	4,866.74	1,819.93
Length of cycle	years	21	2.75	5	18
NPV	US\$.ha ⁻¹	2,376.48	-	510.27	10,314.23
EAE	US\$.ha ⁻¹ .year ⁻¹	202.01	57.91	121.14	952.59
Annual value per total used area	US\$	639,913.32	314,695.98	589,541.26	1,733,635.86
Total annual value	US\$	3,277,786.41			

*1 US\$ = 3.86 R\$ in January 2019.

In the watershed, the total annual net profit for the four activities eligible to be converted to forest by PES schemes is around US\$ 3.28 million for a production area of approximately 15,288.7 ha (about 63% of the total watershed area). Citrus represents the most substantial contribution among activities in the basin, providing an estimated profit of US\$ 1.73 million per year, equivalent to 52.9% of total profitability, followed by eucalyptus (US\$ 0.64 million, 19.5%), sugarcane (US\$ 0.59 million, 18.0%) and livestock (US\$ 0.31 million, 9.6%).

The estimated opportunity costs of orange culture were based on the costs and revenues provided by CEPEA (2017) for the formation/renewal of orchards in the Brazilian citrus belt (São Paulo and Triângulo Mineiro). The estimate considered an orange orchard with an unproductive phase (implementation period) of 3 years and a productive life of 15 years, totalizing a cycle of 18 years. The operating cost and the average price received by producer per box of 40.8 kg were US\$ 3.44 and US\$ 5.32, respectively, both monetarily adjusted for inflation. Considering an estimated average yield of 1,318 boxes per hectare, the opportunity cost determined by the EAE for citrus was US\$ 952.59 ha⁻¹.year⁻¹, making this activity the most profitable even though it occupies the smallest percentage of area of the watershed.

Eucalyptus plantation had an estimated net profit value of US\$ 202.01 ha⁻¹.year⁻¹. The revenue and cost data collected by Rodigueri et al. (2007) were updated by the accumulated inflation rate, being considered a 21-year productive cycle, with three cut periods (years 7, 14 and 21), using a spacing of 3x2 and consequent density of 1,667 plants per hectare. The average yield considered was of 280 m³.ha⁻¹ in the first cycle at 7 years and 245 m³.ha⁻¹ in the second and third cut periods (years 14 and 21).

In terms of area, much of the agricultural production of the watershed is associated with lower opportunity costs, represented by sugarcane (US\$ 121.14 ha⁻¹.year⁻¹) and, mainly, by pasture (US\$ 57.91 ha⁻¹.year⁻¹). The opportunity cost of sugarcane was estimated based on data provided by IFAG (2018) for a 5-year cycle with one cut per year, being the first cut referred to as “cane plant” and, from the 2nd to the 5th, “ratoon cane”. The average yield of cane plant and ratoon cane were 120 e 75 ton.ha⁻¹, respectively.

For livestock, a complete cycle of breeding, rearing, and fattening of extensive beef cattle was considered. For this analysis, based on information provided by ABIEC (2019), CNA (2018) and CEPEA (2019), an average yield of 5.72 arrobas² per hectare and a stocking rate of

² Measure of weight used in Brazil and equivalent to 14.69 kg.

0.93 animal units per hectare were adopted, resulting in 5.32 arrobas.ha⁻¹.year⁻¹. Considering the average cost of production of 26.66 US\$.arroba⁻¹ and the price of beef cattle of US\$ 37.54.arroba⁻¹, the estimated net profit was US\$ 57.91 ha⁻¹.year⁻¹, which is 50% lesser than the opportunity cost of sugarcane.

4.3. Priority areas for implementation of PES schemes

Fig. 6 presents the main results of priority areas for the implementation of PES schemes in FRW based on the data resulted from the overlay between the information plans of economic valuation of land use per rural property and priority areas for forest restoration. In Fig. 6 (a), it is possible to identify the spatial distribution of land cover and use in rural properties in relation to the priorities derived from MCE, while in Fig. 6 (b), the opportunity costs of economic activities are spatialized according to each rural property. Finally, Fig. 6 (c) presents the estimated reference payment values for PES application according to the totality of areas considered of most interest in each property. These target areas, in turn, summed 898.27 ha (3.7% of FRW) and were defined by the very high priority for restoring native vegetation coincident with pasture occupation (lowest opportunity cost of land in the watershed), seeking to ensure success of the initiative by maximizing the environmental services benefits with efficient allocation of limited financial resources.

