

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA**

VICTOR SILVEIRA MASSINI

**DINÂMICA ESPAÇO TEMPORAL DA BACIA DE
DRENAGEM DO RIO SANTA CLARA (ES) EM 2000 E 2020
SOB A ÓTICA DA ECOLOGIA DE PAISAGEM.**

VITÓRIA (ES), 2023

VICTOR SILVEIRA MASSINI

**DINÂMICA ESPAÇO TEMPORAL DA BACIA DE
DRENAGEM DO RIO SANTA CLARA (ES) EM 2000 E 2020
SOB A ÓTICA DA ECOLOGIA DE PAISAGEM.**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia do Departamento de Geografia da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Geografia, na área de concentração Dinâmica dos Territórios e da Natureza.

Orientador: Prof.^a Dra. Cláudia Câmara do Vale

VITÓRIA (ES), 2023

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

M417d Massini, Victor Silveira, 1988-
Dinâmica espaço temporal da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES) em 2000 e 2020 sob a ótica da Ecologia de Paisagem. / Victor Silveira Massini. - 2023.
306 f. : il.

Orientadora: Cláudia Câmara do Vale.
Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais.

1. Biogeografia. 2. Ecologia da Paisagem. 3. Mata Atlântica. 4. Métricas. 5. Dinâmica da paisagem. 6. Parque Nacional do Caparaó. I. Vale, Cláudia Câmara do. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências Humanas e Naturais. III. Título.

CDU: 91


VICTOR SILVEIRA MASSINI

**"DINÂMICA ESPAÇO TEMPORAL DA BACIA DE DRENAGEM
DO RIO SANTA CLARA (ES) EM 2000 E 2020 SOB A ÓTICA DA
ECOLOGIA DE PAISAGEM."**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia do Centro de Ciências Humanas e Naturais, da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Doutor em Geografia.


Aprovada em 13 de novembro de 2023.

Comissão Examinadora:

Documento assinado digitalmente
 **CLAUDIA CAMARA DO VALE**
Data: 13/11/2023 18:04:17-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


**Prof^a. Dr^a. Cláudia Câmara do
Vale (UFES)**

Orientadora e Presidente da Banca

Documento assinado digitalmente
 **ANTONIO CELSO DE OLIVEIRA GOULART**
Data: 15/11/2023 15:49:33-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


**Prof. Dr. Antonio Celso Oliveira
Goulart (UFES)**

Examinador Interno

Documento assinado digitalmente
 **RAFAEL DE CASTRO CATAO**
Data: 15/11/2023 13:33:47-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


**Prof. Dr. Rafael de Castro Catão
(UFES)**

Examinador Interno

Documento assinado digitalmente
 **SIRIUS OLIVEIRA SOUZA**
Data: 13/11/2023 19:37:37-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

**Prof. Dr. Sirius Oliveira Souza
(UNIVASF)**

Examinador Externo

Documento assinado digitalmente
 **SIMONE RODRIGUES DE FREITAS**
Data: 13/11/2023 19:55:09-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

**Prof^a. Dr^a. Simone Rodrigues de
Freitas (UFABC)**

Examinadora Externa

AGRADECIMENTOS

O autor agradece primeiramente à Deus e à sua família, pilares deste trabalho; Agradece à Universidade Federal do Espírito Santo e ao Programa de Pós-Graduação em Geografia do Centro de Ciências Humanas e Naturais, agradecendo ao seu corpo docente e técnico; Agradece à Professora Orientadora Doutora Cláudia Câmara do Vale pela sua dedicação e confiança à/na educação pública brasileira; Agradece aos colegas do Laboratório de Pesquisa em Biogeografia e Paisagens Geográficas, em especial Marta Leite Oliver Batalha, pelos anos compartilhados de muito trabalho, aprendizado e crescimento; Agradece à Unidade de Conservação Parque Nacional do Caparaó e sua equipe gestora administrativa; Agradece à plataforma MapBiomas pela produção e disponibilização dos dados do uso e da cobertura da terra no Brasil; Agradece à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio à pesquisa.

“[...] Porque na verdade toda árvore é um livro, toda folha uma ciência, toda flor uma página de erudição, todo fruto uma esperança, toda semente um generoso fruto”

(Von Martius EM Ferrão; Soares, 1996, p. 135)

RESUMO

O estado do Espírito Santo encontra-se na costa oriental do Brasil, compondo o domínio da Mata Atlântica, que há séculos passa por transformações em sua cobertura, cada vez mais intensificadas. Em meados do século XX ampliaram-se os debates acerca dos impactos negativos sobre o meio ambiente, ganhando espaço a agenda ambiental em setores públicos e privados, ao passo que o conhecimento científico se desenvolveu tornando-se fundamental para o planejamento do uso e da ocupação da terra, na busca de conciliar o desenvolvimento à conservação dos recursos naturais, como a água, o solo, o ar, o clima, a flora, a fauna etc. Esta pesquisa teve como objeto de estudo as sub-bacias hidrográficas dos rios Santa Clara e Pedregulho, localizadas à montante da bacia hidrográfica do rio Itapemirim, nos municípios de Iúna e Irupi (ES). O recorte espacial considerado foi denominado bacia de drenagem do rio Santa Clara e parte de sua área está inserida na unidade de conservação do Parque Nacional do Caparaó, uma região onde os elementos e os atributos presentes a fazem ser considerada prioritária para conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos. Para responder a hipótese considerada por esta pesquisa investigou-se a dinâmica do uso e da cobertura da terra através do cálculo de métricas da paisagem para os anos de 2000 e 2020 e avaliou-se em relação ao contexto de desenvolvimento de políticas públicas ambientais no Espírito Santo e no Brasil. O enfoque desta pesquisa teve caráter biogeográfico e integrador, fundamentando-se nos pressupostos teóricos da Ecologia de Paisagem, verificando seu potencial enquanto ferramenta útil ao planejamento e ordenamento territorial. Para isso, utilizou-se dados espaciais fornecidos pela plataforma MapBiomas e uma série de dados levantados a partir de pesquisa bibliográfica, documental e de campo. O uso dos dados geoespaciais e das métricas da paisagem, processados nos *software ArcGis* e *Fragstats*, possibilitaram a identificação de um padrão florestal em que a maior parte dos fragmentos são pequenos, confirmando a tendência de transformação da paisagem por usos antrópicos em detrimento da vegetação natural. No entanto, foram identificados fragmentos florestais de extensão significativa e, portanto, centrais para a manutenção da biodiversidade, com destaque para o papel conservacionista desempenhado pelo Parque Nacional do Caparaó e identificado no contexto da área estudada. Considerou-se necessário o desenvolvimento de estratégias e ações integradas para a efetivação das políticas públicas que visam a recuperação e proteção dos recursos naturais no estado do Espírito Santo, sendo fundamental o alinhamento dos objetivos no atendimento à legislação ambiental.

Palavras-chave: Ecologia de Paisagem, Dinâmica Espacial, Mata Atlântica, Bacia Hidrográfica do rio Itapemirim, Parque Nacional do Caparaó.

ABSTRACT

The state of Espírito Santo is located on the eastern coast of Brazil, forming part of the Atlantic Forest domain, which has been undergoing transformations in its coverage for centuries, increasingly intensifying over time. In the middle of the 20th century, debates about the negative impacts on the environment expanded, and the environmental agenda gained ground in public and private sectors. Furthermore, scientific knowledge was developed, becoming fundamental for planning the use and occupation of land, in an attempt to reconcile development with the conservation of natural resources such as water, soil, air, climate, flora, fauna, etc. The object of this research was to study the sub-basins of the Santa Clara and Pedregulho rivers, located upstream of the Itapemirim river basin, in the municipalities of Iúna and Irupi (ES). The spatial area considered was called the Santa Clara River drainage basin and part of its area falls within the Caparaó National Park conservation unit, a region where the elements and attributes present make it a priority for the conservation of biodiversity and water resources. To answer the hypothesis proposed by this research, the dynamics of land use and land cover were investigated by calculating landscape metrics for the years 2000 and 2020. Moreover, those measurements were evaluated in the context of environmental public policy development in Espírito Santo and Brazil. This research had a biogeographic and integrative emphasis, based on the theoretical assumptions of Landscape Ecology, verifying its potential as a useful tool for territorial planning and management. In order to accomplish these goals, spatial data provided by the MapBiomas platform were used, as well as a series of data gathered from bibliographical, documentary and field research. The use of geospatial data and landscape metrics, processed using ArcGis and Fragstats software, made it possible to identify a forest pattern in which most of the fragments are small, confirming the tendency for the landscape transformation by anthropic uses at the expense of natural vegetation. However, forest fragments of significant size were identified and therefore central to the maintenance of biodiversity, with emphasis on the conservation role played by the Caparaó National Park and identified in the context of the studied area. The development of integrated strategies and actions was deemed necessary in order to implement public policies aimed at recovering and protecting natural resources in the state of Espírito Santo. Considering the above, the alignment of objectives with environmental legislation was crucial.

Keywords: Landscape Ecology, Spatial Dynamics, Atlantic Forest, Itapemirim River Basin, Caparaó National Park.

RESUMEN

El estado de Espírito Santo está ubicado en la costa oriental de Brasil, formando parte de la Mata Atlántica, que desde hace siglos sufre transformaciones cada vez más intensificadas en su cobertura. A mediados del siglo XX, los debates sobre los impactos negativos en el medio ambiente se ampliaron, ganando terreno en la agenda ambiental de los sectores público y privado, mientras se desarrollaba el conocimiento científico, tornándose fundamental para la planificación del uso y ocupación del suelo, en la búsqueda de conciliar el desarrollo con la conservación de los recursos naturales, como el agua, el suelo, el aire, el clima, la flora, la fauna, etc. Esta investigación tuvo como objeto de estudio las subcuencas de los ríos Santa Clara y Pedregulho, ubicadas a la fuente de la cuenca hidrográfica del río Itapemirim, en los municipios de Iúna e Irupi (ES). El corte espacial considerado ha sido llamado cuenca de drenaje del río Santa Clara y parte de su área está inserida en la unidad de conservación del Parque Nacional de Caparaó, una región donde los elementos y los atributos presentes la consideran prioridad para la conservación de la biodiversidad y de los recursos hídricos. Para responder a las hipótesis consideradas por esta investigación, la dinámica del uso y cobertura del suelo fue investigada mediante el cálculo de métricas de paisaje para los años 2000 y 2020 y evaluadas en relación al contexto de desarrollo de políticas públicas ambientales en Espírito Santo y en Brasil. El enfoque de esta investigación fue de carácter biogeográfico e integrador, basándose en los supuestos teóricos de la Ecología del Paisaje, verificando su potencial como herramienta útil para la planificación y el ordenamiento territorial. Para ello se utilizaron datos espaciales proporcionados por la plataforma MapBiomas y una serie de datos recopilados de investigaciones bibliográficas, documentales y de campo. El uso de datos geoespaciales y métricas paisajísticas, procesados en software ArcGis y Fragstats, permitió identificar un patrón forestal en el que la mayoría de los fragmentos son pequeños, confirmando la tendencia a la transformación del paisaje debido a usos antropogénicos en detrimento de la vegetación natural. Sin embargo, se identificaron fragmentos de bosque de extensión significativa y, por tanto, centrales para el mantenimiento de la biodiversidad, con énfasis en el papel conservacionista desempeñado por el Parque Nacional de Caparaó e identificados en el contexto del área estudiada. Se consideró necesario desarrollar estrategias y acciones integradas para implementar políticas públicas orientadas a la recuperación y protección de los recursos naturales en el estado de Espírito Santo, siendo fundamental la alineación de objetivos en el cumplimiento de la legislación ambiental.

Palabras clave: Ecología del Paisaje, Dinámica Espacial, Mata Atlántica, Cuenca Hidrográfica del río Itapemirim, Parque Nacional de Caparaó.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa dos corredores ecológicos prioritários de conservação no estado do Espírito Santo com destaque para o Corredor Ecológico Caparaó (10).....	25
Figura 2 – Esquema de áreas prioritárias para conservação no estado do Espírito Santo com destaque para a Área Prioritária do Caparaó (4).....	26
Figura 3 – Mapa de Localização área em estudo.....	30
Figura 4 – Fatores formadores da paisagem, seus atributos e inter-relações.	37
Figura 5 – Representação esquemática da estrutura conceitual da Ecologia e da Ecologia de Paisagem.	41
Figura 6 – Representação esquemática multi-escala de observação da paisagem centrada em diferentes organismos.	44
Figura 7 – Representação esquemática do mosaico de manchas ou patches que compõem uma paisagem heterogênea, com as setas indicando as interações entre as manchas nas trocas de materiais e energias.	48
Figura 8 – Representação esquemática de distintas escalas de análise da heterogeneidade na paisagem.	49
Figura 9 – Diferentes tipos de configuração espacial de uma paisagem hipotética.	50
Figura 10 – Diferentes formas e tamanhos de manchas e relações entre áreas interiores e margens/bordas.....	55
Figura 11 – Variedade de formas possíveis de manchas nas paisagens, conforme origem e forma. (a) De 1 a 13 Manchas naturais. (b) De 14 a 26 manchas de origem antrópica/formas geométricas.....	56
Figura 12 – Características determinantes da matriz de uma Paisagem.....	60
Figura 13 – Diagrama conceitual hierárquico para os quatro níveis de análise proposta pelas métricas: célula, mancha, classe (LCT) e paisagem.....	65
Figura 14 – Processo de perda e fragmentação de áreas de habitat.....	76
Figura 15 – Conectividade e Percolação da paisagem mediante diferentes condições de perda de áreas de habitat.....	82
Figura 16 – Conectividade e Percolação da paisagem mediante diferentes condições de aumento de áreas de habitat.....	83
Figura 17 – Estratégias para promoção da conectividade na paisagem baseado na relação da configuração das áreas de habitat e da composição da matriz.....	87
Figura 18 – Trecho da rodovia BR 262 em que perpassa pela bacia de drenagem do rio Santa Clara.....	110
Figura 19 – Estradas rurais não pavimentadas na bacia de drenagem do rio Santa Clara.	111
Figura 20 – Imagem de satélite do Parque Nacional do Caparaó e adjacências.	113

Figura 21 – Precipitação e Temperatura média da série histórica (1990 – 2016).	117
Figura 22 – Mapa hipsométrico e modelo sombreado do terreno na área em estudo. .	122
Figura 23 – Mapa geológico e geomorfológico na área em estudo.	123
Figura 24 – Mapa de orientação e clinométrico do relevo na área em estudo.	124
Figura 25 – Mapa da hidrografia e hierarquização dos cursos d’água na área em estudo.	125
Figura 26 – Leitos pedregosos em cursos d’água afluentes da bacia de drenagem do rio Santa Clara.....	127
Figura 27 – Fluxograma das etapas da pesquisa.....	136
Figura 28 – Exemplo das ordens dos cursos d’água conforme classificação de Strahler.	146
Figura 29 – Códigos das classes da legenda e cores utilizadas na Coleção 6 do MapBiomias.....	149
Figura 30 – Mapa de Uso e cobertura da terra na bacia de drenagem do rio Santa Clara, 2000 e 2020.	164
Figura 31 – Área da classe (CA), em hectares, 2000 e 2020.....	165
Figura 32 – Porcentagem da classe na paisagem (PLAND), 2000 e 2020.....	166
Figura 33 – Mancha de Pastagem na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).....	168
Figura 34 – Mancha de Lavouras Temporárias na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).	169
Figura 35 – Mancha de Mosaico de Agricultura e Pastagem na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).	170
Figura 36 – Mancha de Formação Florestal na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).	171
Figura 37 – Mancha de Afloramento Rochoso coberto por vegetação rupestre na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).	172
Figura 38 – Mancha de Silvicultura na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).....	173
Figura 39 – Mancha de Área Urbana na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES). Distrito de Santa Cruz de Irupi – Irupi.	174
Figura 40 – Mancha de Outras Áreas não Vegetadas na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).....	175
Figura 41 – Mancha de Corpos D’água na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).	176
Figura 42 – Mapa da Matriz de Agricultura e Pastagem em 2000 e 2020, na bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).	178

Figura 43 – Mapa das Manchas da Paisagem em 2000 e 2020, na bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).....	179
Figura 44 – Mapa da Mancha de Formação Florestal em 2000 e 2020, na bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).	180
Figura 45 – Mapa da Mancha de Silvicultura em 2000 e 2020, na bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).....	181
Figura 46 – Número de manchas (NP), por classe, 2000 e 2020.	185
Figura 47 – Densidade de manchas (PD), por classe, 2000 e 2020.....	187
Figura 48 – Índice de maior mancha (LPI), por classe, 2000 e 2020.....	189
Figura 49 – Tamanho médio da mancha (AREA_MN), por classe, 2000 e 2020.....	191
Figura 50 – Índice de forma da paisagem (LSI), por classe, 2000 e 2020.	193
Figura 51 – Índice de forma médio (SHAPE_MN), por classe, 2000 e 2020.	195
Figura 52 – Índice de razão perímetro-área média (PARA_MN), por classe, 2000 e 2020.	197
Figura 53 – Área núcleo total (TCA) na classe Formação Florestal, 2000 e 2020 – 30, 60 e 90 metros.....	200
Figura 54 – Porcentagem de área núcleo (CPLAND) na classe Formação Florestal, 2000 e 2020 – 30, 60 e 90 metros.....	202
Figura 55 – Distância média do vizinho mais próximo (ENN_MN) na classe Formação Florestal, 2000 e 2020.	205
Figura 56 – Índice de proximidade média (PROX_MN) na classe Formação Florestal, 2000 e 2020 – 60, 300 e 600 metros.....	206
Figura 57 – Mapa das Manchas da classe de Formação florestal organizadas por tamanho, em hectares, 2000 e 2020.	209
Figura 58 – Relação entre o número de fragmentos por classe de tamanho e a área total de cada classe, em hectares (2000).....	211
Figura 59 – Relação entre o número de fragmentos por classe de tamanho e a área total de cada classe, em porcentagem (2000).	211
Figura 60 – Relação entre o número de fragmentos por classe de tamanho e a área total de cada classe, em hectares (2020).....	214
Figura 61 – Relação entre o número de fragmentos por classe de tamanho e a área total de cada classe, em porcentagem (2020).	214
Figura 62 – Mapa das Manchas da classe de Formação florestal organizadas por resultado do “Índice de forma”, em 2000 e 2020.....	218
Figura 63 – Mapa das Manchas da classe de Formação florestal organizadas por resultado do “Índice de proximidade”, em 2000 e 2020.	220
Figura 64 – Mapa das Manchas da classe de Formação florestal organizadas por resultado de “Distância do vizinho mais próximo”, em metros, 2000 e 2020.	222

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Síntese das escolas Europeia e Norte Americana de Ecologia de Paisagem.	40
Quadro 2 – Concepções e aplicações dos princípios da disciplina de Ecologia de Paisagem.....	42
Quadro 3 – Síntese das definições de estrutura, função e mudança das paisagens.	52
Quadro 4 – Tipificação de paisagens segundo o modelo mancha-corredor-matriz.	53
Quadro 5 – Tipos de estruturas básicas de corredores.....	59
Quadro 6 – Vantagens e desvantagens dos corredores nas paisagens.	85
Quadro 7 – Serviços ecológicos prestados pelos ecossistemas, conforme Ehrlich e Ehrlich (1981).....	90
Quadro 8 – Benefícios dos “serviços ecológicos” prestados pela MA, conforme Spellerberg (1992).	91
Quadro 9 – Síntese do histórico da legislação ambiental no Brasil.....	99
Quadro 10 – Dados espaciais e suas respectivas fontes.	139
Quadro 11 – Código das folhas do mosaico articulado utilizadas.....	140
Quadro 12 – Pontos cardeais e seus respectivos intervalos em graus.	143
Quadro 13 – Reclassificação das imagens raster de uso e cobertura da terra de 2000 e 2020.	151
Quadro 14 – Composição das classes de uso e cobertura da terra conforme MapBiomias.	153
Quadro 15 – Síntese das métricas calculadas no nível de Classe e Mancha.	157

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Matriz e área ocupada pela matriz (hectares/porcentagem) na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES), 2000 e 2020.	165
Tabela 2 – Classes e área ocupada por cada classe (hectares / porcentagem) na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES), 2000 e 2020.	167
Tabela 3 – Classificação das manchas da paisagem na bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES), 2000 e 2020.	176
Tabela 4 – Distribuição das manchas da paisagem na bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES), 2000 e 2020.	177
Tabela 5 – Resultado das métricas da paisagem no ano 2000.....	183
Tabela 6 – Resultado das métricas da paisagem no ano 2020.....	183
Tabela 7 – Resultados das métricas TCA e CPLAND com parâmetro de 30 metros de distância, para os anos de 2000 e 2020.....	199
Tabela 8 – Resultados das métricas TCA e CPLAND com parâmetro de 60 metros de distância, para os anos de 2000 e 2020.....	199
Tabela 9 – Resultados das métricas TCA e CPLAND com parâmetro de 90 metros de distância, para os anos de 2000 e 2020.....	199
Tabela 10 – Resultado da métrica ENN_MN na classe de Formação florestal, para os anos de 2000 e 2020.....	203
Tabela 11 – Resultados das métricas PROX_MN com parâmetro de 60. 300 e 600 metros de distância, para os anos de 2000 e 2020.....	204
Tabela 12 – Resultado das métricas das Manchas da classe de Formação florestal, 2000.	210
Tabela 13 – Resultado das métricas das Manchas da classe de Formação florestal, 2020.	213

LISTA DE SIGLAS

AE – Área em Estudo.

AEM – Avaliação Ecológica do Milênio.

AGERH – Agência Estadual de Recursos Hídricos.

ANA – Agência Nacional das Águas.

APA – Área de Proteção Ambiental.

APP – Área de Preservação Permanente.

AREA – *Area* (Área da mancha).

AREA_MN – *Mean patch area* (Tamanho médio da mancha).

BDRSC – Bacia de Drenagem do rio Santa Clara.

BHRI – Bacia Hidrográfica do rio Itapemirim.

CA – *Class area* (Área da classe).

CAR – Cadastro Ambiental Rural.

CBHRI – Comitê da Bacia Hidrográfica do rio Itapemirim.

CE – Corredores Ecológicos.

CECA – Corredor Ecológico Central da Amazônia.

CECMA – Corredor Ecológico Central da Mata Atlântica.

CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos.

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente.

CPLAND – *Core Area Percentage of Landscape* (Porcentagem de área núcleo na paisagem).

ES – Espírito Santo.

ESEC – Estação Ecológica.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.

ENN – *Euclidean nearest-neighbor distance* (Distância do vizinho mais próximo).

ENN_MN – *Mean Euclidean nearest-neighbor distance* (Distância média do vizinho mais próximo).

FBDS – Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável.

GEOBASES – Sistema Integrado de Bases Geoespaciais do Estado do Espírito Santo.

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis.

IBDF – Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

ICMBIO – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.

IDAF – Instituto de Defesa Agropecuária e Florestado do Espírito Santo.

IEMA – Instituto Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

IPEMA – Instituto de Pesquisa da Mata Atlântica.

IJSN – Instituto Jones dos Santos Neves.

INCAPER – Instituto Capixaba de Pesquisa e Assistência Técnica e Extensão Rural.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.

LPI – *Largest patch index* (Índice de maior mancha da paisagem).

LSI – *Landscape shape index* (Índice de forma da paisagem).

MA – Mata Atlântica.

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

MINFRA – Ministério da Infraestrutura.

MMA – Ministério do Meio Ambiente.

NMRM – Nível Médio Relativo do Mar.

MDT – Modelo Digital do Terreno.

MG – Minas Gerais.

MS – Mato Grosso do Sul

NP – *Number patch* (Número de manchas).

N-S – Norte Sul.

O-L – Oeste Leste.

ONG – Organização Não Governamental.

ONU – Organização das Nações Unidas.

PARA_MN – *Perimeter-area ration* (Relação perímetro x área).

PD – *Patch density* (Densidade das manchas).

PLAND – *Percentage of Landscape* (Porcentagem da área ocupada pela classe na paisagem).

PM – Plano de Manejo.

PNC – Parque Nacional do Caparaó.

PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos.

PRA – Programa de Regularização Ambiental.

PROX – *Proximity index* (Índice de proximidade).

PROX_MN – *Mean proximity index* (Índice de proximidade média).

PSA – Pagamento por serviços ambientais.

RESEX – Reserva Extrativista.

RL – Reserva Legal.

RPPN – Reserva Particular do Patrimônio Natural.

SAF – Sistema Agroflorestal.

SE – Serviços Ecossistêmicos.

SEAMA - Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

SGB – Serviço Geológico do Brasil

SHAPE – *Shape index* (Índice de forma).

SHAPE_MN – *Mean patch shape index* (Índice de forma média das manchas).

SIG – Sistema de Informação Geográfica.

SIGERH/ES – Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado do Espírito Santo.

SISBIO – Sistema de Cadastramento de Pesquisas do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.

SISCAR – Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural.

SNIRH – Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos.

SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação.

TCA – *Total core area* (Área núcleo total).

TGS – Teoria Geral do Sistema.

UC – Unidade de conservação.

UFES – Universidade Federal do Espírito Santo.

UFPR – Universidade Federal do Paraná.

UICN – União Internacional para Conservação da Natureza.

UNESCO – Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura.

UP – Unidade de planejamento.

UTM – Sistema Universal Transverso de Mercator.

ZA – Zona de Amortecimento.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 – APRESENTAÇÃO	20
1.1 Introdução	21
1.2 Hipótese	23
1.3 Objetivos	23
1.4 Justificativa	24
CAPÍTULO 2 – PRESSUPOSTOS TEÓRICOS	33
2.1 Ecologia de Paisagem	34
2.2 Estrutura da paisagem: mancha, corredor, matriz.....	46
2.3 Índices e métricas na quantificação da estrutura da paisagem.....	63
CAPÍTULO 3 – CONCEITOS IMPORTANTES À PESQUISA	74
3.1 Perda, Fragmentação e Conectividade	75
3.1.1 Considerações sobre a perda e a fragmentação de áreas naturais	75
3.1.2 Considerações sobre a conectividade na paisagem	79
3.2 A Mata Atlântica.....	87
3.2.1 Origens e Importância da Mata Atlântica: Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos	87
3.2.2 Breve histórico do uso e ocupação da Mata Atlântica	92
3.2.3 Área original versus Área remanescente	94
3.3 A Gestão do Meio Ambiente no Brasil: Legislação e Governança	97
3.3.1 Breve histórico da legislação ambiental no Brasil	97
3.3.2 Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC).....	100
4.1 Localização e contextualização da área em estudo	108
4.2 Breves considerações acerca do Parque Nacional do Caparaó contextualizadas com a área em estudo.....	112

4.3 Aspectos sobre o clima na área em estudo.....	115
4.4 Aspectos sobre a geologia e geomorfologia na área em estudo.....	117
4.5 Aspectos sobre a hidrografia na área em estudo	126
CAPÍTULO 5 – PROCEDIMENTOS TÉCNICO-OPERACIONAIS	134
5.1 Atividades de Gabinete	137
5.1.1 Produção cartográfica.....	138
5.1.2 Parâmetros e premissas consideradas no Fragstats e a seleção das métricas de paisagem.....	156
5.2 Atividades de Campo.....	159
CAPÍTULO 6 – RESULTADOS E DISCUSSÃO	162
6.1 Estabelecimento da Matriz e classificação das Manchas da paisagem.....	163
6.2 Dinâmica do uso e cobertura da terra na área em estudo entre os anos de 2000 e 2020: avaliação das métricas da paisagem.....	182
6.2.1 – Métricas no nível de classes: uso e cobertura da terra	182
6.2.1.1 Medidas de área núcleo na classe de formação florestal	198
6.2.1.2 Medidas de isolamento na classe de Formação florestal	203
6.2.2 – Métricas no nível de manchas da classe de Formação florestal.....	207
6.3 Integração e Discussão dos resultados	223
CAPÍTULO 7 – CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	260
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	270
ANEXOS.....	284

“Se um certo número de espécies desaparecer, será que os ecossistemas entrarão em colapso e, conseqüentemente, a maioria das outras espécies também se extinguirão? A única resposta que alguém pode dar é que é possível. Porém, quando soubermos com certeza a resposta, pode ser tarde demais. Um planeta, um experimento”

(WILSON, 1992).

