

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

**VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA QUALIDADE DO HABITAT E SUA
RELAÇÃO COM O ÍNDICE DE VULNERABILIDADE SOCIAL NA REGIÃO
METROPOLITANA DE SOROCABA-SP: UMA ANÁLISE A PARTIR DO MODELO
InVEST**

MAYARA DE OLIVEIRA CARRION

Sorocaba

2026

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

**VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA QUALIDADE DO HABITAT E SUA
RELAÇÃO COM O ÍNDICE DE VULNERABILIDADE SOCIAL NA REGIÃO
METROPOLITANA DE SOROCABA-SP: UMA ANÁLISE A PARTIR DO MODELO
InVEST**

MAYARA DE OLIVEIRA CARRION

ORIENTADOR: PROF. DR. MARCOS ROBERTO MARTINES

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia como requisito para obtenção do título de Mestre em Geografia. Linha de pesquisa: Estudos ambientais e análise espacial.

Sorocaba
2026

Carrion, Mayara de Oliveira

Variação espaço-temporal da qualidade do habitat e sua relação com a vulnerabilidade social na Região Metropolitana de Sorocaba-SP: uma análise a partir do modelo InVEST / Mayara de Oliveira Carrion -- 2026. 78f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba
Orientador (a): Marcos Roberto Martines
Banca Examinadora: Ermínio Fernandes, Julio César Pedrassoli
Bibliografia

1. Qualidade do Habitat. 2. Vulnerabilidade Social. 3. Modelagem Espacial. 1. Carrion, Mayara de Oliveira. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -
CRB/8 6979

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Humanas e Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Geografia

Folha de aprovação

Assinatura dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Mestrado da candidata Mayara de Oliveira Carrion, realizada em 06/02/2026:

Prof. Dr. Marcos Roberto Martines
Universidade Federal de São Carlos

Prof. Dr. Ermínio Fernandes
Universidade Federal de São Carlos

Prof. Dr. Julio César Pedrassoli
Western Michigan University

À minha família

AGRADECIMENTOS

À minha mãe Maria e à minha avó Cida, que foram os pilares inabaláveis desta caminhada. Sem o apoio, o cuidado e a crença de vocês no meu potencial, este trabalho jamais teria saído do papel.

Ao meu pai Fernando, que hoje habita um mundo particular devido à demência frontotemporal. Embora a doença o impeça de compreender a magnitude dessa conquista, minha memória guarda com nitidez o homem que, enquanto saudável, não poupou esforços para investir na minha educação.

Ao meu orientador, Prof. Marcos Roberto Martines, pela paciência, pelo rigor acadêmico e por me guiar pelas complexidades do modelo InVEST. Seus ensinamentos foram fundamentais para que eu pudesse olhar a Região Metropolitana de Sorocaba com olhos de pesquisadora.

Aos demais professores do Programa de Pós-Graduação em Geografia da UFSCar Sorocaba, que compartilharam seus conhecimentos e cujas disciplinas me abriram novos horizontes teóricos.

À minha prima-irmã Patrícia, doutoranda em História e minha grande inspiração. Ver a sua dedicação e paixão pela pesquisa sempre foi um farol para mim. Obrigada por me mostrar, pelo exemplo, que o caminho da ciência é árduo, mas recompensador.

Às minhas amigas Ana, Mariana e Mayara, que são algumas das razões fundamentais da minha vida. Embora a vida adulta tenha nos mantido fisicamente distantes, saibam que a existência de vocês é o que me mantém conectada com a minha essência. Obrigada por serem meu refúgio e por constantemente me lembrarem de quem eu sou.

Ao meu companheiro Gilson, que esteve ao meu lado em cada degrau desta jornada: desde os dias de ansiedade durante o processo seletivo, passando pelas noites de estudo, até este momento final. Obrigada por me ajudar de tantas maneiras, das mais simples às mais complexas, e por acreditar em mim mesmo quando eu duvidava.

Por fim, ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), à Fundação SEADE e ao MapBiomas que, ao disponibilizarem dados abertos contribuem para o desenvolvimento da ciência no nosso país.

RESUMO

CARRION, Mayara de Oliveira. Variação espaço-temporal da qualidade do habitat e sua relação com a vulnerabilidade social na Região Metropolitana de Sorocaba-SP: uma análise a partir do modelo InVEST. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2026.

Processos como os de urbanização, industrialização e o desenvolvimento de atividades agropecuárias podem afetar a capacidade de oferta das funções e serviços ecossistêmicos. Inserida em um contexto de modificação intensa e desordenada do uso e cobertura da terra, a Região Metropolitana de Sorocaba (RMS), no interior do Estado de São Paulo, vem enfrentando desafios na tentativa de conciliar a conservação da biodiversidade às necessidades da população humana. Esta pesquisa objetivou avaliar a variação espaço-temporal da função ecossistêmica de habitat na RMS, no período de 2016 a 2022, bem como a sua relação com o Índice Paulista de Vulnerabilidade Social (IPVS). Para a modelagem da qualidade do habitat, foi utilizado o software InVEST, que integra dados de Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informação Geográfica à pesquisa qualitativa. Para a avaliação da dimensão social, utilizou-se o IPVS, um indicador sintético que permite analisar as desigualdades a partir de dimensões socioeconômicas e demográficas, na escala dos setores censitários. A integração dos dados foi realizada em ambiente SIG, associando as médias de qualidade do habitat aos setores censitários. Os resultados das análises estatísticas da ANOVA de Welch e do teste post-hoc de Games-Howell confirmaram diferenças estatisticamente significativas na qualidade do habitat entre os extremos de vulnerabilidade. O resultado do Teste t identificou que setores de alta vulnerabilidade rural mantêm médias de qualidade do habitat superiores aos setores urbanos da mesma classe social. Os cenários encontrados na RMS reforçam a necessidade de políticas públicas territoriais que integrem a conservação da biodiversidade à equidade social.

Palavras-chave: Qualidade do Habitat. InVEST. Vulnerabilidade Social. Índice Paulista de Vulnerabilidade Social. Regiões Metropolitanas.

ABSTRACT

CARRION, Mayara de Oliveira. Spatiotemporal variation in habitat quality and its correlation with social vulnerability in the Sorocaba Metropolitan Region, São Paulo: an integration of the InVEST model and the São Paulo Social Vulnerability Index (IPVS). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2026. Dissertation (Master's Degree in Geography). Federal University of São Carlos, Sorocaba, 2026.

Processes such as urbanization, industrialization, and the development of agricultural activities can affect the provision of ecosystem functions and services. Inserted in a context of intense and disordered changes in land use and land cover, the Sorocaba Metropolitan Region (SMR), in the state of São Paulo, faces challenges in balancing biodiversity conservation with human population needs. This research aimed to evaluate the spatio-temporal variation of the habitat ecosystem function in the SMR from 2016 to 2022, as well as its correlation with the São Paulo Social Vulnerability Index (IPVS). For habitat quality modeling, the InVEST software was used, integrating Remote Sensing and Geographic Information Systems (GIS) with qualitative research. For the social dimension, the IPVS (2022 Version) was utilized—a synthetic indicator that analyzes inequalities based on socio-economic and demographic dimensions at the census sector scale. Data integration was performed in a GIS environment, associating average habitat quality values with census sectors. Statistical results from Welch's ANOVA and the Games-Howell post-hoc test confirmed statistically significant differences in habitat quality between vulnerability extremes. The t-test results identified that high rural vulnerability sectors maintain higher average habitat quality than urban sectors of the same social class. The scenarios found in the SMR reinforce the need for territorial public policies that integrate biodiversity conservation with social equity.

Keywords: Habitat Quality. InVEST. Social Vulnerability. Metropolitan Regions.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Classificação dos serviços ecossistêmicos de acordo com as categorias estabelecidas pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio.....	17
Figura 2. Localização da Região Metropolitana de Sorocaba, no interior do Estado de São Paulo.....	24
Figura 3. Mapa de localização das Unidades de Conservação da Região Metropolitana de Sorocaba (RMS).....	25
Figura 4. Cobertura e Uso da Terra dos anos de 2016 e 2022 na Região Metropolitana de Sorocaba.....	41
Figura 5. Qualidade de habitat na Região Metropolitana de Sorocaba em 2016.....	46
Figura 6. Qualidade de habitat na Região Metropolitana de Sorocaba em 2022.....	48
Figura 7. Variação da qualidade de habitat da RMS entre os anos de 2016 e 2022.....	49
Figura 8. Histogramas da Qualidade Média de Habitat por Setor Censitário – RMS, 2016.....	51
Figura 9. Histogramas da Qualidade Média de Habitat por Setor Censitário – RMS, 2022.....	52
Figura 10. Boxplot da Qualidade Média de Habitat por Município na Região Metropolitana de Sorocaba (2016).....	53
Figura 11. Boxplot da Qualidade Média de Habitat por Município na Região Metropolitana de Sorocaba (2022).....	54
Figura 12. Média dos valores de qualidade de habitat por Município da RMS em 2016 com Intervalo de Confiança de 95%.....	56
Figura 13. Média dos valores de qualidade de habitat por Município da RMS em 2022 com Intervalo de Confiança de 95%.....	57
Figura 14. (A) Distribuição espacial da qualidade do habitat para o ano de 2016. (B) Distribuição das classes do Índice Paulista de Vulnerabilidade Social (IPVS, 2022) na Região Metropolitana de Sorocaba.....	58

Figura 15. (A) Distribuição espacial da qualidade do habitat para o ano de 2022. (B) Distribuição das classes do Índice Paulista de Vulnerabilidade Social (IPVS, 2022) na Região Metropolitana de Sorocaba.....	59
Figura 16. Classificação dos setores censitários rurais e urbanos na Região Metropolitana de Sorocaba (SP) de acordo com os dados do Censo de 2022 (IBGE).....	60
Figura 17. (A) Distribuição espacial da qualidade do habitat para os anos de 2016 e 2022 em Sorocaba, São Paulo. (B) Distribuição das classes do Índice Paulista de Vulnerabilidade Social (IPVS, 2022) em Sorocaba-SP.....	61
Figura 18. (A) Histograma e boxplot das médias de qualidade do habitat para o ano de 2016 entre os setores censitários rurais e urbanos da RMS. (B) Histograma e boxplot das médias de qualidade para o ano de 2022 entre os setores censitários rurais e urbanos da RMS.....	68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Quantitativo dos setores censitários da Região Metropolitana de Sorocaba classificados por situação (urbano e rural) - 2022.....	29
Tabela 2. Caracterização das ameaças ao habitat utilizada como dado de entrada no modelo de qualidade do habitat do software InVEST.....	33
Tabela 3. Caracterização da sensibilidade de cada uso do solo às ameaças ao habitat utilizada como dado de entrada no modelo de qualidade do habitat do software InVEST.....	36
Tabela 4 Porcentagem das classes de Cobertura e Uso da Terra na RMS em 2016.....	43
Tabela 5. Porcentagem das classes de Cobertura e Uso da Terra na RMS em 2022.....	45
Tabela 6. ANOVA para a qualidade do habitat entre os setores censitários da RMS para o ano de 2016.....	55
Tabela 7. ANOVA para a qualidade do habitat entre os setores censitários da RMS para o ano de 2022.....	57

Tabela 8. ANOVA para comparação estatística das médias de qualidade do habitat dos setores censitários e as classes do Índice Paulista de Vulnerabilidade Social (IPVS) para os anos de 2016 e 2022.....	63
Tabela 9. Teste Post-hoc de Games-Howell para comparação estatística das médias de qualidade do habitat dos setores censitários e as classes do Índice Paulista de Vulnerabilidade Social (IPVS) para o ano de 2016.....	64
Tabela 10. Teste Post-hoc de Games-Howell para comparação estatística das médias de qualidade do habitat dos setores censitários e as classes do Índice Paulista de Vulnerabilidade Social (IPVS) para o ano de 2022.....	65
Tabela 11. Teste t para a qualidade do habitat entre os setores censitários urbanos e rurais da Região Metropolitana de Sorocaba nos anos de 2016 e 2022.....	67

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Principais classificações de serviços ecossistêmicos: definições, categorias e limitações.....	18
Quadro 2. Metodologia de classificação dos setores censitários para o Censo Demográfico de 2022, de acordo com o IBGE.....	27
Quadro 3. Síntese da base de dados utilizada na pesquisa.....	31
Quadro 4. Variáveis e dimensões constituintes da metodologia do IPVS 2022.....	38
Quadro 5. Tipologia de vulnerabilidade social adaptada para a RMS (IPVS, 2022).....	39
Quadro 6. Síntese das análises estatísticas e dos critérios de interpretação.....	41

LISTA DE SIGLAS

APA – Área de Proteção Ambiental.

APP – Áreas de Preservação Permanente.

CBD – Convenção Sobre a Diversidade Biológica (*Convention on Biological Diversity*).

CICES – *Common International Classification of Ecosystem Services*.

FAO – Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura.

FLONA – Floresta Natural de Ipanema.

GEE – Google Earth Engine.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

IC – Intervalo de Confiança.

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

IPBES – Plataforma Intragovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos (*Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*).

IPVS – Índice Paulista de Vulnerabilidade Social.

LULC – Uso e Cobertura da Terra (*Land Use and Land Cover*).

MEA – Avaliação Ecosistêmica do Milênio (*Millennium Ecosystem Assessment*).

ONU – Organização das Nações Unidas.

PECB – Parque Estadual Carlos Botelho.

RMS – Região Metropolitana de Sorocaba.

RMSP – Região Metropolitana de São Paulo.

SEADE – Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados.

SIG – Sistemas de Informação Geográfica.

TEEB – *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*.

ZEE – Zoneamento Ecológico-Econômico.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	14
2.1. Objetivo Geral	16
2.2. Objetivos Específicos.....	16
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	16
3.1. Serviços Ecosistêmicos e Qualidade do Habitat	16
3.2. Serviços ecossistêmicos na Geografia e a integração com a Ecologia da Paisagem	19
3.3. Uso e cobertura da terra, fragmentação da paisagem e qualidade do habitat	20
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	23
4.1. Área de Estudo	23
4.2. Base de Dados.....	29
4.3. O Modelo de Qualidade do Habitat	30
4.3.1. Impacto relativo de cada ameaça	31
4.3.2. Distância entre o habitat e a fonte da ameaça.....	32
4.3.3. Nível de Acessibilidade da célula.....	33
4.3.4. Sensibilidade relativa de cada tipo de habitat às ameaças	33
4.3.5. Nível total de ameaça e a Qualidade do Habitat.....	36
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	40
5.1. Análise da Cobertura e Uso da Terra	40
5.2. Análise da Qualidade do Habitat	46
5.2.1. Variação espacial da qualidade do habitat	48
5.2.2. Análise da qualidade do habitat por setor censitário	50
5.3. A relação entre a qualidade do habitat e o Índice Paulista de Vulnerabilidade Social na Região Metropolitana de Sorocaba	58
6. CONCLUSÕES.....	69
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	71

1. INTRODUÇÃO

A crescente pressão antrópica sobre os recursos naturais está no cerne do debate ambiental internacional desde meados do século XX, quando houve a mobilização inicial de forças políticas, da sociedade civil e de agências governamentais e não governamentais em prol da compreensão das causas e consequências das mudanças climáticas (Weart, 2004).

Impulsionadas por processos como os de urbanização, industrialização e o desenvolvimento de atividades agropecuárias, as ações antrópicas que resultam em mudanças no uso e na cobertura do solo têm contribuído para a fragmentação de habitats e a perda da biodiversidade, comprometendo a capacidade dos ecossistemas de manter suas funções ecológicas e de oferecer benefícios essenciais às sociedades humanas (Carpenter *et al.*, 2005; Hernandez *et al.*, 2010; Grizzetti *et al.*, 2016).

Nesse contexto, o conceito de serviços ecossistêmicos consolidou-se como uma importante chave analítica para compreender as múltiplas contribuições diretas e indiretas dos ecossistemas ao bem-estar humano, incluindo a provisão de recursos, a regulação climática, e o suporte à biodiversidade (Myers, 1996; Daily *et al.*, 2007; De Groot *et al.*, 2010; Balvanera *et al.*, 2016).

Entre os componentes fundamentais para a manutenção desses serviços, destaca-se a qualidade do habitat, entendida como a capacidade dos ecossistemas em sustentar populações de espécies e processos ecológicos ao longo do tempo (Hall *et al.*, 1997). Alterações no uso e cobertura da terra, bem como a proximidade de pressões antrópicas, tendem a reduzir essa qualidade, o que afeta a integridade ecológica das paisagens e, conseqüentemente, a oferta de serviços ecossistêmicos (Cairns, 1995; Foley *et al.*, 2005).

A avaliação da qualidade do habitat por meio de abordagens espaciais e modelos ambientais tem se mostrado uma estratégia relevante para subsidiar o planejamento e a tomada de decisão em diferentes escalas (Viglizzo *et al.*, 2012; Birkhofer *et al.*, 2015). Modelos como o *Integrated Valuation of Ecosystem Services* (InVEST) permitem integrar informações sobre o uso e cobertura da terra e ameaças antrópicas, possibilitando a identificação de áreas mais sensíveis à degradação ambiental, bem como de territórios estratégicos para conservação e restauração (Viglizzo *et al.*, 2012; Birkhofer *et al.*, 2015).

Entretanto, a degradação ambiental tende a não manifestar espacialmente da mesma forma para diferentes estratos da sociedade (Acserald; Mello; Bezerra, 2009). A vulnerabilidade social, enquanto fenômeno territorialmente localizado, pode ser agravada tanto pela exposição a ambientes degradados quanto pela limitação de acesso a benefícios ambientais, tais como áreas verdes e serviços ecossistêmicos associados à regulação ambiental e a qualidade de vida. Contudo, essa relação não é necessariamente linear, podendo assumir configurações complexas, especialmente em áreas em que a conservação ambiental coexiste com populações socialmente vulneráveis (Silva *et al.*, 2023).

Integrando a Macrometrópole Paulista (MMP), a Região Metropolitana de Sorocaba (RMS), se insere em um contexto onde o desenvolvimento econômico coexiste com uma distribuição desigual dos riscos ambientais não apenas socialmente, mas espacialmente (Canil *et al.*, 2021). Localizada em uma zona de transição entre os biomas Mata Atlântica e Cerrado, a RMS vem experienciando uma dinâmica caracterizada pela rápida expansão de loteamentos urbanos sobre remanescentes vegetais estratégicos. Tais processos podem contribuir para a fragmentação da paisagem, que, por sua vez, pode comprometer à longo prazo a qualidade do habitat e a manutenção de serviços ecossistêmicos (MEA, 2005; Arroyo-Rodríguez; Mandujano, 2006; Mortelliti; Amori; Boitani, 2010).

Diante do exposto, esta pesquisa parte do questionamento sobre como a qualidade do habitat se distribui espacialmente na Região Metropolitana de Sorocaba e de que maneira essa distribuição se relaciona com os diferentes níveis de vulnerabilidade social, considerando as especificidades dos contextos urbano e rural. Busca-se compreender se os padrões distintos de integridade ecológica podem coexistir com diferentes condições sociais e de que forma essa relação se expressa na escala intramunicipal.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Avaliar a variação espaço-temporal da qualidade do habitat (InVEST Habitat Quality) e sua correlação com os indicadores de vulnerabilidade social na Região Metropolitana de Sorocaba (RMS), no período de 2016 a 2022.

2.2. Objetivos Específicos

- ❖ Analisar o uso e cobertura da terra na RMS de 2016 e 2022, para identificar as principais mudanças que ocorreram na paisagem.
- ❖ Identificar e caracterizar as principais ameaças aos habitats na RMS;
- ❖ Aplicar o modelo de qualidade do habitat do software InVEST para avaliar a influência das ameaças e alterações no uso do solo sobre os habitats;
- ❖ Espacializar o Índice Paulista de Vulnerabilidade Social (IPVS) na escala dos setores censitários;
- ❖ Integrar os indicadores de qualidade do habitat e de vulnerabilidade;
- ❖ Comparar padrões espaciais das médias de qualidade do habitat entre as classes de vulnerabilidade social, distinguindo as dinâmicas ocorridas nos setores rurais e urbanos.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1. Serviços Ecossistêmicos e Qualidade do Habitat

A crescente incorporação do conceito de serviços ecossistêmicos nas pesquisas ambientais reflete a necessidade de compreender e evidenciar as múltiplas contribuições dos ecossistemas ao bem-estar humano. Desde as formulações iniciais que destacaram a dependência das sociedades humanas em relação aos sistemas naturais (Westman, 1977; Erlich; Erlich, 1981), o conceito passou a ser amplamente utilizado como uma ferramenta analítica capaz de integrar as dimensões ecológicas, sociais e econômicas.

O *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005) consolidou-se como um dos principais referenciais teóricos ao definir serviços ecossistêmicos como os benefícios

que os seres humanos obtêm dos ecossistemas, organizando-os em quatro categorias principais: provisão, regulação, culturais e de suporte (**Figura 1**). Essa classificação teve papel central na difusão do conceito, especialmente por sua clareza e capacidade de comunicação com públicos diversos, incluindo gestores e formuladores de políticas públicas (Maljean, 2014; Monteiro, 2019).

Figura 1 – Classificação dos serviços ecossistêmicos de acordo com as categorias estabelecidas pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio. MEA (2005).

SERVIÇOS DE PROVISÃO	SERVIÇOS DE REGULAÇÃO	SERVIÇOS CULTURAIS
<p>Produtos obtidos dos ecossistemas.</p> <p>Ex.: alimentos, água potável, combustível, fibras, recursos genéticos, compostos bioquímicos.</p>	<p>Benefícios obtidos através da regulação dos processos dos ecossistemas.</p> <p>Ex.: regulação do clima, regulação hídrica, controle de doenças, controle de poluição.</p>	<p>Benefícios não-materiais obtidos dos ecossistemas.</p> <p>Ex.: benefícios espirituais e religiosos, recreio e turismo, estéticos, inspiradores, educacionais, sensação de lugar, herança cultural.</p>
SERVIÇOS DE SUPORTE		
<p>Serviços necessários para a produção de outros serviços ecossistêmicos.</p> <p>Ex.: formação do solo, habitat para espécies, polinização, ciclagem de nutrientes, produção primária.</p>		

Fonte: Elaboração própria, adaptado de MEA (2005).