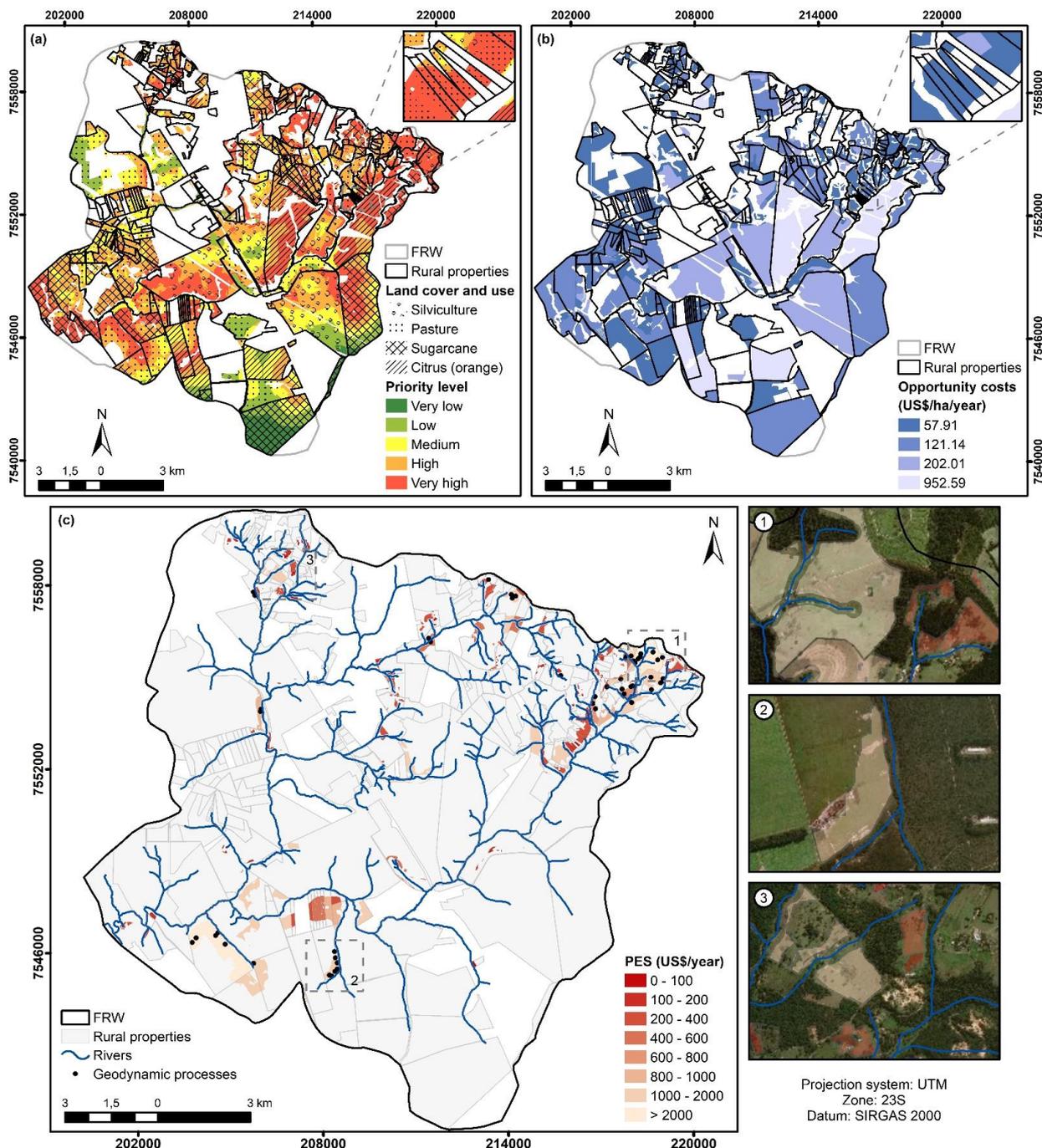


Fig. 6. Rural properties and suitability for PES schemes in the FRW: in (a), priorities for forest restoration according to land use; in (b), opportunity costs to the landowner; in (c), priority areas for PES implementation and reference payment values.

According to the CAR survey, there are 269 properties in the study area totaling 18,678.93 ha, of which 220 properties are entirely located within the basin. On average, the farm sizes profile is dominated by small and medium properties: 33.1% of properties are less than 10 ha; 43.5% between 10 and 50 ha; 8.6% between 50 and 100 ha; 12.3% between 100 and 500 ha, and only 2.6% above 500 ha. The areas of the watershed occupied by productive

activities, however, without the presence of registered property, were not considered in the analyzes.

According to Fig. 6 (c), 99 properties have been identified with priority areas for the implementation of PES schemes, several of them distributed at the headwaters of the main watercourse. In this sense, forest restoration of the areas of interest represents vital importance for the protection of the watershed's water resources, since the presence of pastures and their lack of management in the region are aggravating factors in reducing soil infiltration capacity and triggering accelerated erosion processes. As noted earlier, erosion evidences, such as rills and gullies, are located mostly close to drainage and are predominantly associated with pastures, which, in turn, occupy sandy soils and steeper slopes in the watershed.

In financial terms, the sum of areas of interest correspond to the reference payment value of US\$ 52,018.08 per year to farmers, while the very high priority areas occupied by the most profitable economic activity (orange) cost US\$ 700,204.63 per year, as stated in Table 8. The reference values depict the dimension of the payments required to implement PES for forest restoration of the entire area of interest. However, the flexibility of PES programs in allowing the landowner to convert only a portion of the area occupied by the activity in the property is highlighted, a critical factor in the face of limited resources and other challenges such as the willingness of landowners to join the program. According to Seroa da Motta and Ortiz (2018), willingness to participate depends not only on opportunity costs, but also on the landowner's perception about factors such as uncertainty and level of understanding of the program, inertia to change production modes, environmental knowledge, and fear of additional monitoring and loss of productivity.

Table 8. Reference payment values for PES schemes in rural properties according to priority for forest restoration and land use.

Priority level	Reference payment values (US\$.year ⁻¹)				
	Eucalyptus	Livestock	Sugarcane	Citrus (Orange)	Total
Very low	3,369.83	663.51	47,717.02	57.67	51,808.03
Low	56,920.85	25,501.69	41,080.07	78,805.17	202,307.78
Medium	140,657.46	58,219.40	67,277.53	341,943.16	608,097.55
High	204,252.81	88,745.20	184,289.53	558,698.48	1,035,986.01
Very high	112,548.54	52,018.08	125,560.71	700,204.63	990,331.96
Total	517,749.49	225,147.88	465,924.85	1,679,709.10	2,888,531.32

The reference value of US\$ 57.91 ha⁻¹.year⁻¹, in turn, is not distant from those practiced by other water-related initiatives already implemented in Brazil. For example, the primary reference for ongoing initiatives in the country, the “Water Producer” program, was developed by the National Water Agency and aims to reduce erosion and siltation of springs in rural areas

through the development of forest conservation and restoration practices. Its pioneering project, “Conservador das Águas”, pays the owner the PES value equivalent to US\$ 76.42 ha⁻¹.year⁻¹ in 2019. Among other projects of the program, Water Producer/Rio Vermelho and Water Producer/Guaratinguetá reach higher limits, paying in 2019, respectively, up to US\$ 134.16 and US\$ 137.46 ha⁻¹.year⁻¹ (Taffarello et al., 2017).