1.1 Introdução

Durante quase três séculos, desde o início do processo de industrialização, que foi intensificado sobretudo no século XX, observou-se a aceleração nos processos de uso e transformação da cobertura da Terra. Conseqüentemente, as interferências humanas daí advindas, trouxeram impactos negativos e positivos, que atingem desde a escala local até a escala global.

Preconizado pela Organização das Nações Unidas, ocorreu em 2001 a Avaliação Ecosistêmica do Milênio¹ (*Millennium Ecosystem Assessment – MEA*), cuja finalidade era conhecer as condições e tendências dos ecossistemas mundiais e dos serviços prestados pelos mesmos. O resultado foi um extenso relatório acerca das condições dos ecossistemas descrevendo como as ações humanas já os alteraram de forma impactante, trazendo conseqüências surpreendentes. Outros acordos internacionais que visam a proteção do meio ambiente e do clima, como o de Paris, em 2016, demonstram que parte dos líderes mundiais já estão cientes sobre as previsões científicas desastrosas para a humanidade, que já estão sendo enfrentadas localmente.

Modelos ultrapassados de produção e de consumo configuram entraves que dificultam uma guinada global no sentido da utilização de toda a tecnologia disponível em prol de uma melhor qualidade de vida para os atuais habitantes do planeta, e para as gerações futuras. Nesse aspecto, torna-se fundamental projetos de desenvolvimento que considerem o uso sustentável dos recursos naturais.

Estudos como os de Ranta *et al.* (1998), Sala *et al.* (2000), Metzger (2001a), Yrjö (2002), Fahrig (2003), Ribeiro *et al.* (2009), Auffret, Plue e Cousins (2015), Fletcher *et al.* (2018) e outros, demonstram que nas últimas décadas houve uma perda acelerada da cobertura natural de diversos domínios florestais, o que representa, conseqüentemente, a perda de áreas de biodiversidade.

¹ O programa envolveu mais de 1.000 pesquisadores de 95 países em um extenso processo, e portanto, com legitimidade política e credibilidade científica, seguindo procedimentos do IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) (MEA, 2005).

Dessa forma, também tem ocorrido na cobertura vegetal da Mata Atlântica, predominantemente original do Domínio dos Mares de Morros (AB’SÁBER, 2003), e que é considerada um dos *hotspots*² mundiais de biodiversidade, justamente por apresentar uma alta taxa de biodiversidade sujeita à um considerável índice de ameaça (MYERS, 1990; MYERS *et al.*, 2000). É o que demonstra o relatório anual de 2019-2020 da Fundação SOS Mata Atlântica e do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2021): restam cerca 12%³ dos remanescentes de vegetação nativa.

Nesse sentido, as políticas públicas são postas como meios para diminuição do avanço da devastação ambiental, de forma a promover a conservação e proteção de áreas naturais importantes, bem como a preservação de suas funções ecossistêmicas, cujos benefícios são os serviços ecossistêmicos (SE)⁴, vitais para os seres humanos e o seu bem-estar. Tais ações podem ser realizadas, por exemplo, através de instrumentos como a criação de Áreas Protegidas, estratégia reconhecida e aplicada em escala mundial (WATSON *et al.*, 2014; UNEP-WCMC; IUCN, 2016).

Diversos cientistas, há décadas, estabelecem relações entre os processos da natureza e as atividades da sociedade humana, destacando a dependência dos sistemas econômicos vigentes ao capital natural. Este último definido como os recursos naturais que geram fluxos de bens e serviços necessários à sociedade humana (FERRAZ *et al.*, 2019). Dentre variadas definições para os SE, conforme a Avaliação Ecosistêmica do Millenium (2003), “serviços ecossistêmicos são os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas”, os quais são organizados em 4 grupos: serviços de regulação, de provisão, de suporte e serviços culturais.

Fruto dessa preocupação, a Avaliação Ecosistêmica do Millenium (MEA, 2005) resultou de um processo de avaliação integrada sobre os impactos que as mudanças nos ecossistemas causam na disponibilidade dos serviços ambientais no planeta Terra e

² *Hotspots* são áreas com excepcional concentração de espécies (fauna e flora) com alto grau de endemismo, ou seja, com ocorrência exclusiva à determinadas áreas, e que encontram-se sob alta ameaça de extinção (MITTERMEIER *et al.*, 2004).

³ Esse percentual demonstrou-se variável entre diferentes fontes.

⁴ Doravante será utilizado a sigla SE para fazer referência aos Serviços Ecossistêmicos.

consequentemente no bem-estar da população, visando a obtenção de respostas e diretrizes que atendam à necessidade de informações científicas pelos tomadores de decisões.

1.2 Hipótese

Assume-se que, durante o recorte temporal de 20 anos, entre 2000 e 2020, com base no mapeamento do uso e da cobertura da terra, a legislação ambiental que exige a proteção aos recursos ambientais, tais como: “Áreas prioritárias para a conservação no Espírito Santo” (Decreto nº 2530-R); “Corredores Ecológicos Prioritários do Espírito Santo” (Decreto nº 2529-R); e o “Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC (Lei 9.985/2000), foram exemplos de políticas públicas que proporcionaram a diminuição da fragmentação florestal no período observado, bem como o aumento da área florestada na bacia de drenagem do rio Santa Clara.

1.3 Objetivos

Para avaliar a hipótese desta pesquisa, o objetivo central é compreender, com enfoque biogeográfico e integrador, as transformações no uso e cobertura da terra e a dinâmica espacial da cobertura florestada na bacia de drenagem do rio Santa Clara para dois recortes temporais (2000 e 2020) e em relação às políticas públicas e ações desenvolvidas em âmbito nacional e estadual.

Como objetivos específicos, a pesquisa pretende:

- Identificar e representar o elemento da matriz da paisagem nos dois recortes temporais;
- Classificar as manchas da paisagem nos dois recortes temporais;
- Quantificar as classes de uso e cobertura da terra na área em estudo para os diferentes recortes temporais com base nos dados produzidos e disponibilizados pela plataforma MapBiomas (coleção 6);
- Conhecer a dinâmica espacial da paisagem nos dois momentos distintos, nos níveis de mancha e classe, por meio das métricas da paisagem geradas no *software Fragstats*;

- Observar o papel da Unidade de conservação Parque Nacional do Caparaó na salvaguarda dos recursos ambientais da área em estudo.

A importância das investigações sobre a cobertura florestal e sua dinâmica, ou seja, sua distribuição no espaço e no tempo, fundamenta-se no reconhecimento dos benefícios promovidos pelo conjunto de serviços ecossistêmicos prestados, envolvidos na perspectiva integradora da paisagem a qual esta pesquisa propõe basear-se.

Além disso, como potencialidades que convergem com os objetivos deste trabalho, a década 2020-2030 foi declarada pela Organização das Nações Unidas (ONU) como a *década da restauração de ecossistemas*⁵, que tem como principal objetivo conter a degradação dos ecossistemas e restaurá-los para alcançar objetivos globais frente aos desafios ambientais, sobretudo climáticos. A exemplo da importância desse programa de restauração dos ecossistemas destaca-se a urgente necessidade de voltar o olhar para as bacias hidrográficas como unidades de planejamento estratégicas na manutenção e garantia da oferta dos recursos hídricos de qualidade, devido ao seu caráter vital. Com destaque para expansão de programas de incentivo à restauração, à recuperação, à conservação e à preservação de áreas naturais, como os Pagamentos por Serviços Ambientais, que exigirão conhecimento especializado para execução prática de modo eficiente com base em estudos científicos.

1.4 Justificativa

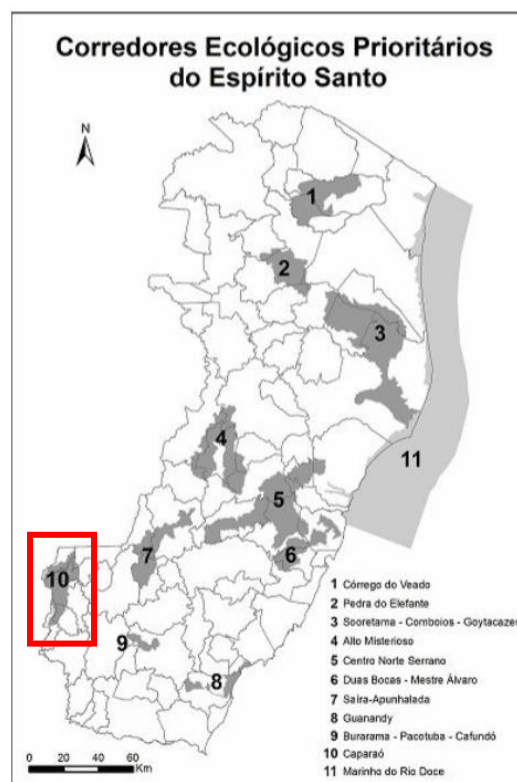
No Brasil, observam-se políticas públicas como Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), estabelecido pela Lei Federal nº 9.985 de 2000 (BRASIL, 2000a), a Lei da Mata Atlântica – Lei Federal nº 11.428 de 2006 (BRASIL, 2006) –, e a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Código Florestal) – Lei Federal nº 12.651 de 2012 (BRASIL, 2012) –, esta última que determina a delimitação e proteção de Reservas Legais (RL) e de Áreas de Preservação Permanente (APP). Além disso, existem projetos como os “Corredores Ecológicos”, desenvolvido pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) e parcerias a partir do

⁵ Recuperado de <https://brasil.un.org/pt-br/130341-comeca-decada-da-onu-da-restauracao-de-ecossistemas#:~:text=Sobre%20a%20D%C3%A9cada%20%2D%20A%20D%C3%A9cada,para%20alcan%C3%A7ar%20os%20objetivos%20globais.>

ano 2002, que, na perspectiva de preservação das florestas equatoriais e tropicais, visam o reestabelecimento do Corredor Ecológico Central da Amazônia (CECA) e do Corredor Ecológico Central da Mata Atlântica (CECMA), respectivamente.

No estado do Espírito Santo os programas prioritários do governo estadual recomendam a implementação de políticas para o meio ambiente, em consonância com o plano de desenvolvimento estadual. Desde 2003, o estado foi inserido no projeto do MMA de estruturação do CECMA, tendo sido executado sob coordenação do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA). Em 2010 foram definidas dez áreas para instituição de corredores ecológicos prioritários de conservação da natureza no estado (Figura 1) através do Decreto nº 2529-R (ESPÍRITO SANTO, 2010a), sendo acrescida mais uma área (Forno Grande – Pedra Azul) em 2014, pelo Decreto nº 3587-R (ESPÍRITO SANTO, 2014). Na Figura 1, o Corredor Ecológico Caparaó, que abrange a área em estudo neste trabalho, está representado pelo item número 10 (dez).

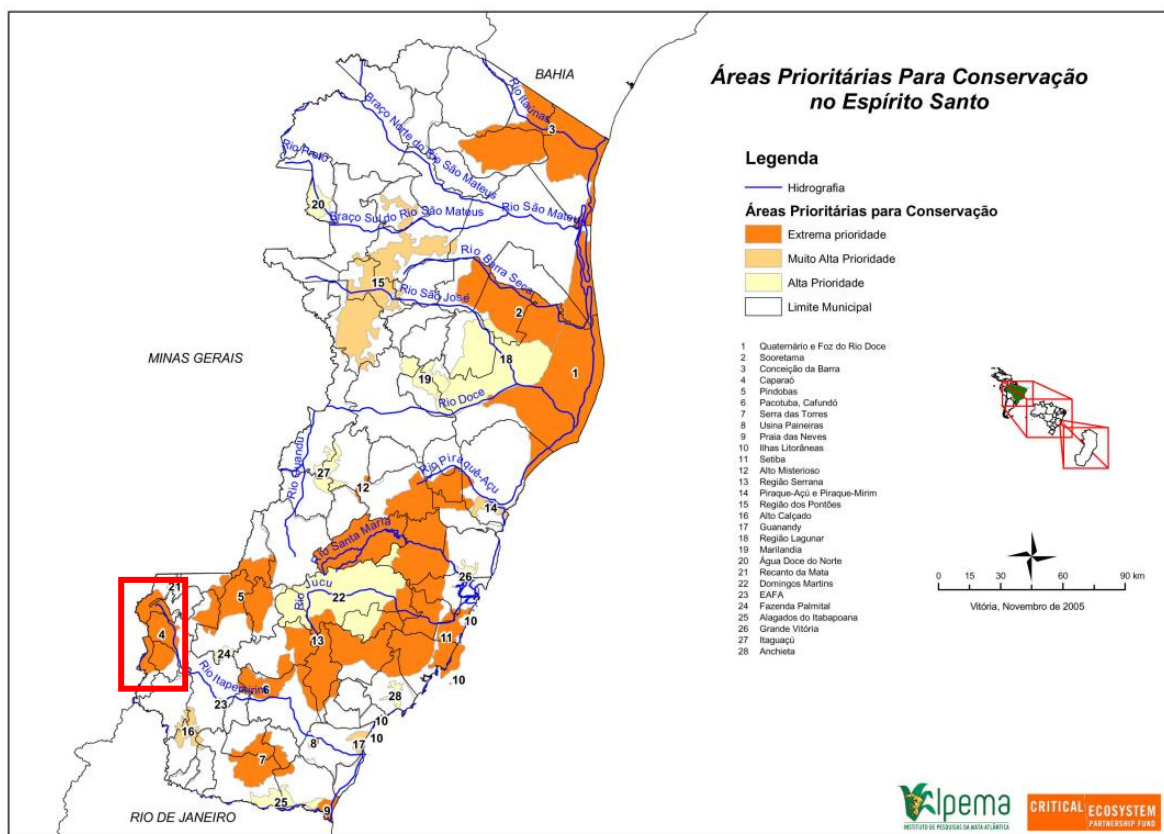
Figura 1 – Mapa dos corredores ecológicos prioritários de conservação no estado do Espírito Santo com destaque para o Corredor Ecológico Caparaó (10).



Fonte: Espírito Santo (2010a).

O Decreto nº 2530-R (ESPÍRITO SANTO, 2010b), fundamentado pela Portaria nº 9 do MMA (BRASIL, 2007), posteriormente revogada pela Portaria nº 463 (BRASIL, 2018), identificou as áreas prioritárias para conservação da biodiversidade no estado do Espírito Santo e classificou-as entre “alta prioridade”, “muito alta prioridade” e “extrema prioridade”, conforme apresentado pela Figura 2. Nela, a área prioritária para conservação que abrange a área em estudo neste trabalho, está representada pelo item número 4 (quatro).

Figura 2 – Esquema de áreas prioritárias para conservação no estado do Espírito Santo com destaque para a Área Prioritária do Caparaó (4).



Fonte: Espírito Santo (2010b).

As diretrizes do MMA (2007) para identificação e classificação das áreas prioritárias fundamentaram também o documento “Áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica no estado do Espírito Santo” (IPEMA, 2011), elaborado pelo Instituto de Pesquisa da Mata Atlântica (IPEMA) em parceria com o Governo do estado do Espírito Santo e com o Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Dentre as ações abarcadas nos documentos, destaca-se a implementação de corredores ecológicos (CE), que possuem o intuito de contribuir com os esforços para a diminuição da fragmentação florestal, ou seja, com o aumento da cobertura florestada e sua

conectividade, promovendo a conservação e restauração ambiental através da parceria entre entidades públicas e privadas, nacionais e internacionais.

Ao lado das estratégias de comando e controle, existem ações de incentivo a conservação da biodiversidade, como por exemplo outro projeto desenvolvido no estado do Espírito Santo desde 2011, que é o “Programa Reflorestar”, que constitui um acordo para repasse de recursos – com base na Lei Estadual nº 9.864⁶ (ESPÍRITO SANTO, 2012), que reformulou o Programa de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) – mediante promoção da conservação ambiental, em acordo firmado entre proprietário de área rural e a Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEAMA), visando maximizar os benefícios gerados pela floresta através do incentivo à proteção das áreas florestadas existentes, bem como a recuperação de áreas degradadas, seja através de plantio, regeneração natural, sistema agroflorestal ou sistema silvipastoril.

A questão ambiental no estado do Espírito Santo, sobretudo nas últimas duas décadas, assistiu à criação de políticas públicas e ações voltadas para recuperação da vegetação da Mata Atlântica, que há séculos vem sofrendo com a perda de sua cobertura e, conseqüentemente, ocasionando maior fragmentação e diminuição no tamanho e número dos remanescentes florestais (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005). Não diferentemente, a maior fragmentação florestal e diminuição do tamanho/área dos remanescentes também têm ocorrido na bacia hidrográfica do rio Itapemirim, uma das bacias componentes da rede hidrográfica do estado do Espírito Santo (THIAGO; MAGALHÃES; SANTOS, 2020), na região hidrográfica brasileira denominada “Atlântico Sudeste”, conforme a Agência Nacional das Águas (ANA)⁷.

Recorte espacial, temático e problemática do estudo

A área focal desta pesquisa é formada pelas sub-bacias do rio Santa Clara e do rio Pedregulho, que juntas totalizam 116,04 km² de extensão e estão localizadas na bacia

⁶ O mecanismo de PSA no Estado do Espírito Santo é pautado pela Lei Estadual nº 9.864 de 2012, alterada em 2016 pela Lei Estadual nº 10.583. Esta Lei reformulou a Lei nº 8.995 de 2008.

⁷ Recuperado de <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-das-aguas/panorama-das-aguas/regioes-hidrograficas/regiao-hidrografica-atlantico-sudeste>.

hidrográfica do rio Itapemirim, no sudoeste do estado do Espírito Santo, na microrregião administrativa do Caparaó, mais especificamente nos municípios de Iúna e Irupi, conforme é apresentado no Mapa de Localização, na Figura 3 a seguir. Doravante, neste trabalho, será adotada a denominação “bacia de drenagem⁸ do rio Santa Clara” (BDRSC) em referência ao recorte espacial da área em estudo.

A escolha da área se justifica devido à fatores como: estar inserida na parte superior da Bacia Hidrográfica do rio Itapemirim, que drena grande parte do sul do Espírito Santo; ter parte de seu território abrangido pela unidade de conservação Parque Nacional do Caparaó – área na qual estão importantes nascentes que contribuem para o abastecimento de afluentes do rio principal, o Itapemirim –, gerido pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio); estar em uma área prioritária de conservação da Mata Atlântica classificada como “extrema prioridade” (BRASIL, 2007, 2018; ESPÍRITO SANTO, 2010b); estar situada em um dos dez corredores ecológicos prioritários para conservação da natureza no Espírito Santo, o Corredor Ecológico Caparaó (ESPÍRITO SANTO, 2010a); e pelo interesse no processo histórico de uso e cobertura da terra na região da bacia de drenagem. Portanto, com posicionamento estratégico para os fins deste estudo.

A adoção da bacia hidrográfica enquanto unidade territorial de planejamento tem referência na Política Nacional de Recursos Hídricos, que sugere a elaboração de plano de gestão que considere em unidades de planejamento toda a diversidade física, econômica, política-administrativa e social desses recursos e suas áreas (PESSÔA; FAÇANHA, 2016).

A provisão/regulação hídrica, um dos serviços ecossistêmicos fornecidos pela natureza, está entre os mais importantes para a manutenção da vida humana (PANASOLO *et al.*, 2019), uma vez que as relações entre o uso e cobertura da terra e a provisão de recursos hídricos são intrínsecas.

De acordo com os dados da plataforma MapBiomas sobre a Mata Atlântica, produzidos em parceria com a Fundação SOS Mata Atlântica e a empresa *ArcPlan* durante o período 2019-2020, cinco estados somaram 91% do total de desmatamento ocorrido em toda a Mata Atlântica,

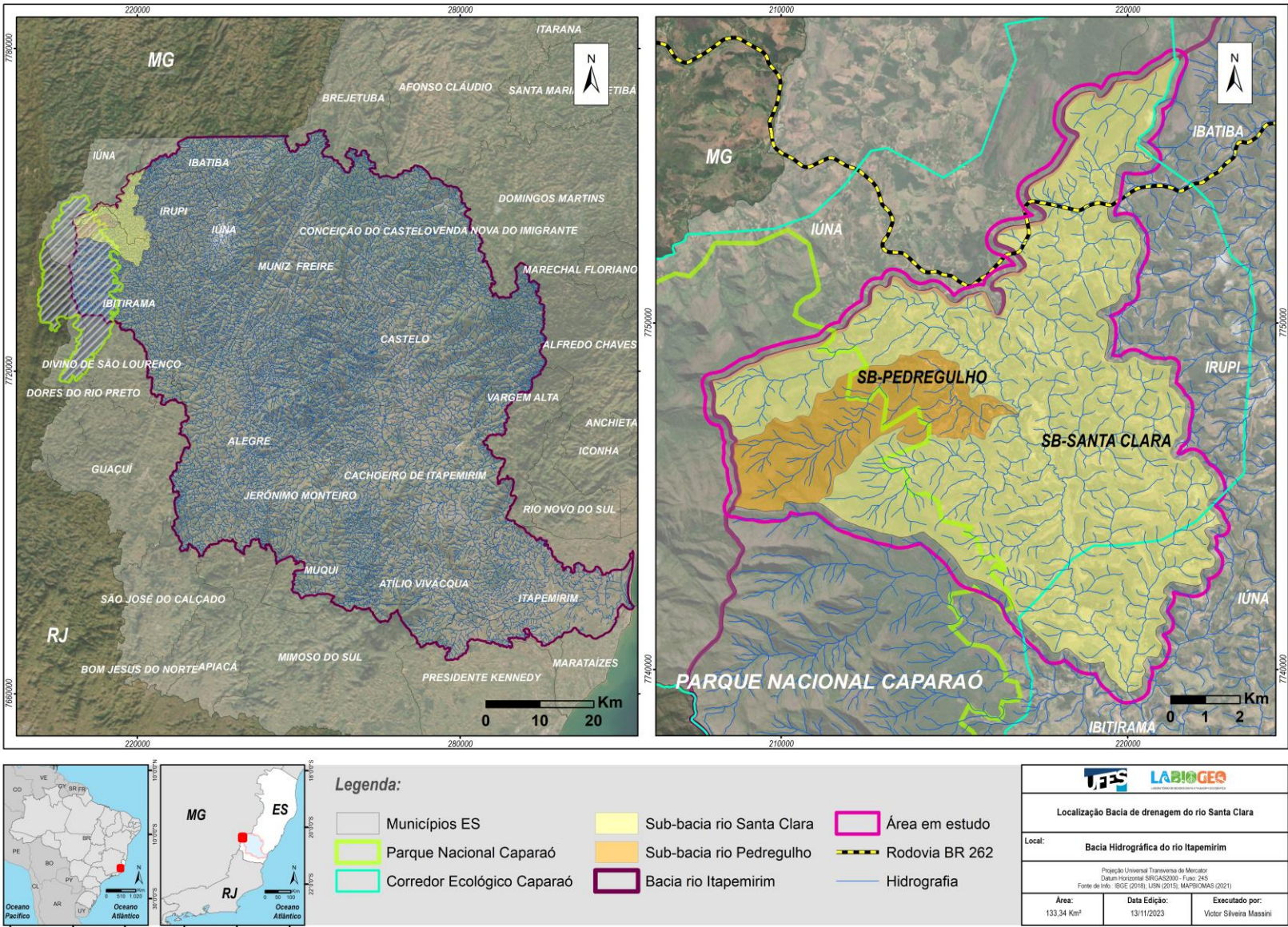
⁸ O termo bacia de drenagem é adotado conforme proposto e utilizado por Effgen *et al.* (2018).

sendo eles: Minas Gerais, Bahia, Paraná, Santa Catarina e Mato Grosso do Sul. Apesar do estado do Espírito Santo não estar entre os maiores em índices de desmatamento, quando comparado às outras Unidades Federativas, apresentou aumento nas taxas de desmatamento no período e a área desmatada passou de 13 para 75 hectares ao ano, o que representa um aumento de 462%. Ainda, observando a cobertura da Mata Atlântica ao todo, os principais vetores do desmatamento nos últimos anos foram identificados como expansão agrícola – com as maiores áreas contínuas derrubadas –, expansão urbana e especulação imobiliária, sobretudo próximo de grandes cidades e regiões litorâneas (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2021).

A partir desse cenário, com resultados empíricos indicando fragmentação e diminuição da cobertura florestal da Mata Atlântica, e por outro lado, o desenvolvimento e manutenção de políticas públicas ambientais no Brasil e no Espírito Santo, são levantadas questões amplas, tais como: se as políticas públicas constituem meio eficaz na promoção da recuperação florestal no estado do Espírito Santo e, se a utilização do arcabouço teórico e prático da Ecologia de Paisagem pode se tornar uma ferramenta que auxilie na avaliação das transformações espaciais e relações com políticas públicas ambientais. Esperam-se por resultados que indiquem possibilidades de contribuição em orientações de planejamento e tomadas de decisões envolvendo o uso e cobertura da terra e a gestão de bacias hidrográficas, sobretudo para conservação dos recursos naturais e da biodiversidade.

A seguir, na Figura 3, está representado o Mapa de Localização da área em estudo.

Figura 3 – Mapa de Localização área em estudo.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Questões adicionais permeiam o estudo, como por exemplo: como gerir os elementos da paisagem para alcançar objetivos de planejamento, seja de gestão ou de conservação? E como os padrões espaciais mudam com o tempo e quais são os efeitos dessas mudanças na dinâmica da paisagem?

A partir da identificação de padrões espaciais – ou estrutura da paisagem através da composição e configuração – e processos naturais ou humanos relacionados, os estudos em Ecologia de Paisagem envolvem algumas questões como a identificação da causa dos padrões da paisagem e os processos que geraram tais padrões – estrutura – e quais os efeitos e consequências de tais padrões sobre os processos, levando-se em conta que os processos também interferem nos padrões.

Conforme Forman e Godron (1986) a Ecologia de Paisagem busca compreender a dinâmica da heterogeneidade espacial e o efeito da atividade humana como fator de organização da paisagem, que é seu objeto de estudo, tendo como enfoque tal heterogeneidade espacial como força motriz dos padrões e dos processos ecológicos. Para Soares Filho (1998) a compreensão das relações do meio ambiente e sua dinâmica, necessita o emprego de uma visão integradora de ambos os aspectos bióticos e abióticos dos sistemas naturais e de suas interações com fatores socioeconômicos e políticos.

Fatores antropogênicos são notadamente levados em consideração com o reconhecimento do potencial humano em influenciar a estrutura e a função de uma paisagem. Para além das dimensões biológicas e físicas de um ambiente, a Ecologia de Paisagem se concentra também em aspectos históricos, culturais e socioeconômicos (NAVEH, 1991). Nesse sentido, a Ecologia de Paisagem é caracterizada dentro de uma visão tradicional como o estudo das inter-relações entre os fenômenos e processos da paisagem ou da geosfera, incluindo-se as comunidades de plantas, animais e o Homem (VINK, 1983), sendo a dimensão que envolve este último também referida como noosfera⁹ por Naveh e Lieberman (1994).

⁹ Esfera que considera os seres humanos e sua influência cultural, espiritual, artefatos etc. (NAVEH; LIEBERMAN, 1994; ZONNEVELD, 2005).

A Ecologia de Paisagem tem se apresentado nas últimas décadas, em países como Austrália (WESTPHAL *et al.*, 2003; HENLE *et al.*, 2004; RADFORD; BENNETT, 2004; LINDENMAYER; FISCHER; CUNNINGHAM, 2005), China (PENG *et al.*, 2016; PENG *et al.*, 2019), Israel (NAVEH, 1991; NAVEH, 2001), Brasil (METZGER, 2001; UEZU; BEYER; METZGER, 2008; RIBEIRO *et al.*, 2009; FREITAS; HAWBAKER; METZGER, 2010; MARTENSEN *et al.*, 2012), entre outros, como potencial para aplicação em análises ambientais, desde o entendimento de processos degradantes à identificação de áreas prioritárias para restauração florestal, visando recuperar a estrutura da paisagem e, conseqüentemente, suas funções ambientais. Além disso, tem contribuído para a compreensão das conseqüências e das causas da heterogeneidade espacial.