Posteriormente, outras iniciativas buscaram refinar e operacionalizar o conceito, destacando-se a abordagem do *The Economics Of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB), que enfatiza a dimensão econômica dos serviços ecossistêmicos, e a *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES), que propõe uma estrutura hierárquica padronizada voltada à comparabilidade entre estudos e à integração com sistemas estatísticos e de planejamento (**Quadro 1**). Embora apresentem diferenças conceituais e metodológicas, essas classificações compartilham o reconhecimento de que a integridade ecológica dos ecossistemas é a condição fundamental para a provisão de serviços ecossistêmicos.

Quadro 1 – Principais classificações de serviços ecossistêmicos: definições, categorias e limitações.

Abordagem	Definição central	Categorização	Principais contribuições	Limitações
Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005)	Serviços ecossistêmicos são os benefícios que os seres humanos obtêm dos ecossistemas.	Provisão, Regulação, Culturais e Suporte	Difusão global do conceito; linguagem acessível; forte impacto em políticas públicas e pesquisas.	Categoria “serviços de suporte” pode gerar sobreposição conceitual; menor operacionalização quantitativa.
TEEB (2010)	Serviços ecossistêmicos como base para a avaliação econômica da natureza e do capital natural.	Provisão, Regulação, Culturais e Habitat	Ênfase na valoração econômica; aproximação entre conservação e tomada de decisão econômica.	Risco de mercantilização da natureza; dificuldade de valoração de serviços intangíveis.
CICES (2018)	Serviços ecossistêmicos como contribuições finais dos ecossistemas para o bem-estar humano.	Provisão, Regulação e Manutenção, Culturais (estrutura hierárquica)	Padronização conceitual; maior comparabilidade entre estudos; integração com estatísticas ambientais.	Menor ênfase em processos ecológicos; abordagem mais técnica e menos comunicativa.

Fonte: Elaboração própria, com base em: (2005), TEEB (2010) e Haines-Young e Potschin (2018).

Neste trabalho, adota-se como referência principal a definição de serviços ecossistêmicos proposta pelo *Millennium Ecosystem Assesment* (MEA, 2005), em função de sua ampla aceitação na literatura científica e de sua compatibilidade com abordagens aplicadas no planejamento ambiental e territorial. A classificação do MEA permite uma leitura integrada entre os processos ecológicos e benefícios sociais, sem restringir a análise a uma perspectiva estritamente econômica ou excessivamente técnica, o que se mostra adequado aos objetivos desta pesquisa.

Considerando a integridade ecológica como condição fundamental para a provisão de serviços ecossistêmicos, a qualidade do habitat assume papel central, uma vez que expressa a capacidade dos ecossistemas de sustentar populações de espécies e processos ecológicos essenciais à manutenção da biodiversidade (Hall *et al.*, 1997; Mortelliti; Amori; Boitani, 2010). Alterações no uso e cobertura da terra, a fragmentação da paisagem e a intensificação das pressões antrópicas tendem a reduzir essa qualidade, comprometendo a oferta de serviços ecossistêmicos, tais como a polinização, o controle de pragas e a regulação climática (Foley *et al.*, 2025).

A avaliação da qualidade do habitat, portanto, tem sido empregada como um indicador sintético da integridade ecológica das paisagens (Terrado *et al.*, 2016; Yohannes *et al.*, 2021). Modelos espaciais, como o InVEST *Habitat Quality* permitem operacionalizar esse conceito ao integrar informações sobre uso e cobertura da terra e ameaças antrópicas, fornecendo subsídios para análises aplicadas ao planejamento ambiental e territorial em escalas regionais e metropolitanas (Sharp *et al.*, 2020). Apesar das limitações inerentes às simplificações conceituais e metodológicas, tais abordagens têm se mostrado adequadas para estudos que buscam compreender padrões espaciais de degradação e conservação ambiental (Sallustio *et al.*, 2017; Zhu *et al.*, 2020, Gomes *et al.*, 2021).

3.2. Serviços ecossistêmicos na Geografia e a integração com a Ecologia da Paisagem

Por sua capacidade de análise espacial da interação sociedade-natureza, a ciência geográfica é uma das disciplinas que integra a discussão sobre os processos e funções dos ecossistemas e os serviços que eles fornecem aos seres humanos, utilizando-se, para tal, do conceito de paisagem (Santos *et al.*, 2019). A partir dessa categoria de análise, portanto, a Biogeografia fornece o arcabouço teórico-metodológico para a análise e mapeamento dos serviços ecossistêmicos.

Dentro da Biogeografia, a Ecologia da Paisagem, desenvolvida pelo geógrafo alemão Carl Troll (1996), busca unir os esforços da ecologia e da geografia no desenvolvimento de estudos dos efeitos da estrutura espacial e função da paisagem sobre os processos ecológicos (Metzger, 2001), utilizando princípios da Teoria da Biogeografia de Ilhas (McArthur; Wilson, 1967) e da Teoria das Metapopulações

(Levins, 1970), resultando na incorporação de métodos como o de mancha-corredor-matriz e o conjunto de métricas da paisagem (Lang; Blaschke, 2009).

A contribuição da Ecologia da Paisagem para a análise de serviços ecossistêmicos reside, dessa maneira, na integração de dados sobre a dinâmica dos ecossistemas aos dados referentes aos processos transformadores da paisagem, os quais podem englobar aspectos sociais, culturais e econômicos (Santos *et al.*, 2019). Trabalhos nessa perspectiva frequentemente investigam a influência da fragmentação da paisagem, da expansão da mancha urbana e da perda de áreas verdes na capacidade dos ecossistemas em ofertarem serviços como a regulação do clima, a purificação da água ou a polinização de culturas, como observado em Nedkov e Burkhard (2012), Souza *et al.* (2016), Chaves *et al.* (2021), Campos (2022) e Ribeiro e Nascimento (2025).

Pela relação que estabelece entre a dinâmica espacial e os processos ecológicos, a abordagem da temática dos serviços ecossistêmicos pela Ecologia da Paisagem fornece o arcabouço teórico-metodológico para a análise do serviço ecossistêmico de habitat, e, portanto, foi a utilizada neste trabalho.

3.3. Uso e cobertura da terra, fragmentação da paisagem e qualidade do habitat

A transformação da paisagem a partir dos diferentes usos da terra é considerada o principal motivo para as mudanças na biodiversidade em diversas escalas, resultando em alterações na dinâmica dos serviços ecossistêmicos (Haines-Young, 2009). Além de afetar a produção agrícola e a polinização, a perda de habitat através da fragmentação, da degradação do solo e da água, e da superexploração de espécies nativas está relacionada a mudanças nas condições meteorológicas locais, bem como ao aumento de doenças infecciosas (Foley *et al.*, 2005).

Do ponto de vista da Ecologia da Paisagem, a fragmentação de habitats refere-se à subdivisão de áreas contínuas de habitat em fragmentos menores, separados por uma matriz de usos antrópicos (Fahrig, 2003; Lang; Blaschke, 2009). Esse processo altera a configuração espacial da paisagem e influencia a conectividade ecológica, entendida como a capacidade da paisagem de permitir o deslocamento de organismos, fluxos de matéria e energia entre os fragmentos (Urban; Shugart, 1986; Taylor *et al.*, 1993). A perda da conectividade tende a intensificar os efeitos da

fragmentação, reduzindo a integridade dos habitats e a resiliência dos ecossistemas, especialmente em paisagens submetidas a pressões antrópicas intensas (Lindenmayer; Fischer, 2006).

Em ambientes metropolitanos, esses processos assumem características particulares, uma vez que a expansão urbana e a implantação de infraestruturas lineares intensificam a fragmentação da paisagem e a ruptura da conectividade ecológica (Ikematsu, 2023). A coexistência de áreas densamente urbanizadas, zonas industriais e porções com remanescentes de vegetação nativa gera um mosaico espacialmente heterogêneo (Santos *et al.*, 2023). Portanto, esse contexto reforça a importância de análises que considerem não apenas a presença ou ausência de cobertura vegetal, mas também a configuração espacial dos diferentes usos do solo como forma de subsidiar o planejamento de estratégias voltadas à conservação da biodiversidade, à manutenção dos serviços ecossistêmicos e à redução das desigualdades socioambientais.

3.4. Vulnerabilidade social e justiça ambiental

A vulnerabilidade social constitui um fenômeno multidimensional, associado a condições socioeconômicas, demográficas e territoriais que limitam a capacidade de determinados grupos sociais de responder a riscos e adversidades (Katzman, 2000; Cutter; Boruff; Shirley, 2003).

Na Geografia, a vulnerabilidade social é compreendida como um fenômeno espacialmente produzido, resultado de processos históricos de ocupação do território, de segregação socioespacial e de acesso desigual a infraestruturas, serviços públicos e oportunidades (Silva; Martines; Burgos, 2020). Autores como Santos (2007) e Corrêa (2011) destacam que o território não constitui apenas um suporte físico, mas um produto das relações sociais, no qual se materializam desigualdades e assimetrias de poder.

No campo dos estudos socioambientais, a vulnerabilidade social adquire contornos específicos ao se articular com a dimensão ambiental. Populações socialmente vulneráveis frequentemente estão mais expostas a riscos ambientais, como poluição, enchentes, escassez hídrica e degradação dos ecossistemas, além de apresentarem menor acesso aos benefícios ambientais associados à presença de áreas verdes, à qualidade ambiental e aos serviços ecossistêmicos (Martinez-Alier,

2007). Essa distribuição desigual dos riscos e benefícios ambientais constitui um dos fundamentos centrais do debate sobre justiça ambiental (Acselrad; Mello; Bezerra, 2009).

O conceito de justiça ambiental emerge, inicialmente, a partir de movimentos sociais que denunciaram a concentração de danos ambientais sobre populações marginalizadas, sobretudo em contextos urbanos e industriais (Bullard, 2001). No campo acadêmico, a justiça ambiental passou a ser compreendida como a busca por uma distribuição equitativa dos ônus e bônus ambientais, bem como pela participação efetiva das populações afetadas nos processos decisórios relacionados ao território (Bullard, 2001; Acselrad; Mello; Bezerra, 2009).

Em regiões metropolitanas, as relações entre vulnerabilidade social e condições ambientais tendem a se intensificar, em razão da elevada heterogeneidade socioespacial e da coexistência de diferentes formas de uso e ocupação do solo (Canil, *et al.*, 2021). A expansão urbana, a valorização desigual do território e a periferização de populações de baixa renda contribuem para a conformação de espaços nos quais as precariedades social e ambiental se sobrepõem (Maricato, 2011). Contudo, em determinados contextos, especialmente em áreas rurais ou periurbanas, podem coexistir elevados níveis de vulnerabilidade social e maior integridade ambiental, revelando configurações territoriais complexas que desafiam interpretações simplificadas (Torres; Marques, 2005; Maricato, 2011; Sousa, 2025).

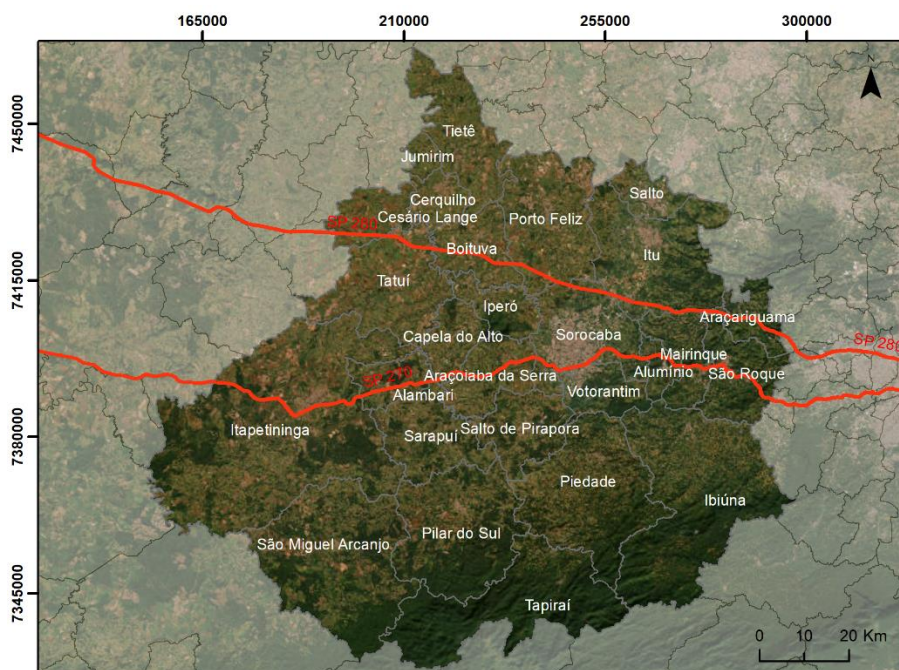
Assim, a relação entre vulnerabilidade social e justiça socioambiental deve ser compreendida como resultado de processos socioespaciais complexos, nos quais fatores econômicos, políticos e ambientais interagem de maneira desigual no espaço (Acselrad; Mello; Bezerra, 2009; Lan *et al.*, 2025). Ao adotar essa perspectiva, este estudo busca contribuir para a compreensão das dinâmicas socioambientais em escala metropolitana, destacando a importância de políticas de planejamento territorial que articulem a conservação dos ecossistemas com a redução das desigualdades sociais e a promoção da justiça socioambiental.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Área de Estudo

A Região Metropolitana de Sorocaba (RMS) foi instituída em 2014 pela Lei Complementar Estadual nº 1.241 (São Paulo, 2014) e é atualmente composta por 27 municípios (**Figura 2**), abrangendo uma superfície territorial de aproximadamente 11.611,48 km², com população estimada em 2,1 milhões de habitantes (IBGE, 2021). Inserida no arranjo urbano-regional da Macrometrópole Paulista (MMP), a RMS funciona como um vetor estratégico de expansão industrial e populacional no interior do estado de São Paulo, sustentada por dois importantes eixos logísticos, como as rodovias Castello Branco e Raposo Tavares (Tavares, 2016; Mauá Filho e Lima, 2023).

Figura 2 - Localização da Região Metropolitana de Sorocaba, no interior do Estado de São Paulo.



Localização da Região Metropolitana de Sorocaba

- Principais Rodovias
- Municípios do Estado de São Paulo

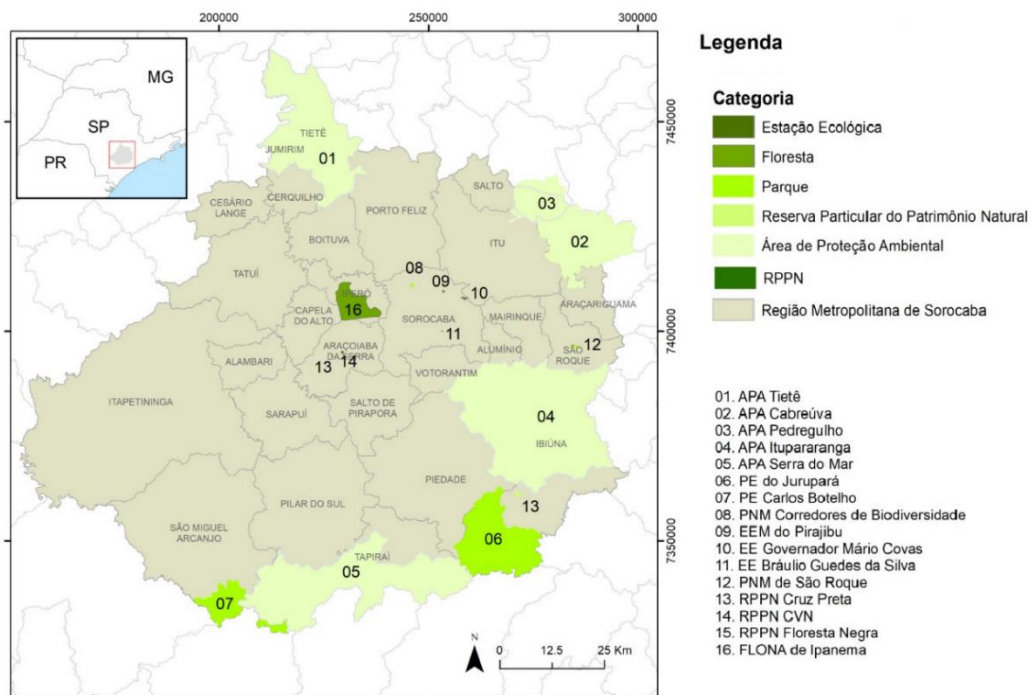
Base: IBGE (2022)
DATUM: SIRGASS 2000 Zona 23 S
Elaborado por: Mayara de Oliveira Carrion (2025)



Fonte: Elaboração Própria.

A RMS situa-se em uma zona de transição entre os domínios da Mata Atlântica e do Cerrado, apresentando uma variação significativa na cobertura vegetal remanescente, que oscila entre 10% e 88% nos diferentes municípios de sua área de abrangência (Instituto Florestal, 2020). Tais taxas de cobertura vegetal coincidem com a incidência de 16 Unidades de Conservação no território da RMS, no âmbito das três esferas administrativas, federal, estadual e municipal (**Figura 3**), sendo as maiores três Áreas de Proteção Ambiental (APA): APA Tietê, APA Itupararanga e APA Serra do Mar (Lima *et al.*, 2020). Destacam-se ainda o Parque Estadual de Jurupará, unidade de proteção integral mais extensa da RMS; a Floresta Natural de Ipanema (FLONA) e o Parque Estadual Carlos Botelho (PECB), o qual compõe o contínuo ecológico de Paranapiacaba, importante corredor ecológico de Mata Atlântica do Estado de São Paulo, com 320.000 ha (Furlan *et al.*, 2009).

Figura 3 - Localização das Unidades de Conservação da Região Metropolitana de Sorocaba.



Fonte: Elaboração própria.

Em relação ao contexto socioeconômico, a RMS apresenta o que Ribeiro et al. (2012) descrevem como uma “dupla identidade”, sendo, ao mesmo tempo, o segundo mais relevante polo industrial e agrícola do estado de São Paulo. No entanto, o

desenvolvimento proporcionado por essas características foi acompanhado por um processo de metropolização dispersa, em que o município de Sorocaba tornou-se polo de dispersão de atividades provenientes da metrópole de São Paulo. Esse destaque do município-sede imprimiu novas dinâmicas ao espaço urbano e regional da RMS, processo que não ocorreu de forma igualitária entre seus municípios, resultando em marcantes desigualdades no mercado de trabalho e na distribuição de renda, conforme detalhado em Dedecca *et al.* (2009).

De acordo com Silva *et al.* (2022), atualmente a organização espacial da região reflete padrões de segregação socioespacial, marcados, sobretudo, pela expansão de condomínios fechados que alteram a produção do espaço urbano e o acesso às áreas verdes e de lazer. Além de gerarem novas dinâmicas de sociabilidade e afetarem diretamente a esfera de vida pública e o sistema de espaços livres (Benfatti *et al.*, 2010), a expansão desses empreendimentos também se configura como um desafio do ponto de vista ambiental na RMS, uma vez que se configuram como vetores diretos de fragmentação da paisagem (Coelho, 2015).

4.1.1. Unidade espacial de análise

Como unidade espacial de análise foi utilizada a malha dos setores censitários dos municípios da Região Metropolitana de Sorocaba, estabelecida de acordo com o Censo Demográfico de 2022 (IBGE, 2024). Tal estratégia justifica-se pelo fato dos setores censitários se configurarem como a menor unidade de coleta de dados demográficos no Brasil, o que possibilita que sejam agregados dados socioeconômicos às análises dos resultados, como é o caso do Índice Paulista de Vulnerabilidade (IPVS). De acordo com Muñoz e Freitas (2017), essa medida se alinha com a necessidade de uma análise multiescalar dos serviços ecossistêmicos no contexto das cidades.

Complementarmente, a adoção dessa escala permite capturar a heterogeneidade intramunicipal, que muitas vezes é ocultada em análises que têm o município como unidade mínima. Conforme apontam Silva *et al.* (2022), o planejamento urbano em cidades médias como Sorocaba tem sido marcado por processos de segregação, o que também pode resultar em disparidades no acesso a recursos ambientais e aos benefícios deles derivados.

Cabe ressaltar que, no Censo Demográfico de 2022, o IBGE aprimorou a classificação dos setores a partir de critérios morfológicos baseados em imagens de satélite de alta resolução espacial, superando a delimitação puramente legal dos perímetros urbanos municipais. Na nova metodologia, os setores são classificados em diferentes “Situações” de acordo com a densidade de edificações e o tipo de ocupação do solo, como descrito no **Quadro 2**. Para fins desta pesquisa, tais situações foram agregadas em duas categorias principais: situação urbana, abrangendo áreas de alta e baixa densidade, além de núcleos urbanos isolados; e situação rural, compreendendo aglomerados rurais e áreas de uso disperso.

Tal distinção faz-se interessante no contexto da pesquisa por permitir a análise das dinâmicas de “metropolização dispersa” descrita por Silva Ajonas (2011) e Ribeiro et al. (2012), além de auxiliar na compreensão de como a configuração física do território influencia a oferta de habitat em diferentes contextos de ocupação.

Quadro 2 – Metodologia de classificação dos setores censitários para o Censo Demográfico de 2022, de acordo com o IBGE.

Código da Situação	Situação	Crítérios e Características Metodológicas
1	Área Urbana de Alta Densidade	Áreas consolidadas de cidades ou vilas com grande concentração de edificações, arruamento definido e continuidade urbana.
2	Área Urbana de Baixa Densidade	Áreas de expansão urbana ou franjas com edificações mais dispersas, mas vinculadas à mancha urbana principal.
3	Núcleo Urbano	Assentamentos afastados da sede, mas com funções urbanas (condomínios, conjuntos habitacionais ou comunidades) e densidade edificada.
4	Urbano de Baixa Densidade (Vazio)	Áreas urbanas com pouca ou nenhuma ocupação domiciliar (parques, aeroportos, centros comerciais ou áreas industriais).
5	Aglomerado Rural (Povoado)	Localidade rural com características de urbanidade (ruas, comércio local), mas sem vínculo direto com a mancha urbana da cidade.
6	Aglomerado Rural (Núcleo)	Conjunto de domicílios vinculados a uma única atividade (ex: agrovilas de assentamentos, núcleos de empresas ou instituições).