Moreover, for the purpose of analyzing a possible source of funding, the PES payment result for the area of interest can be compared with the Willingness to Pay (WTP) value determined in the study conducted by Machado et al. (2016). Using the Contingent Valuation Method, the authors estimated the average WTP of US\$ 1.30 person⁻¹.month⁻¹ (monetarily updated value) for the environmental services offered by the FRW. Considering the occupied population of São Carlos (IBGE, 2017a), WTP would amount to about US\$ 1.38 million per year, corresponding to more than 26 times the amount required for continued payments to producers in the areas of interest to implement PES programs. Thus, although the costs of implementation and maintenance of PES include several other investments such as administrative, field activities, awareness and articulation, among others, the alternative municipal collection for PES financing, in this scenario, represents a relevant indication of the project’s economic viability.

5. Conclusions

Given the importance of the PES mechanism for conservation and restoration of ecosystems, the present study sought to integrate scientific knowledge in the spatial definition of priority areas for the implementation of PES schemes in watersheds, with emphasis on the protection of water resources. The main proposal is to potentially increase the cost-effectiveness of the program by applying forest restoration and conservation actions in the most vulnerable areas for the provision of hydrological services, yet associated with lower implementation costs.

The combination of geoprocessing techniques and the multicriteria evaluation has proved to be an economical, flexible and suitable tool for determining the level of priority for forest restoration, mainly when associated with sensitivity analysis in assessing the coherence of the proposed solution with the decision-makers' objectives. In the FRW, the criteria-based analysis established on environmental aspects raises the urgency of recovering environmental services in very high priority areas, characterized mostly by the predominance of land uses that trigger erosion processes (pasture and sugarcane) in Guarani Aquifer recharge areas.

In this sense, by integrating the environmental and economic spheres, the intersection between the opportunity costs of land of each rural property and the priority areas for forest restoration made it possible to identify areas where the provision of relevant environmental services is cheaper in the basin, as well as compose a database of relevant pricing information needed to implement policies such as PES in priority areas to support and guide the planning and management of the watershed. However, it is important to highlight that PES design has to start from a careful understanding of the local context where the incentive will be applied, considering socioeconomic pressures, political interfaces, and cultural background. Therefore, from the results, additional studies involving coordination between different sectors should be included in order to articulate new policies and measures where needed, reconciling restoration and conservation efforts with sustainable economic development.

Acknowledgements

The authors wish to thank Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES) for supporting the development of this research.

References

- Agência Nacional de Transportes Terrestres (ANTT), 2017. Ferrovias: declaração de rede - 2017. http://www.antt.gov.br/ferrovias/arquivos/Declaracao_de_Nete__2017.html (accessed at 24 September 2018).
- Alix-Garcia, J., De Janvry, A., Sadoulet, E., 2008. The role of deforestation risk and calibrated compensation in designing payments for environmental services. *Environ. Dev. Econ.* 13, 375-394. <https://doi.org/10.1017/S1355770X08004336>.
- Arriagada, R.A., Ferraro, P.J., Sills, E.O., Pattanayak, S.K., Cordero-Sancho, S., 2012. Do Payments for Environmental Services Affect Forest Cover? A Farm-Level Evaluation from Costa Rica. *Land Econ.* 88, 382-399. <https://doi.org/10.3368/le.88.2.382>.
- Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carne (ABIEC), 2019. Beef Report 2019: Perfil da Pecuária no Brasil. ABIEC, São Paulo, 49 pp.

Banco Central do Brasil (BACEN), 2019. <https://www3.bcb.gov.br/CALCIDADAOPublico/corrigirPorIndice.do?method=corrigirPorIndice>. (accessed at 03 May 2019).

Bertoni, J., Lombardi Neto, A., 2012. *Conservação do solo*. Icone, São Paulo, 355 pp.

Bettinger, P., Boston, K., Siry, J., Grebner, D., 2016. *Forest Management and Planning*. Academic Press, 362 pp.

Bilotta, G.S., Brazier, R.E., Haygarth, P.M., 2007. The impacts of grazing animals on the quality of soils, vegetation, and surface waters in intensively managed grasslands. *Adv. Agron.* 94, 237-280. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(06\)94006-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(06)94006-1).

Boggia, A., Massei, G., Pace, E., Rocchi, L., Paolotti, L., Attard, M., 2018. Spatial multicriteria analysis for sustainability assessment: A new model for decision making. *Land Use Policy* 71, 281-292. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.11.036>.

Börner, J., Baylis, K., Corbera, E., Ezzine-de-Blas, D., Honey-Rosés, J., Persson, U.M., Wunder, S., 2017. The Effectiveness of Payments for Environmental Services. *World Dev.* 96, 359-374. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.03.020>.

Bradshaw, C.J.A., Sodhi, N.S., Peh, K.S.H., Brook, B.W., 2007. Global evidence that deforestation amplifies flood risk and severity in the developing world. *Glob. Chang. Biol.* 13, 2379-2395. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01446.x>.

Brauman, K.A., Daily, G.C., Duarte, T.K., Mooney, H.A., 2007. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 32, 67-98. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.32.031306.102758>.

Brazil, 1983. *Folhas SF. 23/24, Rio de Janeiro/Vitória: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra*. Projeto Radambrasil, Rio de Janeiro, 780 pp.

Brazil, 2018a. *Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (Sicar): Base de downloads*. <http://www.car.gov.br/publico/municipios/downloads> (accessed 24 September 2018).

Brazil, 2018b. Plano Agrícola e Pecuário 2018/2019. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Brasília, 38 pp.

Bruijnzeel, L.A., 2004. Hydrological functions of tropical forests: Not seeing the soil for the trees?, *Agric., Ecosyst. Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.015>.

Campanhão, L.M.B., Ranieri, V.E.L., 2019. Guideline framework for effective targeting of payments for watershed services. *For. Policy Econ.* 104, 93-109. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2019.04.002>.

Carvalho-Santos, C., Honrado, J.P., Hein, L., 2014. Hydrological services and the role of forests: conceptualization and indicator-based analysis with an illustration at a regional scale. *Ecol. Complex.* 20, 69-80. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2014.09.001>.

Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada (CEPEA), 2018. Indicador do boi gordo ESALQ/B3. <https://www.cepea.esalq.usp.br/br/consultas-ao-banco-de-dados-do-site.aspx> (accessed 03 May 2019).

Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada (CEPEA), 2017. Citricultura retoma investimentos em 2017. *Hortifruti Brasil* 16(167), 16-19.

Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura (CEPAGRI), 2018. Clima dos Municípios Paulistas. https://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_549.html (accessed 01 August 2018).

Chen, Y., Yu, J., Khan, S., 2010. Spatial sensitivity analysis of multi-criteria weights in GIS-based land suitability evaluation. *Environ. Model. Softw.* 25, 1582-1591. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.06.001>.

Chen, Y., Yu, J., Khan, S., 2013. The spatial framework for weight sensitivity analysis in AHP-based multi-criteria decision making. *Environ. Model. Softw.* 48, 129-140. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.06.010>.

Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil (CNA), 2018. Em 10 anos, produtividade média da pecuária nacional cresce mais de 22%. Boletim Ativos da Pecuária de Corte 10(38), 1-5.

Costa, C.W., Lorandi, R., de Lollo, J.A., Imani, M., Dupas, F.A., 2018. Surface runoff and accelerated erosion in a peri-urban wellhead area in southeastern Brazil. *Environ. Earth Sci.* 77, 160. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7366-x>.

Costa, C.W., Lorandi, R., Lollo, J.A., Santos, V.S., 2019. Potential for aquifer contamination of anthropogenic activity in the recharge area of the Guarani Aquifer System, southeast of Brazil. *Groundw. Sustain. Dev.* 8, 10-23. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2018.08.007>.

Costedoat, S., Corbera, E., Ezzine-de-Blas, D., Honey-Rosés, J., Baylis, K., Castillo- Santiago, M.A., 2015. How effective are biodiversity conservation payments in Mexico? *PLoS One* 10, 1-20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119881>.

Dos Santos, P.H., Neves, S.M., Sant'Anna, D.O., Oliveira, C.H., Carvalho, H.D., 2019. The analytic hierarchy process supporting decision making for sustainable development: An overview of applications. *J. Clean. Prod.* 212, 119-138. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.270>.

Dossa, D., Conto, A.J., Rodigheri, H., Hoeflich, V.A., 2000. Aplicativo com análise de rentabilidade para sistemas de produção de florestas cultivadas e de grãos. Embrapa Florestas, Colombo, 56 pp.

Eastman, J.R., 2003. *IDRISI Kilimanjaro: Guide to GIS and Image Processing*. Clark Labs, Worcester, 328 pp.

Engel, S., Pagiola, S., Wunder, S., 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecol. Econ.* 65, 663-674. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.011>.

Esmail, B.A., Geneletti, D., 2018. Multi-criteria decision analysis for nature conservation: A review of 20 years of applications. *Methods Ecol. Evol.* 9, 42-53. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12899>.

SOUZA, A. R. Identificação de áreas prioritárias à implementação de programas de Pagamento por Serviços Ambientais na Bacia do Ribeirão do Feijão, São Carlos-SP. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática - NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2019.

Environmental Systems Research Institute (ESRI), 2013. ArcGIS for the desktop 10.2.2.

Failache, M.F., Zuquette, L.V., 2018. Geological and geotechnical land zoning for potential Hortonian overland flow in a basin in southern Brazil. *Eng. Geol.* 246, 107-122. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2018.09.032>

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2016. Global Forest Resources Assessment 2015: How are the world's forests changing? UN Food and Agriculture Organization, Rome, 54 pp.

Geneletti, D., 2004. Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructures. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 5(1), 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2003.08.004>.

Geneletti, D. Some common shortcomings in the treatment of impacts of linear infrastructures on natural habitat. *Environ. Impact Assess. Rev.* 26(3), 257-267. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2005.10.003>.

Gonçalves, A.R.L., 1987. Geologia ambiental da área de São Carlos (Ph.D. thesis, University of São Paulo, São Carlos, Brazil). Retrieved from <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/44/44131/tde-30062015-100455/pt-br.php>.

Griebler, C., Avramov, M., 2014. Groundwater ecosystem services: a review. *Freshw. Sci.* 34(1), 355-367. <https://doi.org/10.1086/679903>.

Grizzetti, B., Lanzasova, D., Liquete, C., Reynaud, A., Cardoso, A.C., 2016. Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environ. Sci. Policy* 61, 194-203. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.008>.

Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D., Townshend, J.R., 2015. Habitat

fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Sci. Adv.* 1(2), e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>.

Hagen, M., Kissling, W.D., Rasmussen, C., De Aguiar, M.A.M., Brown, L.E., Carstensen, D.W., Alves-Dos-Santos, I., Dupont, Y.L., Edwards, F.K., Genini, J., Guimarães, P.R., Jenkins, G.B., Jordano, P., Kaiser-Bunbury, C.N., Ledger, M.E., Maia, K.P., Darcie Marquitti, F.M., McLaughlin, Ó., Morellato, L.P.C., O'Gorman, E.J., Trøjelsgaard, K., Tylianakis, J.M., Morais Vidal, M., Woodward, G., Olesen, J.M., 2012. Biodiversity, species interactions and ecological networks in a fragmented world. *Adv. Ecol. Res.* 46, 89-210. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-396992-7.00002-2>.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2017a. Cidades. <https://cidades.ibge.gov.br/> (accessed 31 July 2018).

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2017b. Base cartográfica contínua do Brasil, escala 1:250.000 – BC250: Versão 2017. ftp://geoftp.ibge.gov.br/cartas_e_mapas/bases_cartograficas_continuas/bc250/versao2017/. (accessed 20 September 2018).

Instituto para o Fortalecimento da Agropecuária de Goiás (IFAG), 2018. Estimativa de custo de produção – cana-de-açúcar. <http://ifag.org.br/custos-de-producao> (accessed 03 May 2019).

Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), 2018. BDMEP - Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. <http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/> (accessed 01 August 2018).

Jaiswal, R.K., Ghosh, N.C., Galkate, R.V., Thomas, T., 2015. Multi Criteria Decision Analysis (MCDA) for Watershed Prioritization. *Aquat. Procedia* 4, 1553-1560. <https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.02.20>.