Esse trabalho justifica-se a partir da observação de uma necessidade de estudos que tratem os efeitos das políticas públicas na real evolução do uso e cobertura da terra, sobretudo fundamentados nos pressupostos teóricos e metodológicos da Ecologia de Paisagem e na área em estudo em questão. Dessa forma, surge um campo vasto de indagações a serem trazidas para reflexão e para serem discutidas.

2.1 Ecologia de Paisagem

O entendimento do conceito de paisagem apresenta evolução desde a antiguidade. Consolidado nas artes – por meio das poesias e das pinturas –, passou a ser reconhecido a partir de um caráter científico para a Geografia sobretudo com as contribuições de Alexander von Humboldt (1769-1859), no início do séc. XIX, sendo hoje um conceito discutido em diversas áreas, apresentando diferentes visões epistemológicas e abordagens, e por isto, possui diferentes significados, em função do ramo científico ou cultural em que é empregado.

Desta forma, o termo paisagem constitui uma palavra polissêmica. A ideia da presença humana na concepção de paisagem, inclusive tendo o Homem como agente modelador, está presente nas diferentes origens da palavra (Europa, China, América Latina). Algumas noções em comum do ponto de vista social sobre as paisagens é o aspecto visual, estético, amplitude (extensão) e relaciona-se às áreas abertas. Além disso, conforme Weber (2019),

Esse conceito tem inúmeras definições, diferenciadas por autor e abordagem. Há definições subjetivas que encerram beleza e contemplação: a paisagem como elemento estético, dada pela composição ímpar de seus elementos, motivo de inspiração artística, nas belas artes e técnicas de paisagismo. Esse aspecto do conceito de paisagem tem fundamental importância. Inspirou grandes pintores renascentistas, bem como a cultura cotidiana em regiões com paisagens deslumbrantes, algumas delas patrimônio da humanidade. O conceito estético em seus pormenores é inesgotável na sua essência, [...] (WEBER, 2019, p. 16).

Humboldt tinha interesse particular na paisagem como foco de seus estudos e a entendia como elementos naturais interligados e funcionando, considerava a mesma como “o todo de uma determinada região”. Para o naturalista, a vegetação era um dado significativo em suas caracterizações dos aspectos espaciais e identificou a ocorrência de influência do clima na distribuição dos seres vivos no planeta Terra.

Sobre estudos ou pesquisas que em suas premissas envolvem o conceito de paisagem e o seu desenvolvimento, a partir da segunda metade do séc. XX tornou-se essencial considerá-lo notando seu caráter multifuncional, em proposições transdisciplinares e integradoras, bem como a associação das aproximações quantitativas e analíticas das paisagens a padrões de pensamento sistêmico-holístico (NAVEH, 2001).

Acerca do conceito de paisagem nas ciências humanas e sociais, chegou-se a um entendimento de relação mútua entre pessoas e paisagens e, desta maneira, a dinâmica das paisagens ocorre entre a interação de vários processos, naturais e culturais. Assim, entende-se que os grupos sociais não são apenas influenciados pelas paisagens, como também são capazes de influenciar e transformar as paisagens (TRESS *et al.*, 2001).

Em uma análise integradora da paisagem, conforme pretende-se basilar esta pesquisa, a mesma é considerada uma combinação dinâmica de elementos físicos, biológicos e antrópicos, que ocorre numa determinada porção do espaço, caracterizando uma área heterogênea à medida que se intensifica a antropização (BERTRAND, 1972; TURNER; GARDNER; O'NEILL, 2015a). A paisagem então é uma unidade heterogênea, composta por unidades naturais e antrópicas (FORMAN; GODRON, 1986). Dessa forma, é fundamental um efetivo planejamento integrado entre os aspectos sociais, culturais e físicos que compõem as paisagens e seus usos, para que sejam compreendidas em suas formas, funções e significados (TRESS *et al.*, 2001; WU, 2011).

Evidencia-se a influência da Teoria Geral dos Sistemas (TGS), quando na década de 1950 começaram a surgir as primeiras publicações de Ludwig Von Bertalanffy fazendo referência à esta Teoria, que se apresentava ante a importância de não se estudar somente as partes e os processos isoladamente, mas sim, a interação e processos resultantes dessas partes consideradas (CAPRA, 2006).

Conforme Capra e Luisi (2014, p. 96), “na abordagem sistêmica, as propriedades das partes só podem ser compreendidas a partir da organização do todo [...]. O pensamento sistêmico é *contextual* [...]. Análise significa separar as partes e considerar isoladamente uma delas para entendê-la; o pensamento sistêmico significa colocá-la no contexto de uma totalidade maior”.

Bertalanffy (1975) e Miller (1975) propuseram a ideia do sistema concreto aberto, entendido como uma acumulação de matéria e energia em um recorte espaço-temporal e organizado através da integração e da relação entre os componentes. Os sistemas vivos (plantas e animais) são compreendidos enquanto um componente parcial nos sistemas concretos abertos.

A análise de uma paisagem, quer seja natural ou antrópica, leva em conta a individualização, os diferentes elementos da paisagem e a forma como aparecem, como manchas de “retalhos” (mosaico), que podem variar em tamanho e tipo, compondo a heterogeneidade. O mosaico heterogêneo é formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e, portanto, em uma determinada escala de observação (METZGER, 2001b).

Para Zonneveld (2005) uma paisagem pode ser representada através dos algoritmos:

$$L = F (r, w, s, c, p, a, m) \Delta t \quad (1)$$

No qual L = terra ou paisagem e F é a função de r = rocha; w = água; s = formato do terreno, formas de terra, relevo, topografia, c = clima (atmosfera), p = plantas, a = animais, m = homem, e Δt = tempo.

A natureza é entendida como um sistema vivo e em contínuo processo de mudança, provocada por movimentos internos e externos, com caráter cíclico, seja em intervalos periódicos ou desiguais, e que promovem a constante renovação das suas formas e funcionamento (HUMBOLDT, 1874). Importante destacar que as “mudanças”, às quais as paisagens estão processualmente submetidas, são influenciadas ou não pelo fator humano. Forman (1995) reconhece a energia cósmica proveniente do Sol enquanto energia primária para o planeta Terra, sendo elemento decisivo no estabelecimento e manutenção da ordem do mosaico espacial, que depende das condições termodinâmicas.

A unidade da paisagem pode ser usada para uma análise estratificada e a integração dos fatores posicionais¹⁰ dos atributos da terra (solo, vegetação, água, relevo, clima etc.), representados através do seguinte esquema proposto por Zonneveld em 1972 (Figura 4).

¹⁰ Fatores posicionais se referem a posição na paisagem em relação aos fluxos de energia e informação, em ambas as direções vertical e horizontal. Eles dependem, totalmente, no regime tridimensional da paisagem (ZONNEVELD, 2005).

sociedade, possibilita aplicar os métodos e técnicas indispensáveis a sua análise: identificação, classificação, diagnóstico e prognóstico (ANTROP, 2007).

A propriedade básica da paisagem em uma perspectiva ecológica que fundamenta esta pesquisa é que ela é uma unidade heterogênea, conforme existem diferentes fontes de geração da heterogeneidade nas paisagens, desde perturbações naturais (ex.: fogo, tornados, deslizamentos, formas de relevo, ambiente físico) à perturbações antrópicas (ex.: uso e cobertura da terra); bem como outros aspectos que permeiam o conceito de paisagem, como a extensão (tamanho) e a interação entre os aspectos espaciais, que exige uma visão do “todo” da área de interesse em questão, aumentando a complexidade.

A palavra Ecologia representa a junção das palavras gregas “oikos”, que significa casa, e “logos”, que significa estudo, termo cunhado por Ernest Haeckel, em 1866, para designar a economia da natureza. É o ramo da ciência designado a estudar interação entre os organismos, e entre estes e o seu meio. Em 1939, com intuito de incentivar uma contribuição entre a Geografia e a Ecologia para o estudo de questões relacionadas a interpretação das paisagens, ao uso da terra e suas mudanças, bem como buscar uma compreensão unificada dos princípios da vida e da terra, o alemão Carl Troll criou o termo *Landshaftökologie*, o qual propunha (Ecologia de Paisagem) como uma disciplina científica.

Carl Troll (1899-1975), geógrafo alemão, estudioso e pesquisador multidisciplinar nas áreas de Biologia, Química, Geologia, Geografia, Física, com ênfase em Botânica e Biogeografia, foi influenciado por Humboldt. Realizou pesquisas em áreas montanhosas, tendo inclusive visitado a cordilheira dos Andes, na América do Sul, entre 1926 e 1929. Em seu trabalho foi marcante a utilização de fotografias/imagens aéreas.

Na cronologia de desenvolvimento da Ecologia de Paisagem, a disciplina apresentou sua evolução em diferentes momentos e escolas, primeiramente Europeia e posteriormente a Norte Americana, cada qual com seu foco de abordagem, contudo com alguns objetivos e características em comum.

A abordagem com enfoque geográfico (físico e humano) é majoritário e pioneiro nas escolas europeias, com algumas observações para estudos em partes da América Latina.

Conquanto, a abordagem com enfoque biológico da Ecologia de Paisagem, particularmente desenvolvido na América do Norte, também está presente em algumas partes da Europa, e é predominante nos estudos que envolvem Ecologia de Paisagem no Brasil, a exemplo dos conduzidos por Jean Paul Metzger¹¹.

O desenvolvimento da Ecologia de Paisagem na escola europeia voltou-se para o planejamento regional ou “abordagem geográfica”, em que os esforços visavam o planejamento e ordenamento do uso e ocupação do território, inclusive das áreas urbanas, focados na melhoria da paisagem sob a percepção da escala humana (METZGER, 2001b). O reconhecimento dos sistemas sociológicos considera a influência do homem sobre a paisagem, ou sejam as interações entre a sociedade humana e seu espaço de vida (NAVEH; LIERBERMAN, 1994). Assim, é voltada para resolução de problemas de gestão/manejo e planejamento territorial, que integre conhecimentos da geologia, biologia, sociologia e outras áreas, ou seja, de maneira holística e mais próxima da *Ecologia humana*¹² *de paisagens*, que é centrada nas interações do homem com seu ambiente, sendo a paisagem o resultado dessa interação entre a sociedade e a natureza (METZGER, 2001b).

O desenvolvimento da Ecologia de Paisagem na escola Norte Americana voltou-se para o enfoque ecológico, na busca da compreensão das influências dos padrões espaciais heterogêneos nos organismos e processos ecológicos em multi-escala, a considerar diferentes organismos (TURNER, 2005), tendo em vista que, quanto mais as áreas/paisagens naturais são modificadas, mais impactos incidem sobre a biodiversidade (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005), configurando uma “abordagem ecológica”. Outras considerações são apresentadas no Quadro 1, a seguir.

¹¹ Jean Paul Metzger é Professor Titular de Ecologia na Universidade de São Paulo, Brasil. É Doutor em Ecologia de Paisagem pela Universidade de Toulouse, França.

¹² Estudo das inter-relações dinâmicas entre o homem e os aspectos físicos, bióticos, sociais e culturais do seu ambiente (BOYDEN *et al.*, 1981).

Quadro 1 – Síntese das escolas Europeia e Norte Americana de Ecologia de Paisagem.

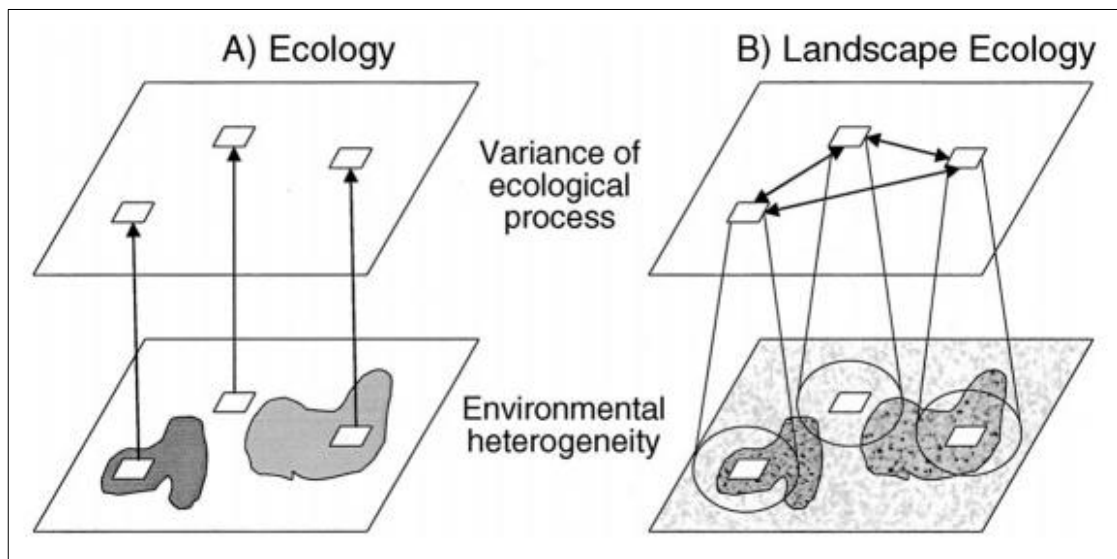
Europa	América do Norte
<ul style="list-style-type: none"> • Voltada para análise da Paisagem geográfica, paisagens culturais, e para resolução de problemas práticos, por exemplo relacionados ao uso da terra; 	<ul style="list-style-type: none"> • Considerada em uma escala humana de percepção, a paisagem está em uma escala hierárquica acima do ecossistema;
<ul style="list-style-type: none"> • Compreensão dos Sistemas socioecológicos, inter e transdisciplinar, no viés das ciências sociais e naturais. 	<ul style="list-style-type: none"> • O enfoque é independente da visão humana, e está centrado na visão das espécies; influência do padrão espacial no processo e padrão ecológico;
	<ul style="list-style-type: none"> • Hierarquia ecológica, múltiplas escalas e diferentes níveis de organização.

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Na década de 1980, com o desenvolvimento da tecnologia de imageamento por satélites, houve uma evolução na disciplina da Ecologia de Paisagem, que foi influenciada por biogeógrafos e ecólogos, baseados na Teoria da Biogeografia Insular de MacArthur e Wilson (1967), momento a partir do qual inclinaram-se os estudos com intuito de conservação da diversidade biológica e de manejo dos recursos naturais, e com enfoque no efeito da estrutura espacial sobre os ecossistemas, inclusive em paisagens intensamente fragmentadas. Nesse aspecto, a escala de investigação deve estar relacionada à escala de percepção da espécie/fenômeno estudado.

Na prática, essa disciplina combina a abordagem horizontal da Geografia, através de um exame das inter-relações espaciais de fenômenos naturais, com a abordagem vertical da Ecologia, as relações verticais entre plantas, animais, ar, água e solo dentro de uma unidade espacial homogênea da Ecologia tradicional, por sua vez integradas sob um novo enfoque centrado nas relações horizontais entre diversas unidades espaciais (TROLL, 1950), como representado na Figura 5. Assim, busca-se a compreensão das relações do meio ambiente e sua dinâmica; para tanto, necessita o emprego de uma visão integradora em ambos os aspectos físicos e ecológicos dos sistemas naturais, considerando suas interações com fatores socioeconômicos e políticos (SOARES FILHO, 1998).

Figura 5 – Representação esquemática da estrutura conceitual da Ecologia e da Ecologia de Paisagem.



Fonte: Wagner e Fortin (2005).

Dessa feita, há ainda que se destacar nas abordagens da disciplina Ecologia de Paisagem o enfoque geográfico privilegia a observação sobre a influência do homem sobre a paisagem e a gestão do território; já o enfoque ecológico observa a importância do contexto espacial sobre processos ecológicos e em termos de conservação biológica (METZGER, 2001b). Contudo, existem esforços que preconizam uma abordagem sistemática e integradora, destacando a importância da transdisciplinaridade (SIQUEIRA; CASTRO; FARIA, 2013).

Apesar de alguns autores, como Bastian (2001), acreditarem que há uma dificuldade na aproximação entre as contribuições da Geografia e da Ecologia na Ecologia de Paisagem, e que por isso os estudos percorreriam, por muitas vezes, isolados, outros propõem que o cerne da Ecologia de Paisagem está na própria combinação de uma abordagem integradora, com o enfoque espacial dos geógrafos e funcional dos ecólogos (NAVEH, 1991; NAVEH; LIERBERMAN, 1994), e que, portanto, essa deve ser uma preocupação constante na proposta e realização de pesquisas e estudos com base nessas teorias. O Quadro 1 representa uma síntese das características das escolas Europeia e Norte Americana no desenvolvimento da Ecologia de Paisagem.

Contudo, são distintas aplicações dos princípios da disciplina de Ecologia de Paisagem. Kirchoff, Trepl e Vicenzotti (2013) realizaram uma pesquisa na qual classificaram seis concepções de estudos da disciplina, conforme o Quadro 2 a seguir.

Quadro 2 – Concepções e aplicações dos princípios da disciplina de Ecologia de Paisagem.

<ul style="list-style-type: none"> • Análise científica interdisciplinar de unidades de paisagem definidas subjetivamente 	⇒ É uma análise geográfica com objetivo de resolver problemas práticos do uso da terra
<ul style="list-style-type: none"> • Ecologia topológica na escala da paisagem 	⇒ A unidade de investigação está acima do ecossistema e abaixo de região; considera e envolve a 'escala humana' de percepção, a modificação e o uso da terra
<ul style="list-style-type: none"> • Ecologia topológica multi-escala centrada no organismo 	⇒ Procura ser o máximo possível independente da percepção humana; visão fortemente ecológica na qual os padrões espaciais influenciam nos processos ecológicos; a escala varia conforma o organismo; dessa forma, a paisagem não é definida pelo tamanho
<ul style="list-style-type: none"> • Organização biológica no âmbito da paisagem 	⇒ Ideia da hierarquia ecológica, em que a natureza funciona em múltiplas escalas e em diferentes níveis de organização; é uma proposta considerada acima da análise dos ecossistemas pois considera a interação espacial entre os ecossistemas, em ampla escala (Vertical x Horizontal)
<ul style="list-style-type: none"> • Análise de sistemas sócioecológicos utilizando ciências naturais e humanas 	⇒ Visão inter/transdisciplinar para explorar a relação entre a sociedade e o ambiente, fazendo o uso das ciências naturais e sociais/humanas; parte do princípio que os ecossistemas e os sistemas sociais são unificados
<ul style="list-style-type: none"> • Ecologia guiada por significados culturais de paisagem 	⇒ Estudos relacionados às paisagens culturais; mais comum na Europa

Fonte: Kirchhoff, Trepl e Vicenzotti (2013).

Dentre as perspectivas trazidas pela Ecologia de Paisagem sobre os estudos das paisagens, destacam-se dois fatores: primeiro, a influência dos padrões espaciais sobre os processos ecológicos; e segundo, o reconhecimento da influência da escala em tais processos e estudos.

O ponto central da análise em Ecologia de Paisagem está no reconhecimento da existência de uma dependência espacial entre as unidades da paisagem, na qual o funcionamento de uma unidade depende das interações que ela mantém com as unidades

vizinhas. Assim, a problemática central é o efeito da estrutura da paisagem, de como esta encontra-se ordenada, ocupada (METZGER, 2001b).

Poderia se dizer então que o paradigma central na Ecologia de Paisagem é a interação contínua entre padrões formados pelas manchas do uso e da cobertura da terra e os processos que definem o funcionamento da paisagem, por sua vez heterogênea e composta por ecossistemas em interação (FORMAN; GODRON, 1986; NAVEH; LIERBERMAN, 1994).

Assim, a Ecologia de Paisagem enfatiza mudanças em diferentes escalas da paisagem e seus efeitos ecológicos dos padrões espaciais nos ecossistemas e, ainda considera o desenvolvimento e a dinâmica da heterogeneidade espacial, a interação, as trocas, e a influência dessa heterogeneidade nos processos bióticos e abióticos e seu manejo (TURNER, 1989).

Para além das dimensões biológicas e físicas de um ambiente, a Ecologia de Paisagem se concentra também em aspectos históricos, culturais e socioeconômicos. Dessa forma, os fatores antropogênicos são notadamente levados em consideração com o reconhecimento do potencial humano em influenciar a estrutura e a função de uma paisagem (NAVEH, 1991). As mudanças na paisagem são frequentemente expressas pelas mudanças na cobertura da terra, que é resultante dos processos de mudanças naturais e atividades humanas (ANTROP, 2007).

Para Forman (1990), um estudioso clássico da Ecologia de Paisagem, a disciplina da Ecologia de Paisagem é uma combinação da Ecologia humana (alimentação, água, saúde, combustível e coesão cultural) com a saúde biofísica, a produtividade primária, a biodiversidade, a sobrevivência das espécies, destacando finalmente a preservação dos recursos hídricos, dos solos e os ciclos dos nutrientes (SELMAN; DOAR, 1992; SOARES FILHO, 1998).

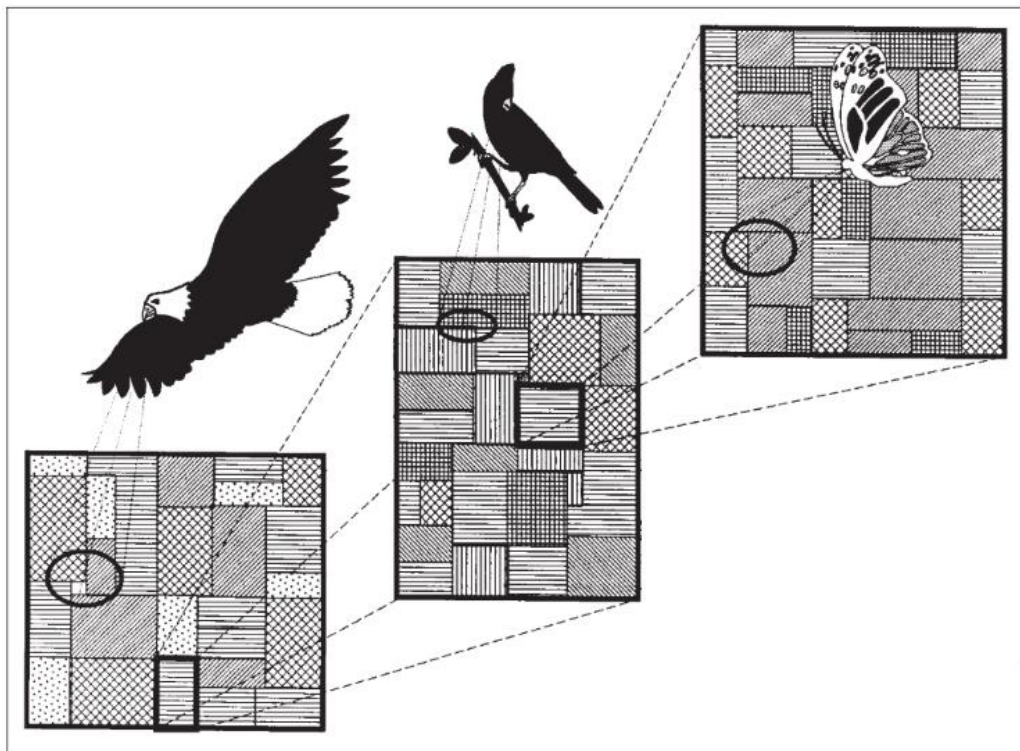
A Ecologia de Paisagem foca em três características da paisagem: “estrutura”, que se refere às relações espaciais entre os ecossistemas distintos ou elementos presentes e mais especificamente, a distribuição de energia, materiais e espécies em relação a tamanhos, formatos, números, tipos e configuração dos ecossistemas; “função”, que são as interações entre os elementos espaciais, isto é, os fluxos de energia, matéria e espécies entre os ecossistemas

componentes, e “mudança”, a alteração na estrutura e funcionamento do mosaico ecológico ao longo do tempo (FORMAN; GODRON, 1986).

A escala da paisagem refere-se à dimensão espacial e temporal de um objeto ou um processo (TURNER; GARDNER; O’NEILL, 2015b). Dessa forma, as paisagens existem em diversas escalas de percepção espaço-temporal.

Pode-se compreender a importância da escala na paisagem quando o reconhecimento da homogeneidade ou heterogeneidade de um objeto está diretamente ligado a ela, quando “praticamente qualquer porção de terra é homogênea numa escala mais abrangente e heterogênea quando vista numa escala mais detalhada” (METZGER, 2001b, p. 6). A Figura 6, a seguir, apresenta visões em diferentes escalas da paisagem, com foco na perspectiva de organismos distintos.

Figura 6 – Representação esquemática multi-escala de observação da paisagem centrada em diferentes organismos.



Fonte: McGarigal e Marks (1995).

Contudo, a escala é um elemento que interfere nas análises da Ecologia de Paisagem e, por isso, as aplicações e recortes das questões de Ecologia de Paisagem devem considerá-la. A

escala da perspectiva do observador (espécie em foco), dos objetivos de planos de gestão e/ou conservação territorial, influenciará na definição da extensão (escala espacial).

O termo escala também é usado em várias ciências, e por isso possui alguns significados distintos. Por exemplo, nas ciências geográficas a escala tem uma longa tradição, sobretudo nas representações cartográficas, sendo a relação entre a distância ou área representada em um mapa para a distância ou área correspondente no mundo real.

Nas análises com Ecologia de Paisagem, a escala tem relação com a resolução e a extensão do objeto de análise (“*grain and extent*”) (TURNER *et al.*, 1989). A resolução define-se no tamanho do menor objeto que possa ser detectado com segurança e em geoprocessamento pode ser entendido como o tamanho do *pixel*. A extensão refere-se ao tamanho da área de interesse.

A escala de observação da área de estudo relaciona-se à área de relevância e interesse do padrão/processo em foco (CSILLAG; FORTIN; DUNGAN, 2000). Portanto, para esta pesquisa considerou-se a hierarquia de bacias hidrográficas, tendo a sub-bacia hidrográfica enquanto recorte espacial da área de estudo e também como área relevante para análise dos padrões e processos espaço-temporais de interesse.

A escala temporal também tem destaque nas análises com Ecologia de Paisagem. Nessa perspectiva, os conceitos de resolução e extensão são interpretados como duração e frequência das informações. Associando-se as escalas espaciais e temporais às análises com Ecologia de Paisagem, incrementa-se o nível de complexidade das relações que ocorrem na paisagem, dessa forma, quanto maior for o recorte temporal alcançado, melhor e mais apurados podem ser os levantamentos, pois, conforme Delcourt e Delcourt (2004), a duração e frequência dos processos interferem nos padrões da paisagem, sua configuração e composição.

Assim, são distintas as possíveis representações de escala que envolvem tais estudos, e que de alguma forma inter-relacionam-se: espacial (extensão e resolução), temporal (duração e frequência), cartográfica (razão de uma representação), de observação (relacionada como as medidas que são tomadas), e ecológica (relacionada aos padrões e aos processos ecológicos).

2.2 Estrutura da paisagem: mancha, corredor, matriz

A busca para compreender os padrões, ou seja, as causas e as consequências da heterogeneidade espacial, bem como o funcionamento dos sistemas, constitui-se como parte do campo de investigação da Ecologia de Paisagem (TURNER; GARDNER; O'NEILL, 2015).

Com referência aos estudos sobre as paisagens e seus arranjos, o denominado “padrão espacial” refere-se ao ordenamento espacial específico das unidades de paisagem. Os processos e os fluxos de matéria e energia encontram-se em uma relação de causa e efeito, em que os processos que ocorrem nas paisagens geram os padrões e estruturas das mesmas. O padrão espacial das estruturas da paisagem, por sua vez, também influencia nos fluxos e processos (LANG; BLASCHKE, 2009).

De acordo com Forman e Godron (1986) a heterogeneidade na paisagem possui uma diversidade de gêneses; enquanto sistemas abertos, a entrada de energia (*p. ex.* solar) nas paisagens interfere nos processos e padrões, expressando-se em heterogeneidade. Também têm destaque processos como a tectônica de placas (em macroescala), as influências climáticas, geomorfológicas e antrópicas.