7	Aglomerado Rural (Outros)	Lugarejos ou agrupamentos rurais menores que não se enquadram como povoados.
8	Área Rural (Dispersa)	Áreas de uso agrícola, florestal ou natural caracterizadas pela dispersão total dos domicílios no território.

Fonte: Elaboração própria, com base em IBGE (2024).

Dessa forma, a unidade espacial de análise escolhida funciona como o elo entre as variáveis ambientais geradas pelo modelo InVEST de qualidade do habitat e as dimensões das disparidades sociais captadas pelo IPVS, possibilitando a identificação de áreas críticas de injustiça socioambiental que demandam políticas públicas específicas.

Para a área de estudo, portanto, foram processados um total de 4.296 setores censitários, distribuídos entre os 27 municípios da RMS (**Tabela 1**). Desse montante, 3.531 foram classificados com setores urbanos e 753 como setores rurais, segundo a malha do IBGE (2024).

Tabela 1 – Quantitativo dos setores censitários da Região Metropolitana de Sorocaba classificados por situação (urbano e rural) - 2022.

Município	Qtd. Setores		Não classificado	Total Município
	Urbanos	Qtd. Setores Rurais		
Alambari	13	8	0	21
Alumínio	32	9	1	42
Araçariguama	36	15	0	51
Araçoiaba da Serra	78	23	0	101
Boituva	125	15	0	140
Capela do Alto	35	10	0	45
Cerquilha	62	12	0	74
Cesário Lange	30	17	0	47
Ibiúna	173	126	7	306
Iperó	51	13	0	64
Itapetininga	221	52	0	273
Itu	264	52	0	316
Jumirim	7	8	0	15
Mairinque	98	18	1	117
Piedade	67	86	2	155
Pilar do Sul	43	15	0	58
Porto Feliz	79	30	0	109
Salto	197	18	0	215
Salto de Pirapora	75	22	0	97
Sarauí	16	15	0	31
Sorocaba	1.108	40	0	1.148
São Miguel Arcanjo	45	28	0	73
São Roque	134	54	0	188
Tapiraí	10	15	0	25
Tatuí	280	23	0	303
Tietê	54	14	0	68
Votorantim	199	15	1	215
Total RMS	3.531	753	12	4.296

Fonte: Elaboração própria, com base em IBGE (2024).

4.2. Base de Dados

Para a realização desta pesquisa, foram integrados dados de diferentes fontes oficiais de natureza ambiental, social e cartográfica. A coleta buscou garantir a compatibilidade temporal entre o Índice de Qualidade do Habitat e os indicadores de vulnerabilidade social para os anos de 2016 e 2022.

Os dados de Uso e Cobertura da Terra, utilizados como dado de entrada para o modelo InVEST, foram obtidos junto ao projeto MapBiomass (Coleção 9.0), com resolução espacial de 10 metros, derivados do sensor Sentinel-2. Esses dados permitiram a identificação das classes de vegetação nativa, áreas agrícolas e infraestrutura urbana na RMS.

Para a caracterização da dimensão social, utilizou-se o Índice Paulista de Vulnerabilidade Social, elaborado pela Fundação SEADE (2022). Trata-se de um indicador sintético que tipifica a vulnerabilidade a partir da combinação de variáveis socioeconômicas e demográficas, a serem detalhadas metodologicamente à diante. A utilização desse índice permitiu associar a qualidade do habitat às condições de vida da população da RMS na escala dos setores censitários.

Para compor os dados de “ameaças” do modelo de Qualidade do Habitat InVEST, foram extraídas da plataforma *OpenStreetMap* as camadas correspondentes a malha viária (rodovias, avenidas e vias coletoras) e ferroviária, devido à sua influência direta na fragmentação de habitats e na facilitação da expansão urbana dispersa, conforme discutido por Silva Ajonas (2011).

A malha de setores censitários do IBGE, por fim, serviu como base para a agregação estatística dos indicadores de qualidade do habitat e vulnerabilidade social. O **Quadro 3** apresenta a síntese das fontes, escalas e formatos dos dados utilizados.

Quadro 3 – Síntese da base de dados utilizada na pesquisa.

Dimensão	Dado / Variável	Fonte	Escala / Resolução	Formato
Ambiental	Uso e Cobertura da Terra	MapBiomas (Col. 9)	10 metros	<i>Raster</i>
Social	Vulnerabilidade Social (IPVS)	Fundação SEADE	Setor Censitário	Vetor
Espacial	Limites e Setores Censitários	IBGE (Censo 2022)	1:5.000	Vetor
Infraestrutura	Eixos Viários e Ferroviários	OpenStreetMap (OSM)	1:10.000	Vetor

Fonte: Elaboração própria.

4.3. O Modelo de Qualidade do Habitat

A análise do serviço ecossistêmico de habitat será feita a partir do modelo “Qualidade do Habitat” do software livre InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*), resultado do *Natural Capital Project*, parceria entre as universidades de Stanford e Minnesota com as organizações não governamentais internacionais *The Nature Conservancy* e *World Wildlife Fund* (Sharp *et al.*, 2020).

Entende-se como habitat uma área que oferece recursos e condições necessárias para a reprodução e sobrevivência de espécies (Hall *et al.*, 1997). Neste modelo de Qualidade do Habitat, é possível indicar quais usos e cobertura da terra podem fornecer habitat, considerando tanto dados referentes a uma determinada espécie ou à biodiversidade em geral. Neste último caso, admite-se princípios da Teoria da Biogeografia de Ilhas (MacArthur; Wilson, 1967), que associa os remanescentes de vegetação nativa de maior tamanho e mais próximos a outras áreas naturais à uma maior riqueza de espécies; ou ainda, como sugerem pesquisas mais recentes, adota-se ideia de que, além da distância, os tipos de uso e cobertura da terra existentes na matriz do seu entorno podem exercer uma influência significativa no grau de isolamento do habitat, e, conseqüentemente, nas condições que este oferece às espécies (Ricketts, 2001; Prugh *et al.* 2008). Assim, cada classe de uso da terra mapeada recebe um valor de 0 a 1, em que 1 representa uma maior adequação do tipo de LULC à provisão de habitat.

Além dos dados sobre o uso e cobertura da terra, o modelo considera informações sobre as ameaças e seus efeitos na qualidade do habitat. A qualidade do habitat, portanto, refere-se à capacidade do ecossistema em fornecer condições adequadas à persistência individual e populacional (Hall *et al.*, 1997), enquanto as ameaças são compreendidas como os usos da terra que causam fragmentação do habitat, efeitos de borda e degradação no habitat vizinho. Dessa maneira, o modelo possibilita a avaliação de características espaço-temporais do habitat, bem como a extensão da sua degradação.

As fontes de ameaça são mapeadas a partir de dados no formato matricial (*raster*) e o nível de ameaça total é medido a partir de quatro fatores: i) o impacto relativo de cada ameaça (W_r); ii) a distância entre o habitat e a fonte da ameaça; iii) o nível de proteção legal, institucional, social ou física contra perturbações em cada pixel; iv) sensibilidade relativa de cada tipo de habitat a cada ameaça na paisagem (S_{jr}).

4.3.1. Impacto relativo de cada ameaça

Este fator admite que algumas ameaças podem ser mais prejudiciais ao habitat do que outras. Dessa forma, atribui-se à cada célula de ameaça um valor de 0 a 1, em que 1 indica um maior potencial perturbador da fonte de degradação (Sharp *et al.*, 2020). A seleção das ameaças para a Região Metropolitana de Sorocaba fundamentou-se nas dinâmicas de uso do solo que historicamente pressionam a biodiversidade nos domínios da Mata Atlântica e do Cerrado, biomas que compõem a zona de transição da área de estudo.

No caso da Mata Atlântica, a literatura aponta as áreas urbanizadas, a expansão da fronteira agrícola e as estradas como os principais vetores da degradação de habitats e da fragmentação florestal, os quais se constituem como barreiras físicas à conectividade da paisagem (Cunha e Guedes, 2013; Duarte *et al.*, 2016). Já em relação ao Cerrado, inclui-se a atividade mineradora como uma ameaça significativa, uma vez que atua de maneira direta na supressão da vegetação e na alteração das propriedades do solo (Sawyer *et al.*, 2018).

Como forma de definir os pesos a cada ameaça, houve uma tentativa inicial de validação dos parâmetros por meio de consulta a especialistas da área ambiental, via

formulários estruturados *online*. Entretanto, diante da baixa taxa de resposta, optou-se por definir as pontuações fundamentando-se na revisão bibliográfica.

A utilização da literatura científica permitiu a adoção de pesos já validados por estudos realizados em contextos similares, como os de Duarte et al. (2016), Ikematsu (2023), Simões *et al.* (2024) e Wang *et al.* (2024). A caracterização final das ameaças está descrita na **Tabela 2**.

Tabela 2 – Caracterização das ameaças ao habitat utilizada como dado de entrada no modelo de qualidade do habitat do software InVEST.

Ameaças	Distância máxima	Decaimento	Peso
Áreas Urbanas	10	exponencial	1
Mineração	1.5	exponencial	1
Agricultura	5	exponencial	0,7
Pastagem	5	exponencial	0,7
Rodovia	3	linear	0,6

Fonte: Elaboração própria, com base em Duarte *et al.* (2016), Ikematsu (2023), Simões *et al.* (2024) e Wang *et al.* (2024).

4.3.2. Distância entre o habitat e a fonte da ameaça

Em geral, considera-se que o impacto de uma ameaça no habitat diminui conforme aumenta a distância da fonte de degradação. Assim, as células no *raster* mais próximas da fonte serão mais impactadas que as células distantes. A estimativa do impacto desse decaimento pode ser descrita por uma função de decaimento de distância linear (**Eq. 1**) ou uma função de decaimento exponencial (**Eq. 2**) (Adnan; Mamat, 2020).

$$i_{rxy} = 1 - \left(\frac{d_{xy}}{d_{r \max}} \right) \quad \text{Eq. 1}$$

$$i_{rxy} = \exp \exp \left(- \left(\frac{2.99}{d_{r \max}} \right) d_{xy} \right) \quad \text{Eq. 2}$$

Onde:

d_{xy} = é a distância linear entre as células da grade x e y ;

$d_{r \max}$, x , e y = a distância efetiva máxima da ameaça r alcança no espaço.

Nesta pesquisa, a seleção do tipo de decaimento para cada uma das ameaças seguiu as recomendações técnicas do manual do InVEST (Sharp et al., 2020) e foi calibrada de acordo com as evidências encontradas na literatura científica, encontradas em Duarte *et al.* (2016), Ikematsu (2023), Simões *et al.* (2024) e Wang *et al.* (2024).

4.3.3. Nível de Acessibilidade da célula

Esse fator considera que, se uma determinada célula estiver em uma área formalmente protegida, ou se é inacessível devido às altas altitudes e declividades, menos ela será afetada por ameaças próximas, independentemente do tipo de ameaça. Assim, a acessibilidade da célula da grade x é definida por $\beta_x \in [0,1]$, em que 1 indica acessibilidade completa. À medida que a acessibilidade diminui, o impacto de todas as ameaças nessa célula deve diminuir linearmente (Hambler; Canney, 2013).

Para esta pesquisa, optou-se por não adotar dados de acessibilidade diferenciada, mantendo o valor de acessibilidade constante e igual a 1 para toda a Região Metropolitana de Sorocaba. Essa decisão metodológica fundamenta-se no fato de que, como discutido em Silva *et al.* (2023), mesmo garantido um nível de proteção legal em determinada localidade, deve-se reconhecer que a efetividade da gestão territorial pode ser variável, e assumindo a inacessibilidade de certas áreas poderia mascarar processos de degradação que acontecem dentro desses perímetros.

4.3.4. Sensibilidade relativa de cada tipo de habitat às ameaças

O último fator da modelagem é a sensibilidade relativa, que estabelece o nível de suscetibilidade de cada classe de uso e cobertura da terra a cada ameaça específica. Portanto, assume-se que, quanto maior a sensibilidade de um habitat a uma ameaça, mais degradado ele será por ela. Assim como no fator “impacto relativo da ameaça”, atribui-se valores que variam de 0 a 1, onde 1 indica máxima sensibilidade e 0 indica que o habitat é imune àquela ameaça ou que a classe de uso do solo em questão não é considerada um habitat para a biodiversidade (Sharp *et al.*, 2020).

Nesta pesquisa, o processo de categorização das classes do MapBiomas (Coleção 9.0) como “habitats” ou “não habitats” e a atribuição dos pesos da matriz de sensibilidade (**Tabela 3**) fundamentaram-se nos mesmos critérios detalhados anteriormente.

Tabela 3 – Caracterização da sensibilidade de cada uso do solo às ameaças ao habitat utilizada como dado de entrada no modelo de qualidade do habitat do software InVEST.

Cobertura e uso da terra	Adequação ao habitat	Sensibilidade às ameaças			
		Urbanização	Mineração	Agricultura	Rodovias
Formação Florestal	1	1	1	0.8	0.7
Formação Savânica	0.9	0.8	1	0.8	0.7
Silvicultura	0.8	0.4	0.4	0.4	0.7
Campo alagado e áreas pantanosas	0.9	0.8	0.8	0.7	0.7
Formação Campestre	0.5	0.4	0.5	0.3	0.7
Outras formações não florestais	0.5	0.7	0.7	0.5	0.7
Pastagem	0	0	0	0	0
Lavoura Temporária	0.4	0.4	0.8	0	0.5
Lavoura Perene	0.4	0.4	0.8	0	0.5
Mosaico de Usos	0	0	0	0	0
Áreas Urbanizadas	0	0	0	0	0
Outras áreas não vegetadas	0.1	0.6	0.6	0.4	0.6
Afloramento Rochoso	0	0	0	0	0
Mineração	0	0	0	0	0
Rio, Lago e Oceano	0.9	0.9	0.8	0.7	0.8

Fonte: Elaboração própria, com base em Duarte, Ribeiro e Paglia (2016), Zhu *et al.* (2020) e Ikematsu (2023).

4.3.5. Nível total de ameaça e a Qualidade do Habitat

O passo final da modelagem consiste na integração dos parâmetros bióticos e antrópicos para o cálculo da Qualidade do Habitat. Esse processo envolve duas etapas, sendo a primeira o cálculo do Nível Total de Degradação (D_{xj}) de cada célula x que do tipo de cobertura j , representando a soma dos impactos de todas as ameaças mapeadas, a partir da equação abaixo (**Eq.3**).

$$D_{xj} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^Y \left(\frac{W_r}{\sum_{r=1}^R W_r} \right) r_y i_{rxy} \beta_x S_{jr} \quad \text{Eq. 3}$$

Onde o W_r representa o peso da ameaça, r_y representa a intensidade de ameaça do pixel, β_x representa o nível de acessibilidade (mantido como 1 nesta pesquisa), i_{rxy} representa a distância entre o habitat e a fonte de ameaça e S_{jr} representa a sensibilidade da classe de uso e cobertura da terra (j) a cada ameaça.

A soma do nível total de ameaça (D_{xj}) e os dados sobre a adequação do habitat são utilizados na segunda etapa para calcular a Qualidade do Habitat (Q_{xj}), conforme a equação 4 (**Eq.4**), onde H_j indica a adequação ao habitat de cada tipo de uso e cobertura da terra; z e k são parâmetros de escala. Serão utilizados os valores indicados no guia do usuário do InVEST 3.9.0 (Sharp *et al.*, 2020) ($z = 2.5$ e $k = 0.05$), os quais devem ser os mesmos para todos os cenários elaborados.

$$Q_{xj} = H_j \left(1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z} \right) \right) \quad \text{Eq. 4}$$

O resultado final expressa a integridade ecológica remanescente, onde valores próximos 1 indicam habitats com alto potencial de suporte à biodiversidade e baixíssima pressão antrópica, enquanto os valores próximos a 0 indicam áreas onde as funções ecossistêmicas de suporte podem estar severamente comprometidas.

A espacialização da qualidade do habitat para 2016 e 2022 resultante desses cálculos permitiu identificar as zonas de perda da integridade ecológica da Região Metropolitana de Sorocaba, o que forneceu a base biofísica necessária para a integração estatística com os dados do Índice Paulista de Vulnerabilidade Social.

4.4. Índice Paulista de Vulnerabilidade Social (IPVS)

Desenvolvido pela Fundação SEADE, o Índice Paulista de Vulnerabilidade Social é um indicador sintético que contribui para a localização e caracterização de áreas que abrigam os segmentos populacionais mais vulneráveis em cada município do Estado de São Paulo. Criado em 2002 e atualizado para a versão 2022 utilizando dados do questionário do universo do Censo Demográfico do IBGE, o IPVS permite, a partir da escala dos setores censitários, mapear a desigualdade intramunicipal em contextos urbanos e rurais.

As variáveis, suas dimensões e os indicadores que compõem a metodologia de construção do IPVS estão detalhados no **Quadro 4**.

Quadro 4 – Variáveis e dimensões constituintes da metodologia do IPVS 2022.

Dimensão	Variáveis
Socioeconômica	<ul style="list-style-type: none">• Renda média da pessoa de referência;• Percentual de pessoas alfabetizadas com 15 anos ou mais.
Demográfica	<ul style="list-style-type: none">• Percentual de jovens (15 a 29 anos) responsáveis pelos domicílios;• Percentual de mulheres jovens (15 a 29 anos) responsáveis pelos domicílios;• Percentual de crianças com idade entre 0 e 9 anos.

Fonte: Elaboração própria, a partir de Fundação SEADE (2022).

Originalmente, a Fundação SEADE classifica os setores censitários em seis grupos de vulnerabilidade, que variam desde Baixíssima Vulnerabilidade (Grupo 1) até Muito Alta Vulnerabilidade (Grupo 6), este último sendo composto predominantemente por setores situados em favelas e comunidades.

Entretanto, visando um refinamento da análise espacial na RMS, foi realizada uma adaptação na classificação original, optando-se por desmembrar os setores de Alta Vulnerabilidade (Grupo 5) de acordo com sua situação censitária (setores urbanos e rurais não especiais).

Essa decisão metodológica resultou em uma tipologia composta por sete classes de análise (**Quadro 5**), tornando viável investigar se a relação entre vulnerabilidade social e qualidade do habitat (InVEST) apresenta comportamentos distintos em contextos urbanos e rurais. Tal desmembramento mostra-se relevante para a compreensão de possíveis sobreposições entre a precariedade social e diferentes níveis de integridade ecológica, a depender do contexto territorial do setor.

Quadro 5 – Tipologia de vulnerabilidade social adaptada para a RMS (IPVS, 2022).

Grupo	Vulnerabilidade	Descrição e Composição do Grupo
1	Baixíssima	Setores com os melhores indicadores socioeconômicos e demográficos.
2	Muito Baixa	Setores com condições sociais favoráveis, predominantes no Estado.
3	Baixa	Setores com níveis moderados de escolaridade e renda média.
4	Média	Transição para situações de maior privação e famílias mais jovens.
5 (U)	Alta (Urbano)	Setores em áreas urbanas com baixa renda e alta concentração de jovens.
5 (R)	Alta (Rural)	Setores rurais com carência socioeconômica e barreiras de acesso.
6	Muito Alta	Setores classificados como favelas e comunidades urbanas precárias.

Fonte: Adaptado de Fundação SEADE (2022).

4.5. Análise dos resultados

A análise dos dados fundamentou-se em procedimentos espaciais e quantitativos para caracterizar a dinâmica da qualidade do habitat na RMS nos anos de 2016 e 2022 e sua relação com a vulnerabilidade social. O processamento envolveu o uso de Sistemas de Informação Geográfica (ArcGIS 10.5), planilhas eletrônicas e o software estatístico *jamovi* 2.3.

4.5.1. Dinâmica de Uso e Cobertura da Terra

A análise do uso e cobertura da terra teve como objetivo caracterizar o padrão espacial das diferentes classes presentes na Região Metropolitana de Sorocaba nos anos de 2016 e 2022, bem como subsidiar a interpretação das pressões antrópicas consideradas na avaliação da qualidade do habitat. Para tanto, foram utilizados os mapas de uso e cobertura da terra correspondentes a esses anos, oriundos da coleção 9.0 do MapBiomas, os quais permitiram identificar a distribuição espacial das principais classes no território metropolitano. Essa etapa teve como finalidade a compreensão da configuração da paisagem e das transformações espaciais mais relevantes associadas à expansão urbana, às atividades agropecuárias e à presença de remanescentes de vegetação nativa. Dessa forma, a análise do uso e cobertura da

terra foi conduzida de maneira descritiva e exploratória, servindo como base para a aplicação do modelo de Qualidade do Habitat e para a interpretação dos resultados obtidos.

4.5.2. Espacialização da Qualidade do Habitat

A partir dos resultados gerados pelo modelo InVEST, foi realizada a análise da qualidade do habitat na escala intramunicipal através dos setores censitários. Para isso, aplicou-se o método de estatística zonal, que permitiu extrair os valores médios de qualidade do habitat para cada um dos setores censitários da Região Metropolitana de Sorocaba.

Para visualização da distribuição dos dados, foram gerados histogramas e gráficos boxplot por ano, possibilitando avaliar a assimetria e a tendência de dispersão da qualidade do habitat. Além disso, a variação espacial entre os períodos foi representada em mapas temáticos categorizados em cinco classes, definidas por intervalos percentuais:

- Redução forte: < - 20%
- Redução leve: - 20% a -5%
- Estável: -5 a 5%
- Aumento leve: 5 a 20%
- Aumento forte: > 20%

4.5.3. Integração com o IPVS e tratamento estatístico

A etapa final da metodologia consistiu na integração da base de dados espaciais e tabulares. Após a extração das médias de qualidade do habitat por setor censitário por meio da estatística zonal, foi feita a união de tabelas (*Join*) em ambiente SIG, associando o código único do setor censitário às respectivas classes do Índice Paulista de Vulnerabilidade Social (IPVS).