Karlson, M., Mörtberg, U., Balfors, B., 2014. Road ecology in environmental impact assessment. *Environ. Impact Assess. Rev.* 48, 10-19. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2014.04.002>.

Karlson, M., Mörtberg, U., 2015. A spatial ecological assessment of fragmentation and disturbance effects of the Swedish road network. *Landsc. Urban Plan.* 134, 53-65. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.009>.

Klimas, C.A., Kainer, K.A., Wadt, L.H.O., 2012. The economic value of sustainable seed and timber harvests of multi-use species: An example using *Carapa guianensis*. *For. Ecol. Manage.* 268, 81-91.

Köhl, M., Lasco, R., Cifuentes, M., Jonsson, Ö., Korhonen, K.T., Mundhenk, P., de Jesus Navar, J., Stinson, G., 2015. Changes in forest production, biomass and carbon: Results from the 2015 UN FAO Global Forest Resource Assessment. *For. Ecol. Manage.* 352, 21-34. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.05.036>.

Lal, R., 2015. Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation. *Sustainability* 7(5), 5875-5895. <https://doi.org/10.3390/su7055875>.

Lerner, D. N., Harris, B., 2009. The relationship between land use and groundwater resources and quality. *Land Use Policy* 26(1), 265-273. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.005>.

Machado, F.H., Mattedi, A.P., Dupas, F.A., Silva, L.F., Vergara, F.E., 2016. Estimating the opportunity costs of environmental conservation in the Feijão River watershed (São Carlos-SP, Brazil). *Brazilian J. Biol.* 76, 28-35. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.08614>.

Malczewski, J., 2004. GIS-based land-use suitability analysis: A critical overview. *Prog. Plann.* 62, 3-65. <https://doi.org/10.1016/j.progress.2003.09.002>.

Marinoni, O., 2017. extAHP20 - Analytic Hierarchy Process for ArcGIS. <https://www.arcgis.com/home/item.html?id=bb3521d775c94b28b69a10cd184b7c1f>. (accessed 8 November 2018).

Martinelli, L.A., Filoso, S., 2008. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. *Ecol. Appl.* 18(4), 885-898. <https://doi.org/10.1890/07-1813.1>.

Muradian, R., Arsel, M., Pellegrini, L., Adaman, F., Aguilar, B., Agarwal, B., Corbera, E., Ezzine de Blas, D., Farley, J., Froger, G., Garcia-Frapolli, E., Gómez-Baggethun, E., Gowdy, J., Kosoy, N., Le Coq, J.F., Leroy, P., May, P., Méral, P., Mibielli, P., Norgaard, R., Ozkaynak, B., Pascual, U., Pengue, W., Perez, M., Pesche, D., Pirard, R., Ramos-Martin, J., Rival, L., Saenz, F., Van Hecken, G., Vatn, A., Vira, B., Urama, K., 2013. Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. *Conserv. Lett.* 6, 274-279. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00309.x>.

Murcia, C., 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 10(2), 58-62. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6).

Naiman, R.J., Décamps, H. The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 28, 621-658. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>.

Narany, T.S., Aris, A.Z., Selfie, A., Keesstra, S., 2017. Sci. Detecting and predicting the impact of land use changes on groundwater quality, a case study in Northern Kelantan, Malaysia. *Sci. Total Environ.* 599, 844-853. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.171>.

Nishiyama, L., 1991. Mapeamento geotécnico preliminar da quadrícula de São Carlos-SP (Master's thesis, University of São Paulo, São Carlos, Brazil).

Orsi, F., Geneletti, D., 2010. Identifying priority areas for Forest Landscape Restoration in Chiapas (Mexico): An operational approach combining ecological and socioeconomic criteria. *Landsc. Urban Plan.* 94, 20-30. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.07.014>.

Pagiola, S., Arcenas, A., Platais, G., 2005. Can Payments for Environmental Services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. *World Dev.* 33, 237-253. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2004.07.011>.

Reusser, L., Bierman, P., Rood, D., 2015. Quantifying human impacts on rates of erosion and sediment transport at a landscape scale. *Geology* 43(2), 171-174. <https://doi.org/10.1130/G36272.1>

Rodigheri, H.R., Silva, H.D., Tussolini, E.L., 2007. Indicadores de custos, produtividade e renda de plantios de eucaliptos para energia na região de Guarapuava, PR. Embrapa, Colombo, 7 pp.

SOUZA, A. R. Identificação de áreas prioritárias à implementação de programas de Pagamento por Serviços Ambientais na Bacia do Ribeirão do Feijão, São Carlos-SP. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática - NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2019.

Romano, G., Sasso, P.D., Liuzzi, G.T., Gentile, F., 2015. Multi-criteria decision analysis for land suitability mapping in a rural area of Southern Italy. *Land Use Policy* 48, 131-143. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.013>.

Ruggiero, P.G.C., Paul, J., Reverberi, L., Nichols, E., 2019. Land Use Policy Payment for ecosystem services programs in the Brazilian Atlantic Forest: Effective but not enough. *Land Use Policy* 82, 283-291. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.054>.

Saaty, T.L., 1977. A scaling method for priorities in hierarchical structures. *J. Math. Psychol.* 15, 234-281. [https://doi.org/10.1016/0022-2496\(77\)90033-5](https://doi.org/10.1016/0022-2496(77)90033-5).

Santos, J.S., Leite, C.C.C., Viana, J.C.C., dos Santos, A.R., Fernandes, M.M., de Souza Abreu, V., do Nascimento, T.P., dos Santos, L.S., de Moura Fernandes, M.R., da Silva, G.F., de Mendonça, A.R., 2018. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecol. Indic.* 88, 414-424. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.011>.

Schomers, S., Matzdorf, B., 2013. Payments for ecosystem services: A review and comparison of developing and industrialized countries. *Ecosyst. Serv.* 6, 16-30. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.01.002>.

Seroa da Motta, R., Ortiz, R.A., 2018. Costs and Perceptions Conditioning Willingness to Accept Payments for Ecosystem Services in a Brazilian Case. *Ecol. Econ.* 147, 333-342. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.01.032>.