A heterogeneidade do conjunto estrutural das paisagens também pode variar conforme às funções associadas àquela paisagem. As funções são voltadas para determinadas finalidades e representam os objetivos dos processos que ocorrem em uma paisagem, com ênfase para as paisagens multifuncionais, em que os usos da terra possuem distintas finalidades. Nas análises das paisagens, as funções podem ser observadas orientadas por aspectos bióticos, abióticos, ou sociais e econômicos (LANG; BLASCHKE, 2009).

Ecologicamente, Marks *et al.* (1992¹³ *apud* LANG; BLASCHKE, 2009) destacam que as características funcionais podem ser organizadas em quatro principais grupos de funções ecológicas: a) habitat, b) proteção, c) regulação, d) desenvolvimento e recuperação. As

¹³ MARKS, R. *et al.* Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes. *Forschungen zur deutschen Landeskunde*, 229, Trier. 1992.

interações e inter-relações espaciais possuem direta relação com as funções exercidas pelos elementos que compõem as paisagens.

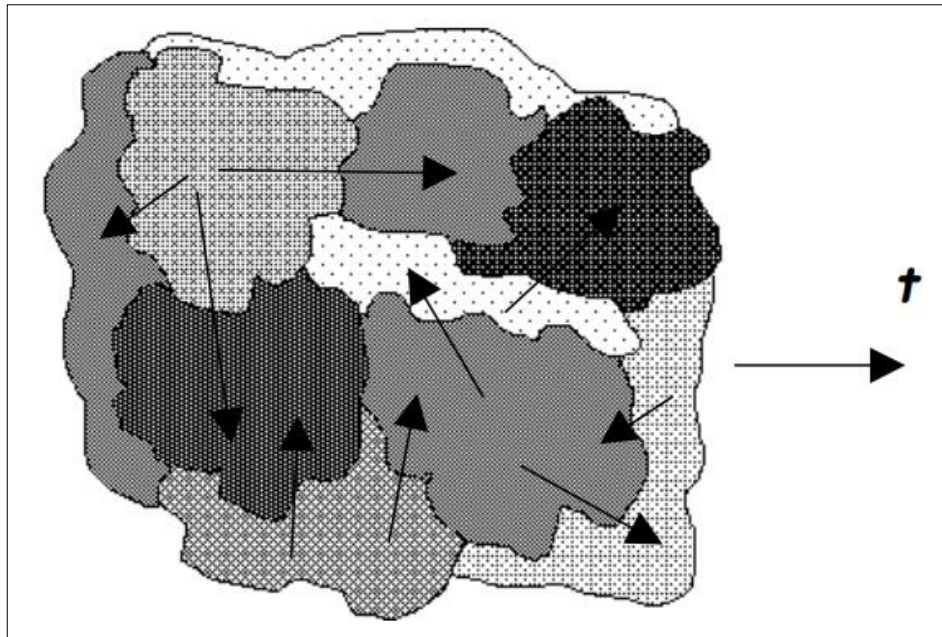
O conceito de estrutura da paisagem em Ecologia de Paisagem, portanto, trata-se do arranjo espacial expresso no mosaico de paisagem, que apresenta um padrão de ordenamento específico em sua constituição, com feições espaciais/estruturais que são observáveis e mensuráveis, sendo possível analisar as condições atuais e de desenvolvimento, e inclusive as mudanças ocorridas através do tempo. Assim, as estruturas da paisagem podem ser definidas pela sua área, sua forma e sua disposição espacial, e são compostas por unidades naturais e antrópicas heterogêneas (FORMAN; GODRON, 1986; TURNER, 1989).

A estrutura horizontal da paisagem é correspondente ao padrão ou apresentação externa da paisagem (a partir de uma escala de observação) e caracteriza o ordenamento ou sequência de unidades homogêneas na paisagem (Figura 7). Tais unidades homogêneas em Ecologia de Paisagem são denominadas “*Patches*” ou manchas. Quando observadas em uma escala topológica, representam a manifestação espacial do ecossistema na paisagem.

Os limites das unidades de paisagem, embora visualmente manifestado de forma heterogênea, ou seja, em uma associação de diferentes tipos de unidades de paisagem e/ou uso e cobertura da terra, quando em uma escala de observação propiciada, por exemplo, por uma imagem de satélite – o que permite que as características espaciais e geométricas das unidades de paisagens possam ser caracterizadas e analisadas com apoio nas diferentes medidas da estrutura da paisagem, conforme será visto adiante –, em uma escala de observação mais aproximada pode apresentar elementos de uma transição gradual entre as diferentes unidades de paisagens (LANG; BLASCHKE, 2009).

A Figura 7 a seguir simula um mosaico de manchas ou *patches* compondo uma paisagem heterogênea; as setas indicam as interações entre as manchas nas trocas de materiais e energias (função), enquanto o padrão formado pelas manchas define a estrutura da paisagem; a evolução da estrutura e da função ocorre pelas mudanças através do tempo. Estão presente na representação, sete elementos de paisagem (composição), e dez manchas (configuração).

Figura 7 – Representação esquemática do mosaico de manchas ou patches que compõem uma paisagem heterogênea, com as setas indicando as interações entre as manchas nas trocas de materiais e energias.

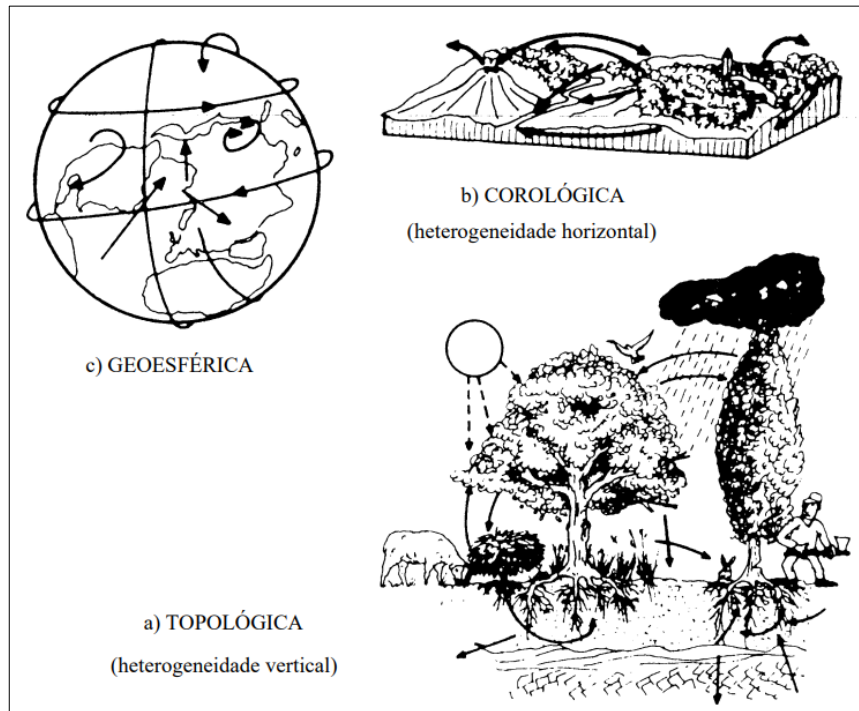


Fonte: Soares Filho (1998).

São distintas as escalas para análise da heterogeneidade espacial, diferenciadas por Zonneveld (1989) entre Topológica, Corológica e Geosférica, conforme representado na Figura 8, a seguir. A escala Corológica, uma dimensão intermediária entre as escalas Topológica e Geosférica, tem como premissa que todos os objetos geograficamente especializados se distinguem por meio de sua localização específica e por meio das relações posicionais e das interconexões com os fenômenos geográficos vizinhos (NEEF, 1967¹⁴ *apud* LANG; BLASCHKE, 2009). De acordo com esses autores, nesta escala de observação – Corológica – a paisagem constitui-se em um mosaico de manchas, e assim tais padrões de organização das manchas concede uma “textura” à paisagem.

¹⁴ NEEF, E. *Die theoretischen Grundlagen der Landschaftslehre*. VEB Hermann Haak, Gotha/Leipzig. 1967.

Figura 8 – Representação esquemática de distintas escalas de análise da heterogeneidade na paisagem.



Fonte: Zonneveld (1989).

Em Ecologia de Paisagem, a caracterização de uma paisagem passa pela classificação e quantificação de sua composição e configuração. O resultado da combinação entre composição e configuração da paisagem é o mosaico heterogêneo de paisagem.

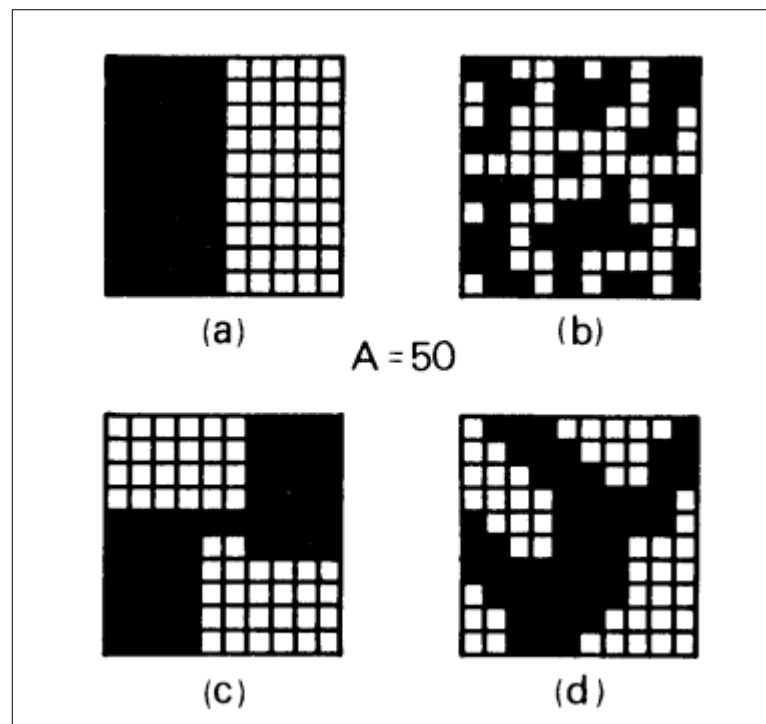
A composição da paisagem representa quais são os elementos (usos e coberturas da terra) que compõem essa paisagem; nesses termos, interessa-se saber também o quanto de superfície (área) é ocupada por cada elemento componente da paisagem. Já a configuração da paisagem representa a forma como ela está organizada, ou seja, como os seus componentes estão distribuídos no espaço.

Diferentes paisagens em variados contextos apresentam distintas composições e configurações. Para exemplificar, LaGro (1991), através da seguinte ilustração (Figura 9), demonstra que em uma paisagem com a mesma composição pode apresentar variadas configurações – à medida que diversos fatores atuam na heterogeneidade desses elementos – que causarão efeitos específicos, sobretudo na conectividade de elementos componentes da mesma. Por exemplo, em uma observação/aproximação ecológica, a conectividade de áreas de

cobertura florestada, que na paisagem hipotética da Figura 9, a seguir, é representada pelos quadros na cor preta.

Conforme Andrén (1994) e Fahrig (1998) observaram em suas respectivas pesquisas, o arranjo espacial é um aspecto importante nos estudos de paisagens fragmentadas. A Figura 9 a seguir apresenta um exemplo de LaGro (1991) de diferentes tipos de configuração espacial em uma paisagem hipotética.

Figura 9 – Diferentes tipos de configuração espacial de uma paisagem hipotética.



Fonte: LaGro (1991).

Os estudos em Ecologia de Paisagem com enfoque sobre a configuração da paisagem ampliaram-se sobretudo a partir de 1980, com o desenvolvimento das imagens de satélite e programas de geoprocessamento, e envolvem características relativas à organização e distribuição espacial, bem como à fragmentação, à regularidade das formas, à conectividade, às bordas etc., ou seja, aos padrões espaciais dos elementos da paisagem.

A partir da identificação de padrões espaciais, ou da estrutura da paisagem através de sua composição e configuração, bem como dos processos relacionados, os estudos em Ecologia de Paisagem abrangem algumas questões, tais como: i) a identificação da causa dos padrões da

paisagem e os processos que geraram tais padrões de estrutura; ii) quais os efeitos e consequências de tais padrões sobre os processos (levando-se em conta que os processos também interferem nos padrões). Questões adicionais ainda permeiam os estudos como por exemplo: iii) como gerir tais padrões espaciais para alcançar objetivos de planejamento, seja de gestão ou de conservação e; iv) como os padrões espaciais mudam com o tempo e quais são os efeitos dessas mudanças na dinâmica da paisagem.

Com isso, é importante ainda destacar os aspectos de desenvolvimento e mudanças nas paisagens, tendo em vista que elas evoluem no tempo e no espaço. Dentro dessa noção de dinâmica evolutiva das paisagens, ela é o produto integrado e construído pelas relações humanas com o meio. E como afirmou Bertrand (1972), está em perpétua evolução e constitui um produto da história, sendo dinâmica no tempo e no espaço.

No Quadro 3, a seguir, destaca-se a síntese de três conceitos fundamentais em estudos da paisagem: estrutura, função, desenvolvimento e mudança.

Quadro 3 – Síntese das definições de estrutura, função e mudança das paisagens.

<ul style="list-style-type: none"> • Estrutura 	⇒ É a configuração específica dos elementos da paisagem referente ao tamanho e à forma dos “ <i>patches</i> ”, ao seu tipo e distribuição quantitativa, e o seu arranjo no espaço.
<ul style="list-style-type: none"> • Função 	⇒ Representada nas interações entre os elementos da paisagem, seus componentes e componentes do sistema, com enfoque nas trocas, no fluxo de energia, de matéria e organismos.
<ul style="list-style-type: none"> • Desenvolvimento e Mudança 	⇒ A mudança de estrutura e função nas paisagens depende do tempo e das ações e políticas de uso e ocupação do espaço.

Fonte: Lang e Blaschke (2009).

Os três elementos espaciais que estruturam uma paisagem são a matriz, as manchas e os corredores. Eles formam mosaicos que são responsáveis pela diversidade de paisagens, apresentando modelos espaciais com diferentes componentes, relações e funcionalidades (FORMAN, 1995; MARENZI, 2000).

Em uma perspectiva horizontal de relacionamento espacial entre os elementos da paisagem, os aspectos ecológicos, tais com fauna, flora, bem como os fluxos de energia calorífica e nutrientes, relacionam-se ao tamanho, forma, número, tipo e configuração das unidades de paisagem, compreendidas em manchas, corredores e matriz (FORMAN; GODRON, 1986). No entanto, reconhece-se ausência de consistência no conhecimento mecânico sobre como os materiais tendem à fluir horizontalmente através de paisagens heterogêneas (TURNER; CARDILLE, 2007).

O conceito mancha-corredor-matriz relaciona-se à organização da estrutura da paisagem. Tal organização confere às paisagens um padrão característico, também conhecido como *patterns* ou *patternness/patchiness*, ou padrão de manchas. Fundamentalmente, a matriz corresponde à um plano de fundo na qual estão contidos as manchas e os corredores.

Forman (1995) concluiu que as paisagens, conforme a organização de sua estrutura, configuram-se em padrões espaciais característicos, e assim constituem um mosaico de manchas particular. No entanto, este autor distinguiu e organizou seis conjuntos gerais de

caracterização das paisagens, de acordo com as formas nelas contidas, conforme os padrões, mas também considerando sua funcionalidade, como apresentado no Quadro 4, a seguir.

Quadro 4 – Tipificação de paisagens segundo o modelo mancha-corredor-matriz.

• Manchas grandes	⇒ Contém uma ou várias manchas grandes envoltas por uma matriz
• Manchas pequenas	⇒ Contém várias manchas pequenas envoltas por uma matriz
• Paisagens dendríticas	⇒ Expressão em forma de sistema dendrítico
• Paisagens retangulares	⇒ Caracterizada por uma rede de corredores retilíneos
• Paisagens em xadrez	⇒ Contém dois ou três diferentes tipos de manchas de tamanho similar e distribuição relativamente retangular
• Paisagens interdigitadas	⇒ Contém grandes contrastes entre dois tipos de manchas vizinhas

Fonte: Forman (1995).

Quanto às causas responsáveis pela heterogeneidade espacial nas paisagens, ou seja, da formação do mosaico de manchas e suas características próprias, pode-se destacar um complexo de mecanismos, por exemplo, as condições da heterogeneidade dos substratos que irá resultar em diferentes tipos de solos, as condições geomorfológicas e atmosféricas. Tal conjunto é capaz de determinar o que Forman (1995) denomina como *Vegetation-Patchiness*, ou seja, os padrões capazes de determinar as possibilidades de desenvolvimento de vegetação e as suas características. Posteriormente, destacam-se o regime natural de perturbações e as atividades humanas (LANG; BLASCHKE, 2009).

Dentre esses termos utilizados nas abordagens em Ecologia de Paisagem, cabe explicitar o significado de cada um desses elementos na classificação das paisagens. Tais elementos da paisagem tratam-se de cada mancha, corredor ou área da matriz.

⇒ MANCHAS

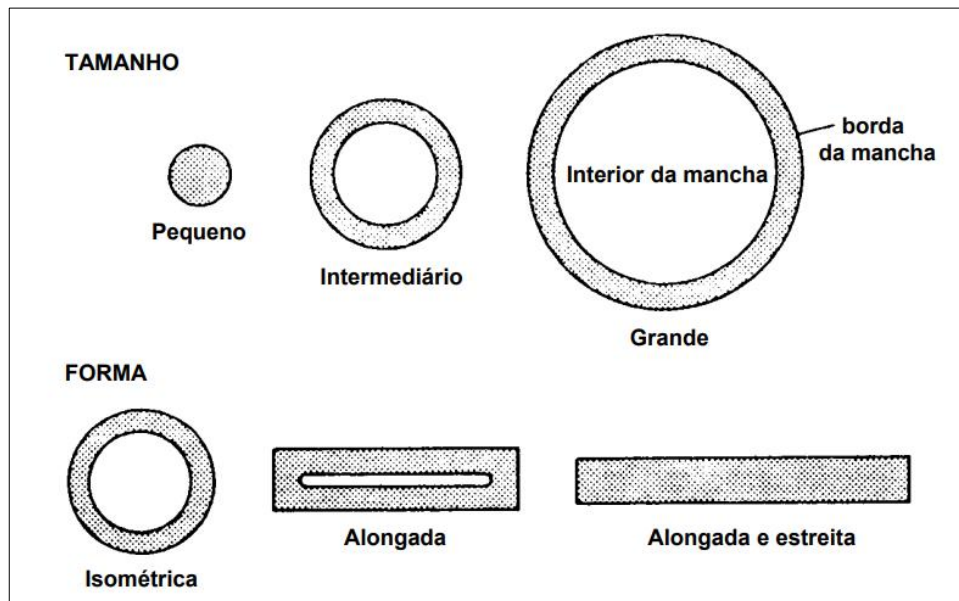
As manchas constituem um dos tipos de elementos nas paisagens e definem-se nos menores elementos individuais capazes de serem observados, de acordo com a escala de observação do fenômeno ou processo a ser estudado. Usualmente, em Ecologia de Paisagem, ela é denominada como *Patch*. Para Forman e Godron (1986), o *patch* ou mancha é definido como uma forma na superfície delimitada espacialmente e não linear, com aparência distinta de seu entorno.

Lang e Blaschke (2009) afirmam que, ecologicamente, a mancha converge no sentido do entendimento do conceito de ecótopo, resultando da associação de diferentes espécies vivas de forma que geralmente são dominados por uma combinação específica de espécies que origina determinada “aparência”. Contudo, manchas também podem ser constituídas predominantemente por elementos abióticos, tais como áreas de solo exposto, rochas, pavimentos e edificações.

Enquanto unidades homogêneas, as manchas variam no tamanho, novamente dependendo da escala de observação. Devido a isso, os resultados das análises valem apenas para as condições de determinada paisagem estudada, por representarem um arranjo de composição e configuração daquele recorte espacial e escala específicos. Assim, a identificação e classificação das manchas pode ser um critério decisivo nos resultados dos estudos que consideram o conceito de estrutura da paisagem, de forma que, a divisão das manchas seja fundamental para todos os demais cálculos e análises quantitativas de interesse, com apoio nas medidas da estrutura da paisagem.

As manchas podem variar em tamanho, forma, características de borda – conforme apresentado na Figura 10, a seguir – e quanto ao tipo, que se relaciona à heterogeneidade de manchas na paisagem. Além destes quesitos, sempre se encontram imersas em uma matriz, que apresentam estrutura e composição específicas (FORMAN; GODRON, 1986).

Figura 10 – Diferentes formas e tamanhos de manchas e relações entre áreas interiores e margens/bordas.



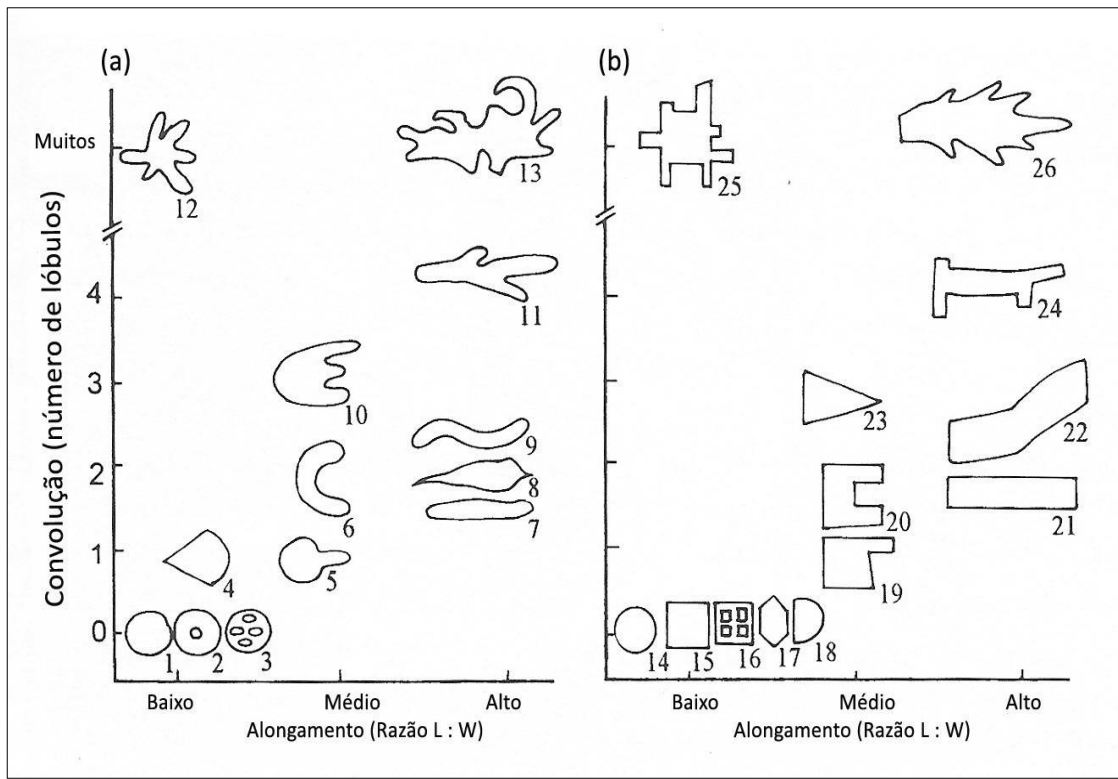
Fonte: Forman e Godron (1986).

As diferenças entre formas de elementos que compõem o mosaico de manchas nas paisagens podem ser quanto à sua origem (se natural ou antrópica), apresentando características próprias comuns. Por exemplo, formas mais circulares ou mais alongadas (ou regulares e irregulares); manchas com margens mais regulares na paisagem tendem ser produto da atividade humana, enquanto as formas irregulares geralmente têm sua origem relacionada à fatores naturais (FORMAN, 2006).

O aspecto da forma relaciona-se diretamente com o efeito de borda, ou seja, nas trocas entre a área de contato (margem) da mancha e a matriz em seu entorno. Manchas circulares, dependendo do seu tamanho, tendem apresentar áreas interiores (área *core*) maiores e, portanto, uma maior disponibilidade de alimentos para fauna em seu interior, conforme teorias ecológicas como a Teoria da Biogeografia de Ilhas de McArthur e Wilson (1967). Manchas alongadas, tendem apresentar maior área de borda e menor área interna, e assim portanto estará sob maior efeito e consequências das interações/trocas com a matriz.

A Figura 11, a seguir, sugere os tipos de manchas e suas variedades de formas possíveis de serem identificadas nas paisagens.

Figura 11 – Variedade de formas possíveis de manchas nas paisagens, conforme origem e forma. (a) De 1 a 13 Manchas naturais. (b) De 14 a 26 manchas de origem antrópica/formas geométricas.



Fonte: Forman (2006). Modificado por Vale (2019).

As manchas podem ser classificadas em quatro categorias baseadas em suas origens ou mecanismos de origem/formação, são elas:

Mancha de distúrbio – São originadas a partir de perturbações em pequenas áreas dentro de uma matriz. As perturbações são normalmente causadas por ocorrências ou interferências espontâneas (ex. catástrofes naturais como incêndios, furacões, deslizamentos, pragas etc.) Após os períodos de perturbação, ocorre uma dinâmica entre as espécies que influencia a nova composição (FORMAN; GODRON, 1986).

Destaque para ocorrência de manchas de distúrbio crônico, as quais apresentam certa estabilidade, por exemplo através da frequência do evento perturbador, como por exemplo queimadas em intervalos regulares. Áreas de campos agrícolas também poderiam ser assim classificadas (LANG; BLASCHKE, 2009).

Manchas remanescentes – Tanto as manchas remanescentes quanto as de distúrbio têm suas formações influenciadas negativamente por fatores externos. Quando ocorrem perturbações em

vastas áreas, por exemplo, com o aumento das manchas de distúrbio, as manchas remanescentes originam-se quando áreas menores e unitárias da formação inicial sobrevivem a este distúrbio, mantendo-se como remanescentes.

Forman e Godron (1986) destacam que após os distúrbios há um período que é denominado “fase de repouso” (*relaxion period*) até que a mancha remanescente ou equilibre-se ou ajuste novamente. Nesse ponto, a matriz ao entorno pode interferir no contexto de recuperação das manchas remanescentes em áreas impactadas negativamente pelos distúrbios, podendo contribuir ou dificultar, ou seja, adiantar ou atrasar a recuperação da mancha remanescente.

Conforme Lang e Blaschke (2009), o contexto da mancha é importante, pois o que ocorre dentro de uma mancha depende de sua localização em relação à estrutura do mosaico em sua volta. Assim, uma mancha do mesmo tipo de habitat pode apresentar qualidade diferente dependendo das suas feições dos elementos da paisagem, adjacentes ou próximos.

Ecologicamente, as manchas remanescentes podem atuar como destino de migração para espécies animais (FORMAN; GODRON, 1986).

Manchas de recursos ambientais – Têm sua origem relacionada à existência heterogênea/específica de recursos naturais (FORMAN; GODRON, 1986). É uma definição apropriada para áreas pouco influenciadas pela ação humana, ou seja, mais próximas de seu estado original.

Manchas introduzidas – Correspondem às manchas planejadas, e portanto iniciadas através da ação humana. Possuem um caráter específico pela dependência do cuidado/manutenção pelo homem. Incluem todas as plantações de origem antrópica (campos agrícolas, áreas verdes e áreas construídas), e devido a isso a composição de tais manchas geralmente apresenta elementos com forte aspecto de influência humana, desde os materiais utilizados em construções, aos tipos de plantações cultivadas, sebes e animais domesticados. As manchas introduzidas podem ainda ser consideradas manchas de distúrbios, quando estes são crônicos (FORMAN; GODRON, 1986).

Efêmeras ou de transição – Possuem a característica de apresentarem curta duração, formadas por organismos quando alcançam certa extensão espacial. Como exemplo o período de floração em um deserto, com duração de apenas poucos dias, ou manadas que migram em função da sazonalidade dos recursos alimentares (FORMAN; GODRON, 1986).

⇒ **CORREDOR**

Estruturas lineares denominadas corredores trazem a ideia de promoção da conexão entre dois ou mais elementos separados na paisagem. Devido ao caráter alongado da estrutura, apresentam elevada relação entre comprimento e largura. Assim, nas paisagens, os elementos que não sejam definidos como manchas ou matriz, podem ser classificados como corredores, desde que apresentem uma estrutura linear e promovam conexão entre duas ou mais manchas da mesma classe (LANG; BLASCHKE, 2009).