Para esta pesquisa, a tabela resultante dessa integração consolidou, em cada setor, tanto a integridade ecológica (média de qualidade do habitat), quanto o perfil social (IPVS). Os setores, portanto, foram classificados em sete categorias,

desmembrando-se o Grupo 5 (Alta Vulnerabilidade) em estratos urbanos e rurais, com o objetivo de capturar as especificidades da ocupação territorial na RMS.

Os dados tabulares integrados foram exportados para o software *jamovi* (versão 2.3), onde foram realizados os tratamentos estatísticos descritos no **Quadro 6**.

Quadro 6 – Síntese das análises estatísticas e dos critérios de interpretação.

Análise / Teste	Finalidade	Critério de Interpretação
Estatística Descritiva	Caracterizar a distribuição dos valores de Qualidade do Habitat (HQ) por setor censitário e classe do IPVS.	Média indicam o patamar de integridade; os Histogramas revelam a assimetria, a distribuição das frequências e mudanças no padrão de qualidade entre os anos e o Boxplot revelam a heterogeneidade ambiental dos setores.
Teste t para amostras independentes	Verificar se a média de HQ difere significativamente entre os setores de situação Urbana e Rural.	Se $p < 0,05$, rejeita-se a igualdade; a diferença de médias indica qual ambiente (urbano ou rural) possui maior suporte ecológico.
ANOVA de Welch	Comparar as médias de HQ simultaneamente entre os 7 grupos de vulnerabilidade (IPVS).	O valor de $p < 0,05$ indica que a vulnerabilidade social influencia estatisticamente a qualidade ambiental na RMS.
Post-hoc de Games-Howell	Identificar especificamente quais grupos de IPVS possuem médias de HQ diferentes entre si.	Compara os pares (ex: Grupo 1 vs. Grupo 6). Se $p < 0,05$, as médias são distintas, evidenciando padrões de desigualdade socioambiental.

Fonte: Elaboração própria, com base em Welch (1947), Welch (1951) e Games; Howell (1976).

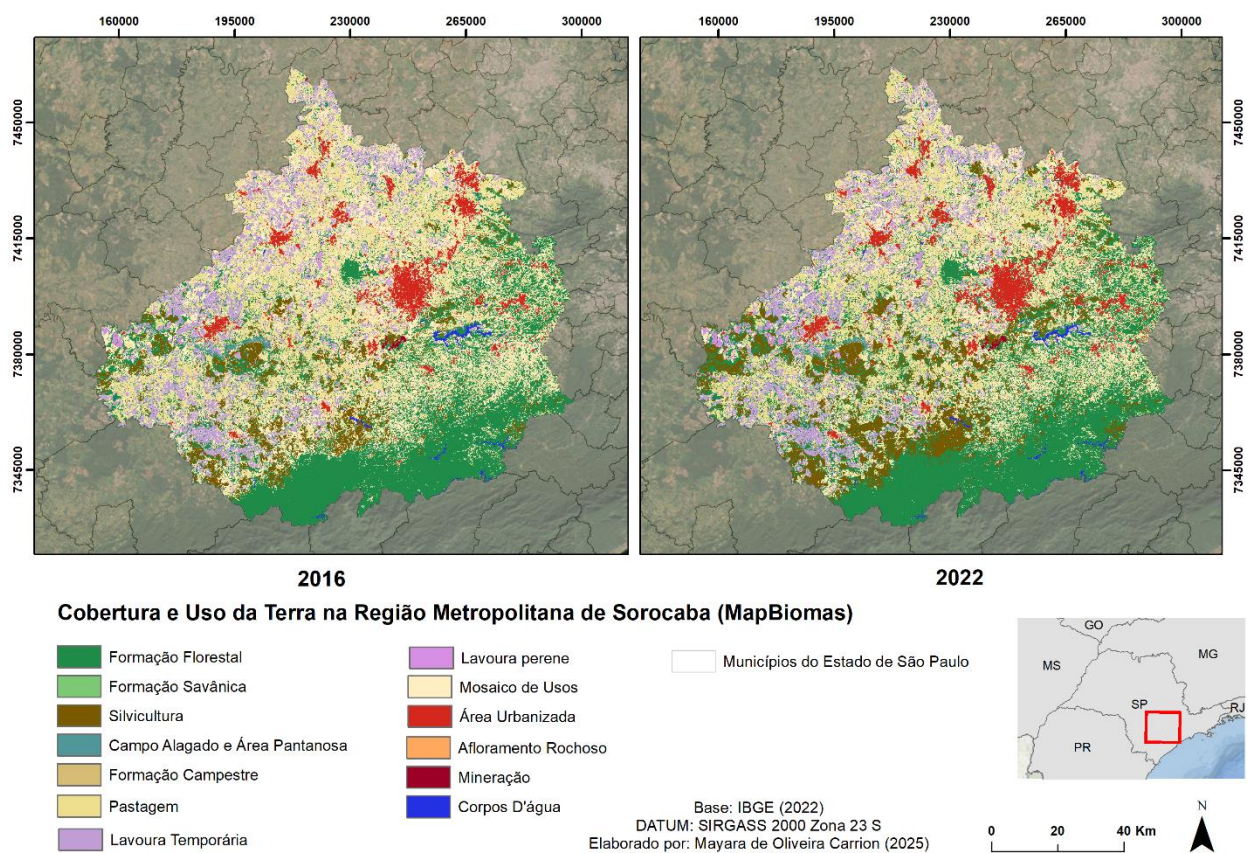
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Análise da Cobertura e Uso da Terra

A análise espacial das mudanças na cobertura e uso da terra na Região Metropolitana de Sorocaba para os anos de 2016 e 2022 permitiu observar padrões

semelhantes entre os dois anos analisados, com uma expansão significativa de áreas urbanizadas, acompanhada de uma redução de zonas de vegetação natural em alguns municípios, especialmente em áreas de formação florestal. Ao mesmo tempo, há percepção de aumento em categorias associadas à agricultura, como a silvicultura e o mosaico de usos (**Figura 4**), isso pode gerar uma pressão antrópica sobre as áreas naturais.

Figura 4 - Cobertura e Uso da Terra dos anos de 2016 e 2022 na Região Metropolitana de Sorocaba.



Fonte: Elaboração própria, com base em MapBiomias (2024).

No ano de 2016, os dados da cobertura e uso da terra na RMS indicam que as classes mais predominantes foram a Formação Florestal, Pastagem e o Mosaico de Usos. Tapiraí destacou-se por apresentar a maior proporção de Formação Florestal (88,8%), seguido por Ibiúna (59,6%) e Araçariguama (45,6%). Esses dados indicam a existência de grandes extensões de vegetação nativa, principalmente na porção sul da RMS. Em contrapartida, Sorocaba (29,8%), Itu (27,8%) e Itapetininga (20,5%)

apresentaram expressivas áreas urbanizadas, evidenciando uma dinâmica de ocupação urbana mais intensa nesses municípios (**Tabela 4**).

Tabela 4 – Porcentagem das classes de Cobertura e Uso da Terra na RMS em 2016.

Município	3	4	9	11	12	13	15	19	21	24	25	29	30	33	36
Alambari	12.3	0.0	14.9	1.3	0.0	0.0	29.1	9.4	31.0	1.7	0.1	0.0	0.0	0.2	0.0
Alumínio	29.8	0.0	8.7	0.0	0.0	0.0	11.8	0.2	39.0	7.5	0.7	0.0	0.0	2.1	0.0
Araçariguama	45.6	0.0	1.9	0.0	0.0	0.0	12.4	0.0	34.2	3.9	0.7	0.0	0.6	0.7	0.0
Araçoiaba da Serra	11.6	0.0	1.7	0.7	0.0	0.0	31.5	6.4	40.8	6.7	0.2	0.0	0.0	0.3	0.0
Boituva	6.2	0.0	0.6	0.5	0.0	0.0	26.8	12.0	43.7	9.5	0.4	0.0	0.0	0.3	0.0
Capela do Alto	11.5	0.0	0.9	0.8	0.0	0.0	24.6	14.1	40.2	3.3	0.4	0.0	0.0	0.3	0.0
Cerquilha	3.5	0.0	0.1	0.5	0.0	0.0	26.9	22.2	36.3	9.6	0.2	0.0	0.0	0.7	0.0
esário Lange	4.1	0.0	0.1	0.4	0.0	0.0	23.7	26.8	40.6	2.8	0.7	0.0	0.0	0.6	0.0
Ibiúna	59.6	0.0	2.8	0.3	0.0	0.0	7.4	0.4	26.0	1.2	0.1	0.0	0.0	2.3	0.0
Iperó	27.2	0.0	1.1	1.9	0.0	0.0	21.4	4.9	37.9	4.4	0.5	0.0	0.0	0.8	0.0
Itapetininga	17.8	0.3	9.9	3.0	0.2	0.0	20.5	18.8	25.5	1.9	0.1	0.0	0.0	0.2	0.0
Itu	20.2	0.0	5.3	0.0	0.0	0.0	27.8	2.0	35.9	7.4	0.4	0.0	0.3	0.7	3.8
Jumirim	6.9	0.0	0.1	0.2	0.0	0.0	39.6	7.0	42.3	2.7	0.3	0.0	0.0	0.8	0.0
Mairinque	34.6	0.0	3.5	0.1	0.0	0.0	12.6	0.7	40.6	6.0	0.3	0.0	0.0	1.7	0.0
Piedade	42.1	0.0	6.1	0.1	0.0	0.0	12.1	0.7	36.9	1.1	0.1	0.0	0.0	0.8	0.0
Pilar do Sul	25.0	0.0	20.8	0.5	0.0	0.0	11.0	8.7	32.3	1.0	0.1	0.0	0.0	0.7	0.0
Porto Feliz	8.1	0.0	0.7	0.2	0.0	0.0	24.2	19.8	42.8	2.8	0.5	0.0	0.0	1.0	0.0
Salto	5.0	0.0	1.8	0.1	0.0	0.0	22.4	7.7	36.4	24.3	0.6	0.0	0.0	1.8	0.0
Salto de Pirapora	13.4	0.0	17.4	0.6	0.0	0.0	16.7	7.3	35.9	4.7	0.2	0.0	3.6	0.3	0.0
São Miguel Arcanjo	24.3	0.0	17.7	1.2	0.0	0.0	10.3	18.1	27.5	0.6	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0
São Roque	44.9	0.0	2.2	0.2	0.0	0.0	10.1	0.2	34.4	7.5	0.2	0.0	0.0	0.3	0.0
Sarapuí	16.5	0.2	12.9	3.4	0.1	0.0	32.3	6.4	26.8	1.0	0.2	0.0	0.0	0.2	0.0
Sorocaba	10.1	0.0	2.7	0.3	0.0	0.0	16.5	3.8	35.4	29.8	0.6	0.0	0.0	0.7	0.1
Tapiraí	88.8	0.0	2.7	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	6.5	0.2	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0
Tatuí	5.3	0.0	0.4	0.7	0.0	0.0	23.2	23.2	39.6	5.9	0.7	0.0	0.0	0.9	0.2
Tietê	7.0	0.0	0.4	0.1	0.0	0.0	32.5	19.0	36.3	3.2	0.2	0.0	0.1	1.2	0.0
Votorantim	25.5	0.0	11.7	0.1	0.0	0.0	9.5	1.3	33.6	12.4	0.6	0.1	0.0	5.4	1.7

Legenda: 3 - Formação Florestal, 4 Formação Savânica; 9 Silvicultura, 11 Campo Alagado, 15 Pastagem, 19 Lavoura Temporária, 21 Mosaico de Usos, 24 Área Urbanizada, 25 Outras Áreas não Vegetadas, 29 Afloramento Rochoso, 30 Mineração, 33 Água, 36 Lavoura Perene. Fonte: Elaboração própria.

No ano de 2022 os dados da cobertura e uso da terra na RMS indicam a presença de áreas ocupadas por vegetação natural, como a Formação Florestal, especialmente em Tapiraí (88,8%), Ibiúna (59,6%) e Piedade (42,1%), municípios que mantêm, ainda, baixos níveis de urbanização. A Pastagem continua sendo uma das categorias mais representativas, com destaque para Jumirim (39,6%) e Salto de Pirapora (32,3%). Observa-se também uma presença relevante do Mosaico de Usos, possivelmente ligados a paisagens antrópicas complexas com agricultura e vegetação secundária, especialmente em Capela do Alto (40,2%), Araçoiaba da Serra (40,8%) e Alumínio (39%). A Área Urbanizada se destaca em Sorocaba (29,8%), Votorantim (12,4%) e Itu (7,4%), e o crescimento da silvicultura em Alumínio (8,7%) e Pilar do Sul (20,8%), evidenciando a expansão de monoculturas (**Tabela 5**).

Tabela 5 – Porcentagem para cada classe de Cobertura e Uso da Terra na RMS em 2022.

Município	3	4	9	11	12	13	15	19	21	24	25	29	30	33	36
Alambari	16.8	0.0	19.0	1.5	0.0	0.0	26.7	8.9	24.3	2.1	0.1	0.0	0.0	0.2	0.2
Alumínio	29.9	0.0	18.5	0.0	0.0	0.0	7.2	0.2	31.8	9.5	1.1	0.2	0.0	1.6	0.0
Araçariguama	19.7	0.0	2.6	0.3	0.0	0.0	26.8	6.2	35.7	8.3	0.1	0.0	0.0	0.3	0.0
Araçoiaba da Serra	46.4	0.0	3.5	0.0	0.0	0.0	13.2	0.0	30.3	4.7	0.7	0.0	0.6	0.6	0.0
Boituva	11.9	0.0	1.2	0.4	0.0	0.0	25.2	13.6	36.0	10.9	0.6	0.0	0.0	0.2	0.0
Capela do Alto	17.9	0.0	1.5	0.4	0.0	0.0	24.2	15.8	30.9	3.9	0.1	0.0	0.0	0.3	4.9
Cerquillo	7.2	0.0	0.4	0.5	0.0	0.0	28.4	18.5	33.3	10.9	0.3	0.0	0.0	0.5	0.0
esário Lange	8.4	0.0	0.3	0.5	0.0	0.0	22.5	27.6	34.3	3.8	0.8	0.0	0.0	0.6	1.4
Ibiúna	61.8	0.0	4.2	0.4	0.0	0.0	7.8	0.4	21.5	1.8	0.1	0.0	0.0	2.0	0.0
Iperó	33.7	0.0	2.2	1.4	0.0	0.0	18.7	5.1	32.8	4.9	0.4	0.0	0.0	0.7	0.1
Itapetininga	19.3	0.5	15.4	2.7	0.1	0.0	19.4	18.9	18.4	2.1	0.1	0.0	0.0	0.2	2.7
Itu	21.1	0.0	7.8	0.0	0.0	0.0	25.4	2.5	33.1	8.8	0.5	0.0	0.3	0.6	0.0
Jumirim	11.7	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	45.5	6.2	31.2	3.5	0.4	0.0	0.0	0.8	0.0
Mairinque	35.2	0.0	7.8	0.1	0.0	0.0	10.3	0.7	36.7	7.6	0.3	0.0	0.0	1.2	0.0
Piedade	44.3	0.0	9.7	0.0	0.0	0.0	11.1	0.7	31.8	1.4	0.1	0.0	0.0	0.8	0.0
Pilar do Sul	29.0	0.0	33.6	0.1	0.0	0.0	10.1	8.7	16.5	1.2	0.1	0.0	0.0	0.7	0.0
Porto Feliz	10.1	0.0	3.2	0.1	0.0	0.0	21.7	16.1	43.5	3.6	0.7	0.0	0.0	0.9	0.1
Salto	29.0	0.0	23.5	0.6	0.0	0.0	9.8	18.2	17.5	0.7	0.0	0.0	0.0	0.3	0.3
Salto de Pirapora	47.5	0.0	3.9	0.3	0.0	0.0	10.2	0.2	27.4	10.1	0.2	0.0	0.0	0.2	0.0
São Miguel Arcanjo	8.3	0.0	2.2	0.1	0.0	0.0	17.3	5.4	36.1	28.3	0.8	0.0	0.0	1.6	0.0
São Roque	17.5	0.0	22.5	0.3	0.0	0.0	12.8	7.3	30.1	5.4	0.2	0.0	3.6	0.2	0.1
Sarapuí	19.4	0.3	17.7	2.7	0.2	0.0	31.4	6.1	20.5	1.1	0.4	0.0	0.0	0.2	0.1
Sorocaba	14.3	0.0	3.8	0.1	0.0	0.0	13.7	4.5	29.7	32.4	0.7	0.0	0.0	0.5	0.3
Tapiraí	89.1	0.0	4.8	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	4.2	0.2	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0
Tatuí	10.2	0.0	0.9	0.5	0.0	0.0	21.2	23.0	35.8	6.5	0.8	0.0	0.0	0.8	0.2
Tietê	8.7	0.0	0.7	0.1	0.0	0.0	33.3	19.7	32.1	3.8	0.4	0.0	0.1	1.2	0.0
Votorantim	28.2	0.0	20.9	0.0	0.0	0.0	7.7	1.3	22.4	13.9	0.5	0.1	0.0	4.8	0.0

Legenda: 3 - Formação Florestal, 4 Formação Savânica; 9 Silvicultura, 11 Campo Alagado, 15 Pastagem, 19 Lavoura Temporária, 21 Mosaico de Usos, 24 Área Urbanizada, 25 Outras Áreas não Vegetadas, 29 Afloramento Rochoso, 30 Mineração, 33 Água, 36 Lavoura Perene

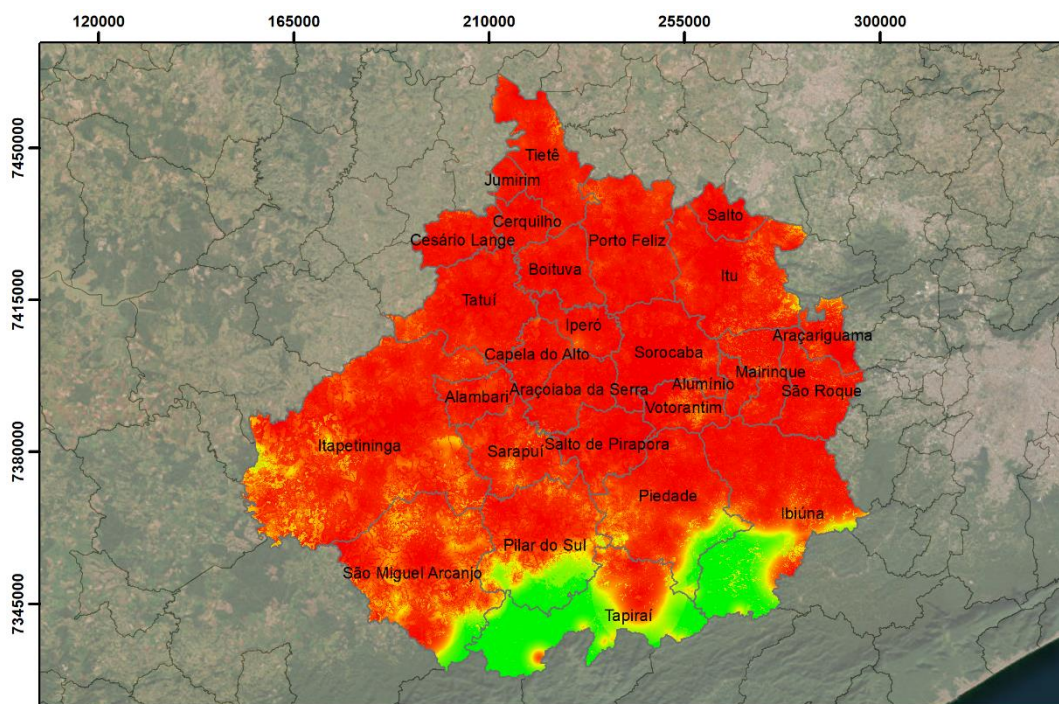
Já as porções sul e sudeste da RMS apresentam núcleos bem definidos de alta qualidade do habitat (tonalidades verde-claras), os municípios de Tapiraí, São Miguel Arcanjo, e parte de Pilar do Sul, Ibiúna e Itapetininga concentram áreas contínuas com elevados valores de qualidade do habitat, refletindo a possível presença de remanescentes significativos de vegetação nativa da Mata Atlântica, menor densidade populacional e menor pressão antrópica direta. A elevada qualidade de habitat observada está associada à ocorrência de Unidades de Conservação, como os Parques Estaduais Carlos Botelho e Jurupará, além da APA Serra do Mar (**Figura 3**). Entre esses dois extremos, encontram-se áreas de transição ecológica, com valores intermediários de qualidade de habitat, essas zonas (tonalidades amareladas), podem configurar mosaicos de uso do solo com potencial para restaurar a conectividade ecológica e devem ser consideradas prioritárias em estratégias de conservação, restauração e planejamento da cobertura e uso da terra.

A **Figura 6** apresenta a distribuição da qualidade de habitat na (RMS) para o ano de 2022. Observa-se um padrão geográfico desigual na distribuição da qualidade ambiental, assim como em 2016. De forma geral, o gradiente norte-sul se mantém, no qual as áreas mais ao norte e centro da RMS concentram os valores mais baixos de qualidade de habitat, enquanto as porções meridionais se destacam com os índices mais elevados.

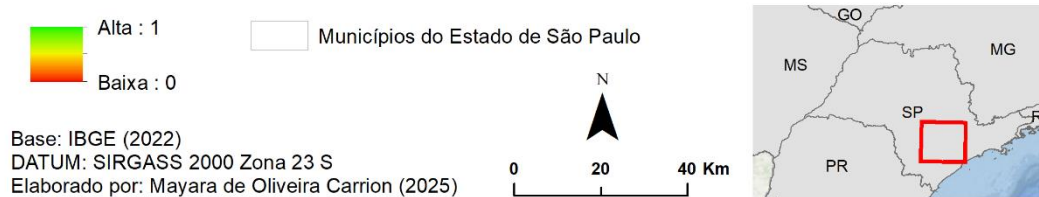
As áreas de menor qualidade do habitat continuam a abranger a maior parte da RMS, sobretudo nos municípios de Sorocaba, Votorantim, Boituva, Porto Feliz, Itu, Salto, Cerquillo e Tietê. Esses resultados podem estar associados à grande urbanização, elevada densidade populacional e forte presença de usos antrópicos intensivos, o que contribui diretamente para a degradação e fragmentação dos habitats naturais.