Silva, M.L., Fontes, A.A., 2005. Discussão sobre os critérios de avaliação econômica: Valor Presente Líquido (VPL), Valor Anual Equivalente (VAE) e Valor Esperado da Terra (VET). *Revista Árvore* 29(6), 931-936.

Soares, J.J., Silva, D.W., Lima, M.I.S., 2003. Current state and projection of the probable original vegetation of the São Carlos region of São Paulo State, Brazil. *Brazilian J. Biol.* 63, 527-536. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842003000300019>.

Sone, J.S., Gesualdo, G.C., Zamboni, P.A.P., Vieira, N.O.M., Mattos, T.S., Carvalho, G.A., Rodrigues, D.B.B., Sobrinho, T.A., Oliveira, P.T.S., 2019. Water provisioning improvement

through payment for ecosystem services. *Sci. Total Environ.* 655, 1197-1206. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.319>.

Tabarelli, M., Aguiar, A.V., Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Peres, C.A., 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biol. Conserv.* 143(10), 2328-2340. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>.

Taffarello, D., Calijuri, M. do C., Viani, R.A.G., Marengo, J.A., Mendiondo, E.M., 2017. Hydrological services in the Atlantic Forest, Brazil: An ecosystem-based adaptation using ecohydrological monitoring. *Clim. Serv.* 8, 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.cliser.2017.10.005>.

Vassoney, E., Mammoliti Mochet, A., Comoglio, C., 2017. Use of multicriteria analysis (MCA) for sustainable hydropower planning and management. *J. Environ. Manage.* 196, 48-55. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.02.067>.

Vettorazzi, C.A., 2006. Avaliação multicritérios, em ambiente SIG, na definição de áreas prioritárias à restauração florestal visando à conservação de recursos hídricos (Ph.D. thesis, University of São Paulo, Piracicaba, Brazil). Retrieved from <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/livredocencia/11/tde-06072007-103043/pt-br.php>.

Vettorazzi, C.A., Valente, R.A., 2016. Priority areas for forest restoration aiming at the conservation of water resources. *Ecol. Eng.* 94, 255-267. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.069>.

Wätzold, F., Drechsler, M., 2005. Spatially uniform versus spatially heterogeneous compensation payments for biodiversity-enhancing land-use measures. *Environ. Resour. Econ.* 31, 73-93. <https://doi.org/10.1007/s10640-004-6979-6>.

Widiatmaka, 2016. Integrated use of GIS, AHP and remote sensing in land use planning for tropical high altitude vegetable crops. *J. Appl. Hortic.* 18(2), 87-99.

Wunder, S., 2005. Payment for environmental services: Some nuts and bolts. Occasional paper No 42, CIFOR, Bogor.

Wunder, S., 2007. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conserv. Biol.* 21, 48-58. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00559.x>.

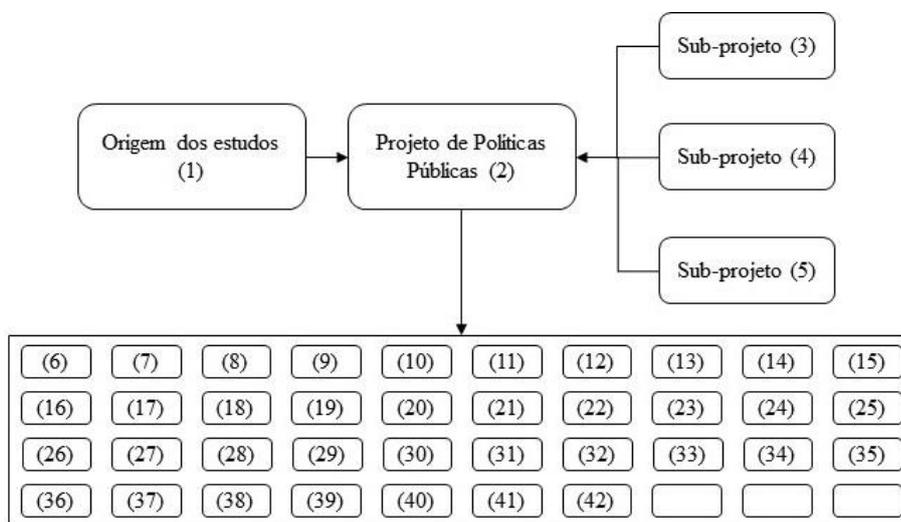
Wunder, S., 2008. Payments for environmental services and the poor: concepts and preliminary evidence. *Environ. Dev. Econ.* 13(3), 279-297. <https://doi.org/10.1017/S1355770X08004282>.

Wünscher, T., Engel, S., Wunder, S., 2008. Spatial targeting of payments for environmental services: A tool for boosting conservation benefits. *Ecol. Econ.* 65, 822-833. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.11.014>.

Zhang, Z., Sherman, R., Yang, Z., Wu, R., Wang, W., Yin, M., Yang, G., Ou, X., 2013. Integrating a participatory process with a GIS-based multi-criteria decision analysis for protected area zoning in China. *J. Nat. Conserv.* 21(4), 225-240. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2012.12.006>.

Zuquette, L.V., 1981. Mapeamento geotécnico preliminar na região de São Carlos (Master's thesis, University of São Paulo, São Carlos, Brazil).

ANEXO - Histórico dos estudos realizados desde 1997 na bacia do Ribeirão do Feijão.



() Artigos, relatórios de projetos, iniciações científicas, dissertações e teses com apoio da FAPESP, FAPEMIG, CNPq e CAPES na forma de bolsas e auxílio financeiro utilizando como áreas de estudo o manancial do Ribeirão do Feijão e São Carlos-SP. Estudos de (1) a (37) e (42) já concluídos; (38) a (41) em andamento.

(1) DUPAS, F. A. (2001). **Crescimento Urbano e suas Implicações Ambientais - Proposta de redirecionamento de cidades de médio porte utilizando as variáveis ambientais, sensoriamento remoto e SIG: Estudo do caso de São Carlos, SP**. 63 p. Tese (Pós-doutoramento em Planejamento Urbano e Regional) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2001. (Proc. FAPESP n. 97/09066-2 e 97/07055-0).