O foco da análise das estruturas lineares da paisagem pelo viés da Ecologia de Paisagem, segundo Forman (1986), é ecológico, dessa forma, entende-se que os corredores podem ser usados como rotas ou condutos para movimentação de espécies, além de outras funções, como filtro, habitat e fonte de efeitos ambientais e biológicos nas áreas adjacentes.

As estruturas dos corredores possuem um forte efeito na Ecologia de Paisagem, bem como possuem suas causas e gêneses semelhantes às das manchas. Corredores podem ainda diferenciar-se entre si de acordo com suas origens, larguras, graus de conectividade e curvilinearidade (FORMAN; GODRON, 1986). Assim, algumas características relevantes dos corredores incluem a largura, conectividade, complexidade e estreitamento (SIQUEIRA; CASTRO; FARIA, 2013).

Três tipos de estruturas básicas de corredores foram classificados: corredores em linha, corredores em faixas, e corredores de córregos; conforme explicado no Quadro 5.

Quadro 5 – Tipos de estruturas básicas de corredores.

<ul style="list-style-type: none"> • Corredores em linha 	⇒ Constituem-se em linhas estreitas, essencialmente dominada por espécies de borda, por isso são altamente afetados pelas condições da matriz adjacente (ex. estradas, limites de propriedades, valas de drenagem, canais de irrigação etc.)
<ul style="list-style-type: none"> • Corredores em faixas 	⇒ Constituem-se em linhas largas, de forma que possuem um ambiente interior, capaz de ter uma abundância de organismos
<ul style="list-style-type: none"> • Corredores de córregos/ripários 	⇒ Estes margeiam os cursos d'água e variam em largura, de acordo com o tamanho do córrego. Atuam controlando a perda de água e de nutrientes minerais, reduzindo inundações, o assoreamento e a perda da fertilidade do solo

Fonte: Forman e Godron (1986).

Os corredores podem ser classificados em categorias do mesmo modo que as manchas, e tais categorias englobam características comuns em seus processos/mecanismos de origem e estruturação. Assim, podem ser considerados: corredor de distúrbio; corredor remanescente; corredor de recursos ambientais e corredor introduzido. De acordo com Forman (2006), os corredores ainda desempenham cinco tipos de funções distintas: habitat; conduto; filtro; fonte; e sumidouro.

⇒ **MATRIZ**

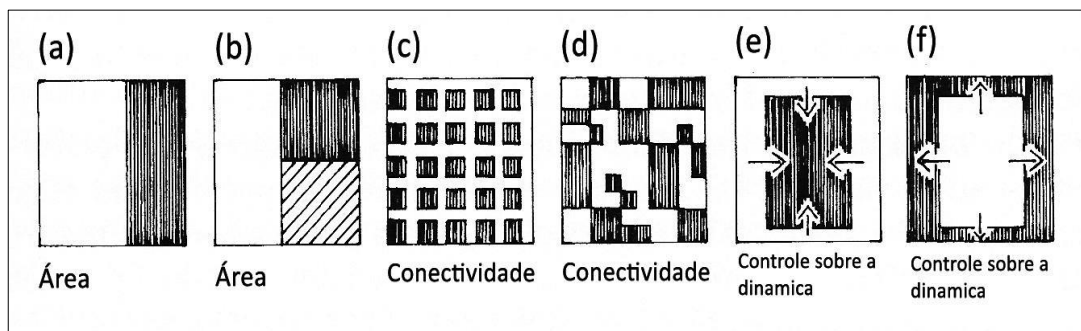
O elemento matriz na paisagem corresponde ao tipo da superfície dominante. Para Forman e Godron (1986) esta constitui-se no elemento mais estendido na paisagem, e relativamente homogêneo, incluindo manchas e corredores de variados tipos. Os fluxos de energia e matéria, bem como da biota, possuem forte relação com o tipo de matriz da paisagem, que é capaz de modular os efeitos de borda, por exemplo.

Para identificação e determinação da matriz em uma paisagem específica, três critérios são considerados: i) o componente da área, quando é o elemento mais estendido da paisagem e ocupa mais de 50% da mesma; ii) o grau de conectividade; iii) a condição de controle sobre a dinâmica da paisagem. Detalha-se que quando o elemento mais estendido na paisagem

corresponder a menos de 50% da área da mesma, os seguintes critérios ganham maior importância (FORMAN; GODRON, 1986).

A configuração e composição dos elementos da paisagem é determinante na definição da matriz da paisagem (Figura 12). Contudo, a definição de uma matriz de plano de fundo, a partir da análise do uso e cobertura da terra de determinada área, possui relevância enquanto matriz dominante estritamente àquele recorte da paisagem referente à área em estudo. Tendo cada recorte espacial em uma paisagem a sua própria matriz dominante a partir do contexto e conjuntura que estão envolvidos.

Figura 12 – Características determinantes da matriz de uma Paisagem.



Fonte: Forman (2006). Modificado por Vale (2019).

No exemplo apresentado na Figura 12, acerca de diferentes configurações dos tipos de uso do solo, a cor branca representa a matriz e cobre as porcentagens de 60% (a), 45% (b) e 50% nos restantes (c, d, e, f). As setas (e, f) indicam a direção dos fluxos. Assim, o fator chave para determinação da matriz é indicado abaixo de cada quadro, sendo, respectivamente: área, conectividade e controle sobre a dinâmica.

Dessa forma, o efeito da matriz, elemento dominante da paisagem, relaciona-se com: maior ou menor efeito de borda nos fragmentos (aqui consideradas manchas de habitat); maior ou menor permeabilidade da matriz, ou seja, a qualidade da matriz interfere na capacidade de atuar como complementaridade de habitat e dispersão das espécies, por exemplo, caso seus usos e funções aproximem-se dos sistemas naturais – sistemas agroflorestais; *stepping stones* ou trampolins ecológicos; florestas plantadas, ou ao contrário, caso a matriz seja monocultura (BAUM *et al.*, 2004; BOSCOLO *et al.*, 2008).

Algumas teorias ecológicas subsidiam investigações voltadas para aspectos que envolvem a dinâmica de organismos entre manchas de habitat desconectadas, como a teoria da Biogeografia de ilhas¹⁵ (MACARTHUR; WILSON, 1967) e a teoria das metapopulações¹⁶ (LEVIN, 1969).

Originalmente, a teoria da Biogeografia de ilhas considera que o número de espécies em uma determinada ilha (mancha ou fragmento) é dado pelo balanço entre as migrações e extinções das espécies. No momento em que o número de imigrações iguala o número de extinções, o número de espécies alcança o equilíbrio. Contudo, considera-se que todas as espécies são neutras e possuem a mesma capacidade de competição e colonização, o que pode ser considerado como uma limitação, uma vez que se reconhece que diferentes espécies apresentam diferentes capacidades de dispersão/movimento (MACARTHUR; WILSON, 1967).

Contudo, tal teoria foi desenvolvida para o estudo dos balanços ecológicos em ilhas oceânicas, e posteriormente partiu-se para os estudos em zonas de altitude (topos de morros), lagos isolados e a fragmentação florestal, fundamentando estudos de paisagens fragmentadas em Ecologia de Paisagem. Essa teoria forneceu aos conservacionistas uma base teórica para criação de grandes áreas de reservas naturais, como destacado por Almeida (2016),

Esses conceitos propostos auxiliam na interpretação e estudos das modificações provocadas pelo processo de isolamento de pequenas áreas florestais. Esta teoria tem sido aplicada com muita ênfase na criação de unidades de conservação, marcação de reservas naturais e elaboração de planos de manejo de fragmentos florestais, tanto para conservação da biodiversidade como para produção madeireira. Em recuperação de áreas degradadas, esta teoria auxilia em trabalhos de interligações de fragmentos,

¹⁵ Teoricamente, sobre o efeito do tamanho da área e do grau de isolamento, são levados em consideração o tamanho da ilha (análogo ao tamanho mancha ou fragmento) e a distância para o continente (ou a distância entre outras manchas/fragmentos) para se calcular a média de espécies. Ilhas mais próximas do continente possuem maior probabilidade de ter mais espécies chegando e colonizando, e conseqüentemente, as ilhas próximas ao continente possuem taxas de imigração maiores do que as ilhas distantes, com maior fluxo de indivíduos. A distância/grau de isolamento relaciona-se às taxas de extinção; no entanto, o tamanho da área também é uma variável. A exemplo, teoricamente, em ilhas maiores, ainda que mais distantes do continente (ou umas – manchas – das outras), a taxa de extinção é menor do que em ilhas pequenas, ainda que estejam mais próximas do continente (MACARTHUR; WILSON, 1967).

¹⁶ Definição: grupo de populações de uma determinada área, onde é possível a migração de uma população local para outro sítio, onde já existe ou não uma população da mesma espécie. Recuperado de <https://www2.ib.unicamp.br/profs/fsantos/refer/Glossario.pdf>.

recuperações de bordas de fragmentos, recuperação genética de populações, entre outros (ALMEIDA, 2016, p. 45).

Desta feita, fragmentos florestais são entendidos como as ilhas oceânicas que também apresentam taxas de extinção, de colonização e migração, e definem a quantidade de espécies/ indivíduos em fragmentos florestais remanescentes, porém, no meio à matrizes distintas, como de agricultura, de agropecuária ou agroflorestal etc.

Ademais, Seoane *et al.* (2010, p. 208) pontuam que, “na década de 1980, os cientistas notaram que a fragmentação de habitats naturais estava transformando populações contínuas em metapopulações¹⁷ perturbadas”, tendo o conceito de metapopulação começado a substituir a teoria da Biogeografia de ilhas como paradigma predominante da biologia da conservação. Conforme Levin (1969), a teoria das metapopulações considera o espaço como um mosaico formado por manchas de habitat imersos em uma matriz, que embora seja inadequada à sobrevivência das espécies, pode ser adequado em dinâmicas como a migração de indivíduos entre populações.

O conceito de mancha - corredor - matriz e as métricas para medi-los têm sido uma abordagem recorrente na descrição do arranjo espacial dos elementos (manchas) nas últimas décadas (ANTROP, 2007). Assim, tem contribuído nos esforços de entender como os diferentes padrões de organização espacial das unidades da paisagem influenciam no seu funcionamento, na tentativa de estabelecer uma teoria de mosaicos pela Ecologia de Paisagem (METZGER, 2001b).

O conceito de estrutura da paisagem apoia-se em uma forma de observação espacial e devido a isso há a necessidade de métodos modernos de processamento de informações geográficas. Ao processamento de informações geográficas associam-se métodos quantitativos apoiados em *software* de cálculos estatísticos. Há algum tempo os planejadores tem aplicado técnicas quantitativas de análises dos padrões espaciais, inclusive com as métricas de paisagem, incorporadas como ferramentas de grande importância no apoio ao planejamento ambiental e ecológico (BOTEQUILHA LEITÃO; AHERN, 2002).

¹⁷ O termo metapopulação é usado para descrever uma assembleia de populações locais que são acopladas por algum grau de migração (HANSKI; GAGGIOTTI, 2004).

2.3 Índices e métricas na quantificação da estrutura da paisagem

As estruturas de uma paisagem, abordadas do tópico anterior, podem ser reconhecidas, caracterizadas e classificadas por meio de medidas da estrutura do espaço. Tais medidas podem ser indicadores de mudanças espaciais e temporais, permitindo significantes conclusões sobre a paisagem e suas mudanças e, portanto, podem desempenhar uma contribuição decisiva para planejamento e ações.

Um arcabouço de medidas das estruturas das paisagens (*landscape metrics*) foi desenvolvido no intuito de compreender a heterogeneidade e os padrões espaciais do mosaico de paisagem, com potencial de correlação com as questões ambientais e ecológicas. A aplicação tradicional de métricas de paisagem envolve a caracterização da estrutura de toda a paisagem com uma ou mais métricas de paisagem. Os resultados de uma análise da estrutura da paisagem global são normalmente fornecidos na forma de um vetor de medidas, em que cada elemento/atributo representa uma métrica de paisagem individual.

Conforme mencionado, para além do interesse nos padrões espaciais envolvidos, tais métricas podem ser correlacionadas aos processos ecológicos de interesse, na medida em que reconhece-se a forte influência do padrão estrutural da paisagem nos processos ecológicos e suas características (BOTEQUILHA LEITÃO; AHERN, 2002).

Contudo, há métricas que permitem a compreensão da composição da paisagem, referindo-se às feições associadas à variabilidade e à abundância dos tipos de mancha dentro da paisagem; e há métricas que possibilitam um entendimento sobre a sua configuração, desdobrando-se sobre o arranjo espacial, a posição, a distância ou orientação das manchas (MCGARIGAL; MARKS, 1995).

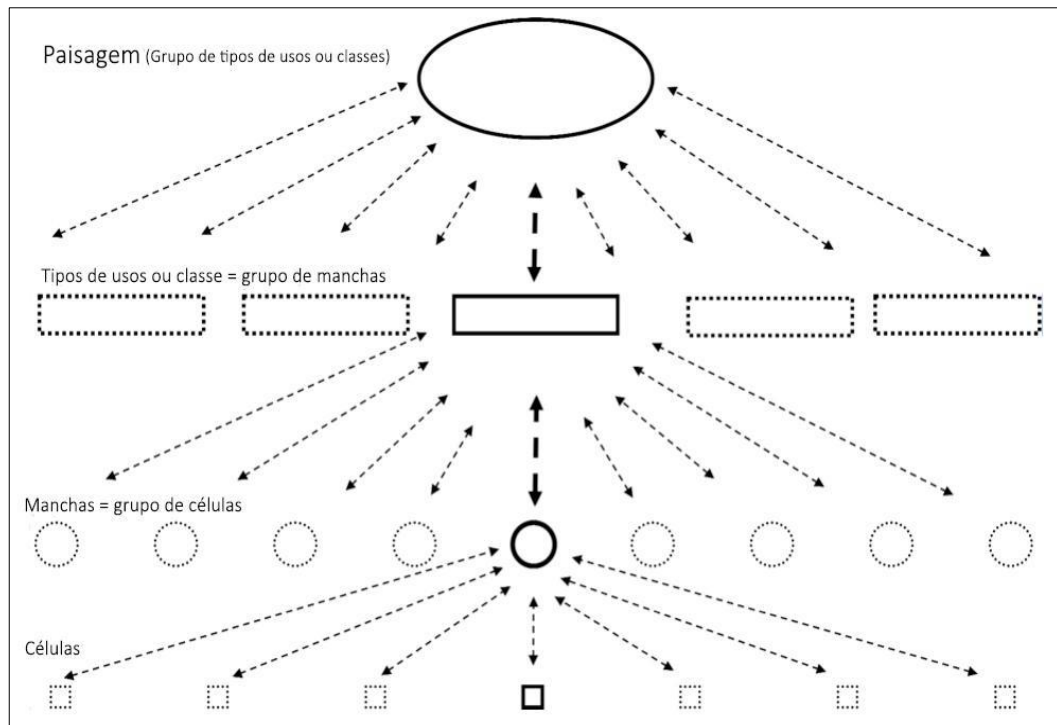
Outro aspecto na aplicação das métricas refere-se ao seu interesse focal: “métricas estruturais” são medidas de composição física ou configuração do mosaico de manchas na paisagem. No entanto, para aplicação de “métricas funcionais” são necessários valores/parâmetros considerando as necessidades das espécies em questão, aumentando a complexidade. Assim, as medidas do padrão da paisagem consideram as informações biológicas de relevância funcional para um organismo ou processo ecológico em destaque. Funcionalmente, os índices fornecidos

pelas métricas podem ser preditores, por exemplo, no entendimento de processos de dispersão da fauna e da flora na paisagem, conectividade e isolamento entre os fragmentos, dentre outros aspectos (MCGARIGAL; MARKS, 1995; MCGARIGAL, 2002).

A disponibilização de recursos computacionais cada vez mais eficazes estimulou o aumento da demanda pelo uso das métricas e a aplicação em estudos com Ecologia de Paisagem. Como suporte instrumental, destacam-se variados programas e geotecnologias, dentre eles o *Fragstats*, um programa de domínio público. Como outros programas similares, o *Fragstats* – criado por Kevin McGarigal e Barbara J. Marks – realiza cálculos estatísticos espaciais com objetivo de quantificar a composição, configuração e conectividade dos elementos de uma paisagem a partir de dados de entrada, que deverá ser um arquivo formato *raster* (SIQUEIRA; CASTRO; FARIA, 2013).

Desta forma, as métricas vêm sendo utilizadas em trabalhos e pesquisas de maneira progressiva por ecólogos e geógrafos para quantificar as paisagens, por meio de algoritmos que calculam as características espaciais específicas de manchas (*patches*), classes de manchas (*classes*), mosaico da paisagem completa (*landscape*), ou do contexto espacial individual da célula – o *pixel* (MCGARIGAL; MARKS, 1995). A Figura 13, a seguir, exemplifica os distintos níveis de análise na quantificação de paisagens.

Figura 13 – Diagrama conceitual hierárquico para os quatro níveis de análise proposta pelas métricas: célula, mancha, classe (LCT) e paisagem.



Fonte: Botequilha Leitão et al. (2006). Modificado por Vale (2019).

Métricas de manchas representam características geométricas das manchas individuais; Métricas de classes expressam o cálculo de todas as manchas de determinada classe; e as Métricas de paisagem referem-se à toda a paisagem.

Turner, Gardner e O'Neill (2015a) destacaram a aplicabilidade do conceito de holarquia, conforme proposto por Koestler (1969)¹⁸, para representação da estrutura da paisagem. Esse entendimento implica um sistema de interconexões entre diferentes níveis de hierárquica vertical. A depender da escala a ser usada, haverá um nível focal de interesse, cujos níveis vizinhos (Level +1 e Level -1) estão estritamente relacionados. Destaca-se o fato de que o nível focal será limitado pelas condições de controle do nível +1, acima. Os componentes que ocuparem o nível abaixo, por sua vez, serão controlados, e fornecem uma relação explicativa do nível focal.

¹⁸ Arthur Koestler caracterizou no conceito de hierarquia entidades que são ao mesmo tempo compostas de 'partes', mas também são consideradas um 'todo' na constituição de seu ambiente.
 KOESTLER, ARTHUR. O fantasma da máquina. Rio de Janeiro: Zahar Editores, 1969.

Dessa forma, usualmente, as características espaciais e as estruturas medidas em um determinado nível podem ser utilizadas para caracterizar o nível imediatamente superior, conforme esquematizado na Figura 13. Os cálculos podem ser obtidos por meio de somatório, formação de mediana ou pela indicação do desvio padrão.

Lang e Blaschke (2009) atentam sobre a ocorrência de métricas e medidas da paisagem que se correlacionam, ou seja, que trazem dados redundantes, pontuam que,

Do ponto de vista do usuário potencial, há uma quantidade grande de métricas que, em princípio, estão disponíveis. [...] em parte, avaliam aspectos muito semelhantes e que também, matematicamente, dizem coisas similares, portanto, são correlacionadas. No entanto, para cada métrica individual há uma justificativa, porque sempre poderá haver um caso especial no qual faz sentido usá-la (LANG; BLASCHKE, 2009, p. 239).

Dessa forma, a seleção das métricas em cada investigação deve ser em função da problemática levantada pela pesquisa, e relacionadas ao que se pretende compreender, bem como ao ambiente específico da paisagem em estudo e à escala adotada.

⇒ MÉTRICAS DE MANCHAS

As manchas definem-se nos menores elementos individuais capazes de serem observados em uma paisagem. No nível das análises das manchas, portanto, o foco é sobre elementos geométricos individuais que se apresentam no conjunto da paisagem, ou seja, a sua configuração. Tal grupo constitui uma categoria de métricas relativas à área, número, forma, borda e área-núcleo.

⇒ MÉTRICAS DE CLASSES

Uma classe é um conjunto de manchas de mesmo conteúdo informacional, ou seja, homogênea. Assim, representam em uma paisagem um grupo de um determinado tipo de uso e cobertura da terra. As métricas em nível de classe medem a configuração de um tipo de mancha específico, sendo derivadas do cálculo da média de todas as manchas da classe; o arquivo de saída da classe resultante contém uma linha (vetor de observação) para cada classe, onde as colunas (campos) representam as métricas individuais.

Para serem obtidas, as métricas em nível de classe são derivadas das métricas em nível de mancha, somando-se ou calculando-se a média de todas as manchas da classe correspondente. Por exemplo, o tamanho médio das manchas é baseado no tamanho das manchas individuais de uma classe.

Nesta escala de interesse, além da extensão total das classes e o tamanho médio das manchas, o conjunto de métricas desta ordem são relativas à diversidade, ao contágio e ao retalhamento. Sobre os graus de contágio e retalhamento nas paisagens, a distância entre manchas de uma mesma classe – aqui entendidas como habitat de fauna e flora –, constitui uma componente decisiva na avaliação da constituição de redes dentro das estruturas da paisagem. Assim, as métricas de classe representam a quantidade e a distribuição espacial de um único tipo de fragmento e podem ser interpretadas como índices de fragmentação (MCGARIGAL, 2015).

⇒ MÉTRICAS DE PAISAGEM

Uma paisagem, por sua vez, é considerada um conjunto agregado de todas as manchas e corredores, ou seja, elementos individuais, situados dentro da área de interesse. As medidas neste nível reproduzem as características estruturais de toda a paisagem pesquisada, através de um valor único, ou seja, um registro por paisagem.

As medidas da paisagem constituem um grupo de métricas espacialmente implícitas, uma vez que não são voltadas às análises da configuração espacial das manchas individuais. Tenta-se detectar a composição da paisagem que pode ser quantificada por meio da distribuição e a contribuição percentual de classes no conjunto total de uma paisagem (LANG; BLASCHKE, 2009).

Como as métricas em nível de classe, muitas métricas em nível de paisagem são derivadas de métricas de mancha ou de classe por soma ou média de todas as manchas ou classes. Tais medidas são ordenadas à categoria de métricas relativas às relações de vizinhança e proximidade e, por representarem o padrão espacial de todo o mosaico da paisagem, podem ser interpretadas como índices de heterogeneidade.

ÍNDICES DE ÁREA

A *área* ou tamanho da mancha (*patch size*) é uma das características fundamentais das medidas da paisagem, ao lado da *distribuição* e da *densidade*, constituindo dados básicos. A medida da área é fundamental pois a maioria das métricas de paisagem são influenciadas diretamente pelo efeito do tamanho da área, ou é afetada indiretamente por ela (FORMAN; GODRON, 1986; FORMAN, 1995). A distribuição dos tamanhos das manchas pode ser resumida no nível de classe e paisagem – em que a área total de uma classe é a soma de todas as áreas de manchas de uma determinada classe – através da média, mediana, variância etc.

Em operações com modelos *raster*, a área corresponde ao número de células com determinado valor e que estejam espacialmente relacionadas. No modelo *vetorial*, a área do polígono é calculada com base em formas geométricas básicas (LANG; BLASCHKE, 2009).

ÍNDICES DE FORMA

Parte das métricas relativas à forma baseiam-se na combinação de dados de área e perímetro. Uma medida importante é a relação área-borda (*interior edge ratio*), que abrange toda a área interna de uma mancha e resulta da relação entre área absoluta e a forma e comprimento da linha de contato, ou seja, a borda circundante.

A melhor relação entre área e borda, com resultados mais próximos de formas regulares, é expressa na forma geométrica do círculo, estando maximizada (1) em uma escala entre “0” e “1”. Assim, a forma irregular de uma mancha pode ser caracterizada como grau de desvio da forma otimizada. Se considerada a relação “área \times perímetro”, a forma otimizada (circular) é “1”. Inversamente, se considerada a relação “perímetro \times área”, a forma otimizada é “0”; sendo que, a maioria dos programas de análise implementam a relação entre “perímetro e área” (e não o contrário), assim, os valores mais baixos implicam níveis de regularidade mais elevados, como no segundo caso, em que para a relação “perímetro \times área”, a forma otimizada é “0” (LANG; BLASCHKE, 2009).

Outra métrica utilizada para descrição de formas é o *shape index*. Esse índice caracteriza o desvio padrão da forma de uma mancha através de uma comparação com uma feição padrão,

que é a forma otimizada, representada no círculo. Quanto mais distante do padrão “circular” ou “quadrático”, maior será o índice de forma representado pelo *shape index* (FORMAN; GODRON, 1986).

Formas mais irregulares tendem a ter a relação “perímetro \times área” maior. Ecologicamente, um fragmento irregular com maior perímetro tende a ter mais área sob efeito de borda, índice que será apresentado na sequência.

ÍNDICES DE BORDA E DE ÁREA-NÚCLEO

O comprimento da borda de um elemento da paisagem, seja no nível de mancha, classe ou de toda a paisagem, relaciona-se fundamentalmente ao perímetro (*circumference* ou *perimeter*) e à forma. Contudo, o comprimento do perímetro ou borda desempenha um papel determinante do ponto de vista ecológico, sobretudo quando a mancha representa uma fonte de recursos naturais e habitat de biodiversidade (HARPER *et al.*, 2005).

Lang e Blaschke (2009) detalham que

[...] é possível postular que uma elevada densidade de bordas (ex. comprimento de borda por hectare) significa um alto grau de indentação e complexidade, e que na maioria dos ecossistemas esse tipo de indentação de diferentes habitats é visto positivamente. Consequentemente, percursos de bordas complicados e contornos irregulares representam um fator positivo para a riqueza de estruturas. De fato, pode ocorrer uma certa relação entre frequência de bordas e diversidade ecológica. [...] existe um grande potencial na análise das áreas de bordas (LANG; BLASCHKE, 2009, p. 260, 261).

Os efeitos de borda em fragmentos florestais, por exemplo, são dependentes do fenômeno ou espécie de estudo e dos tipos de ambientes/contextos da paisagem. Dessa forma, o efeito de borda pode ser influenciado de acordo com o uso e cobertura da terra da matriz adjacente, atuando como uma variável em relação a esses efeitos (GASCON; WILLIAMSON; DA FONSECA, 2000). Não só o uso e cobertura da terra influencia no efeito de borda, mas também outros fatores como a declividade do relevo, a orientação geográfica e a incidência solar (norte, sul, leste, oeste), a força de vento predominante etc.

As áreas-núcleo (*area core*) são representadas pelos espaços internos de unidades espaciais. A premissa é de que os setores de borda das manchas são influenciados por fatores

externos, e por isso estão sob determinados “efeitos de borda” (*edge effects*). Neste contexto, a área interna e livre do denominado efeito de borda constitui a área-núcleo da mancha. A distância medida de faixa de borda até a área nuclear do fragmento varia conforme sejam os processos (bióticos ou abióticos), espécies (indicadoras ou espécies-alvo) ou fenômenos de interesse.

Operacionalmente, para delimitação de áreas-núcleo, é necessário calcular uma área de amortecimento, ou *buffer* negativo, no sentido interior da mancha. O tamanho dessa área de amortecimento corresponde à largura do efeito de borda que será admitido conforme processos de interesse, o resultado desse procedimento Forman (1995) denomina por *interior*, em que o maior círculo circunscrito constitui a área-núcleo.

O índice de área-núcleo compõe o grupo das medidas referentes à funcionalidade da paisagem, ou seja, de “métricas funcionais”, e é resultado de três aspectos fundamentais: o tamanho do fragmento, a forma, e a área de borda sob efeitos externos, que dependerá de variáveis já mencionadas (MCGARIGAL, 2015). Dessa forma, em decorrência desses fatores, os resultados de área-núcleo podem representar uma grande área isenta dos efeitos de borda, ou ao contrário, dependendo da área de influência do efeito de borda e da relação perímetro/área do fragmento, uma mancha pode não possuir área-núcleo.

A medida de área-núcleo no nível de paisagem considera ainda o número das áreas-núcleo disjuntas, bem como identifica os casos nos quais não resta nenhuma área núcleo. Lang; Blaschke (2009) atentam para o fato da configuração de manchas com áreas-nucleares disjuntas e suas consequências:

[...] uma mancha de forma fortemente irregular, a depender da distância do efeito de borda (20m e 40m), pode ser subdivida, respectivamente, em quatro e em nove áreas de habitat ilhadas neste fragmento (consideradas áreas-núcleo disjuntas). Consequentemente isso pode resultar numa diminuição significativa da área de habitat efetivamente utilizável pelas espécies (LANG; BLASCHKE, 2009, p. 265).