As zonas de transição (tons amarelos) ocorrem em municípios como Piedade, Ibiúna, Sarapuí, Pilar do Sul e Araçoiaba da Serra. Essas áreas podem estar ligadas a mosaico mais heterogêneo de ocupação da terra e da cobertura, no qual fragmentos de vegetação nativa permanecem em áreas de agropecuárias menos impactantes e áreas rurais. Os municípios do extremo sul da RMS, especialmente Tapiraí, São Miguel Arcanjo e partes de Piedade e Ibiúna continuam a apresentar os mais altos valores de qualidade do habitat (tonalidades verdes-claras).

Figura 6 – Qualidade de habitat na Região Metropolitana de Sorocaba em 2022.



Qualidade do Habitat (InVEST) na Região Metropolitana de Sorocaba - 2022

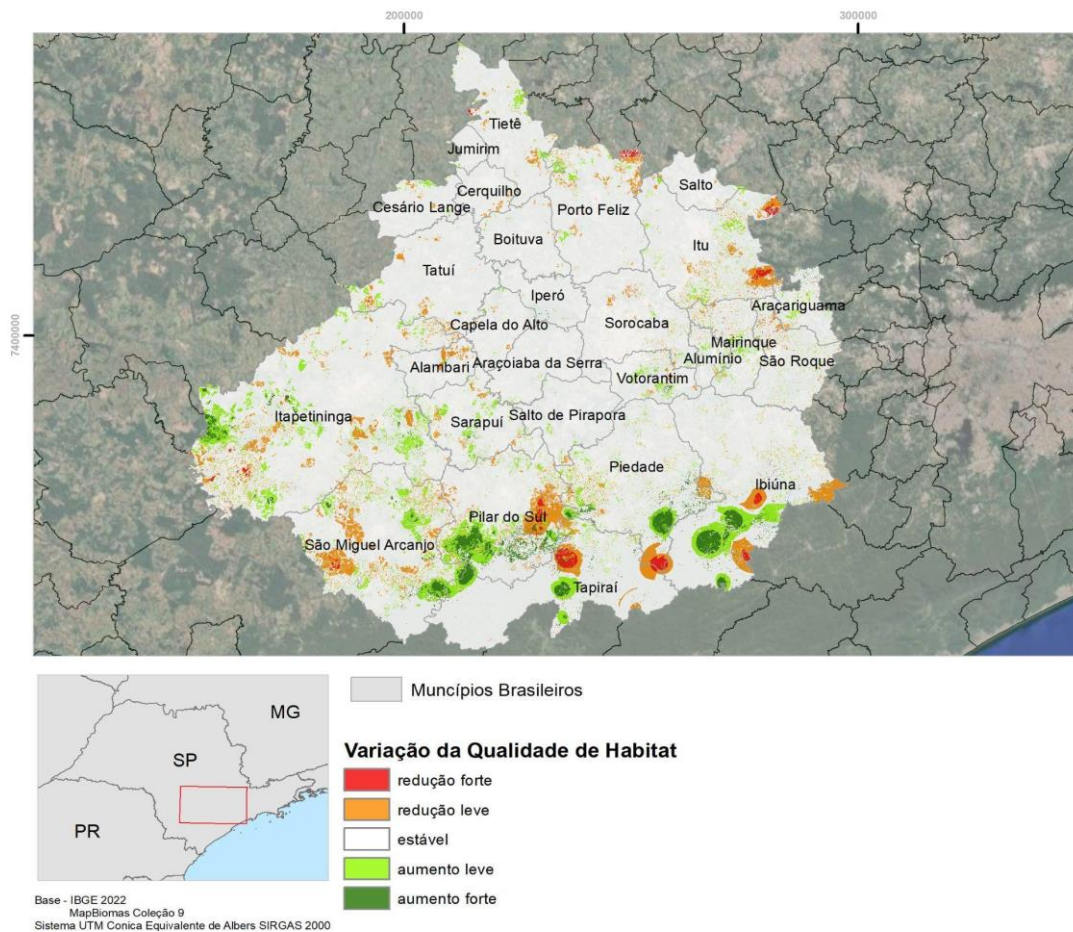


Fonte: Elaboração própria.

5.2.1. Variação espacial da qualidade do habitat

A **Figura 7** apresenta o mapeamento da variação da qualidade de habitat da RMS entre os anos de 2016 e 2022, com base na classificação do índice de qualidade em faixas de mudança. A análise indica que os processos de degradação ambiental (classes redução forte e leve) estão concentrados nas porções centrais e nordeste da RMS. Os municípios de Araçariçuama, Itu, Ibiúna, Mairinque, Salto e São Roque apresentam núcleos degradados com as manchas vermelhas e alaranjadas indicando perda significativa da qualidade do habitat, provavelmente associada à conversão de áreas naturais em superfícies antrópicas.

Figura 7 - Variação da qualidade de habitat da RMS entre os anos de 2016 e 2022.



Fonte: Elaboração própria

Por outro lado, observa-se um conjunto de áreas em verde claro e verde escuro distribuídas principalmente nas regiões sul e sudoeste da RMS, abrangendo os municípios de Tapiraí, São Miguel Arcanjo, Pilar do Sul e Itapetininga. Nessas áreas ocorre o predomínio das cores verdes, indicando ganhos na qualidade do habitat, os quais podem estar associados a processos de regeneração natural, recuperação de áreas anteriormente impactadas ou efetividade de políticas de conservação em regiões com maior cobertura de vegetação nativa. Tapiraí, em especial, destaca-se como um núcleo de melhoria relevante, concentrando áreas com aumento forte de qualidade.

Áreas classificadas como estáveis (cor branca) são amplamente distribuídas por todo o território da RMS, indicando que, apesar de variações pontuais, há extensas áreas onde a qualidade de habitat permaneceu constante no período analisado. Essa estabilidade ocorre tanto em regiões já degradadas quanto em áreas preservadas, demonstrando a persistência de padrões de cobertura e uso da terra.

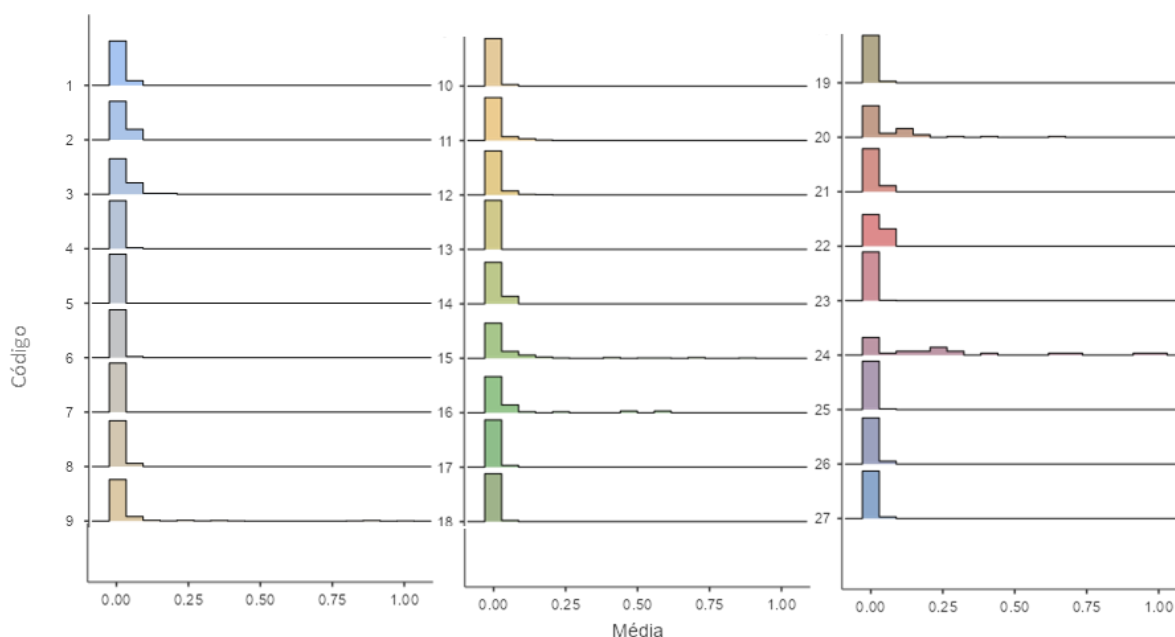
5.2.2. Análise da qualidade do habitat por setor censitário

A **Figura 8** apresenta a distribuição da qualidade do habitat por setor censitário nos municípios que compõem a RMS, com base nos dados de uso e cobertura da terra para o ano de 2016. De forma geral, observa-se uma predominância de setores com valores muito baixos de qualidade de habitat na maioria dos municípios da RMS, concentrados principalmente nas regiões mais urbanizadas ou com uso agropecuário intensivo. Municípios como Sorocaba, Votorantim, Boituva, Porto Feliz, Salto, Itu, Tatuí e Tietê apresentam distribuições altamente assimétricas, com a quase totalidade dos setores concentrada em faixas próximas a zero. Tal padrão pode estar associado a paisagens fortemente antropizadas, com vegetação nativa altamente fragmentada e baixa conectividade ecológica.

Já os municípios como Tapiraí, São Miguel Arcanjo, Piedade, Ibiúna e Pilar do Sul revelam padrões de distribuição mais diversificados, com setores censitários apresentando valores médios e altos de qualidade do habitat. Em especial, Tapiraí destaca-se pela presença de uma cauda longa na distribuição, com setores atingindo valores superiores a 0,75. Essa configuração pode indicar a presença de extensos remanescentes florestais contínuos, áreas de preservação e baixa pressão antrópica direta, fatores que contribuem para a manutenção da integridade ecológica local.

Outros municípios como São Roque, Mairinque, Jumirim, Sarapuí e Alambari apresentam padrões intermediários, com distribuições concentradas em valores baixos, mas com presença de setores isolados com valores acima de 0,25. Essa heterogeneidade sugere a existência de mosaicos de cobertura de uso da terra, nos quais fragmentos de vegetação permanecem associados a áreas urbanas ou produtivas.

Figura 8 - Histogramas da Qualidade Média do Habitat por Setor Censitário – RMS, 2016



Legenda: Alambari 1, Alumínio 2, Araçariguama 3, Araçoiaba da Serra 4, Boituva 5, Capela do Alto 6, Cerquilha 7, Cesário Lange 8, Ibiúna 9, Iperó 10, Itapetininga 11, Itu 12, Jumirim 13, Mairinque 14, Piedade 15, Pilar do Sul 16, Porto Feliz 17, Salto 18, Salto de Pirapora 19, São Miguel Arcanjo 20, São Roque 21, Sarapuá 22, Sorocaba 23, Tapiraí 24, Tatuí 25, Tietê 26, Votorantim 27

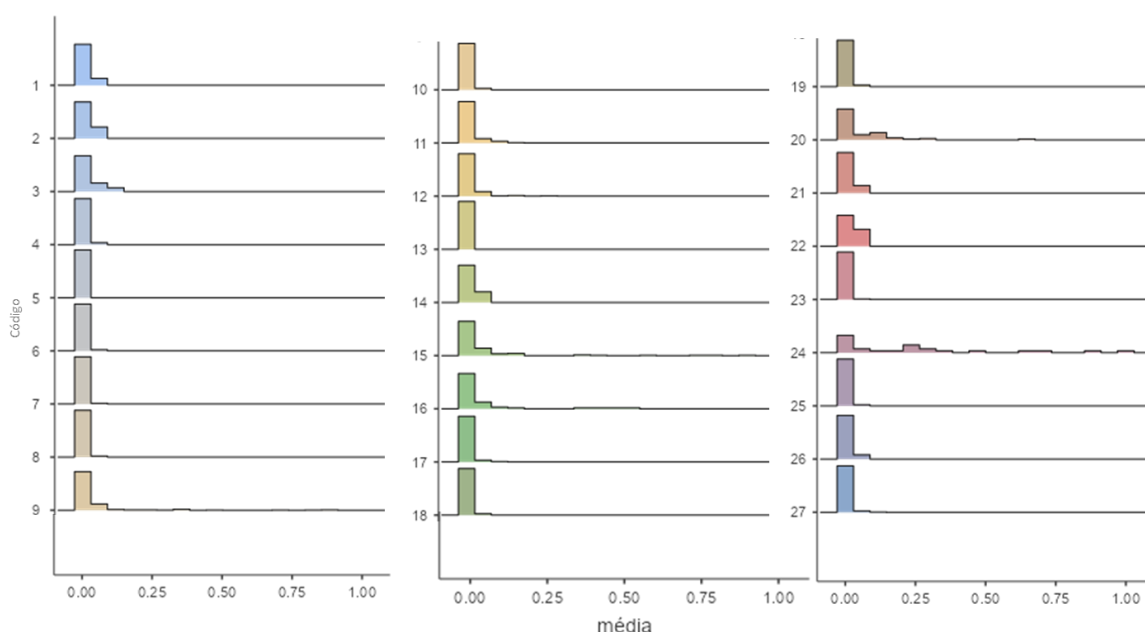
A **Figura 9** apresenta os histogramas da média dos valores de qualidade de habitat calculado para os setores censitários dos municípios que compõem a RMS para o ano de 2022. Assim como em 2016, observa-se a predominância de valores médios baixos de qualidade do habitat na maioria dos municípios, destacando-se Alambari, Alumínio e Araçariguama, os quais apresentarem uma proporção expressiva de setores com qualidade de habitat nula ou próxima de zero, indicando um possível intenso uso urbano ou agropecuário nessas áreas.

Por outro lado, municípios como Tapiraí, Piedade, São Miguel Arcanjo e Ibiúna apresentam histogramas com caudas mais longas e dispersas, indicando a existência de setores censitários com valores médios mais elevados de qualidade de habitat. Estes municípios situam-se em áreas com maior cobertura de vegetação nativa e/ou presença de Unidades de Conservação, o que pode contribuir para a manutenção de áreas de habitat mais preservadas.

Destaca-se o padrão bimodal observado em alguns municípios, como Tapiraí, que apresenta tanto setores com valores próximos de zero quanto setores com médias

superiores a 0,5. Esse padrão pode estar ligado a presença de áreas altamente degradadas e outras ainda bem conservadas dentro de um mesmo município, isso pode ser uma característica de regiões com mosaicos complexos de uso do solo. Municípios mais urbanizados, como Sorocaba, Votorantim, Itu e Tatuí, concentram a maioria de seus setores censitários com médias inferiores a 0,25, evidenciando o impacto da urbanização na redução da qualidade de habitat.

Figura 9 - Histogramas da Qualidade Média do Habitat por Setor Censitário – RMS, 2022

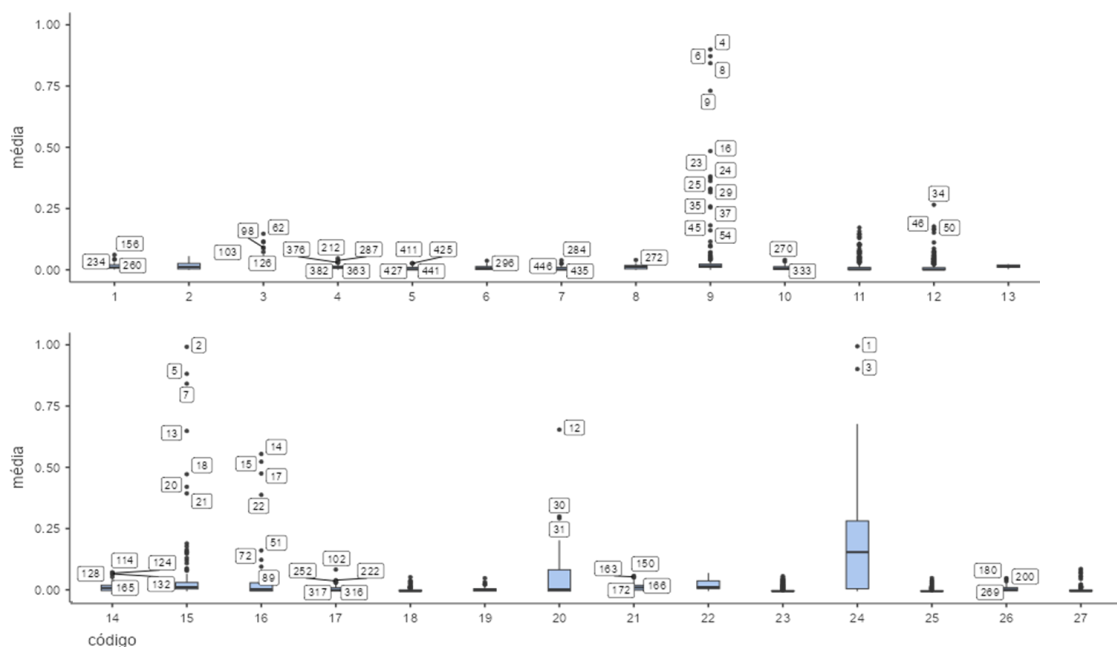


Legenda: Alambari 1, Alumínio 2, Araçariguama 3, Araçoiaba da Serra 4, Boituva 5, Capela do Alto 6, Cerquilha 7, Cesário Lange 8, Ibiúna 9, Iperó 10, Itapetininga 11, Itu 12, Jumarim 13, Mairinque 14, Piedade 15, Pilar do Sul 16, Porto Feliz 17, Salto 18, Salto de Pirapora 19, São Miguel Arcaño 20, São Roque 21, Sarapuí 22, Sorocaba 23, Tapiraí 24, Tatuí 25, Tietê 26, Votorantim 27

A **Figura 10** apresenta a distribuição da qualidade de habitat média por setor censitário, agrupada por município da RMS, referente ao ano de 2016 na forma de boxplot. Em linhas gerais, a maioria dos municípios apresenta medianas próximas de zero, indicando predomínio de paisagens degradadas, com baixa integridade ecológica. Essa condição é particularmente evidente nos municípios de Alambari, Boituva, Capela do Alto, Cerquilha, Iperó, Itu, Jumarim, Salto, Salto de Pirapora, Sarapuí, Sorocaba, Tatuí, Tietê e Votorantim. Os boxplots desses municípios são

estreitos, com caudas curtas e poucos outliers, indicando baixa variabilidade intraurbana e predominância de setores censitários ambientalmente precários.

Figura 10 – Boxplot da Qualidade Média de Habitat por Município na Região Metropolitana de Sorocaba (2016)

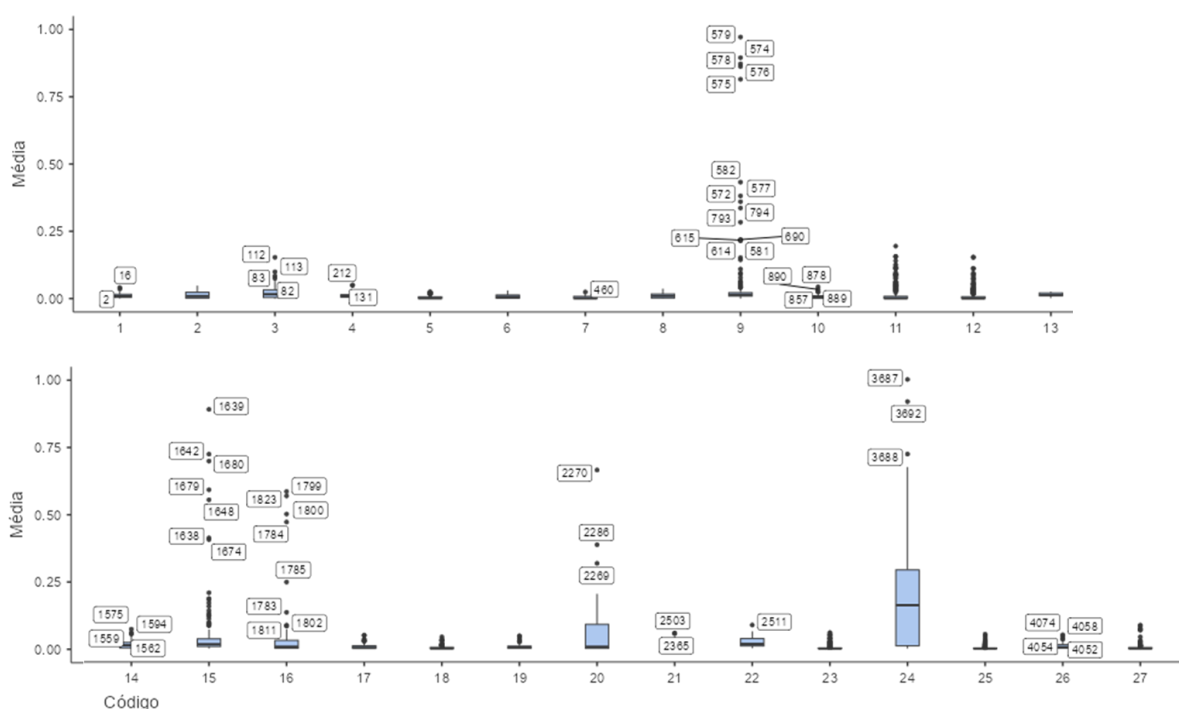


Legenda: Alambari 1, Alumínio 2, Araçariguama 3, Araçoiaba da Serra 4, Boituva 5, Capela do Alto 6, Cerquilha 7, Cesário Lange 8, Ibiúna 9, Iperó 10, Itapetininga 11, Itu 12, Jumirim 13, Mairinque 14, Piedade 15, Pilar do Sul 16, Porto Feliz 17, Salto 18, Salto de Pirapora 19, São Miguel Arcanjo 20, São Roque 21, Sarapuá 22, Sorocaba 23, Tapiraí 24, Tatuí 25, Tietê 26, Votorantim 27

Os municípios como Ibiúna, Piedade, Pilar do Sul, São Miguel Arcanjo e especialmente Tapiraí, apresentam boxplots com medianas mais elevadas, maior amplitude interquartil e a presença de outliers superiores expressivos, alguns alcançando valores próximos ou superiores a 0,75. No caso de Tapiraí, observa-se a maior dispersão entre todos os municípios, refletindo o que pode ser uma paisagem heterogênea. Esses municípios localizam-se majoritariamente na porção sul da RMS e se destacam como áreas-chave para a conservação da biodiversidade regional, dado o seu elevado potencial ecológico. Ainda que alguns municípios apresentem valores medianos baixos, a presença de outliers superiores sugere a existência de setores localizados com boa qualidade de habitat, como observado em Araçariguama, Araçoiaba da Serra, Mairinque e São Roque. Esses municípios podem ter importância de se considerar a escala intra-municipal, pois mesmo em contextos predominantemente degradados podem existir núcleos estratégicos de preservação.