(2) TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.; DUPAS, F. A.; SILVA-SOUZA, A. T.; SHIBATTA, O. A. (2007). **Uso atual e uso potencial do solo no município de São Carlos, SP – base do planejamento urbano e rural**. Relatório final de projeto de pesquisa FAPESP de Políticas Públicas proc. 98/10924-3. Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática – NEPA, Universidade Federal de Itajubá. Associação Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental, 95 p.

(3) SUB-PROJETO (2007). **Diagnóstico e prognóstico da qualidade da água dos rios que compõe as bacias hidrográficas do município de São Carlos (SP) relacionados com uso e ocupação do solo**, Proc. 98/10924-3.

SOUZA, A. R. Identificação de áreas prioritárias à implementação de programas de Pagamento por Serviços Ambientais na Bacia do Ribeirão do Feijão, São Carlos-SP. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática - NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2019.

- (4) SUB-PROJETO (2007). **Estudo do Índice de Integridade Biótica (IIB) da bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão**, Proc. 98/10924-3. Relatório de Pós-doutoramento da SILVA-SOUZA, Ângela Teresa.
- (5) SUB-PROJETO (2007). **Análise da influência do uso e ocupação do solo sobre os recursos hídricos da bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão**, Proc. 98/10924-3.
- (6) MOLINA Jr., V. E. (2003). **Recursos Hídricos superficiais da área urbana e de expansão da cidade de São Carlos, SP - Estudo multitemporal**. 104 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2003. (Proc. FAPESP n. 01/02562-9).
- (7) POLI, M. N. (2004). **A geografia do espaço vivido: Análise do uso social do solo urbano - estudo de caso na cidade de São Carlos, SP**. 231 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Centro de Ciência Exatas e Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004. (Proc. FAPESP n. 01/08369-6).
- (8) DUPAS, F. A.; SILVA-SOUZA, A. T.; TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROHM, S. A. (2006). Indicadores ambientais para planejamento e gestão de bacias hidrográficas. In: TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; GALLI, C. S. (Org.). **Eutrofização na América do Sul: causas, consequências e tecnologias para gerenciamento e controle**. São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia, 2006, p. 491-506.
- (9) SILVA-SOUZA, A. T.; SCHIBATTA, O. A.; TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; DUPAS, F. A. (2006). Parasitas de peixes como indicadores de estresse ambiental e eutrofização. TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; GALLI, C. S. (Org.). **Eutrofização na América do Sul: causas, consequências e tecnologias para gerenciamento e controle**. São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia, 2006, p. 373-386.
- (10) LUZ, S. R. (2007). **Análise da relação entre o uso de agrotóxicos, solo e água**. Relatório de bolsa de iniciação científica CNPq. Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática – NEPA, Universidade Federal de Itajubá, 2007.
- (11) GANNAM, M. G. (2007). **Mapa de uso e ocupação do solo utilizando fotografias aéreas originadas de sensores e aeronave de baixo custo - estudo de caso da bacia do córrego Feijão em São Carlos, SP**. Relatório de bolsa de iniciação científica Fapemig. Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática – NEPA, Universidade Federal de Itajubá, 2007.

- (12) GUIMARÃES, M. W. O. (2008). **Estudo da relação entre as variáveis ambientais da bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão, São Carlos, SP.** Relatório de bolsa de iniciação científica CNPq. Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática – NEPA, Universidade Federal de Itajubá, 2008.
- (13) AFONSO, G. F. (2008). **Integração de dados baseada em ontologia.** Dissertação (Mestrado em Computação) – Departamento de Computação, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2008.
- (14) RODRIGUES, G. O. (2009). **Análise da acurácia temática de classificações de imagens orbitais AVNIR-2/ALOS, CCD/CBERS-2 e TM/LANDSAT-5, comparando as abordagens de Máxima Verossimilhança e Fuzzy.** 97 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) – Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática – NEPA/IRN, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2009.
- (15) VIEIRA, A. M. (2009). **Estudo da relação entre as variáveis ambientais da bacia hidrográfica do Córrego do Feijão, São Carlos, SP. Estruturação de banco de dados para ambiente de simulação.** Projeto de Iniciação Científica PROBIC-FAPEMIG, Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática – NEPA, Universidade Federal de Itajubá, 2009. 16 p.
- (16) PEREIRA, P. R. G. (2010). **Utilização de técnicas de sensoriamento remoto para avaliação do nível de degradação ambiental na bacia do Ribeirão do Feijão, São Carlos, SP.** Relatório de bolsa de iniciação científica CNPq. Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática – NEPA, Universidade Federal de Itajubá, 2010.
- (17) COSTA, C. W. (2010). **Expansão da mancha urbana e suas consequências sobre mananciais de São Carlos, SP.** 127 p. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática – NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2010.
- (18) VIANA, E. H. (2010). **Estruturação de Banco de Dados Físicos, Químicos, Biológicos e Geográficos da Bacia do Córrego Feijão em São Carlos-SP.** Relatório de bolsa de iniciação científica CNPq. Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática – NEPA, Universidade Federal de Itajubá, 2010.
- (19) LUZ, F. G. F. (2010). **Avaliação do potencial de utilização dos dados da SRTM - Shuttle Radar Topography Mission por meio da análise da estimativa de perda de solo**

para a bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão, São Carlos, SP. 90 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) – Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática – NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2012.

(20) OLIVEIRA, J. A. (2011). **Análise da perda de solo na bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão, São Carlos (SP).** 76 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) – Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática – NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2011.

(21) MACHADO, F. H. (2011). **Valoração econômica dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão - São Carlos, SP.** 127 p. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática – NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2011.

(22) CUNHA, R. C.; DUPAS, F. A.; TUNDISI, J. G. (2011). Análise da influência das variáveis ambientais utilizando inferência fuzzy e zoneamento das vulnerabilidades: estudo de caso da bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão, São Carlos, SP. **Geociências**, v. 30, p. 399-414, 2011.