Assim, a designação da distância da borda à área-núcleo é fundamental e precisa estar relacionada aos conteúdos e questionamentos de interesse, considerando que a influência dos efeitos externos em avanço sobre a área de borda se expressa de modo variável, sobretudo em relação ao tipo de matriz adjacente.

ÍNDICES DE RETALHAMENTO

Neste ponto, cabe ressaltar que, em uma observação ecológica, as mudanças ocorridas em uma paisagem podem representar, dentre algumas variáveis, a perda e/ou a fragmentação de áreas de habitat para espécies de fauna e flora; bem como de áreas que resguardam recursos naturais e fornecem serviços ecossistêmicos.

A perda e a fragmentação das áreas de habitat, apesar de não ter uma relação de ocorrência direta e obrigatória, podem apresentar avanço simultâneo, conseqüentemente afetando o deslocamento dos indivíduos pela paisagem (AUFFRET; PLUE; COUSINS, 2015), e assim representando significativas ameaças à biodiversidade (MAXWELL *et al.*, 2016), configurando uma paisagem mais subdivida. A subdivisão na paisagem também está relacionada à fragmentação, e refere-se a quanto um tipo de habitat está quebrado ou fragmentado em manchas menores, apartadas (com dependência da escala de observação).

Desta maneira, esses índices visam ser uma medida da intensidade do retalhamento da área originalmente contínua na paisagem, podendo suas interpretações serem relacionadas às questões ecológicas. Os estudos com aplicação dessas medidas podem caracterizar o desenvolvimento temporal do retalhamento de uma paisagem, que pode apresentar variação, com avanço ou recuo do retalhamento (LANG; BLASCHKE, 2009). Basicamente, calcula-se o nível de fragmentação de uma determinada classe ou, no nível de paisagem, busca-se demonstrar a tendência desta apresentar maior ou menor heterogeneidade.

ÍNDICES DE VIZINHANÇA E PROXIMIDADE / ISOLAMENTO

Esses índices buscam representar a tendência das manchas estarem mais próximas ou mais distantes de outras manchas de uma mesma classe, em uma relação de vizinhança e proximidade. “No caso mais simples, a distância entre duas manchas pode ser reproduzida com a distância euclidiana (distância de borda a borda). Isso, no entanto, em muitos casos, não corresponde à distância ecologicamente efetiva que uma espécie animal precisa ultrapassar” (LANG; BLASCHKE, 2009, p. 289).

Como anteriormente mencionado, as espécies se movimentam de acordo com a estrutura e configuração da paisagem. Assim, diferentes espécies têm capacidades distintas de se movimentar em uma paisagem. Nem todas as espécies possuem a mesma capacidade de dispersão quando se encontram fora de seu habitat, ou mediante o estado de fragmentação em que este se encontra.

O motivo é o fato de que a permeabilidade da matriz, composta no mosaico heterogêneo da paisagem, influencia na capacidade de dispersão (locomoção) da fauna e da flora, de acordo com as classes coadjuvantes de uso e cobertura, de modo que os organismos biológicos não se orientam de acordo com a conexão mais “curta” na paisagem, mas sim de acordo com as estruturas existentes (WIENS, 1997).

A medida de “Vizinho mais próximo” (*nearest-neighbor distance*) corresponde à distância à mancha mais próxima da mesma classe; a distância média ao vizinho mais próximo indica as distâncias médias entre manchas de uma classe, interpretando-se os resultados através de métodos comparativos.

As medidas de proximidade (*proximity index*) fundamentam-se na ideia de interação entre manchas, e calculam o grau de isolamento da mancha e o grau de fragmentação do correspondente tipo de mancha (MCGARIGAL; MARKS, 1995). Por isso, configura um índice com tendência de aplicação em estudos e pesquisas em paisagens fragmentadas.

Nas operações com o índice de proximidade pode ser delimitado um corredor de distância em volta da mancha de interesse para o cálculo, denominado ‘espaço de vizinhança’ ou *proximity buffer*. A distância adotada no “espaço de vizinhança” considerado deve ser equivalente à área de vida ou à capacidade de dispersão do organismo focal.

Em razão da abordagem do conceito de distância simples (euclidiana) pelo índice de proximidade, este não é sensível em relação à permeabilidade da matriz. Contudo, quando uma mancha estiver cercada por grandes manchas próxima à outras manchas, o índice de proximidade tende a apresentar valores mais elevados, o contrário ocorre à medida que diminuem o tamanho das áreas e aumentam as distâncias. No *software Fragstats*, o cálculo do

índice de proximidade considera todas as áreas e relações de distância em relação à mancha focal, sendo somadas no resultado.

3.1 Perda, Fragmentação e Conectividade

3.1.1 Considerações sobre a perda e a fragmentação de áreas naturais

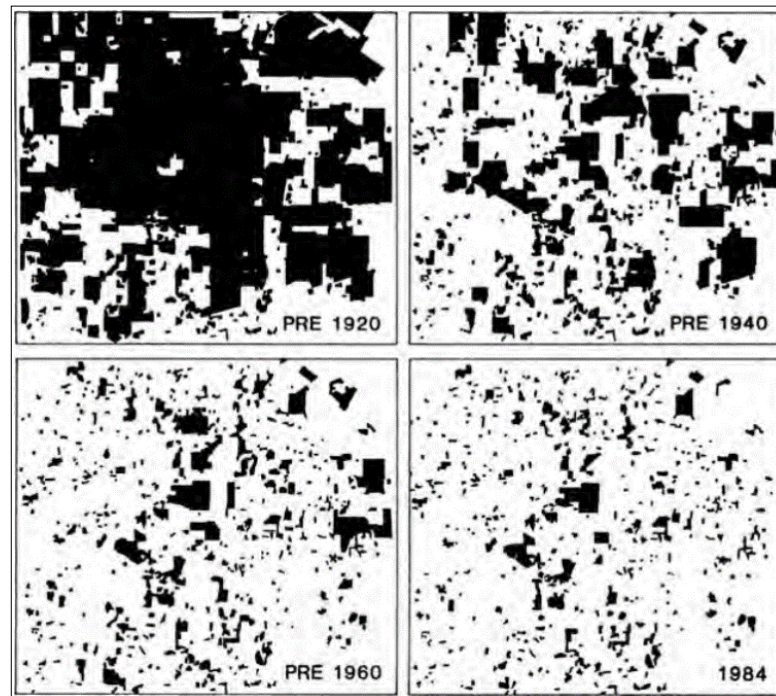
De acordo com McGarigal e Marks (1995), a fragmentação e a perda de áreas de habitat é a trajetória predominante de mudança da paisagem em várias regiões do mundo dominadas pelo homem e está cada vez mais se tornando reconhecida como uma das principais causas do declínio da biodiversidade. As paisagens transformadas podem apresentar diferentes níveis de fragmentação e por isso é importante observar o padrão do uso e cobertura da terra, ou seja, o histórico e as características.

A fragmentação dos habitats (*habitat fragmentation*) pode ser entendida como o grau de ruptura de uma unidade da paisagem que inicialmente era contínua, transformando-se em unidades menores, resultantes de processos naturais ou distúrbios antrópicos (FORMAN; GODRON, 1986). A fragmentação, que gera tal ruptura, resulta na perda de composição espacial de habitat, em porcentagem da área total, e conseqüentemente poderá haver uma maior heterogeneidade de classes.

A fragmentação é uma consequência do retalhamento da paisagem, conceito o qual refere-se à divisão das áreas de habitats nas paisagens ou à formação de barreiras provocadas por intervenções antrópicas que interrompem relações ecológicas anteriormente existentes em um contexto de habitats contínuos. A exemplo disso, a implementação de uma rodovia, de origem antrópica, apesar de sua importância reconhecida, pode vir a provocar efeito de barreira ou obstáculo quando interrompe a continuidade de habitats (SEILER; FOLKESON, 2006).

A associação entre a fragmentação e a perda das áreas de habitat, ou seja, a supressão da cobertura natural, promovem transformações no sentido de tais áreas tornarem-se manchas remanescentes cada vez menores e mais isoladas, e com o tempo configuram um processo de subdivisão da paisagem, conforme pode ser observado na Figura 14 a seguir.

Figura 14 – Processo de perda e fragmentação de áreas de habitat.



Fonte: Bennett e Saunders (2010); Saunders, Hobbs e Arnold (1993).

A exemplo de uma área de domínio da vegetação da Mata Atlântica, a perda de habitat significa a diminuição/supressão de áreas de cobertura florestal, o que não necessariamente representa a fragmentação de tais áreas, a depender da configuração das transformações ocorridas, podendo as áreas de habitat, ainda que diminuídas, permanecerem contínuas.

Na fragmentação por retalhamento em áreas de habitat na paisagem, não necessariamente a área absoluta do habitat irá diminuir consideravelmente, apesar de haver uma tendência à perda de área em razão da intervenção. Normalmente os dois fatores ocorrem associados, a perda e a fragmentação de habitats.

Com o acelerado ritmo de desmatamento das florestas tropicais, uma das principais consequências é a fragmentação das áreas de recursos ambientais, levando a um comprometimento das funções ecológicas da paisagem, na medida em que ocorram possíveis perturbações nos habitats remanescentes, como efeito de borda, isolamento, entre outros (FAHRIG, 2003; MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008; PRUGH *et al.*, 2008; FLETCHER *et al.*, 2018; FAHRIG *et al.*, 2019).

Galindo-Leal e Câmara (2005) reforçam que após a transformação das áreas de florestas contínuas em blocos fragmentados – com a estrutura, a função e composição biológica modificadas – os aspectos bióticos e abióticos ali encontrados também sofrem alterações.

Conforme Saunders, Hobbs e Margules (1991), como consequências da perda de áreas de recursos ambientais para os elementos abióticos ressaltam-se os efeitos sobre os solos e os recursos hídricos, uma vez que a retirada da cobertura natural muda as características de interceptação da água da chuva e a evapotranspiração, influenciando no ciclo hidrológico. Com efeito em cadeia, o impacto da água da chuva sobre áreas de solo exposto, que sofreram com a perda/supressão da cobertura vegetal, tende à intensificar o processo erosivo e o transporte de sedimentos para os cursos d'água, contribuindo para o assoreamento destes; o processo de lixiviação é responsável ainda por retirar e transportar nutrientes do solo.

Sobre os aspectos bióticos, destaca-se o relativo isolamento devido à distância que possa existir entre os fragmentos remanescentes, considerando-se as características topográficas dessas áreas remanescentes, que muitas vezes se encontram em relevos com fortes aclives ou áreas de baixa produtividade. Além da localização, outros aspectos relevantes ao nível de isolamento são o tamanho e o formato dos fragmentos remanescentes.

Consequentemente, a área reduzida dos fragmentos pode vir a apresentar problemas em relação ao tamanho das populações, que por suportarem um número menor de indivíduos, tornam as populações mais vulneráveis em razão de fatores genéticos, demográficos ou ambientais (ALMEIDA, 2016; GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005). Sob tais efeitos da fragmentação de habitat as interações ecológicas ficam comprometidas, como a polinização, a dispersão, a predação e a competição.

Em um contexto heterogêneo de configuração e composição de uma paisagem, a dinâmica nos limites dos elementos da paisagem (manchas ou *patches*) é considerada por Forman (1995) de modo análogo ao funcionamento de uma membrana celular e sua permeabilidade em relação a determinados materiais. Esse “filtro” celular apresenta passagens e condutos que possibilitam as movimentações (ou trocas).

Pequenas e isoladas áreas florestadas podem ser mais acessíveis à pessoas, e consequentemente sofrer com ações predatórias como a caça, a invasão de gado, queimadas, e com isso a supressão da vegetação caracterizando um dos efeitos relacionados a fragmentação do habitat, que é o efeito de borda, capaz de impactar a fauna e a flora (CÂMARA, 2005; TONHASCA JUNIOR, 2005).

Sobre o efeito de borda, trata-se que, em um fragmento de recursos ambientais com função de habitat para a biodiversidade, comumente há uma área de influência da matriz em seu entorno, que incide sobre às margens do fragmento de recursos ambientais focal (GASCON; WILLIAMSON; DA FONSECA, 2000). A extensão dessa área de influência da matriz adjacente pode variar conforme as características ambientais da matriz adjacente. Primack e Rodrigues (2001), Rankin-de Mérona e Hutchings (2001) identificaram efeitos sobre a biodiversidade, em consequência de diferenças nos níveis de luz, vento, umidade, temperatura entre as áreas marginais e interiores de áreas florestadas, que chegam a atingir entre 35 metros e 1 quilômetro de distância da borda no sentido ao interior do fragmento, respectivamente.

Se o movimento entre fragmentos de habitat for significativamente impedido ou prevenido, os indivíduos (e populações locais) em fragmentos de habitat remanescentes podem se tornar funcionalmente isolados. O grau de isolamento para qualquer distribuição fragmentada de habitat irá variar entre as espécies, dependendo de como elas percebem e interagem com os padrões da paisagem; espécies com requisitos de habitat restritivos e capacidade limitada de cruzar áreas de não habitat provavelmente serão mais sensíveis aos efeitos de isolamento (MALDONADO-COELHO; MARINI, 2004; AWADE; METZGER, 2008; MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008).

Nesse sentido,

O contexto da mancha é importante. O que ocorre dentro de uma mancha depende de sua localização em relação à estrutura do mosaico em volta. Uma mancha do mesmo habitat pode ser de qualidade bem diferente, dependendo das suas feições de elementos da paisagem adjacentes ou próximos. É essa dependência contextual que requer que a Ecologia de Paisagem seja espacialmente explícita (LANG; BLASCHKE, 2009, p. 124-125).

A estrutura de mancha, corredor e matriz impacta de modo distinto em cada espécie da fauna e da flora, de acordo com a sua capacidade de se movimentar na paisagem, pois nem

todas as espécies possuem a mesma capacidade de dispersão quando se encontram fora de seu habitat, e isso relaciona-se diretamente ao estado de fragmentação em que a paisagem se encontra.

Isso pode não representar um problema para os indivíduos – e para a persistência da população – se o movimento entre manchas for desimpedido na matriz, ou seja, se houverem elementos que possibilitem a conectividade funcional da paisagem ser mantida (AUFFRET; PLUE; COUSINS, 2015). Em observância ao processo de fragmentação das áreas naturais, desde a década de 1970 discutem-se maneiras de como os fragmentos remanescentes podem ser novamente conectados, formando redes de habitats.

3.1.2 Considerações sobre a conectividade na paisagem

O conceito de conectividade (*connectivity*) está associado aos efeitos da distância, e relaciona-se ao grau em que os fragmentos remanescentes estão conectados, de alguma forma, à áreas adjacentes da mesma classe (FORMAN; GODRON, 1986; SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991).

Na Ecologia, a conectividade é considerada quanto à capacidade de movimentação das espécies e quanto esta movimentação é facilitada ou dificultada pelo seu entorno (AUFFRET; PLUE; COUSINS, 2015). Representa também a maneira ou extensão em que as espécies ou os recursos se dispersam e interagem entre os elementos das paisagens (KUKKALA; MOILANEN, 2017).

A conectividade estrutural relaciona-se às características físicas da paisagem, considerada pela escala humana de observação. Esse fator pode comprometer a real resposta das populações ecológicas à fragmentação ao se considerar uma paisagem conectada ou não a partir desta escala de observação (FISCHER; LINDENMAYER, 2007). Ainda assim, um aumento na área de habitat e conectividade entre estes são necessários para facilitar as respostas ecológicas às mudanças (HODGSON *et al.*, 2009).

Dentre os aspectos fundamentais da conectividade estrutural, destacam-se a disponibilidade de áreas de habitat, a distância entre estes, e se há corredores ou *stepping*

*stones*¹⁹ que os conectam. Tais características físicas do espaço podem ser determinantes nas questões ecológicas, as quais caracterizam outro tipo de conectividade, a funcional, de viés ecológico (AUFFRET; PLUE; COUSINS, 2015).

A conectividade funcional é entendida como a resposta dos organismos aos elementos constituintes da paisagem e sua forma de organização (TISCHENDORF; FAHRIG, 2000). Neste aspecto, o fator tamanho do organismo em questão é determinante para uma paisagem ser conectada funcionalmente ou não (AUFFRET; PLUE; COUSINS, 2015). Está relacionada à capacidade da composição e configuração dos elementos de uma paisagem (conectividade estrutural) facilitar ou não fluxos ecológicos, como por exemplo o aumento da possibilidade de recolonização, fluxo gênico, dispersão de propágulos etc. (TAYLOR *et al.*, 1993; DICK; ETCHELECU; AUSTERLITZ, 2003).

Assim, a conectividade funcional da paisagem fomenta o movimento de indivíduos, conhecidos como movimentos de dispersão, que pode dar lugar a colonização de novos espaços e intercâmbios de indivíduos de diferentes populações, possibilitando, ainda que não seja uma regra, intercâmbios genéticos.

É possível considerar ainda que, complementarmente, na relação entre a conectividade estrutural e a conectividade funcional que,

Ao lado deste aspecto relevante, do ponto de vista da Ecologia animal, que é a conectividade entre habitats, sistemas de associações de biótopos, ou seja, estruturas lineares na paisagem e trampolins ecológicos, possuem diferentes efeitos sobre processos, fluxos de substâncias e materiais na paisagem, tendo como outros pontos importantes o controle da erosão, a proteção do solo, a autolimpeza, e a proteção das margens dos corpos d'água (LANG; BLASCHKE, 2009, p. 221).

Portanto, a conectividade é importante para manutenção e sobrevivência de espécies, bem como para manutenção dos processos ecológicos e conseqüentemente da provisão dos serviços ecossistêmicos. Os serviços ecossistêmicos por sua vez, dependem do funcionamento do ecossistema, que depende das inter-relações entre os componentes da biota. Se o ecossistema

¹⁹ *Stepping stones* são pequenas manchas imersas em uma matriz que podem incrementar a funcionalidade da conectividade (BAUM *et al.*, 2004; UEZU; BEYER; METZGER, 2008). Podem ser de origem antrópica.

e suas inter-relações forem simplificados, pode haver o comprometimento na provisão dos serviços ecossistêmicos, impactando negativamente inclusive na sociedade que depende desses benefícios.

Como já apresentado na seção dos índices e métricas da paisagem, existem algumas formas de se calcular o grau de conectividade. Por exemplo, o índice *connectance* (MCGARIGAL, 2015), que é definido a partir do número de ligações entre uma área de habitat a outras, considerando uma distância limite, fundamentada em algum padrão ecológico. Há ainda formas como a distância do vizinho mais próximo e a quantidade de áreas de habitat dentro de um raio considerado.

Os parâmetros científicos dessas e outras medidas corroboram com a ideia de que “conectividade” e “formação de rede” nas paisagens relacionam-se à capacidade/possibilidade de “percolação” das espécies através dos elementos da paisagem (METZGER; DECAMPS, 1997). A fragmentação florestal é capaz de levar à paisagem a um ponto crítico na capacidade de percolação das espécies entre os elementos da paisagem (TAUBERT *et al.*, 2018).

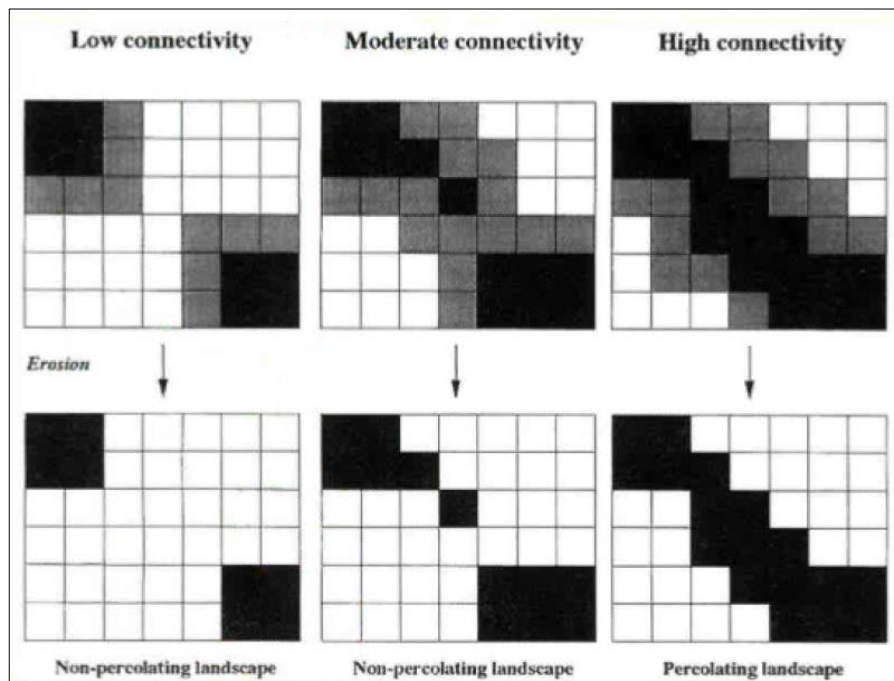
A ideia de “percolação” vem da teoria de fluidos, aplicado a perspectiva biológica representa a capacidade ou condição que uma paisagem favorece ou promove de conectividade estrutural / física das espécies dos indivíduos conseguirem cruzar a paisagem sem a necessidade de passar por uma área de não habitat, ou seja, uma área matriz que seja adversa à sua estadia ou sobrevivência. Paisagens fragmentadas tendem a diminuir a capacidade de percolação, sobretudo em decorrência do tipo de matriz circundante ou classes vizinhas, ou seja, do tipo de uso.

Rigueira, Da Rocha e Mariano-Neto (2013) destacam que a diminuição da capacidade de percolação dos fluxos ecológicos pela paisagem pode estar nos efeitos sinérgicos da redução de florestas e da fragmentação florestal, com o aumento do isolamento entre os fragmentos de habitat. Como consequência reduz-se a viabilidade das populações desses ambientes, levando a conclusões, através dos resultados obtidos em suas pesquisas com árvores da Mata Atlântica, a ocorrência de limiares na porcentagem de áreas de habitat que podem levar à extinções locais.

As condições de biodiversidade que se transformam ao longo do tempo podem ter um aspecto negativo ou positivo e os processos de ocupação e manejo podem resultar em aumento ou diminuição da fragmentação de habitats na paisagem (JACKSON; SAX, 2009).

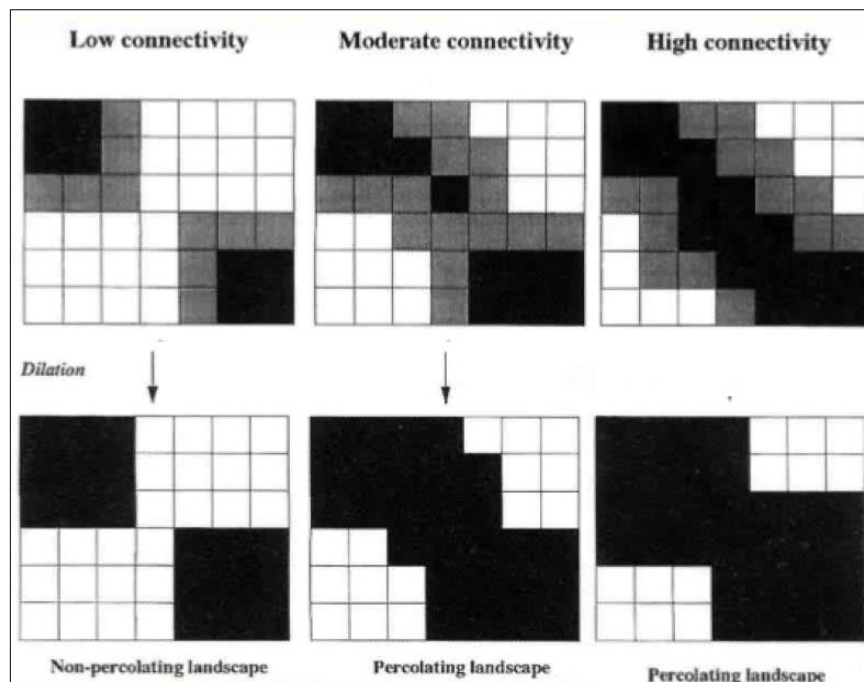
As imagens a seguir apresentam esquemas que consideram a dinâmica no uso e cobertura na terra com possíveis implicações sobre a biodiversidade, bem como diferentes graus de conectividade de uma paisagem, que conseqüentemente implicará no potencial de percolação, conforme visto. A Figura 15 apresenta as condições de conectividade e de percolação na paisagem mediante distintas condições de *perda* das áreas de habitat; enquanto a Figura 16 apresenta as condições de conectividade e percolação na paisagem mediante distintas condições de *aumento* das áreas de habitat.

Figura 15 – Conectividade e Percolação da paisagem mediante diferentes condições de perda de áreas de habitat.



Fonte: Metzger e Decamps (1997).

Figura 16 – Conectividade e Percolação da paisagem mediante diferentes condições de aumento de áreas de habitat.



Fonte: Metzger e Decamps (1997).

Por vezes, a conectividade de áreas adjacentes pode ocorrer através de elementos em forma de corredores (SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991).

Como estratégia para diminuir o grau de fragmentação da paisagem, tornando-a mais conectada e portanto mais apta aos fluxos ecológicos, iniciou-se na literatura há cerca de 50 anos, discussões sobre os aspectos de implementação de corredores ecológicos, com atenção para suas características físicas e funcionalidades ecológicas, em busca de evidências científicas sobre a viabilidade no seu uso como ferramenta para desfragmentação florestal, ou seja, a conectividade. Como os trabalhos desenvolvidos pelos pesquisadores Forman (1995); Beier e Noss (1998); Hess e Fischer (2001); Vieira, Carauta e Delgado (2002); Haddad *et al.* (2003); Correa Ayram *et al.* (2016); entre outros.

No entanto, trabalhos como os realizados por Chetkiewicz *et al.* (2006) e Forero-Medina e Vieira (2007) atentam que a implementação de um corredor ecológico pode proporcionar uma maior conectividade estrutural, porém, a funcionalidade ecológica desejada nem sempre será alcançada. Contudo, como os efeitos da fragmentação de áreas de florestas tropicais têm se mostrado tão severos, justifica-se o planejamento e a execução de medidas que busquem atenuá-

las, como por exemplo através da implementação de áreas de corredores ecológicos (SEOANE *et al.*, 2010).

Ecologicamente, deve-se considerar a importância dos corredores ecológicos, como por exemplo, pela sua utilização por espécies migratórias. Nesse sentido, é interessante que disponha de uma largura mínima considerável e uma estrutura vertical, pois o efeito da largura exerce a chave de controle sobre a natureza do corredor (FORMAN; GODRON, 1986), sobretudo em razão da variabilidade da distância do efeito de borda exercido pelos diferentes tipos de matriz sobre áreas de habitat (SCHROTH *et al.*, 2004), neste caso em formato de corredores. Estudos como o conduzido por Laurance (2001) sugerem que os corredores devem ter minimamente 1 quilômetro de largura, podendo ser necessário extensões ainda maiores a depender das distâncias a serem conectadas.

Simberloff e Cox (1987), Simberloff *et al.* (1992), Hilty *et al.* (2006) apresentaram vantagens e desvantagens acerca das funcionalidades exercidas pelos elementos lineares classificados como corredores nas paisagens ao reconectar fragmentos de habitats, das quais algumas estão sintetizadas no Quadro 7 a seguir.

Quadro 6 – Vantagens e desvantagens dos corredores nas paisagens.

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> • Aumento da diversidade e da riqueza de espécies 	<ul style="list-style-type: none"> • Disseminação de fogo, doenças e espécies exóticas
<ul style="list-style-type: none"> • Aumento dos tamanhos populacionais 	<ul style="list-style-type: none"> • Aumento da exposição de animais a predadores, animais domésticos e ao homem
<ul style="list-style-type: none"> • Redução das probabilidades de extinção 	<ul style="list-style-type: none"> • Possibilitar a entrada de ervas daninhas ou espécies oportunistas em habitats de floresta
<ul style="list-style-type: none"> • Redução das taxas de endocruzamento 	<ul style="list-style-type: none"> • Homogeneização genética
<ul style="list-style-type: none"> • Aumento da área disponível, por ex. para forrageamento 	<ul style="list-style-type: none"> • Custo alto da aquisição, manutenção e proteção
<ul style="list-style-type: none"> • Aumento das quantidades de habitats disponíveis 	

Fonte: Simberloff e Cox (1987), Simberloff *et al.* (1992), Hilty *et al.* (2006).