A **Figura 11** apresenta a distribuição da média da qualidade de habitat por setor censitário para os municípios da RMS para 2022 por meio do gráfico de boxplot, observa-se uma considerável variação entre os municípios tanto em termos de tendência central quanto de dispersão dos valores, revelando distintos padrões espaciais de qualidade ambiental no território.

Figura 11 - Boxplot da Qualidade Média de Habitat por Município na Região Metropolitana de Sorocaba (2022)



Legenda: Alambari 1, Alumínio 2, Araçariguama 3, Araçoiaba da Serra 4, Boituva 5, Capela do Alto6, Cerquilha 7, Cesário Lange 8, Ibiúna 9, Iperó 10, Itapetininga 11, Itu 12, Jumirim 13, Mairinque 14, Piedade 15, Pilar do Sul 16, Porto Feliz 17, Salto 18, Salto de Pirapora 19, São Miguel Arcanjo 20, São Roque 21, Sarapuí 22, Sorocaba 23, Tapiraí 24, Tatuí 25, Tietê 26, Votorantim 27

Os municípios de Tapiraí, Ibiúna, Piedade e São Miguel Arcanjo destacam-se por apresentarem valores medianos mais elevados e grande amplitude interquartil, além de uma quantidade expressiva de outliers com valores superiores a 0,5 e, em alguns casos, ultrapassando 0,75. Esse padrão indica a presença de setores censitários com elevada qualidade de habitat, o que pode estar relacionado às áreas de maior cobertura vegetal remanescente, menor densidade urbana e ligada a presença de unidades de conservação e relevo mais acidentado que limita a ocupação humana intensiva. Por outro lado, os municípios como Sorocaba, Boituva, Itu, Salto, Porto

Feliz, Tatuí e Votorantim apresentam boxplots com medianas próximas de zero e faixas interquartis bastante estreitas, o que evidencia um padrão de qualidade de habitat reduzida e relativamente homogênea. Esses resultados podem estar alinhados a uma paisagem altamente urbanizada e com alta intensidade de uso antrópico, características dessas áreas centrais e economicamente mais dinâmicas da RMS. A homogeneidade observada sugere a ausência de grandes fragmentos de vegetação nativa ou áreas de refúgio ecológico relevantes dentro desses municípios.

Há ainda um grupo intermediário de municípios, como Araçariguama, Alumínio, São Roque, Mairinque e Pilar do Sul, que apresentam valores medianos baixos, porém com presença de caudas superiores alongadas e alguns outliers positivos. Esse padrão pode indicar a existência de setores pontuais com qualidade de habitat superior à média municipal, possivelmente relacionados a remanescentes de vegetação ou à proximidade com áreas naturais preservadas.

A análise de variância foi utilizada para verificar a existência de diferenças estatisticamente significativas entre as médias da qualidade de habitat nos setores censitários dos municípios da RMS, no ano de 2016. O resultado da ANOVA indicou um valor de $F = 28,4$, com 26 graus de liberdade entre os grupos (gl_1), 559 graus de liberdade dentro dos grupos ajustados (gl_2) e um valor de $p < 0,001$. Esses resultados permitem rejeitar a hipótese nula de igualdade entre as **médias municipais**, confirmando que há diferenças estatisticamente significativas na qualidade média de habitat entre os municípios da RMS no período (**Tabela 6**)

Tabela 6 - ANOVA para a qualidade do habitat entre os setores censitários da RMS para o ano de 2016.

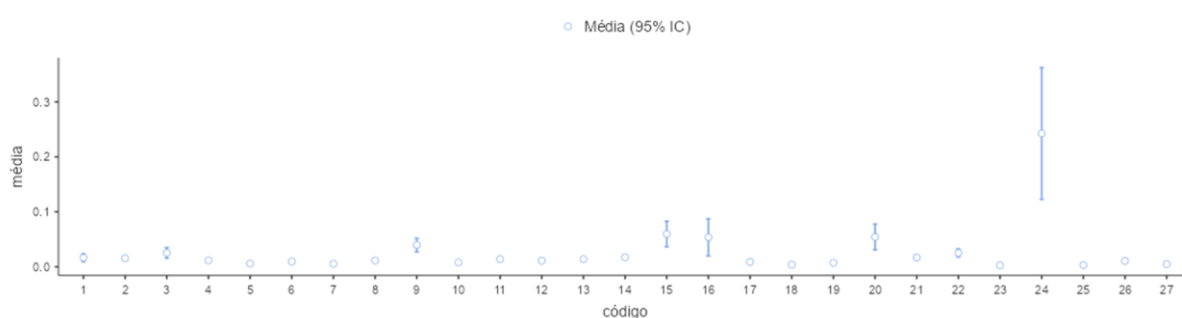
ANOVA				
	F	gl1	gl2	p
Média 2016	28.4	26	559	<.001

A **Figura 12** apresenta as médias do índice de qualidade de habitat por dos setores censitários nos municípios da RMS com os intervalos de confiança de 95% (IC). Observa-se que a maior parte dos municípios apresenta valores médios muito baixos, próximos de zero, com ICs estreitos e sobrepostos, o que indica

homogeneidade entre essas localidades em termos de baixa qualidade ambiental. Por outro lado, alguns municípios que apresentam médias consideravelmente superiores, com ICs mais amplos e afastados da média geral. O município de Tapiraí é o caso mais evidente, exibindo a maior média do índice de qualidade de habitat e um IC que não se sobrepõe ao dos demais municípios, o que pode estar indicando sua condição ecológica singular. Além de Tapiraí, os municípios Piedade e Pilar do Sul também apresentam médias mais elevadas e variabilidade interna relevante, sugerindo maior presença de áreas preservadas e fragmentos florestais contínuos.

Assim, a separação visual dos ICs em relação aos demais municípios reforça a existência de núcleos de qualidade ambiental superior no sul da RMS, em contraste com os padrões mais degradados verificados nas áreas centrais e setentrionais da região.

Figura 12 – Média do Índice de Qualidade de Habitat por Município da RMS em 2016 com Intervalo de Confiança de 95%



Legenda: Alambari 1, Alumínio 2, Araçariguama 3, Araçoiaba da Serra 4, Boituva 5, Capela do Alto 6, Cerquilha 7, Cesário Lange 8, Ibiúna 9, Iperó 10, Itapetininga 11, Itu 12, Jumirim 13, Mairinque 14, Piedade 15, Pilar do Sul 16, Porto Feliz 17, Salto 18, Salto de Pirapora 19, São Miguel Arcanjo 20, São Roque 21, Sarapuá 22, Sorocaba 23, Tapiraí 24, Tatuí 25, Tietê 26, Votorantim 27

A análise de variância para os dados de 2022 apresentou o resultado de valor de $F = 28,8$, com $gl_1 = 26$ (graus de liberdade entre os grupos), $gl_2 = 558$ (graus de liberdade dentro dos grupos), e $p < 0,001$, confirmando que existem diferenças estatisticamente significativas entre os municípios no que se refere à qualidade média de habitat (**Tabela 7**)

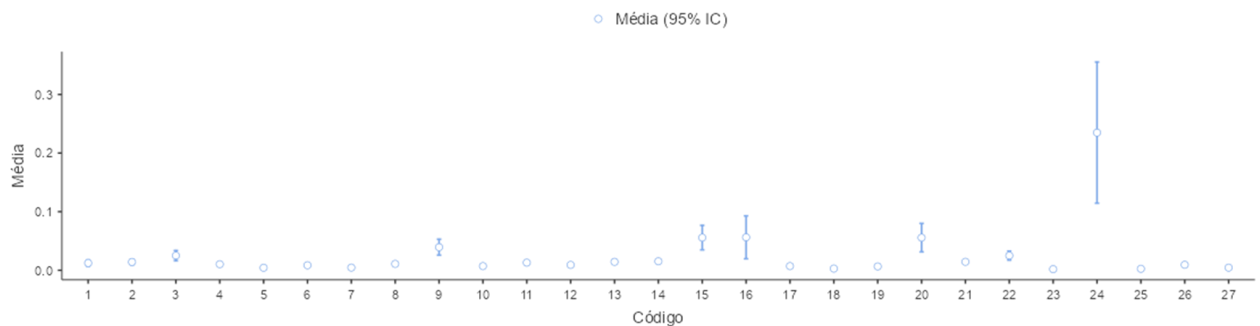
Tabela 7 - ANOVA para a qualidade do habitat entre os setores censitários da RMS para o ano de 2022.

ANOVA				
	F	gl1	gl2	p
Média 2022	28.8	26	558	<.001

A **Figura 13** representa dos ICs (95%) para o ano de 2022, observa-se que o município de Tapiraí apresenta a maior média de qualidade de habitat, indicando uma elevada média e também uma grande variabilidade dos dados e ele é diferente estatisticamente dos outros municípios. Os Municípios como Piedade, Pilar do Sul, São Miguel Arcanjo e Ibiúna também apresentam médias superiores à média geral, com ICs que não se sobrepõem totalmente aos municípios de menor qualidade, indicando diferença estatística.

A maioria dos municípios (Alambari, Alumínio, Araçariguama, Boituva, Itapetininga, Itu, Sorocaba, entre outros) apresenta médias próximas de zero, com ICs bastante estreitos, o que pode indicar uma homogeneidade interna e baixa qualidade ambiental.

Figura 13 – Média do Índice de Qualidade de Habitat por Município da RMS em 2022 com Intervalo de Confiança de 95%.



Legenda: Alambari 1, Alumínio 2, Araçariguama 3, Araçoiaba da Serra 4, Boituva 5, Capela do Alto6, Cerquilha 7, Cesário Lange 8, Ibiúna 9, Iperó 10, Itapetininga 11, Itu 12, Jumirim 13, Mairinque 14, Piedade 15, Pilar do Sul 16,

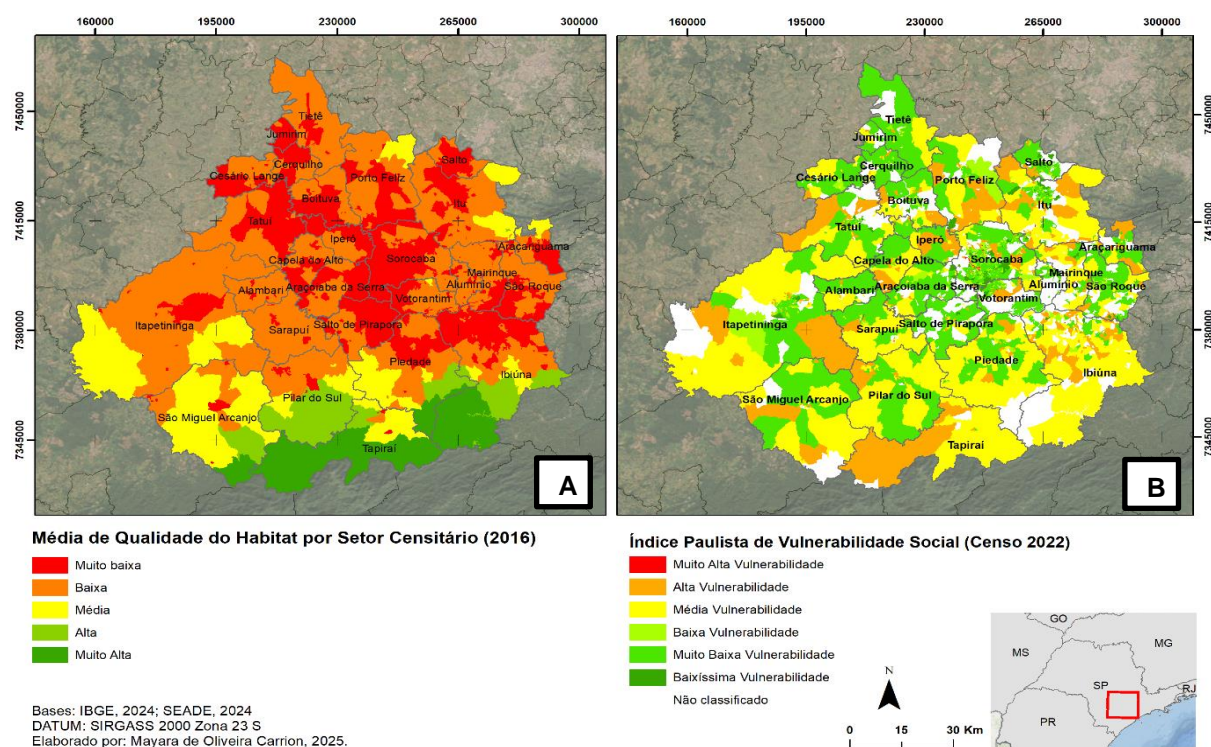
Porto Feliz 17, Salto 18, Salto de Pirapora 19, São Miguel Arcanjo 20, São Roque 21, Sarapuí 22, Sorocaba 23, Tapiraí 24, Tatuí 25, Tietê 26, Votorantim 27

5.3.A relação entre a qualidade do habitat e o Índice Paulista de Vulnerabilidade Social na Região Metropolitana de Sorocaba

A distribuição espacial da qualidade do habitat e do Índice Paulista de Vulnerabilidade Social (IPVS) por setor censitário na Região Metropolitana de Sorocaba para o ano de 2016 é apresentada na **Figura 14**.

Enquanto Tapiraí, Ibiúna, Piedade, São Miguel Arcanjo e Pilar do Sul apresentam setores censitários com as maiores médias de qualidade do habitat da RMS (**Figura 14-A**), observa-se que, quando levado em conta os dados do IPVS, esses municípios contam com significativas faixas de seus territórios classificadas como de alta ou média vulnerabilidade social (**Figura 14-B**).

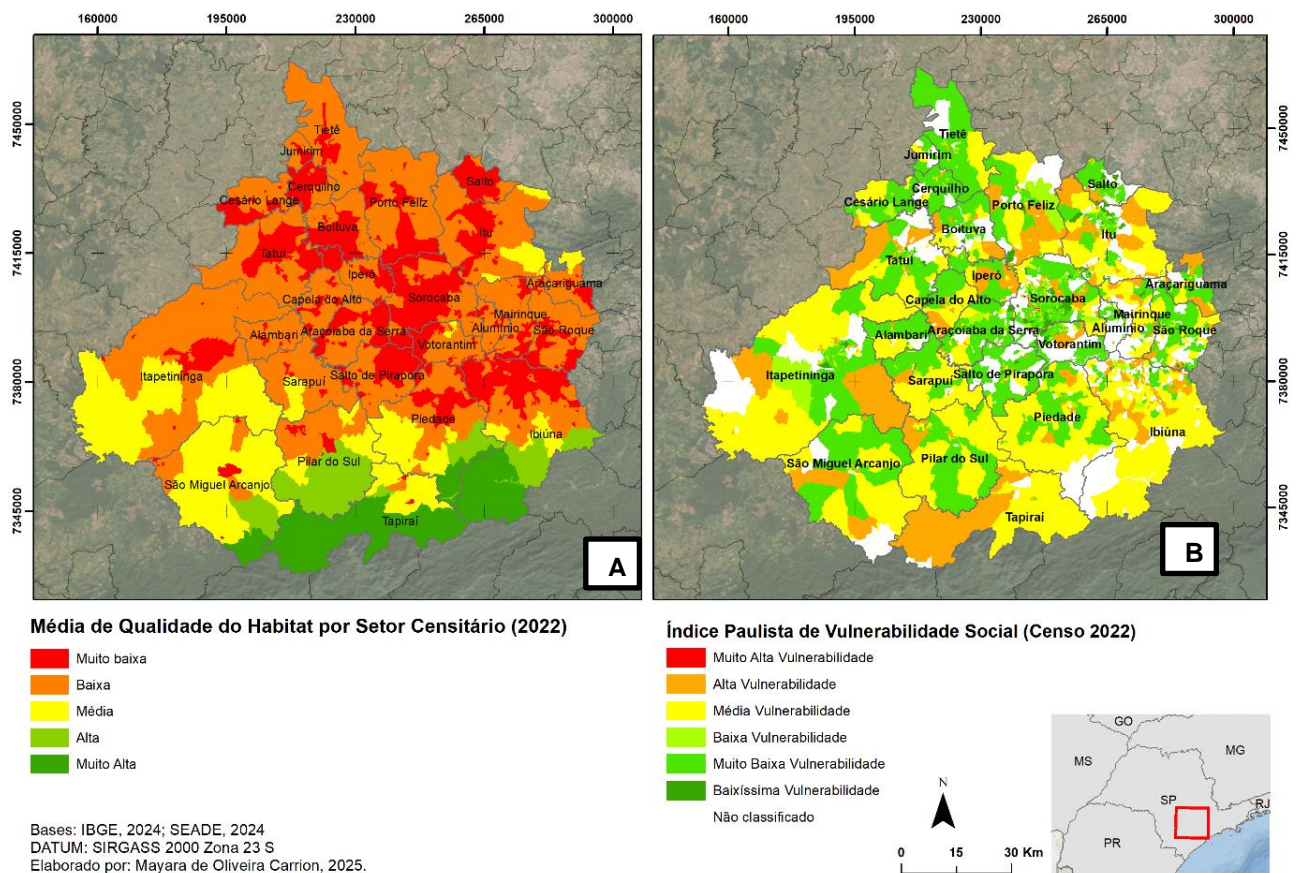
Figura 14 – (A) Distribuição espacial da qualidade do habitat para o ano de 2016. **(B)** Distribuição das classes do Índice Paulista de Vulnerabilidade Social (IPVS, 2022) na Região Metropolitana de Sorocaba.



Fonte: Elaboração própria.

Em contrapartida, municípios do eixo central e norte que estão entre aqueles que apresentam setores censitários com as médias mais baixas de qualidade do habitat na RMS (**Figura 15-A**), como Sorocaba, Itu, Votorantim, Salto, Boituva e Porto Feliz, estão entre aqueles que possuem boa parte de suas áreas classificadas como de baixa vulnerabilidade social (**Figura 15-B**).

Figura 15 – (A) Distribuição espacial da qualidade do habitat para o ano de 2022. **(B)** Distribuição das classes do Índice Paulista de Vulnerabilidade Social (IPVS, 2022) na Região Metropolitana de Sorocaba.

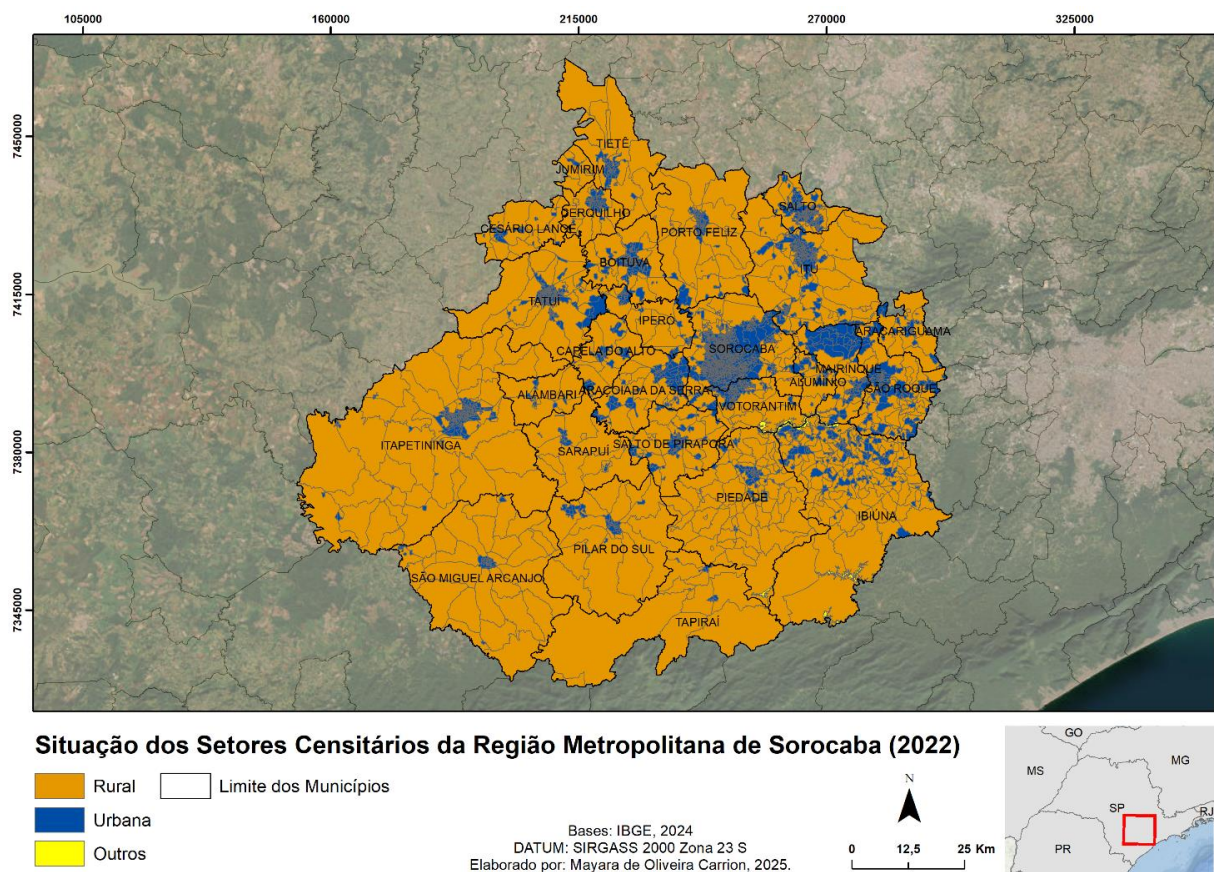


Fonte: Elaboração própria.