(23) CUNHA, R. C. (2012). **Análise da influência das variáveis ambientais na determinação das vulnerabilidades ambientais da bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão, São Carlos, SP.** 114 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) – Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática – NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2012.

(24) COSTA, C. W.; DUPAS, F.A.; PONS, N. A. D. (2012). Regulamentos de uso e impactos ambientais: avaliação crítica do plano diretor participativo do município de São Carlos, SP. **Geociências**, v. 31, n. 2, p.143-157, 2012.

(25) CAVALCANTE, T. D. M. (2013). **Área de Preservação Permanente e erosão do solo, em bacia hidrográfica de manancial urbano. Estudo do caso do Ribeirão do Feijão, São Carlos, SP.** 91 p. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática – NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2013.

(26) COSTA, C. W.; DUPAS, F. A.; CESPEDES, J. G.; SILVA, L. F. (2013). Monitoramento da expansão urbana, cenários futuros de crescimento populacional e o consumo de recursos hídricos no município de São Carlos, SP. **Geociências**, v. 32, n. 1, p. 63-80, 2013.

(27) MACHADO, F. H.; DUPAS, F. A. (2013). Valoração de recursos hídricos como subsídio na gestão do manancial urbano do Ribeirão do Feijão, São Carlos - SP. **GEOUSP: Espaço e Tempo (Online)**, n. 33, p. 111-126, 2013.

- (28) MACHADO, F. H.; SILVA, L. F.; DUPAS, F. A.; MATTEDI, A. P.; VERGARA, F. E. (2014). Economic assessment of urban watersheds: developing mechanisms for environmental protection of the Feijão river, São Carlos - SP, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 3, p. 677-684, 2014.
- (29) COSTA, C. W.; LORANDI, R.; DUPAS, F. A. Expansão urbana em áreas de mananciais e a legislação municipal: o caso de São Carlos, SP. In: Congresso Novos Direitos - Cidade em crise?, 1., 2015, São Carlos. **Anais...** São Carlos: UFSCAR, 2015.
- (30) COSTA, C. W.; LORANDI, R.; DUPAS, F. A. (2015). Legislação municipal e a proteção das áreas de recarga em mananciais urbanos: São Carlos, SP. In: Congresso Novos Direitos - Cidade em crise?, 1., 2015, São Carlos. **Anais...** São Carlos: UFSCAR, 2015.
- (31) COSTA, C. W.; DUPAS, F. A.; LORANDI, R.; OLIVEIRA, E. Z. (2015). Follow-up of environmental impacts upon water sources of São Carlos, Brazil. In: Computers in Urban Planning and Urban Management, 14., 2015, Cambridge. **Anais eletrônicos...** Cambridge: Proceedings of CUPUM 2015, 2015. Disponível em: <http://web.mit.edu/cron/project/CUPUM2015/proceedings/Content/index.html>.
- (32) NEVES, J. A. (2015). **Estudo de compensação ambiental na Bacia Hidrográfica Ribeirão do Feijão, São Carlos (SP)**. 134 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) – Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática – NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2015.
- (33) NEVES, J. A.; MATOS, J. C. S.; LUZ, F. G. F.; DUPAS, F. A. (2015). Recuperação de áreas de preservação permanente com sistema agroflorestal. In: Congresso Nacional de Meio Ambiente de Poços de Caldas, 12., 2015, Poços de Caldas. **Anais eletrônicos...** Poços de Caldas: Congresso Nacional de Meio Ambiente de Poços de Caldas. 2015. Disponível em: <http://www.meioambientepocos.com.br/anais/>.
- (34) MACHADO, F. H.; MATTEDI; DUPAS, F. A.; SILVA, L. F.; VERGARA, F. E. (2016). Estimating the opportunity costs of environmental conservation in the Feijão river watershed (São Carlos-SP, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, n. 1, p. 28-35, 2016.
- (35) COSTA, C.W. (2017). **Mapeamentos geoambientais, em escala 1:50.000, aplicados em análises de planejamento territorial de manancial periurbano: bacia do Ribeirão do Feijão, São Carlos, SP**. 166 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2017.

- (36) LUZ, F. G. F.; ABE, C. A.; DUPAS, F. A.; MATOS, J. C. S.; NEVES, J. A. (2017). Avaliação do potencial de utilização dos dados da SRTM - Shuttle Radar Topography Mission por meio da análise da estimativa de perda de solo. **Geociências**, v. 36, n. 3, p. 557-567, 2017.
- (37) COSTA, C. W.; LORANDI, R.; LOLLO, J. A.; IMANI, M.; DUPAS, F. A. (2018). Surface runoff and accelerated erosion in a peri-urban wellhead area in southeastern Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, p. 160-160, 2018.
- (38) FERREIRA, D. A. **Modelagem e avaliação da sustentabilidade do uso do solo sobre o aquífero da bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão, São Carlos-SP**. Início: 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) – Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática – NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá. (Em andamento).
- (39) SOUZA, A. R. **Identificação de áreas prioritárias à implementação de programas de Pagamento por Serviços Ambientais na bacia do Ribeirão do Feijão, São Carlos-SP**. Início: 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) – Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática – NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá. (Em andamento).
- (40) BIGATO, J. P. A. **Plano de Gestão Ambiental Rural e suas influências no manancial do Ribeirão do Feijão e suas influências no manancial do Ribeirão do Feijão, São Carlos, SP**. Início: 2018. Dissertação (Mestrado Profissional em Ciências Ambientais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. (Em andamento).
- (41) MIRANDA, Y. C. **Pagamento por serviço ambiental aplicado na recuperação de áreas degradadas: simulação de cenários na bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão, São Carlos, SP**. Início: 2018. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. (Em andamento).
- (42) COSTA, C. W.; LORANDI, R.; LOLLO, J. A.; SANTOS, V. S. (2019). Potential for aquifer contamination of anthropogenic activity in the recharge area of the Guarani Aquifer System, southeast of Brazil. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 8, p. 10-23, 2019.