Soares Filho (1998) corrobora com esta ideia ao propor que os corredores constituem-se quando estabelecem uma conexão entre elementos de uma mesma classe em uma paisagem, e assim portanto relacionam-se à conectividade, exercendo uma função de configuração de redes. Contudo, o autor pondera que alguns corredores permitem conexões funcionais; outros, devido às suas características, podem constituir-se em verdadeiras barreiras inibidoras de trocas e fluxos. São questões adicionais que requerem atenção.

Contudo, entre as vantagens e desvantagens dos corredores, estudos bem elaborados normalmente atestam a utilidade dos corredores como uma ferramenta para conservação ambiental, e destaca-se um baixo volume de investigações sobre os possíveis impactos negativos dos corredores (BEIER; NOSS, 1998).

O conceito de corredor ecológico também foi inserido em uma perspectiva de gestão territorial, com os denominados *corredores ecológicos institucionais*, que visam implementação de programas e estratégias governamentais através de parcerias para recuperar

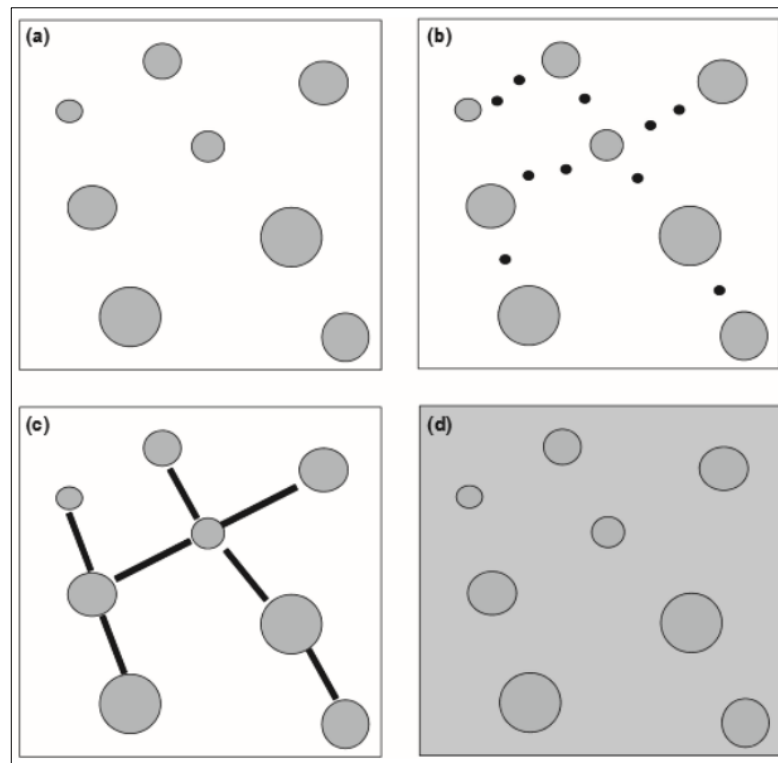
a conectividade entre fragmentos de habitat e proporcionar uma maior permeabilidade da matriz em relação aos fluxos ecológicos, com incentivo à formação de um mosaico planejado de áreas com diferentes tipos de uso e ocupação, que possuam e conciliem funções tanto econômicas quanto ecológicas (ROUGET *et al.*, 2006).

Seoane *et al.* (2010, p. 212) citam que “nos corredores institucionais, o aumento da permeabilidade de matriz seria alcançado ao implantar, na matriz antrópica, práticas agrícolas e usos de solo que sejam mais adequados para a passagem da biota por ali como, por exemplo, a diminuição do uso de agrotóxicos nas lavouras”. Os autores destacam ainda que os *corredores ecológicos institucionais* se constituem em uma estratégia mais viável para os governos no objetivo de conciliar o desenvolvimento com a sustentabilidade, com foco no uso e cobertura da terra, em detrimento do aumento na extensão de áreas de conservação, ou seja, criando maiores áreas contínuas de uso restrito, voltado a conservação, o que poderia representar um elevado custo político.

A exemplo disso, no Brasil foram instituídos corredores ecológicos estratégicos para a Amazônia e Mata Atlântica, dos quais o Corredor Central da Mata Atlântica terá destaque adiante neste trabalho; ao lado do Corredor Ecológico Caparaó, uma das áreas prioritárias de conservação estabelecidas pelo estado do Espírito Santo.

Em seguida a Figura 17, de Villard e Metzger (2014), representa visualmente algumas das principais estratégias para conectividade na paisagem, que aqui foram tratadas; onde o cenário (a) apresenta os fragmentos isolados; o cenário (b) apresenta a conectividade a partir de *stepping stones*; o cenário (c) apresenta a conectividade a partir de corredores ecológicos; e o cenário (d) apresenta a conectividade a partir de uma maior permeabilidade da matriz.

Figura 17 – Estratégias para promoção da conectividade na paisagem baseado na relação da configuração das áreas de habitat e da composição da matriz.



Fonte: Villard e Metzger (2014).

3.2 A Mata Atlântica

3.2.1 Origens e Importância da Mata Atlântica: Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos

Conforme Almeida (2016) as florestas tropicais abrigam ecossistemas com alta biodiversidade e englobam por volta de 2/3 do total de espécies da fauna e da flora existentes no planeta. Nesse contexto, o Brasil destaca-se como um dos países com maior biodiversidade do mundo, com cerca de 357 milhões de hectares ocupados por florestas tropicais, o que corresponde à 30% de todas as florestas tropicais do planeta. Ademais, cerca de 10% dos organismos conhecidos pela ciência – aproximadamente 1,4 milhões – ocorrem em território brasileiro.

De acordo com Pinto e Brito (2005) a Mata Atlântica (MA²⁰) compõe um mosaico de biodiversidade formado por diferentes tipos de vegetação, que se distribuem ao longo de 27 graus de Latitude Sul e conta com significantes variações altimétricas e fitofisionômicas ao longo da costa brasileira.

O termo Mata Atlântica (MA) é de origem popular e sem um significado científico preciso. Um dos primeiros movimentos organizados a fim de alcançar um consenso acerca da sua definição foi realizada pela Fundação SOS Mata Atlântica em 1990, quando reuniu especialistas em um encontro histórico de grande importância para a conservação da MA. Em 1992 a definição foi aprimorada e aprovada pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) com a nomenclatura de “Domínio da Mata Atlântica”, obedecendo os limites do Mapa de Vegetação do Brasil revisado pelo IBGE em 1993 (TONHASCA JUNIOR, 2005).

Os dados sobre o número de espécies e grau de endemismo da fauna e da flora na MA variam de acordo com as pesquisas e registros, atualizações etc. Conforme o Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2000b), há na MA cerca de 20 mil espécies de plantas, 250 de mamíferos, 1.020 de aves, 197 de répteis e 340 de anfíbios, com endemismos correspondente à 40%, 22%, 18%, 30% e 26%, respectivamente.

O Mapa de Vegetação do Brasil (IBGE, 1993) apontava a cobertura original da MA por uma área de 1.363.000 km², equivalendo à 16% do território nacional, abrangendo, totalmente ou em partes, 17 estados do Brasil²¹: Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia, Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul, Goiás e Mato Grosso do Sul. Nos 17 estados do Brasil em que está presente, a cobertura da MA distribui-se por 3.400 municípios, além de áreas em países como Argentina, Paraguai e Uruguai.

²⁰ Doravante também será chamado pela sigla MA.

²¹ Apesar de o IBGE reconhecer como domínio florestal da Mata Atlântica apenas áreas contínuas que abrangem 15 estados, a área de aplicação da Lei Federal nº 11.428/2006 (Lei da Mata Atlântica) inclui em seu âmbito de proteção, disjunções de fisionomias florestais situadas em outros domínios que não o da Mata Atlântica, mas de Cerrado e Caatinga. Assim, os estados de Piauí e Ceará também são contabilizados na abrangência da Mata Atlântica, que passa de 15 para 17 estados. Na Caatinga, a Mata Atlântica está localizada nos sítios preferenciais de unidade e precipitação, como os inselbergues, uma das feições que permitem a ocorrência de brejos de altitude.

A MA não se configura como uma unidade homogênea, apresentando distintas sub-regiões biogeográficas, as quais Tonhasca Júnior (2005) relaciona em: Brejos e Inselbergues Nordesteiros, Pernambuco, São Francisco, Diamantina, Bahia, Florestas de Interior, Florestas de Araucária, Serra Geral, Serra do Mar e Serra da Mantiqueira. O objeto em estudo neste trabalho – bacia de drenagem do rio Santa Clara – situa-se nesta última.

Nos últimos anos, grandes unidades de planejamento regional – que compreendem um mosaico de usos da terra e áreas estratégicas de conservação – foram planejadas e definidas, conhecidas como corredores de biodiversidade. Na MA, dois corredores de biodiversidade principais foram estabelecidos para o domínio: o Central ou Bahia, compreendendo ES, BA, e parte de MG, que abrange a área em estudo; e o da Serra do Mar, compreendendo RJ, SP, parte do PR e parte de MG (AGUIAR *et al.*, 2005; MINISTERIO DO MEIO AMBIENTE, 2006).

Tonhasca Júnior (2005) ressalta que a MA tem valor inestimável na prestação de serviços ecológicos, tais como o armazenamento de água, o controle da erosão e a ciclagem de minerais e nutrientes. E ainda que “a perda de biodiversidade se traduz em perda de recursos, que afeta diretamente a vida e a subsistência da população humana” (p. 13).

Conforme Tonhasca Júnior (*op. cit.*) o reconhecimento desses fatos e a mudança da visão exploratória imediatista de utilização da natureza, estritamente enquanto um recurso econômico, necessitam ser trabalhados através de ações de educação ambiental, destacando também a importância social e cultural da integridade dos ecossistemas, bem como para o bem-estar da sociedade a longo prazo.

Ehrlich e Ehrlich (1981)²² enumeraram alguns dos “serviços ecológicos” prestados pelos ecossistemas e que possuem caráter essencial para o ser humano, conforme o Quadro 8 a seguir:

²² EHRLICH, P. R.; EHRLICH, A. H. *Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species*. Random House, New York, EUA, 1981.

Quadro 7 – Serviços ecológicos prestados pelos ecossistemas, conforme Ehrlich e Ehrlich (1981).

<ul style="list-style-type: none"> • Manutenção da qualidade do ar e controle da poluição através da regulação da composição dos gases atmosféricos;
<ul style="list-style-type: none"> • Ação do ciclo biogeoquímico do carbono e da vegetação no controle da temperatura e do regime de chuvas;
<ul style="list-style-type: none"> • Regulação do fluxo de águas superficiais e controle de enchentes;
<ul style="list-style-type: none"> • Formação e manutenção do solo pela decomposição da matéria orgânica e pelas relações entre raízes de plantas e micorrizas;
<ul style="list-style-type: none"> • Degradação de dejetos industriais e agrícolas e ciclagem de minerais;
<ul style="list-style-type: none"> • Redução da incidência de pragas e doenças através do controle biológico;
<ul style="list-style-type: none"> • Polinização de plantas agrícolas e silvestres.

Fonte: Ehrlich e Ehrlich (1981) *apud* Tonhasca Júnior (2005). Adaptado.

Além destes serviços ecológicos destacados, Tonhasca Junior (2005) ressalta que, para além do apelo ético, a preservação da natureza influencia o ser humano em suas dimensões intelectual e emocional e, portanto, ainda que possa gerar renda através de atividades de extrativismo e turismo, por exemplo, a MA deve ser valorizada sobretudo devido à sua importância econômica indireta e pelos seus benefícios à sociedade em amplo sentido.

Com base em uma adaptação do trabalho de Spellerberg (1992)²³, Tonhasca Junior (op. cit.) relaciona aspectos e benefícios importantes acerca dos serviços ecológicos prestados pela MA, classificados pelo ponto de vista ético, moral e estético, e pelo ponto de vista utilitário, conforme apresentado no Quadro 9 a seguir:

²³ SPELLERBERG, I. F. Evaluation and assessment for conservation. Chapman & Hall, Londres, Reino Unido, 1992.

Quadro 8 – Benefícios dos “serviços ecológicos” prestados pela MA, conforme Spellerberg (1992).

<ul style="list-style-type: none"> • Pontos de vista éticos, morais e estéticos 	⇒ Patrimônio natural nacional e patrimônio biológico da humanidade;
	⇒ Espaço para atividades de lazer e para a prática de esportes;
	⇒ Espaço para contemplação e observação da natureza.
<ul style="list-style-type: none"> • Ponto de vista utilitário 	⇒ Sistema de controle de erosão, enchentes, sedimentação e poluição;
	⇒ Reservatório de água;
	⇒ Fonte de divisas pela exploração do ecoturismo;
	⇒ Fonte de divisas e alimento pelo pescado originário do mangue;
	⇒ Recurso educacional.

Fonte: Spellerberg (1992) apud Tonhasca Júnior (2005). Adaptado.

Wilson (2003) utiliza o termo “biofilia” para expressar o sentimento de atração emocional e estética do ser humano com a natureza: rios, praias, cachoeiras, florestas, animais etc. Nesse sentido, o autor (op. cit.) destaca um crescente interesse em atividades como *trekking*, ciclismo, *camping*, *rafting*, espeleologia, entre outras que possibilitam o contato e experiências junto à natureza.

Tais aspectos ressaltam a importância dos ecossistemas tropicais como bens estéticos e culturais, que possuem potencial para atividades como as de turismo ecológico, possibilitando inclusive a geração de renda além de possíveis benefícios sociais, emocionais e educacionais, produzidos através das experiências em ambientes naturais e associados (TONHASCA JUNIOR, 2005).

A relação entre o turismo e o meio ambiente é complexa e multifacetada. Por um lado, o turismo pode ser um importante fator de conservação e valorização do meio ambiente, através do turismo ecológico e do desenvolvimento de práticas sustentáveis. Por outro lado, o turismo também pode ter impactos negativos no meio ambiente, como a degradação do solo, a poluição, a pressão sobre recursos naturais e contribuição para a fragmentação de habitats.

Uma das principais preocupações acerca do desenvolvimento da atividade em ambientes naturais é com a capacidade de suporte dos ecossistemas, que representa a capacidade de tal área natural suportar um número determinado de turistas sem causar danos significativos. Isso requer uma gestão cuidadosa do turismo, incluindo a regulamentação do acesso, a gestão de resíduos, a sensibilização dos turistas e a educação ambiental.

O impacto dos empreendimentos turísticos sobre a floresta, como com a construção de hotéis, resorts e outras infraestruturas turísticas pode causar danos significativos ao meio ambiente, incluindo desmatamento, fragmentação e alteração dos fluxos de água. Além disso, a demanda por atividades turísticas, como trilhas ecológicas, pode levar ao uso excessivo de recursos naturais e à deterioração da qualidade ambiental.

De acordo com Nunes *et al.* (2020) os principais desafios para o desenvolvimento de um turismo sustentável na Mata Atlântica incluem a falta de planejamento e gestão integrada, a falta de capacitação e investimento nas comunidades locais e a falta de monitoramento e avaliação dos impactos do turismo. Contudo, a relação entre o turismo e o meio ambiente requer uma abordagem integrada e cuidadosa para garantir a conservação do meio ambiente e o desenvolvimento econômico sustentável.

3.2.2 Breve histórico do uso e ocupação da Mata Atlântica

Conforme Galindo-Leal e Câmara (2005) a MA já perdeu pelo menos 70% de sua cobertura vegetal original, constituindo-se em um dos ecossistemas mais devastados e mais ameaçados do planeta. A MA conta com uma grande extensão latitudinal, heterogênea e, portanto, com condições socioeconômicas e pressões diversas ao longo de sua extensão.

Desde o início do processo de colonização a ocupação tem se concentrado na faixa litorânea brasileira (AB'SÁBER, 1990; MORAES, 1999; ALMEIDA, 2016); conforme explicita a passagem a seguir:

[...] desde a colonização pelos portugueses e espanhóis, a MA passou por uma longa história de uso intensivo da terra para exportação de produtos, incluindo os ciclos de exploração do pau-brasil, da cana-de-açúcar, do café, do cacau e da pecuária. Todos eles transformaram completamente a paisagem. Causas mais recentes da perda de biodiversidade incluem formas intensivas de cultura de soja, subsidiadas pelo

governo, e a expansão dos reflorestamentos com pinus e eucaliptos (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005, p. 4).

Galindo-Leal e Câmara (2005) destacam que populações de países como Brasil, Argentina e Paraguai aumentaram significativamente nos últimos 50 anos, levando à região da MA brasileira a apresentar altas taxas populacionais, chegando a mais de 100 milhões de pessoas, conseqüentemente gerando maior densidade demográfica (habitantes por quilômetro quadrado).

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2002b), a região da MA é responsável por uma parcela de cerca de 70% do PIB brasileiro e abriga 70% da população do país. Como conseqüências, o crescimento populacional tem levado à transformação das áreas naturais, sobretudo devido à expansão urbana de forma desordenada, ao aumento das demandas por produtos industrializados, o que requer mais recursos e ao aumento das migrações.

Existem muitas causas socioeconômicas diretas e indiretas da perda da biodiversidade nas áreas da MA, desde: a) uso intensivo do solo, que conta com monoculturas de café, eucalipto, pastagens, assentamentos humanos, entre outros; b) retirada seletiva de madeira e de lenha; c) captura ilegal de plantas e animais; d) introdução de espécies exóticas; e) expansão urbana e industrialização; f) desenvolvimento relacionado com o turismo e g) degradação de manguezais e restingas (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005).

Conforme ressalta Tonhasca Junior (2005, p. 16), “embora as causas diretas da perda de biodiversidade frequentemente sejam claras e fáceis de identificar, elas estão envolvidas em uma rede complexa de outros fatores sociais, culturais, políticos e econômicos”.

Com a intensa e acelerada perda de habitats que vem ocorrendo na MA, também aumenta a ameaça à diversas espécies da fauna e da flora, além da diversidade biocultural, por exemplo, através da diminuição da população indígena, que conforme Galindo-Leal e Câmara (2005, p. 7):

[...] também tem sido devastada pelas alterações descontroladas na região da MA. Um vasto acervo de conhecimento natural está desaparecendo com o declínio das populações e das práticas das comunidades indígenas da região. As poucas comunidades indígenas que restam estão altamente ameaçadas, afetadas pelos efeitos de longo prazo da colonização e da escravidão e pelo impacto contínuo da introdução

de doenças, da perda de florestas, das mudanças no uso da *terra* e de sistemas econômicos que priorizam modelos culturais estrangeiros de lucro.

3.2.3 Área original *versus* Área remanescente

O Atlas da Mata Atlântica, produto desenvolvido pela Organização Não Governamental Fundação SOS Mata Atlântica, baseia-se no método de sensoriamento remoto por satélites para realizar avaliações periódicas acerca de alterações ocorridas na cobertura florestal de grande parte da MA (TONHASCA JUNIOR, 2005).

De acordo com o Atlas (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2021), entre 2019 e 2020 foram identificados desmatamentos nos 17 estados da MA, totalizando 13.053 hectares de perda de vegetação nativa para o período. Esse número corresponde a uma perda de 35,7 hectares em média por dia, ou 1,5 hectare por hora. A área mínima mapeada foi de 3 hectares, isso significa que áreas menores do que isso não foram identificadas, ainda que desmatadas.

Nesta edição do Atlas da MA foi identificado que houve redução de 9% de taxa de desmatamento em relação ao período anterior, entre 2018 e 2019. No entanto, a taxa representa um valor 14% maior de desmatamento quando comparado ao período entre 2017 e 2018.

De acordo com dados obtidos pela plataforma MapBiomas e trazidos pelo Atlas da MA (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2021), para a situação do uso e cobertura da terra na área da Mata Atlântica brasileira em 2020, 31% da área estava coberta por vegetação nativa (Mata, Savana, Campos, Várzeas, Manguezal e Restinga), dos quais 29% eram formações florestais; 69% da cobertura da área estava destinada ao uso antrópico (Pastagem, Mosaico de agricultura ou pastagem, Agricultura, Silvicultura, Infraestrutura urbana).

Os pesquisadores da plataforma MapBiomas identificaram que, apesar da manutenção da área ocupada por cobertura natural entre 1985 e 2020, com queda relativamente baixa, houve uma dinâmica dentro das áreas abrangidas por cobertura natural, como por exemplo, com a

perda de áreas cobertas por florestas mais antigas e a recuperação de áreas com florestas secundárias²⁴.

Estes dados são corroborados pelos resultados obtidos, apresentados e discutidos pelo trabalho desenvolvido por Rosa *et al.* (2021). A série analisada pelos autores, compreendida entre 1990 e 2017, apresenta uma queda na perda de florestas mais antigas a partir da década de 1990 e um crescimento na perda de florestas em recuperação.

Rosa *et al.* (2021) demonstram a representatividade e importância das vegetação natural considerada secundária pelo mapeamento, que apresentou crescimento, ao passo que a vegetação considerada primária ou madura apresentou redução no período observado. Ou seja, enquanto áreas de antigas florestas foram degradadas (-10 milhões de ha), novas áreas florestais foram recuperadas ou restauradas (+9 milhões de ha), chegando a representar quase 1/3 de toda área de vegetação natural da Mata Atlântica (27,8%) passando por esta dinâmica.

Para o mesmo período, observando as demais classes de uso e cobertura da terra, identificaram o aumento da cobertura de áreas destinadas à agricultura (+ 4,6% ou 0,8 Mha) e compostas por mosaico de agricultura e pastagem (+ 75,3% ou 8,1 Mha). Ambas as classes avançaram sobre áreas anteriormente cobertas por pastagem, que apresentou diminuição de menos 28,8%, ou 11,5 Mha.

Na análise dos dados de 2020 produzidos pela plataforma MapBiomias, quando observada a porcentagem da vegetação ainda presente nos estados de aplicação da Lei da Mata Atlântica, Piauí (89%), Ceará (67%), Bahia (48%) e Santa Catarina (46%) apresentam os maiores percentuais. Por outro lado, estados como Mato Grosso do Sul (26%), Sergipe (26%), São Paulo (26%), Alagoas (16%) e Goiás (14%) possuem as menores áreas cobertas pela vegetação da Mata Atlântica. O estado do Espírito Santo apresentou para este ano observado

²⁴ Conforme a Portaria Normativa do IBAMA nº 83 de 1991, “entende-se por Floresta Secundária [...] uma formação florestal de porte e estrutura diversa onde constata modificação na sua composição que na maioria das vezes devido a atividade do homem, podendo apresentar-se em processo de degradação ou mesmo em recuperação”.
Recuperado de:
http://www.mp.go.gov.br/nat_sucroalcooleiro/Documentos/legislacao/Geral/florestas/flo10.

27% de sua área coberta por vegetação da Mata Atlântica (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2021).

Os dados do Atlas da Mata Atlântica (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2021) mostram que, no estado do Espírito Santo, apesar de ter havido aumento da cobertura de formações florestais da Mata Atlântica entre 2000 e 2010, entre 2010 e 2020 os resultados apontaram diminuição da área coberta pelas formações florestais, devido ao aumento do desmatamento.

Ainda de acordo com o documento, esses resultados seguem uma tendência do que ocorre de maneira geral nos resultados de outros estados de aplicação da Lei da Mata Atlântica, com queda no desmatamento entre 2000 e 2010, e aumento do mesmo entre 2010 e 2020. Apesar de ser em menor proporção, os dados de aumento no desmatamento entre 2010 e 2020 remontam aos resultados correspondentes à década de 1990 e 2000, quando apresentou altos índices de desmatamento.

Considerando a dinâmica de degradação e recuperação das formações florestais, o fator das queimadas apresenta um aspecto relevante. Os dados levantados pela plataforma MapBiomias²⁵ sobre as queimadas no domínio da Mata Atlântica demonstraram que em 36 anos (entre 1985-2020), 71.674 km² de sua cobertura foi queimada pelo menos uma vez. A área média queimada anualmente foi de 3.191 mil km².

De acordo com os registros e dados levantados, a partir do ano de 2003 as taxas de áreas queimadas na Mata Atlântica apresentaram diminuição quando comparados com os anos anteriores da série, analisada a partir de 1985. Durante o período analisado (1985-2020), 58,4% dos incêndios ocorreram em áreas antrópicas, sendo a classe de pastagem a que mais foi queimada; enquanto 41,6% do fogo ocorreu em áreas de vegetação natural, sendo a formação campestre a classe de cobertura que mais foi atingida por queimadas (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2021).

²⁵ Recuperado de: <https://brasil.mapbiomas.org/2021/08/16/a-cada-ano-brasil-queima-area-maior-que-a-inglaterra/>.

Segundo Rosa *et al.* (2021) um grande desafio é que parte significativa das áreas identificadas como florestas secundárias ou em recuperação, voltam a ser desmatadas ou degradadas, demonstrando a necessidade de políticas, programas e ações que contribuam para que as áreas de florestas secundárias em recuperação sejam mantidas.

Dessa forma, no contexto da MA, concluiu-se que é necessário cessar a derrubada de florestas maduras, mas também é fundamental intensificar a proteção às áreas de florestas em recuperação, para que possam desenvolver seus estágios sucessionais e atingir a fase de floresta madura (ROSA *et al.*, 2021). Ainda, conforme trabalho de Crouzeilles *et al.* (2020), observou-se que a efemeridade de florestas secundárias é uma barreira para recuperação desses ecossistemas, dificultando o uso da regeneração natural como estratégia de recuperação em larga escala.

3.3 A Gestão do Meio Ambiente no Brasil: Legislação e Governança

3.3.1 Breve histórico da legislação ambiental no Brasil

A Mata Atlântica, conforme apresentado neste trabalho, vem sendo substituída para o uso da agricultura como atividade econômica consolidada, dividindo espaço com o remanescente da vegetação natural, o que trouxe consequências como a diminuição e fragmentação das áreas de habitats naturais. Como visto, é também nesta zona costeira do Brasil onde está localizada a maior parte da população do país e, conseqüentemente, os maiores centros urbanos, ou seja, conta com uma alta densidade populacional, o que por sua vez gera uma grande demanda pelos produtos concebidos através dos serviços ecossistêmicos (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005).

Portanto é fundamental o desenvolvimento e a aplicação de políticas públicas e da legislação voltada à proteção e recuperação do meio ambiente e, sobretudo, à proteção dos recursos hídricos, devendo esta ser uma preocupação constante na elaboração de políticas, como: política florestal/vegetação nativa, política de uso da terra, política de saneamento, política de planejamento urbano, dentre outras, tanto na Mata Atlântica, quanto nos outros domínios naturais brasileiros.

O direito de se viver em um ambiente ecologicamente equilibrado e portanto saudável, é considerado um direito difuso, ou seja, de interesse do ser humano, independentemente de ideologias ou desejos (TONHASCA JUNIOR, 2005). Este direito é estabelecido pelo Artigo 225 da Constituição Federal do Brasil (BRASIL, 1988, p. 131), em que diz: “todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”.

As primeiras medidas de proteção da Mata Atlântica ocorreram ainda durante o período colonial. A justificativa pelo cuidado era a necessidade de manter reservas de madeira, que se constituía em um material estratégico para as navegações marítimas. Tem destaque nesse contexto o peso das próprias políticas governamentais de desenvolvimento baseadas na exploração dos recursos naturais de maneira indiscriminada, que causaram profundas consequências ecológicas (CÂMARA, 2005).

Almeida (2016) ressalta que uma das primeiras tentativas de recuperação de áreas degradadas no Brasil, que se tem registro, ocorreu em 1886, por ordem do Imperador Dom Pedro II, com o reflorestamento da Floresta da Tijuca, sendo realizado o plantio de espécies nativas e exóticas. Já as primeiras leis sobre a obrigação de se recuperar áreas degradadas no Brasil são da década de 1980.