Para o ano de 2022, nota-se a permanência do padrão de distribuição espacial da média de qualidade do habitat observado em 2016. Predominantemente abrangendo áreas de média e alta vulnerabilidade social, o eixo Sul ainda concentra as melhores médias de qualidade do habitat entre seus setores censitários, enquanto a porção centro-norte da RMS, com uma significativa concentração de áreas de baixa vulnerabilidade social, apresenta valores baixos e muito baixos de qualidade do habitat (**Figura 15**).

Quando adicionado o caráter urbano ou rural dos setores censitários à análise espacial da distribuição da média de qualidade do habitat e do IPVS na RMS (**Figura 16**), é possível observar que a ocorrência de médias baixas e muito baixas de qualidade do habitat, especialmente na porção central da região, coincide com áreas com significativa concentração de setores classificados como urbanos e de baixa vulnerabilidade social. Por outro lado, o eixo Sul, caracterizado por médias altas e muito altas de qualidade do habitat e alto índice de vulnerabilidade social, é composto majoritariamente por setores censitários classificados como rurais.

Figura 16 – Classificação dos setores censitários rurais e urbanos na Região Metropolitana de Sorocaba (SP) de acordo com os dados do Censo de 2022 (IBGE).



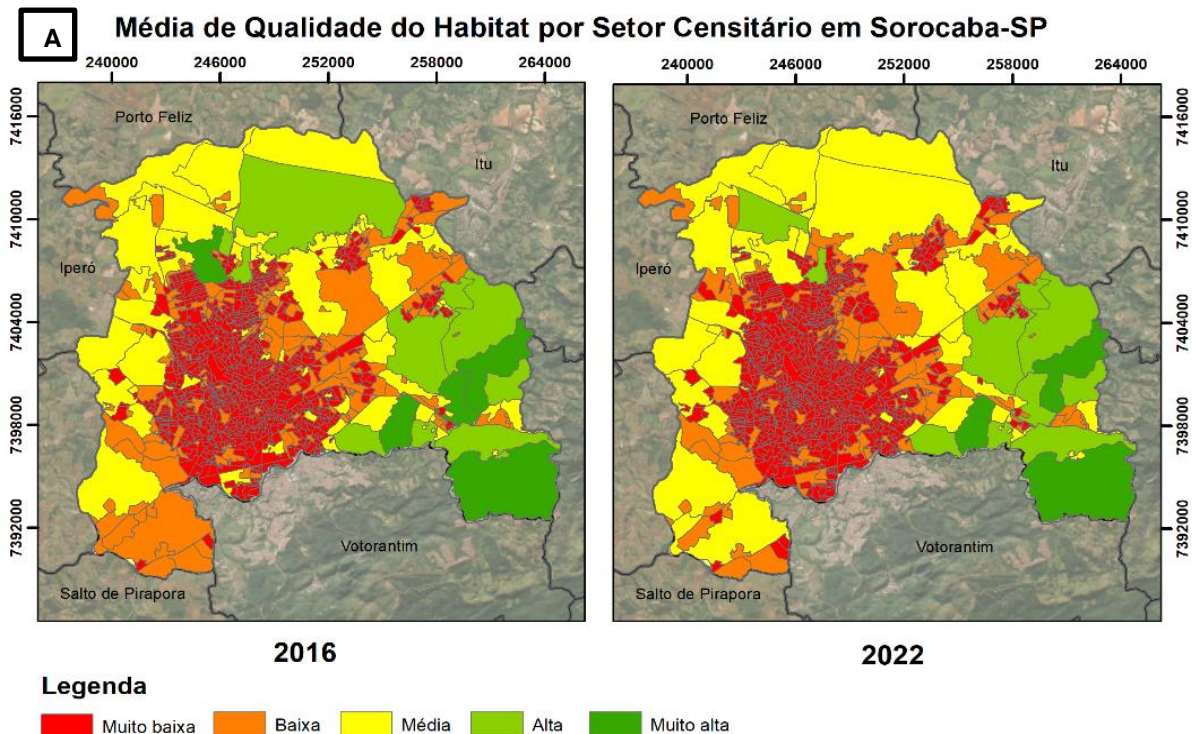
Fonte: Elaboração própria.

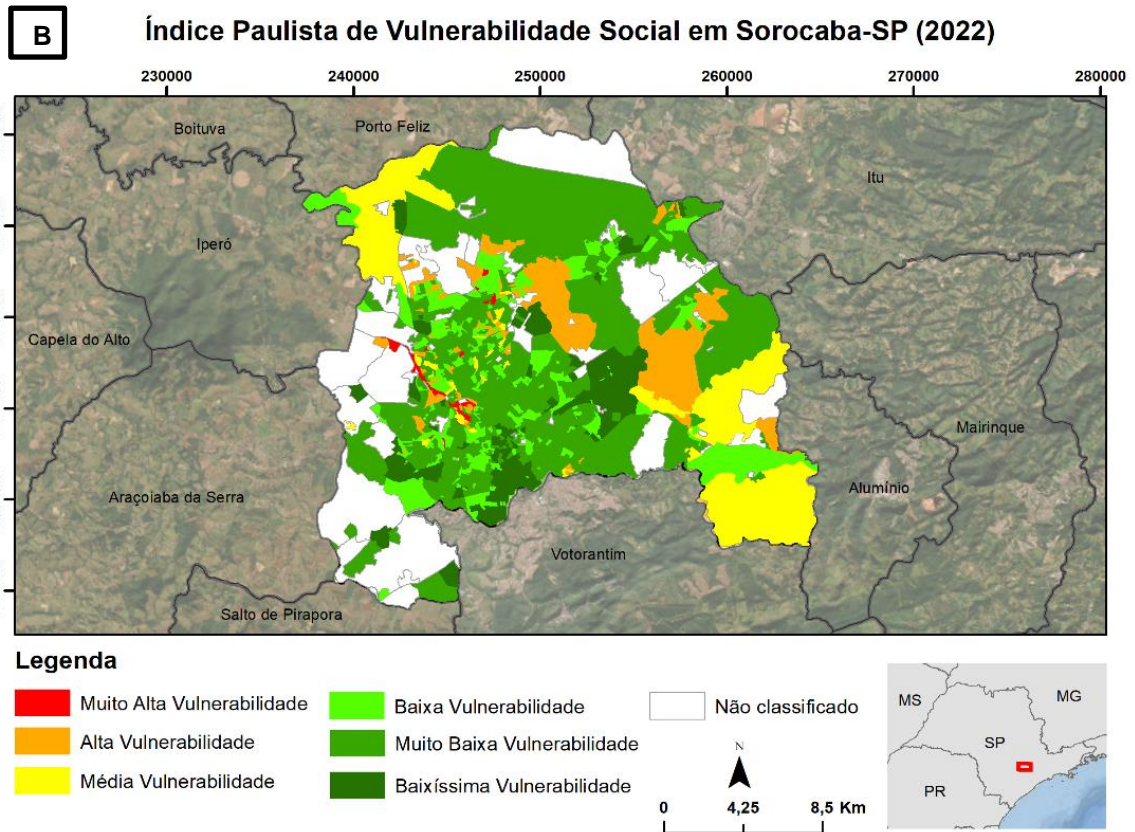
O padrão de distribuição das médias de qualidade do habitat em relação às classes do IPVS na RMS em ambos os anos é semelhante a dois cenários observados por Silva et. al (2023). O primeiro deles, predominante em quatro das cinco Regiões Metropolitanas brasileiras estudadas, indica que as bordas dos municípios, com

significativa presença de vegetação nativa ou fragmentos florestais, coincidem com ocupações irregulares e falta de infraestrutura. Já o segundo, diz respeito a baixa presença de vegetação em áreas de baixa vulnerabilidade, cenário comum em centros urbanos densamente povoados, onde a alta renda não garante a presença de vegetação devido às altas taxas de impermeabilização do solo.

Entretanto, embora o padrão predominante da RMS seja de uma associação inversa entre as médias de qualidade do habitat e as classes do IPVS, na qual áreas com menores médias de qualidade do habitat tendem a apresentar menores índices de vulnerabilidade social, cabe ressaltar que existem exceções a esse padrão. Observa-se, na escala intramunicipal, setores censitários classificados com alta ou muito alta vulnerabilidade que apresentam valores baixos ou muito baixos de qualidade do habitat, como mostra a **Figura 17**.

Figura 17 - (A) Distribuição espacial da qualidade do habitat para os anos de 2016 e 2022 em Sorocaba, São Paulo. **(B)** Distribuição das classes do Índice Paulista de Vulnerabilidade Social (IPVS, 2022) em Sorocaba-SP





Fonte: Elaboração própria.

No município de Sorocaba, a análise espacial revela a coexistência de alta vulnerabilidade social e baixa qualidade do habitat em setores censitários específicos. Conforme apresentado na **Figura 17**, observa-se que essa sobreposição acontece predominantemente na porção norte e na periferia oeste do município, onde há a ocorrência de médias baixas ou muito baixas de qualidade de habitat entre os setores censitários, tanto no ano de 2016 quanto no ano de 2022. Isso revela que, no interior dos municípios, pode haver uma heterogeneidade que escapa ao padrão espacial regional da RMS e expõe populações mais vulneráveis aos riscos derivados da falta de remanescentes de vegetação e oferta de serviços ecossistêmicos.

O caso do município de Sorocaba, além de estar em consonância com a observação da inexistência de um padrão único de correlação espacial entre a presença de áreas verdes e as classes de vulnerabilidade no Brasil (Silva et al., 2023), também dialoga com o estudo de Dopp *et al.* (2021) que associa a presença de maior infraestrutura, sobretudo de lazer, em espaços centrais com menores índices de IPVS em Rio Claro, no estado de São Paulo. Essa presença de maior infraestrutura não se traduz obrigatoriamente em bem-estar para a população, uma vez que é necessário

garantir a qualidade desses equipamentos e sua coexistência com atributos ambientais, reconhecidos como relevantes para a saúde pela Organização Mundial de Saúde (OMS).

No que diz respeito à análise estatística, a comparação das médias de qualidade do habitat entre as diferentes classes do Índice Paulista de Vulnerabilidade Social revelou a presença de heterogeneidade estatisticamente significativa. Os resultados do teste ANOVA indicam, portanto, que a distribuição das médias de qualidade do habitat não é homogênea entre as classes de vulnerabilidade social, tanto em 2016 quanto em 2022 (**Tabela 8**).

Tabela 8 - ANOVA para comparação estatística das médias de qualidade do habitat dos setores censitários e as classes do Índice Paulista de Vulnerabilidade Social (IPVS) para os anos de 2016 e 2022.

ANOVA a um fator (Welch)

	F	gl1	gl2	p
Média Qualidade do Habitat (2016)	29.1	7	61	<.001
			0	
Média Qualidade do Habitat (2022)	29.4	7	60	<.001
			1	

Com o objetivo de detalhar o padrão das diferenças identificadas pela ANOVA, a aplicação do teste post hoc de Games-Howell revelou, em ambos os anos, um padrão consistente e estatisticamente significativo ($p < 0.01$) entre quase todas as classes de IPVS analisadas em pares, como mostram as **Tabelas 9 e 10**.

Tabela 9 - Teste Post-hoc de Games-Howell para comparação estatística das médias de qualidade do habitat dos setores censitários e as classes do Índice Paulista de Vulnerabilidade Social (IPVS) para o ano de 2016.

Teste Post-hoc de Games-Howell

		Alta Vulnerabilidade (Rural)	Alta Vulnerabilidade (Urbana)	Baixa Vulnerabilidade	Baixíssima Vulnerabilidade	Muito Alta Vulnerabilidade	Muito Baixa Vulnerabilidade	Média Vulnerabilidade	Não classificado
Alta Vulnerabilidade (Rural)	Diferença média	—	0.0434*	0.04614*	0.04519*	0.04703*	0.04230*	0.0112	0.01432
	p-value	—	0.031	0.017	0.021	0.014	0.039	0.992	0.970
Alta Vulnerabilidade (Urbana)	Diferença média	—	—	0.00273***	0.00178	0.00362***	-0.00112	-0.0323***	-0.02909***
	p-value	—	—	<.001	0.151	<.001	0.858	<.001	<.001
Baixa Vulnerabilidade	Diferença média	—	—	—	-9.54e-4	8.86e-4	-0.00385***	-0.0350***	-0.03182***
	p-value	—	—	—	0.369	0.523	<.001	<.001	<.001
Baixíssima Vulnerabilidade	Diferença média	—	—	—	—	0.00184*	-0.00289***	-0.0340***	-0.03087***
	p-value	—	—	—	—	0.014	<.001	<.001	<.001
Muito Alta Vulnerabilidade	Diferença média	—	—	—	—	—	-0.00473***	-0.0359***	-0.03271***
	p-value	—	—	—	—	—	<.001	<.001	<.001
Muito Baixa Vulnerabilidade	Diferença média	—	—	—	—	—	—	-0.0311***	-0.02798***
	p-value	—	—	—	—	—	—	<.001	<.001
Média Vulnerabilidade	Diferença média	—	—	—	—	—	—	—	0.00317
	p-value	—	—	—	—	—	—	—	1.000
Não classificado	Diferença média	—	—	—	—	—	—	—	—
	p-value	—	—	—	—	—	—	—	—

Nota. * p < .05, ** p < .01, *** p < .001

Tabela 10 - Teste Post-hoc de Games-Howell para comparação estatística das médias de qualidade do habitat dos setores censitários e as classes do Índice Paulista de Vulnerabilidade Social (IPVS) para o ano de 2022.

Teste Post-hoc de Games-Howell

		Alta Vulnerabilidade (Rural)	Alta Vulnerabilidade (Urbana)	Baixa Vulnerabilidade	Baixíssima Vulnerabilidade	Muito Alta Vulnerabilidade	Muito Baixa Vulnerabilidade	Média Vulnerabilidade	Não classificado
Alta Vulnerabilidade (Rural)	Diferença média	—	0.0439*	0.04708*	0.04558*	0.04768*	0.04323*	0.0118	0.01395
	p-value	—	0.027	0.013	0.018	0.011	0.031	0.988	0.974
Alta Vulnerabilidade (Urbana)	Diferença média	—	—	0.00314***	0.00164	0.00373***	-7.13e-4	-0.0321***	-0.03000***
	p-value	—	—	<.001	0.496	<.001	0.993	<.001	<.001
Baixa Vulnerabilidade	Diferença média	—	—	—	-0.00150	5.96e-4	-0.00385***	-0.0353***	-0.03313***
	p-value	—	—	—	0.095	0.945	<.001	<.001	<.001
Baixíssima Vulnerabilidade	Diferença média	—	—	—	—	0.00209*	-0.00235*	-0.0338***	-0.03164***
	p-value	—	—	—	—	0.027	0.026	<.001	<.001
Muito Alta Vulnerabilidade	Diferença média	—	—	—	—	—	-0.00445***	-0.0359***	-0.03373***
	p-value	—	—	—	—	—	<.001	<.001	<.001
Muito Baixa Vulnerabilidade	Diferença média	—	—	—	—	—	—	-0.0314***	-0.02928***
	p-value	—	—	—	—	—	—	<.001	<.001
Média Vulnerabilidade	Diferença média	—	—	—	—	—	—	—	0.00213
	p-value	—	—	—	—	—	—	—	1.000
Não classificado	Diferença média	—	—	—	—	—	—	—	—
	p-value	—	—	—	—	—	—	—	—

Nota. * p < .05, ** p < .01, *** p < .001

Tanto em 2016 quanto em 2022, a classe de média vulnerabilidade social consolidou-se como a categoria com as maiores médias de qualidade do habitat. Na sequência, a categoria de alta vulnerabilidade social se destaca por apresentar diferença estatisticamente significativa entre grupos com o mesmo índice de vulnerabilidade social e que distinguem-se entre si apenas no aspecto territorial, nas dimensões urbana e rural. Na comparação entre esses grupos, os setores censitários rurais de alta vulnerabilidade apresentaram médias de qualidade do habitat consistentemente superiores aos setores censitários urbanos de alta vulnerabilidade social. Tal diferença pode ser explicada pela maior presença de remanescentes de vegetação nas áreas rurais do que nas áreas urbanizadas.

Por sua vez, as classes de baixa e muito alta vulnerabilidade social apresentam as menores médias de qualidade do habitat na região em ambos os anos. A classe de baixa vulnerabilidade social apresentou médias inferiores às categorias média e muito baixa vulnerabilidade social. Já a classe de muito alta vulnerabilidade médias de qualidade do habitat inferiores à baixíssima, muito baixa e média vulnerabilidade tanto em 2016 quanto em 2022. Observou-se ainda que, a classe de muito baixa vulnerabilidade embora superior à baixa e muito baixa vulnerabilidade, ainda permanece em um patamar de qualidade do habitat inferior à classe de média vulnerabilidade em 2022. Esses resultados evidenciam que, na área de estudo, a a qualidade do habitat não segue um padrão linear em relação a vulnerabilidade social, mas sim complexo, em que áreas de urbanização consolidada sofrem com a perda de vegetação e uma possível menor oferta de serviços ecossistêmicos.

Embora tenha sido possível observar uma estabilidade hierárquica em relação à qualidade do habitat entre as classes do IPVS na Região Metropolitana de Sorocaba no período em questão, nota-se a partir da comparação entre os anos que as diferenças médias entre os grupos extremos se tornaram ligeiramente mais expressivas em 2022, além do acentuamento dos contrastes entre os setores de alta vulnerabilidade social rurais e urbanos.

De forma a confirmar a diferença estatisticamente significativa entre as médias de qualidade do habitat da classe de alta vulnerabilidade entre os grupos de setores censitários rural e urbano, foi aplicado um teste t para amostras independentes com

correção de Welch cujo resultado indica que a condição urbano-rural exerceu influência consistente sobre a qualidade do habitat na escala dos setores censitários da Região Metropolitana de Sorocaba nos anos analisados (**Tabela 11**).

Tabela 11 – Teste t para a qualidade do habitat entre os setores censitários urbanos e rurais da Região Metropolitana de Sorocaba nos anos de 2016 e 2022.

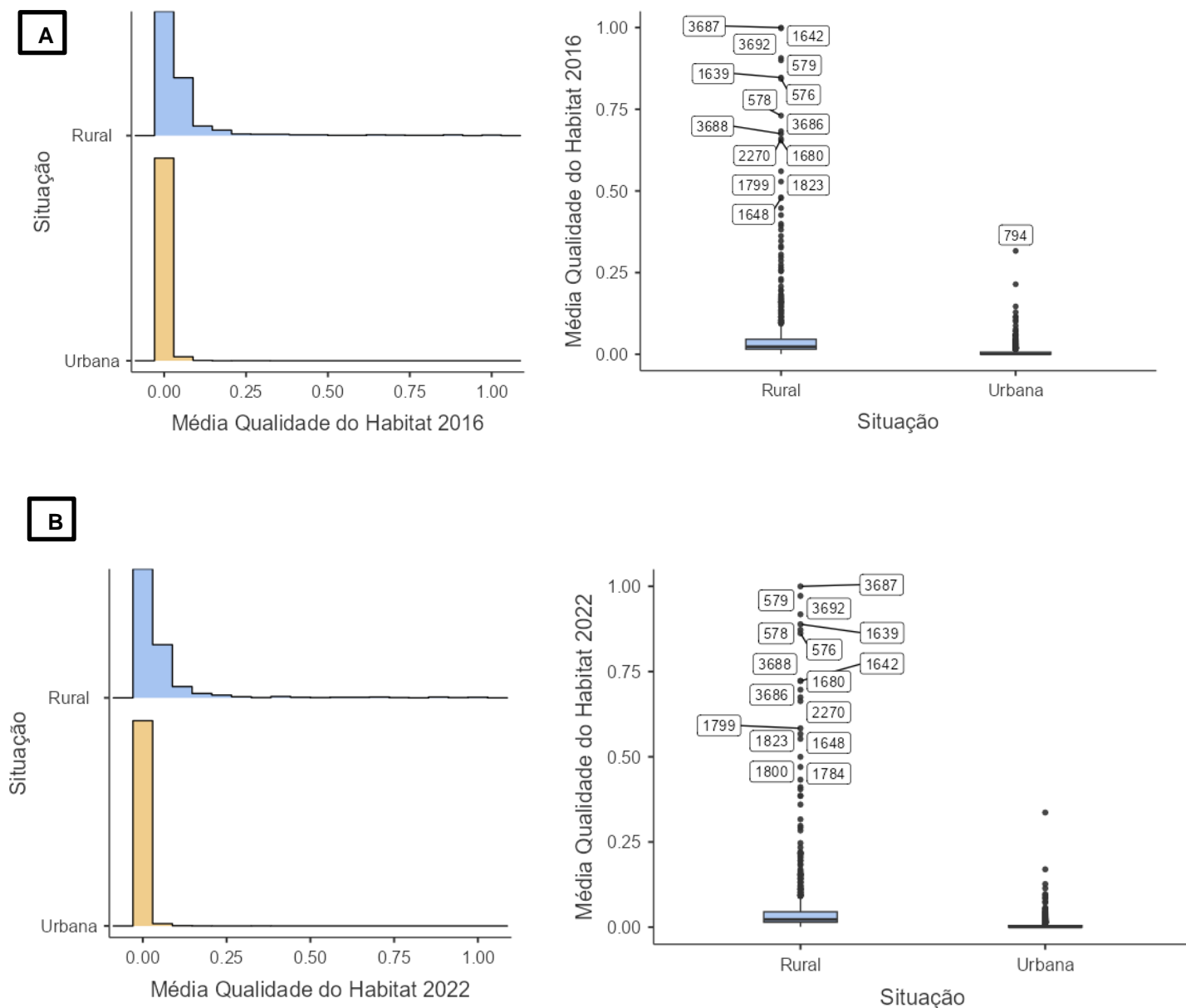
Teste t para amostras independentes

		Estadística	gl	P
Média de Qualidade do Habitat por Setor Censitário (2016)	t de Welch	12.4	755	<.001
Média de Qualidade do Habitat por Setor Censitário (2022)	t de Welch	12.2	754	<.001

Nota. $H_a \mu_{Rural} \neq \mu_{Urbana}$

Tal influência torna-se ainda mais evidente com os resultados das análises a partir dos histogramas e dos gráficos boxplot que exploram a distribuição das médias de qualidade do habitat entre os setores censitários rurais e urbanos para os anos de 2016 e 2022 (**Figura 18**), os quais indicam que os setores em situação rural apresentam maior variabilidade e valores de média mais próximos a 1, enquanto aqueles em situação urbana concentram valores iguais ou próximos a zero, indicando o predomínio de baixa qualidade do habitat.

Figura 18 – (A) Histograma e boxplot das médias de qualidade do habitat para o ano de 2016 entre os setores censitários rurais e urbanos da RMS. **(B)** Histograma e boxplot das médias de qualidade para o ano de 2022 entre os setores censitários rurais e urbanos da RMS.



A predominância de altas médias de qualidade do habitat em setores censitários rurais, mesmo sob condições de alta vulnerabilidade social, se assemelha às discussões de Broquet *et al.* (2024). Os autores constataam que a integridade do habitat é inversamente proporcional à intensidade das pressões antrópicas, funcionando como zonas de amortecimento onde a matriz natural ainda não foi

totalmente convertida por atividades econômicas que atuam como ameaças ou pela expansão do núcleo urbano consolidado.

Em síntese, os resultados aqui apresentados evidenciam que o padrão espacial observado na Região Metropolitana de Sorocaba é significativamente influenciado pelos setores censitários de alta vulnerabilidade social rurais, que ainda contam com importantes remanescentes de vegetação nativa, o que eleva as médias de qualidade do habitat da classe em relação às demais categorias. Entretanto, como demonstrado no caso do município de Sorocaba, esse padrão pode ser contrariado na escala intramunicipal, onde setores censitários específicos de alta ou muito alta vulnerabilidade urbana coincidem com áreas de baixa ou muito baixa qualidade do habitat.

A coexistência desses cenários aponta a necessidade de que as políticas públicas de planejamento metropolitano considerem as especificidades de cada localidade. No caso dos setores rurais com grande presença de remanescentes de vegetação, as populações residentes podem estar enfrentando significativas carências socioeconômicas. Nesse sentido, políticas públicas que conciliem conservação ambiental com ações voltadas à melhoria dos índices de vulnerabilidade social seriam importantes aliadas, com o objetivo de garantir que a preservação da natureza não ocorra às custas do isolamento ou da falta de infraestrutura para essas comunidades.

Já nos setores censitários urbanos críticos, o desafio da gestão pública é melhorar a oferta de serviços ecossistêmicos, priorizando investimentos em infraestrutura verde e equipamentos de lazer qualificados nessas áreas, transformando fragmentos de vegetação degradados em espaços funcionais que promovam saúde e a equidade socioespacial.

6. CONCLUSÕES

A presente pesquisa analisou a variação espaço-temporal da Qualidade do Habitat (InVEST) e sua relação com o Índice Paulista de Vulnerabilidade Social na Região Metropolitana de Sorocaba (RMS) nos anos de 2016 e 2022, buscando compreender como essas duas variáveis se comportam e se integram na área de estudo, de modo a identificar possíveis cenários de injustiça socioambiental. Os resultados obtidos mostram um padrão não linear das médias da qualidade do habitat

em relação às classes de vulnerabilidade social na escala intramunicipal, com destaque para a coexistência de alta vulnerabilidade social e médias elevadas de qualidade do habitat nos setores rurais.

A integração das análises espacial e estatística permitiu identificar uma estabilidade na variação da qualidade do habitat entre 2016 e 2022. Entretanto, para ambos os anos, constatou-se a predominância de médias baixas de qualidade do habitat na RMS, concentradas, sobretudo, nas porções central, norte e nordeste do território, onde predominantemente estão localizados os setores classificados como urbanos. O eixo Sul, formado por municípios como Tapiraí, Ibiúna, Piedade, São Miguel Arcanjo e Pilar do Sul, concentra as médias mais altas de qualidade do habitat, encontradas em sua maioria em setores censitários rurais.

Os tratamentos estatísticos realizados a partir do Teste t, da ANOVA e do *post-hoc* Games-Howell demonstraram diferenças significativas ($p < 0,05$) em relação as médias de qualidade do habitat entre os grupos do Índice Paulista de Vulnerabilidade Social, confirmando o padrão espacial de concentração de médias superiores de qualidade do habitat nas zonas rurais de alta vulnerabilidade em detrimento às urbanas pertencentes à mesma classe social. Contudo, em ambos os anos, a presença de altas médias de qualidade do habitat em setores com contexto de vulnerabilidade intermediário chama a atenção, uma vez que essa configuração espacial pode estar atuando como um refúgio de conectividade entre o núcleo central mais degradado e a periferia rural, destacando-se como áreas estratégicas para manutenção da integridade ecológica da RMS.

Conclui-se que, com a heterogeneidade de cenários que permeiam a integração das variáveis analisadas na RMS, a escala dos setores censitários mostra-se promissora para o delineamento de políticas públicas que busquem levar em conta as especificidades de diferentes contextos territoriais, focando em soluções que aliem conservação da natureza à equidade social.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACSELRAD, H.; MELLO, C. C. A.; BEZERRA, G. N. **O que é justiça ambiental**. Rio de Janeiro: Garamond, 2009.
- ADNAN, N.; MAMAT, M. P. Spatial Analysis Model Assessing Habitat Quality of Selangor. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 2020.
- ALARSA, C.; FURLAN, S. A.; COLÂNGELO, A. C. Aspectos do Meio Físico no Cenário dos Serviços Ecossistêmicos. **Geography Department University Of São Paulo**, p. 184-195, 9 set. 2018.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MANDUJANO, S. Forest fragmentation modifies habitat quality for *Alouatta palliata*. **International Journal of Primatology**, v. 27, n. 4, p. 1079–1096, 2006.
- AZEVEDO, L. M. N. Calibração, validação e aplicação do modelo invest para a estimativa de benefícios aos serviços ecossistêmicos na bacia do Ribeirão Pipiripau (DF/GO). 2017. xi, 86 f., il. **Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais)** — Universidade de Brasília, Brasília, 2017.
- BASTIAN, O.; GRUNEWALD, K.; KHOROSHEV, A. V. The significance of geosystem and landscape concepts for the assessment of ecosystem services: exemplified in a case study in Russia. **Landscape Ecology**, v. 30, n. 7, p. 1145-1164, 2015.
- BALVANERA, P *et al.* **Ecosystem Services**. Springer e Books, p. 39-78, 2016.
- BERTRAND, G. **Paisagem e Geografia Física Global: ensaio metodológico**. Caderno de Ciências. São Paula.USP. 1971.
- BIRKHOFFER, K. *et al.* Ecosystem services: current challenges and opportunities for ecological research. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v.2, 2015.
- 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, n. 1, p. 67-98, 1 nov. 2007.
- BRAY, J. R.; CURTIS, J. T. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. **Ecological Monographs**, p. 325-349, 1957.
- BROQUET, M.; CAMPOS, F. S.; CABRAL, P.; DAVID, J. Habitat quality on the edge of anthropogenic pressures: predicting the impact of land use changes in the Brazilian Upper Paraguay River Basin. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 451, p. 142546, 2024.
- BROWN, J. H.; LOMOLINO, M.V. **Biogeografia**, 2006. 691p.
- BURKHARD, B. Integrative approaches. In: MAES, J.; BURKHARD, B. **Mapping Ecosystem Services**. Sofia: Pensoft Publishers, 2017. p212.

BULLARD, R. D. Environmental Justice in the 21st Century: Race and the Politics of Place. **Georgia State University Law Review**, v. 17, n. 4, p. 1-35, 2001.

CAIRNS, J. Ecosystem services: an essential component of sustainable use. **Environmental Health Perspectives**, [S.L.], v. 103, n. 6, p. 534-534, Jun. 1995.

CAMPOS, J. O. **Serviços ecossistêmicos e fragmentação da paisagem no Parque Estadual Mata do Pau-Ferro, Areia, Paraíba**. 2022. 221 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2022.

CANIL, K. *et al.* Vulnerabilidades, riscos e justiça ambiental em escala macrometropolitana. **Mercator**, Fortaleza, v. 20, e20003, 2021.

CARBONE, A. S. *et al.* Serviços ecossistêmicos no planejamento integrado do território metropolitano: oferta, demanda e pressões sobre a provisão de água na região metropolitana de Curitiba. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, [S.L.], v. 55, n. 3, p. 381-400, 8 set. 2020.

CARPENTER, S. R. *et al.* **Ecosystems and Human Well-Being: Scenarios**. Washington: Island Press, 2005.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (CBD). **The strategic plan for biodiversity 2011-2020 and the Aichi biodiversity targets**. Document UNEP/CBD/COP/DEC/X/2. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Nagoya, Japan, p. 1-41, 2020.

COSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Ecological Economics**, n. 25, v.1, p. 3-16, 1998.

CUTTER, S. L.; BORUFF, B. J.; SHIRLEY, W. L. *Social vulnerability to environmental hazards*. *Social Science Quarterly*, v. 84, n. 2, p. 242–261, 2003.

DAILY, G C. *et al.* **Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems**, 2007.

DE GROOT, R. S. *et al.* Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. **Ecological Complexity**, v. 7, n. 3, p. 260–272, 2010.

DE GROOT, R. S. de; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, n. 3, p. 393-408, jun. 2002.

DUARTE, G. T.; RIBEIRO, M. C.; PAGLIA, A. P. Ecosystem Services Modeling as a Tool for Defining Priority Areas for Conservation. **PLoS ONE**, v. 11, n. 5, p. -, 2016.

EHRlich, P. R.; EHRlich, A. H. **Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species**. New York: Random House, 1981. p. 72-98.

DOPP, E. V. O. *et al.* Public spaces leisure in Rio Claro - SP (Brazil): quality, distribution, and social vulnerability. **Motriz**, Rio Claro, v. 27, n. 2, e10210046, 2021.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.

FERRAZ, R. P. D. *et al.* Serviços ecossistêmicos: uma abordagem conceitual. *In*: FERRAZ, R. P. D. PRADO, R. B.; PARRON, L. M. CAMPANHA, M. M (Org.). **Marco Referencial em Serviços Ecossistêmicos**. Brasília: Embrapa, 2019.

FOLEY, J. A. *et al.* Global Consequences of Land Use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 2005.

FORMAN, R. T. Some general principles of landscape and regional ecology. **Landscape ecology**, p. 133-142, 1995.

FUNDAÇÃO SISTEMA ESTADUAL DE ANÁLISE DE DADOS (SEADE). **IPVS 2022**: principais resultados. São Paulo: SEADE, 2022. 4 p. Disponível em: <https://www.seade.gov.br>. Acesso em: 06 jan. 2026

FURLAN, S. A. *et al.* Corredores ecológicos da Mata Atlântica: visão integradora do planejamento territorial no contínuo de Paranapiacaba - estado de São Paulo - Brasil. **Revista Geográfica de América Central**, n. 43, p. 49-78, 2009.

GETIS, A. **Spatial autocorrelation**. In Handbook of applied spatial analysis: Software tools, methods and applications, p. 255-278, 2009.

GOMES, E. *et al.* Assessing habitat quality in the Atlantic Forest of Brazil: A multi-model approach. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 121, p. 107111, 2021.

GOSSET, W. S. The probable error of a mean. **Biometrika**, n.6, v.1, p. 1-25, 1908.

GRIZZETTI, B. *et al.* Ecosystem services for water policy: Insights across Europe. **Environmental Science and Policy**, v. 66, p. 179–190, 2016.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *In*: RAFFAELLI, D.; FRID, C. (org.). **Ecosystem Ecology: A New Synthesis**. Cambridge: Cambridge University Press, 2010. p. 110-139.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. **Proposal for a common international classification of ecosystem goods and services (CICES) for integrated environmental and economic accounting**. European Environment Agency, 2010.

HALL, L. S. *et al.* The Habitat Concept and a Plea for Standard Terminology. **Wildlife Society Bulletin**, n. 25, v.1, p. 173–182, 1997.

HAMBLER, C.; CANNEY, S M. **Evaluation of priorities for species and habitats**. Cambridge University Press eBooks, p. 87-124, 2013.

HARVEY, D. **O enigma do capital e as crises do capitalismo**. São Paulo: Boitempo, 2011.

HERNANDEZ, M. *et al.* The Use of Scenario Analysis to Assess Water Ecosystem Services in Response to Future Land Use Change in the Willamette River Basin , Oregon. *In*: LIOTTA, P; KEPNER, W.; LANCASTER, J.; MOUAT, D. (ed.). **Achieving Environmental Security: Ecosystem Services and Human Welfare**. Amsterdam: IOS Press, 2010. p. 97–111

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios Contínua - PNAD Contínua. Rio de Janeiro, 2021.

IKEMATSU, P. **Dinâmica espaço-temporal da oferta de serviços ecossistêmicos na Macrometrópole Paulista**. 2022. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

INSTITUTO FLORESTAL. **Inventário Florestal do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto Florestal, 2020. 40 p.

JOHNSON, M. D. Measuring Habitat Quality: a review. **Ornithological Applications prev The Condor**, n. 109, v. 3, p. 489-489, 2007.

LAN, H. *et al.* Analyzing inequities in vegetation cooling services along the urban-rural gradient using the LAI-integrated InVEST urban cooling model. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 104, 128665, 2025.

LATARI, P. G. Z. Modelagem de serviços ecossistêmicos hídricos em uma microbacia do alto Corumbataí. 2018. **Dissertação (Mestrado em Engenharia de Sistemas Agrícolas)** - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2019.

LEINFELDER, F. M. S. U.; TONELLO, K. C.; LEAL, M. S.; CORREA, C. J. P. Indicadores socioambientais na gestão integrada das sub bacias da região metropolitana de Sorocaba, SP. **Sociedade & Natureza**, v. 31, 2019.

LIMA, F. A. D. *et al.* Proteção da biodiversidade, legislação e políticas públicas na região metropolitana de Sorocaba-SP, Brasil, entre 2010 e 2019. **Trayectorias Humanas Transcontinentais**, n.7, 2020.

LINDENMAYER, D. B.; FISCHER, J. **Habitat Fragmentation and Landscape Change**: Na Ecological and Conservation Synthesis. Washington: Island Pr. p. 352. 2006.

LINDENMAYER, D. B. *et al.* Novel ecosystems resulting from landscape transformation create dilemmas for modern conservation practice. **Conservation letters**, n.1, v.3, p. 129-135, 2008.

MACARTHUR, R.; Wilson, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton University Press, Princeton, NJ, 1967.

MALJEAN, S. The intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services (IPBES). **International Journal of Bioethics**, n. 25, v.1, p. 55-73, 2014.

MARICATO, E. **O impasse da política urbana no Brasil**. Petrópolis: Vozes, 2011.

MAPBIOMAS. Projeto Map Biomas: coleção anual de mapas de cobertura e uso do solo no Brasil, em 2024. Disponível em: < <https://brasil.mapbiomas.org/>>. Acesso em: abr. 2024.

MARTELLI FILHO *et al.* Novo método estatístico para análise da reprodutibilidade. **Revista Dental Press de Ortodontia e Ortopedia Facial**, p. 122-129, 2005.

METZGER, J. P. **O que é Ecologia de Paisagens?** v.1, n.1, 9p., Biota Neotrópica. 2001.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). **Ecosystems and Human Wellbeing: A Framework for Assessment**. Washington, DC: Island Press, 2005.

MONTEIRO, M. **Serviços ecossistêmicos e planejamento urbano: a natureza a favor do desenvolvimento sustentável das cidades**. Appris Editora e Livraria Eireli-ME, 2018.

MOONEY, H. A.; EHRLICH, P. R. Ecosystem services: a fragmentary history. In: DAILY, G. C. (Orgs.). **Nature's services: societal 84 dependence on natural ecosystems**. Washington - DC: Island Press, p. 11-22, 1981.

MORTELLITI, A.; AMORI, G.; BOITANI, L. The role of habitat quality in fragmented landscapes: A conceptual overview and prospectus for future research. **Oecologia**, 2010.

MYERS, N. Environmental services of biodiversity. **Proceedings Of The National Academy Of Sciences**, v. 93, n. 7, p. 2764-2769, 1996.

NEDKOV, S.; BURKHARD, B. Flood regulating ecosystem services-Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. **Ecological Indicators**, v. 21, p. 67-79, 2012.

NOSS, R. F. The failure of universities to produce conservation biologists. **Conservation Biology**, p. 1267-1269, 1997.

OPENSTREETMAP CONTRIBUTORS. **Planet dump [Data file from year 2025]**. 2026. Disponível em: <https://www.openstreetmap.org>. Acesso em: 06 jan. 2026.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: Planta, 327p. 2001.

PRUGH, L., K. *et al.* Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 2008.

RICKETTS, T. H. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. **American Naturalist**, 2001, p.87-99.

SAARIKOSKI, H. *et al.* Institutional challenges in putting ecosystem service knowledge in practice. **Ecosystem Services**, v. 29, p. 579-598, 2018.

SALLUSTIO, L. *et al.* Assessing habitat quality in relation to the spatial distribution of protected areas in Italy. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 201, p. 129-139, 2017.

SANTOS, C. R.VENDRUSCOLO, L. G. ZOLIN, C. A. Serviços Ecosistêmicos na tomada de decisão com foco no desmatamento evitado: uma revisão sistemática. **Boletim Goiano de Geografia**, [S.L.], v. 43, n. 01, 2019.

SANTOS, N. M. **Serviços Ecosistêmicos em Manguezal: identificação e mapeamento dos serviços de provisão do manguezal do rio Tijupá**. Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2018. 125p.

SÃO PAULO (Estado). Lei Complementar no 1.241, 8 mai. 2014. Cria a Região Metropolitana de Sorocaba e dá providências correlatas. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 66.550, 7 mar. 2022. Reorganiza o "Programa Remanescentes Florestais", passando a denominar-se "Programa REFLORESTAR-SP". **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**.

SHARP, R. *et al.* **InVEST 3.9.0. User's Guide**. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund., 2020.

SILVA, B. M.; MARTINES, M. R.; BURGOS, R. Planejamento urbano e segregação socioespacial: estudo sobre os efeitos da expansão de condomínios fechados na produção do espaço urbano. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 42, p. 1-12, e191575, 2022.

SILVA, R. G. P. da *et al.* Urban green spaces and social vulnerability in Brazilian metropolitan regions: Towards environmental justice. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 128, 106638, 2023.

SILVA AJONAS, A. L. da. **Rodovias e a metropolização dispersa: o caso da Região Metropolitana de Sorocaba-SP**. 2011. Tese (Doutorado em Geografia) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Rio Claro, 2011.

SIMÕES, S. J. C. *et al.* Modeling habitat quality and its relationship with land use dynamics in tropical transition zones. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], 2024.

SMITH, W. S. (org.). **Biodiversidade do Município de Sorocaba**: atualização e subsídios para a sua conservação. Sorocaba: Universidade Paulista, Grupo de Pesquisa Ecologia Estrutural e Funcional de Ecossistemas, 2020. 364 p.

SOUSA, A. M. B. C. **Padrões socioeconômicos e a relação com a oferta de serviços ecossistêmicos das áreas verdes urbanas**. 2025. 171 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2025.

TEEB - THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY. **Manual for Cities**: Ecosystem Services in Urban Management. TEEB, 2011.

TERRADO, M. *et al.* Model-based assessment of managing risks to wildlife habitats across a terrestrial-freshwater ecotone. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 184, p. 290-302, 2016.

TOSTO, S. G. *et al.* **Valoração de serviços ecossistêmicos**: metodologias e estudos de caso. Brasília, DF: Embrapa, 2015.

TORRES, H. G.; MARQUES, E. C. **São Paulo: segregação, pobreza e desigualdades sociais**. São Paulo: Senac, 2005.

TROLL, C. **Landscape Ecology**. ITC -UNESCO. Delft., The Netherlands. Especial Publication s 4. 1966. 23p

UNITED NATIONS ORGANIZATION (ONU). **Transforming our world**: The 2030 agenda for sustainable development. New York: United Nations, Department of Economic and Social Affairs, 2015.

URBAN, D. L.; SHUGART, H. H. Avian demography in mosaic landscapes: modeling paradigm and preliminary. In: VERNE, M.L. *et al.* **Wildlife 2000 – Modeling Habitat relationships of terrestrial vertebrates**. The University of Wisconsin Press. Madison, p. 273-279. 1986.

VIGLIZZO, E. F. *et al.* Ecosystem service evaluation to support land-use policy. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, p. 78-84, 2012.

VILELA, G. F. *et al.* **Vida terrestre: contribuições da Embrapa**. Brasília: Embrapa, 2018.

EARTH, S. R. **The discovery of global warming**. EUA: Harvard University, 2004.

WANG, Y. *et al.* Spatiotemporal evolution of habitat quality and its response to landscape pattern changes in metropolitan areas. **Ecological Indicators**, [S. l.], 2024.

WESTMAN, W. E. (1977). **How much are nature's services worth?**. Science, p. 960-964, 1977.

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

YOHANNES, H. *et al.* Spatio-temporal changes in habitat quality and linkage with landscape characteristics in the Beressa watershed, Blue Nile basin of Ethiopian highlands. **Journal of Environmental Management**, 2021.

ZHU, C. *et al.* Spatiotemporal evolution of habitat quality in the Pan-Yangtze River Delta, China: A viewpoint from land use transformation. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 272, p. 122854, 2020.