Segundo Costa (2002) a história das áreas preservadas começou no Brasil ainda durante o Império, em 1876, por André Rebouças, político que fez propostas de criação de Parques Nacionais no Paraná e Tocantins, seguindo a ideia americana 4 anos depois da criação do Parque Nacional de Yellowstone (EUA). Ainda “levando-se em conta classificações anteriores à de Unidade de conservação, desde o Brasil-Colônia preservavam-se áreas naturais. Os hortos e os jardins botânicos, [...] foram áreas criadas com objetivos similares aos de algumas categorias que compõem o sistema brasileiro de UC” (COSTA, 2002, p. 18).

O primeiro Parque Nacional do Brasil veio a surgir quase 70 anos após as ideias iniciais de André Rebouças, em Itatiaia no Rio de Janeiro, no ano de 1937. Dentre os objetivos da criação do Parque destaca-se que, para além das suas finalidades de caráter científico, visou atender às finalidades da ordem turística e recreativa.

Em 1898 foi estabelecida a primeira área natural protegida do Brasil, abrangendo 1,74 km² na cidade de São Paulo, denominada como Parque Estadual da Cidade. Posteriormente, em 1937, foi criado o Parque Nacional do Itatiaia, no Rio de Janeiro. Em 1939 foi criado o Parque Nacional do Iguaçu, no Paraná, até o estabelecimento de novas áreas de proteção, processo este que se intensificou a partir de 1961 (CÂMARA, 2005). Iniciativas como essas foram precursoras no sentido de proteção e recuperação das áreas naturais e seus recursos no Brasil e contribuíram para organização do aparato legislativo brasileiro acerca do meio ambiente e seu uso.

Ainda que alguns autores considerem a legislação ambiental brasileira problemática, fragmentada, imprecisa, ambígua (PRADO, 2000), outros destacam que o Brasil possui um rol legislativo que tem destaque em âmbito internacional, reconhecido e considerado por especialistas do direito ambiental (ALMEIDA, 2016).

A seguir, no Quadro 9, apresenta-se uma síntese de alguns dos principais instrumentos de escala nacional e estadual (Espírito Santo), que de alguma maneira influenciam os processos de uso e ocupação na área da Mata Atlântica e, portanto, no recorte espacial deste estudo.

Quadro 9 – Síntese do histórico da legislação ambiental no Brasil.

ANO	INSTRUMENTO	DESCRIÇÃO
1981	Lei Federal nº 6.938 de 31 de Agosto de 1981.	Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação. Organiza a estrutura governamental – federal, estadual e municipal e cria o SISNAMA e o CONAMA.
1988	Artigo nº 225 da Constituição Federal do Brasil de 1988.	Declara a Mata Atlântica patrimônio nacional e estabelece condições para seu uso, buscando assegurar a preservação dos recursos naturais.
1991/1992	Reserva da Biosfera da Mata Atlântica.	Criação pela UNESCO da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica.
1998	Lei Federal nº 9.605, de 12 de Fevereiro de 1998.	Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente (Lei de Crimes Ambientais).

1999	“Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos”.	Elaboração do documento pelo Ministério do Meio Ambiente como Estratégia Nacional de Biodiversidade.
2000	Decreto Federal nº 3.420, de 20 de Abril de 2000.	Dispõe sobre a criação do Programa Nacional de Florestas; para fomentar a recomposição e restauração de áreas de florestas de preservação permanente, de reserva legal e de áreas alteradas.
2000	Lei Federal nº 9.985, de 18 de Julho de 2000.	Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC, aperfeiçoando a legislação anterior.
2002	Decreto Federal nº 4.340, de 22 de Agosto de 2002.	Regulamenta artigos da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC, e dá outras providências.
2006	Lei Federal nº 11.428, de 22 de Dezembro de 2006.	Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa da Mata Atlântica.
2008	Lei Estadual nº 8.995, de 23 de Setembro de 2008.	Institui o Programa de Pagamento por Serviços Ambientais – PSA no Espírito Santo.
2010	Decreto Estadual ES nº 2530-R, de 02 de Junho de 2010.	Identifica Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade no Estado. 2010b.
2010	Decreto Estadual ES nº 2529-R, de 02 de Junho de 2010.	Institui Corredores Ecológicos Prioritários do Espírito Santo no âmbito do Corredor Central da Mata Atlântica. 2010a.
2012	Lei Federal nº 12.651, de 25 de Maio de 2012.	Dispõe sobre a atualização do Código Florestal Brasileiro.
2018	Portaria Federal nº 463, de 18 de Dezembro de 2018.	Ministério do Meio Ambiente reconhece Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira ou Áreas Prioritárias para a Biodiversidade.

Fonte: Almeida (2016), Câmara (2005). Adaptado.

3.3.2 Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC)

Dentre as diferentes modalidades de Áreas Protegidas, têm destaque as Unidades de Conservação (UC) da Natureza que, no Brasil, são previstas e regulamentadas pela Lei nº 9.985

de 2000 (BRASIL, 2000a) e pelo Decreto nº 4.340 de 2002 (BRASIL, 2002a), que serão discutidas nesse sub-capítulo.

O conceito de Unidades de Conservação da Natureza possui em sua origem a necessidade de contenção do avanço da ocupação humana sobre áreas naturais anteriormente intactas, à medida que a exploração para manutenção da sobrevivência foi responsável por transformações nos sistemas naturais, sobretudo a partir do século XVIII e das revoluções industriais, portanto, conforme Andrade e Iadanza (2006, p. 83), possuem o propósito de “desacelerar a dilapidação dos sistemas de bens ambientais e estéticos”, além de “preservar a diversidade biológica e cultural, e responder aos interesses de setores sociais que lutavam em defesa da natureza”.

Conforme a União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN, 2008), Áreas Protegidas são espaços geográficos definidos, reconhecidos, com objetivos específicos e geridos através de meios eficazes, jurídicos ou de outra natureza, visando alcançar a proteção da natureza a longo prazo, considerando os serviços ecossistêmicos e os valores culturais associados.

Nesse sentido, a definição de UC em âmbito nacional, disposta pela Lei nº 9.985, em seu Artigo 2º, está em consonância com o preconizado pela UICN, e descreve as UC como:

espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção (BRASIL, 2000).

Costa (2002) destaca que a criação do Itatiaia foi embasada no Código Florestal de 1934, que estabeleceu os primeiros conceitos para Parques Nacionais, Florestas Nacionais e Florestas Protetoras. Em seguida foram criados o Parque Nacional de Iguaçu e o Parque Nacional da Serra dos Órgãos. Em 1948, um decreto legislativo define novas categorias de preservação como Parque Nacional, Reserva Natural, Monumento Natural e Reserva de Região Virgem.

No final dos anos 1970, através de Decreto nº 84.017/1979, foi lançada a regulamentação dos Parques Nacionais brasileiros, seguido pela Lei nº 6.902 que criou as Áreas de Proteção Ambiental (APA) e as Estações Ecológicas (ESEC), e pelo Decreto nº 89.336/1984

que estabelecia como Áreas de Preservação Ecológica as Reservas Ecológicas e criava as Áreas de Relevante Interesse Ecológico.

A partir da década de 1990 ampliam-se as preocupações para com a conservação da biodiversidade, relacionando projetos econômicos de desenvolvimento sustentável e as relações existentes entre as UC e as sociedades em que estão inseridas, reconhecendo-se novas categorias, no Brasil caracterizadas por Reservas Extrativistas (RESEX - Decreto nº 98.897, 1990) e Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN - Decreto nº 98.914).

A Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, estabeleceu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), no qual foram definidos critérios e normas para a implantação e gestão das unidades de conservação. A lei vem auxiliar o ordenamento das inúmeras leis dispostas sobre as diversas categorias de manejo ambiental, como também definir critérios e normas para o estabelecimento e gestão das áreas protegidas, consideradas unidades de conservação, federais, estaduais ou municipais.

De acordo com Costa (2002) o principal legado da Lei do SNUC foi o de impor critérios para regulamentar as categorias de manejo, deixando claros os objetivos e a denominação a ser utilizada em cada caso, frente às dificuldades resultantes pela falta de homogeneidade nas designações das categorias.

Os objetivos do SNUC, explicitados em seu Artigo 4º, praticamente coincidem com aqueles estabelecidos pela UICN. Vale destacar alguns, como por exemplo: (a) proteger as espécies ameaçadas de extinção no âmbito regional e nacional; (b) contribuir para a preservação e a restauração da diversidade de ecossistemas naturais; (c) promover o desenvolvimento sustentável a partir dos recursos naturais; (d) proteger as paisagens naturais e pouco alteradas de notável beleza cênica; (e) proteger as características relevantes de natureza geológica, geomorfológica, espeleológica, arqueológica, paleontológica e cultural; (f) proporcionar meios e incentivos para atividades de pesquisa científica, estudos e monitoramento ambiental; dentre outros (BRASIL, 2000a).

No que tange à responsabilidade pela gestão das UC no Brasil, o histórico foi de mudanças fundamentais. Podiam estar vinculadas a órgãos administrativos diferentes, se

destacando o IBAMA, que foi durante anos o órgão responsável direto ou indireto pela administração de grande parte dessas áreas. No ano de 2007 foi criado o Instituto Chico Mendes de Biodiversidade (ICMBio), que a partir de então tornou-se responsável pela criação e gestão das UC no Brasil.

As UC, de acordo com o SNUC, podem ser classificadas em dois grupos, os quais possuem seus subgrupos ou categorias, com características específicas, conforme segue:

- **Grupo I** – Unidades de Proteção Integral: Estação Ecológica; Reserva Biológica; Parque Nacional; Monumento Natural e Refúgio de Vida Silvestre.
- **Grupo II** – Unidades de Uso Sustentável: Área de Proteção Ambiental; Área de Relevante Interesse Ecológico; Floresta Nacional; Reserva Extrativista; Reserva de Fauna; Reserva de Desenvolvimento Sustentável e Reserva Particular do Patrimônio Natural.

A área em estudo desta pesquisa compreende uma região que possui parte de seu território sob as regras vigentes para as áreas naturais protegidas brasileiras (BRASIL, 2000a), que é a UC denominada Parque Nacional do Caparaó (PNC), e que, de acordo com seu título, se encontra categorizado conforme a legislação do SNUC como uma área de proteção integral, possuindo regulamentação específica para o seu uso e manejo. Para tanto, se faz necessário compreender alguns aspectos dessa categoria de UC que se faz relevante no presente estudo.

De acordo com o SNUC (BRASIL, 2000) em seu Artigo 7º, “o objetivo básico das Unidades de Proteção Integral é preservar a natureza, sendo admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais, com exceção dos casos previstos em lei” e, em seu Artigo 11, define:

o Parque Nacional tem como objetivo básico a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, possibilitando a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, de recreação em contato com a natureza e de turismo ecológico (BRASIL, 2000).

Costa (2002) explicita que as condições dos parques brasileiros em relação aos interesses turísticos possuem um alto valor patrimonial, devido a salvaguarda de recursos fundamentais à qualidade de vida, e por serem as principais áreas de desenvolvimento do seguimento turístico que mais se expande atualmente em âmbito mundial, o Ecoturismo. O

autor aponta que são fundamentais um planejamento adequado e uma gestão consciente para que se apresente uma opção lucrativa sobre o conceito de desenvolvimento sustentável, e que, apesar de uma infraestrutura incipiente nos parques nacionais brasileiros destinada ao atendimento do visitante e às práticas de atividades turísticas, essas áreas são capazes de atrair turistas do mundo todo.

Conforme Receputi (2021), no estado do Espírito Santo existem 131 áreas naturais resguardadas como unidades de conservação, que ocupam cerca de 162.252 mil hectares de terra; dentre estas, 12 (1,83% do território do estado) são ligadas à esfera federal de gestão, sendo de responsabilidade administrativa do ICMBio, 17 (1,04% do território do estado) são de âmbito estadual e administradas pelo IEMA (Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos), e 45 (0,52% do território do estado) são geridas por municípios; além de outras 57 áreas categorizadas como RPPN, modelo de gestão particular.

Zona de Amortecimento

Ainda sobre a área em estudo desta pesquisa e sua relação com a UC Parque Nacional do Caparaó, a outra parte de seu território, que não encontra-se no interior desta UC, situa-se em uma faixa proposta – ainda não homologada – no Plano de Manejo (ICMBIO, 2015) para criação de uma área denominada Zona de Amortecimento (Anexo I), que conforme a Lei Federal nº 9.985, Artigo 2º, é definida como “o entorno de uma UC, onde as atividades humanas estão sujeitas a normas e restrições específicas, com propósito de minimizar os impactos negativos sobre a unidade” (BRASIL, 2000a). Dessa forma, a criação dessa zona visa assegurar a estabilidade e o equilíbrio dos ecossistemas, da biodiversidade e da integridade das UC.

A Zona de Amortecimento (ZA) constitui-se de especificidades como, por exemplo, o fato de não ser um território de domínio público pertencente às UC, mas composto sobretudo por propriedades particulares, que possuem e apresentam outros objetivos e finalidades de uso e ocupação. No entanto, a legislação do SNUC preconiza a existência de regras de uso, visando minimizar o impacto direto ou indireto com potencial de afetar negativamente as unidades de conservação, o que pode ser um catalisador de conflitos. Com exceção das Áreas de Proteção Ambiental (APA) e das Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN), todas as UC devem possuir uma ZA.

Conforme a Instrução Normativa nº 1 (ICMBIO, 2007), a ZA “deve ser delimitada considerando as características socioambientais regionais, as atividades existentes e os impactos potenciais na UC”. Dessa maneira, fica evidente que em cada UC ocorrerão variáveis específicas, não sendo possível definir critérios e delimitações generalizadas.

O PNC possui em seu Plano de Manejo (ICMBIO, 2015) um anexo que trata especificamente sobre as questões relativas às normas de uso e ocupação da sua Zona de Amortecimento, como uma proposta, que pretende ser um documento diretor das ações sob responsabilidade dos municípios que fazem divisa com esta unidade de conservação, ou localizam-se próximo à ela e, porventura, encontram-se dentro da faixa delimitada e proposta para constituir a Zona de Amortecimento do parque em tela.

O Plano de Manejo (ICMBIO, 2015, p. 499) ressalta que o objetivo geral da criação de uma ZA no PNC é “ampliar a escala da conservação por meio do ordenamento e da proposição de diretrizes para o desenvolvimento sustentável no entorno do PNC”; e seus objetivos específicos vão desde “promover o uso e o manejo dos recursos naturais na ZA, de acordo com parâmetros condizentes com a sustentabilidade social, ambiental e econômica” a “fomentar políticas públicas voltadas para o desenvolvimento de arranjos produtivos locais sustentáveis” e “promover o cumprimento da legislação ambiental vigente para o território da ZA”.

Mosaicos de Unidades de Conservação

A legislação do SNUC ainda prevê, de acordo com a proposta de diferentes categorias de unidades de conservação, que diferentes porções do território nacional possam ser classificadas como UC, conforme à legislação estadual ou municipal e mediante os seus atributos específicos – ambientais, socioculturais, econômicos –, de modo que seja possível a formação de *redes* de áreas protegidas, denominado como “mosaico” de unidades de conservação, abrangendo desde categorias mais restritivas às mais permissivas, contudo, com o objetivo em comum de conservação da natureza e seus recursos a longo prazo.

O intuito deste mecanismo é trazer avanços para governança das unidades de conservação, integrando diferentes categorias de UC, grupos e esferas de gestão, de forma que não haja descaracterização da individualidade e dos objetivos específicos de cada elemento

(SILVA *et al.*, 2016). Para promover a integração física neste mosaico de UC, a lei do SNUC sugere o planejamento e execução de *Corredores Ecológicos*, forma de configuração dos elementos da paisagem o qual recebeu destaque em torno de suas funções, finalidades e objetivos na primeira parte deste trabalho.

Ações nesses sentido estão previstas no Anexo I do Plano de Manejo do PNC (ICMBIO, 2015), em que trata sobre a proposta da ZA. Dentre as normas de zoneamento da área consta que: (a) será estimulada a criação de UC públicas e particulares na ZA, buscando melhorar o seu papel de *filtro*, mitigador ou redutor dos impactos negativos na UC; (b) nas propriedades limítrofes ao PNC, as áreas de reserva legal (RL) deverão ser alocadas preferencialmente em áreas adjacentes ao PNC; (c) as demais reservas legais deverão ser orientadas para a formação de corredores ecológicos.

Acerca da criação de UC na ZA destacam-se as Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN), áreas particulares, cujo o reconhecimento como UC tornam-nas resguardadas pela lei do SNUC (BRASIL, 2000a), que constituem um papel importante na conservação da Mata Atlântica, uma vez que envolvem os proprietários de terra nos esforços de conservação dos recursos naturais (CÂMARA, 2005). Essa categoria de UC pode ser efetiva em se tratando de estratégias de conservação e uso racional dos recursos naturais disponíveis em áreas de amortecimento de unidades de conservação de maiores extensões, constituindo e configurando o denominado “mosaico de UC” na paisagem.

De acordo com o perfil fundiário no domínio da cobertura natural da Mata Atlântica brasileira levantado pela plataforma MapBiomias (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2021), em 2020, 50% da vegetação da Mata Atlântica encontrava-se em “áreas privadas”, apesar de as áreas privadas representarem 66% da área perdida de cobertura da vegetação da Mata Atlântica entre 1985 e 2020. Nesse sentido, ressalta-se a importância dos remanescentes de vegetação em propriedades de terra privadas e sua destinação, sobretudo em áreas adjacentes a parques nacionais e demais categorias de UC. A possibilidade de aumento das áreas naturais efetivamente protegidas sob a Lei do SNUC a partir de interesses particulares pode ter efetiva contribuição na diminuição da intensidade das transformação das áreas naturais.

4.1 Localização e contextualização da área em estudo

Dentre as doze bacias hidrográficas que compõem o território do estado do Espírito Santo, duas delas estão localizadas no sul: a bacia hidrográfica do rio Itabapoana e a bacia hidrográfica do rio Itapemirim (BHRI).

A BHRI é caracterizada por possuir cobertura fitofisionômica vegetal da Mata Atlântica, com destaque por parte do seu território ser protegido pela Unidade de conservação do Parque Nacional do Caparaó, como apresentado na Figura 1, e por sua extrema importância em âmbito social, econômico e ambiental para todos os municípios os quais abrange.

As nascentes mais distantes do rio Itapemirim, o principal rio da bacia, estão localizadas na serra do Caparaó, constituindo os rios Braço Norte Esquerdo e Braço Norte Direito. Estes cursos d'água se unificam no município de Alegre, e formam o Rio Norte, que irá conectar-se ao rio Itapemirim.

A bacia hidrográfica possui uma área de aproximadamente 6.000 km², está localizada entre os meridianos -40°48' e -41°52' de Longitude Oeste de Greenwich e entre os paralelos -20°10' e -21°15' de Latitude Sul, abrangendo os municípios de Alegre, Atílio Vivacqua, Cachoeiro de Itapemirim, Castelo, Conceição do Castelo, Ibitirama, Irupi, Jerônimo Monteiro, Muniz Freire e Venda Nova do Imigrante em sua totalidade, e parcialmente Ibatiba, Iúna, Muqui, Itapemirim, Marataízes, Presidente Kennedy e Vargem Alta; e uma pequena porção do município de Lajinha, em Minas Gerais. Estima-se uma população de 522.932 habitantes (AGERH *et al.*, 2020).

A área de drenagem da bacia limita-se ao norte e noroeste com a bacia hidrográfica do rio Doce, a nordeste com as bacias dos rios Jucu, Benevente e Novo, ao sul com a bacia do rio Itabapoana, e a leste com o oceano Atlântico, onde encontra seu exutório.

A área em estudo constitui-se em um recorte espacial na BHRI, localizado nos municípios de Iúna e Irupí, microrregião administrativa do Caparaó, no estado do Espírito Santo, e possui diferentes aspectos que justificaram a escolha do recorte espacial como foco da pesquisa, conforme explicitado no Capítulo 1: a bacia hidrográfica do rio Itapemirim, a existência do corredor ecológico Caparaó, o Parque Nacional do Caparaó, e por estar em uma área considerada de “extrema prioridade” para conservação da Mata Atlântica.

Nos municípios de Iúna e Irupí localizam-se as sub-bacias hidrográficas do rio Santa Clara e do rio Pedregulho, que compõem a área de interesse neste estudo e constituem o polígono aqui denominado bacia de drenagem do rio Santa Clara (BDRSC). Ambas são de classificação hierárquica nível nº 6 no método de codificação de bacias²⁶ proposto por Otto Pfafstetter (1989) e situam-se na bacia hidrográfica do rio Itapemirim, de nível nº 4, que drena grande parte do sul do estado do Espírito Santo. Esta, por sua vez, está inserida na região hidrográfica do Atlântico Sul, classificada no nível nº 1.

A sub-bacia rio Santa Clara conta com a área de 98.89 km², já a sub-bacia rio Pedregulho possui área de 17,03 km²; a área total das duas juntas é 115.92 km². Ao polígono formado pela união das duas sub-bacias foi acrescido a zona do *buffer*²⁷ com 250 metros a partir do limite, constituindo a área de interesse para este estudo, que passou a ser de 133.34 km².

É importante ressaltar o fato de que, como apresentado na Figura 1 – localização da área em estudo – há presença de uma pista de rodagem com considerável tráfego de veículos ao norte da BDRSC (rodovia BR 262), que é uma das principais vias de acesso à região, além de uma rede local de outras estradas não pavimentadas, com menor fluxo de veículos. A rodovia BR 262 é uma via de domínio federal, possui 2.191 km de extensão e atravessa quatro estados brasileiros no sentido Leste-Oeste, iniciando-se em Vitória (ES) e findando em Corumbá (MS).

²⁶ O Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) através da Resolução nº 30/2002 adotou o método de Otto Pfafstetter para efeito de codificação de bacias hidrográficas no âmbito nacional.

²⁷ O *buffer* foi definido visando abranger os elementos da paisagem que pudessem encontrar-se nos limites físicos da bacia de drenagem e eventualmente estendendo suas áreas além deste limite.

A Figura 18 a seguir demonstra um trecho da rodovia em que passa pela bacia de drenagem do rio Santa Clara.

Figura 18 – Trecho da rodovia BR 262 em que perpassa pela bacia de drenagem do rio Santa Clara.



Fonte: Autor da pesquisa (2023).

Weber (2019) pontua que as rodovias com fluxo intenso de veículos e maiores tamanhos de superfície apresentam influência ecológica quanto à capacidade funcional da paisagem, e por isso é fundamental que sejam mapeadas e consideradas. Em outro aspecto, o autor ressalta que pequenas estradas rurais com baixo fluxo de circulação e com condições que exigem velocidade reduzida dos veículos, apresentam características que permitem considerá-las integradas às funções das unidades vizinhas/adjacentes, a exemplo da via representada na Figura 19. No entanto, deve-se ressaltar que no processo de desenvolvimento socioeconômico dos lugares, há tendência das vias mais movimentadas e portanto principais tornarem-se pavimentadas, ampliando os fluxos de automóveis e pessoas.

Figura 19 – Estradas rurais não pavimentadas na bacia de drenagem do rio Santa Clara.



Fonte: Autor da pesquisa (2023).

Como parte da área encontra-se inserida na unidade de conservação de proteção integral, nas áreas internas ao PNC as atividades ficam restritas às permissões de uso de acordo com o zoneamento do parque. Nas áreas externas e circundantes ao PNC, o uso da terra na área em estudo caracteriza-se pela produção agrícola; a cobertura vegetal é marcada pela presença de matas intercaladas com pastagens, áreas de culturas agrícolas temporárias e permanentes, e também por áreas urbanizadas e corpos d'água (ICMBIO, 2015).

Historicamente a agropecuária e a cafeicultura são atividades predominantes na região que abrange a área em estudo. Na bacia hidrográfica do rio Itapemirim, a expansão dessas atividades, conforme explicitam Eugenio *et al.* (2013), possivelmente foi corresponsável por distúrbios no regime hidrológico, pela diminuição da diversidade biológica e pela degradação de recursos naturais. Nos últimos anos, apesar das atividades citadas anteriormente continuarem sendo fortes bases econômicas regionais, houve o desenvolvimento de outras atividades, tais como o extrativismo vegetal, a silvicultura, a extração mineral e as pequenas indústrias.

4.2 Breves considerações acerca do Parque Nacional do Caparaó contextualizadas com a área em estudo

No ano de 1922, após visita de pesquisadores brasileiros e estrangeiros à área que viria a ser constituído o PNC, alguns fatores despertaram a ideia de proteção legal desta área, que foram a existência de maciços de grande altitude²⁸ e a rica biodiversidade, apresentando variadas e distintas formações vegetais (fitofisionomias).

Em 20 de setembro de 1948, com base no Decreto Estadual nº 55/1948²⁹ foi criada a “Reserva Florestal do Pico da Bandeira”. A partir deste ano alguns pedidos foram realizados pela transformação da área em Parque Nacional, com o apoio do então diretor do Parque Nacional da Serra dos Órgãos (RJ), do foro legislativo de cidades como Espera Feliz (MG) e outros, até que em 24 de maio de 1961 o Parque Nacional do Caparaó foi criado pelo Decreto Federal nº 50.646³⁰, durante o governo presidencial de Jânio Quadros, tendo como justificativa o fato de resguardar lugares dotados pela natureza exuberante, inclusive o Pico da Bandeira, na divisa dos estados do Espírito Santo e Minas Gerais. A Figura 20 a seguir, retirada do aplicativo *Google Earth Pro™*, demonstra a área do PNC a partir de imagens de satélite, e a divisão (linha branca) entre os estados de Minas Gerais (à esquerda) e Espírito Santo (à direita).

²⁸ Especialmente o Pico da Bandeira, que entre 1911 e 1970 foi considerado o maior ponto culminante do Brasil com 2.892m, e deixando, após a década de 1970, a posição para outros dois picos (Pico da Neblina, com 2.994m e 31 de março, com 2.973m. Ambos localizados na Amazônia) e ocupando a posição de terceiro maior pico do Brasil.

²⁹ Recuperado de: <https://www3.al.es.gov.br/Arquivo/Documents/legislacao/html/LEI9761955.html>.

³⁰ Recuperado de: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/antigos/d50646.htm#:~:text=DECRETO%20No%2050.646%2C%20DE,CONSIDERANDO%20que%20o%20art.

Figura 20 – Imagem de satélite do Parque Nacional do Caparaó e adjacências.



Fonte: Google Earth Pro (2023).

Além disso, a criação do Parque Nacional do Caparaó decorreu da importância ecológica devido à concentração em uma “pequena” área, de variadas e distintas formações vegetais e abundante fauna, sobretudo a avifauna da região. A ampliação do Parque foi amparada pelo Decreto Federal s/n, de 20/11/1997³¹. De acordo com Figueiró (2015, p. 124), além de grande biodiversidade e alto índice de ameaça à mesma, também foram utilizados como critérios “a existência de pelo menos 1.500 espécies endêmicas de plantas e a área ter perdido mais de três quartos de sua vegetação original.”

O primeiro Plano de Manejo do Parque Nacional do Caparaó, que foi elaborado entre 1979 e 1981, destacou alguns objetivos de criação do parque, tais como: proteger as amostras de ecossistemas de “campo de altitude”; proteger amostras da floresta sub-caducifólia tropical; proteger o Pico da Bandeira, área de interesse histórico-cultural nacional; proteger espécies da fauna, principalmente aves e mamíferos, raras, ameaçadas ou em perigo de extinção; proteger as nascentes dos rios que suprem a região; proporcionar ao visitante educação ambiental e

³¹ https://www.icmbio.gov.br/parnacaparao/images/stories/Legislacao/Decretos_de_Limites.pdf.

interpretação dos diversos ambientes encontrados na área; possibilitar atividades de recreação e turismo, compatíveis com os demais objetivos de manejo; dentre outros.

Diversos rios, com suas nascentes protegidas pela unidade de conservação (UC), drenam e dissecam os planaltos cristalinos, tais como os afluentes do rio Paraíba do sul, rio Preto, rio Paraibuna, rio Pombal, rio Muriaé. Os afluentes oriundos da porção leste e sul-sudeste do Parque Nacional do Caparaó se juntam para formação dos rios Itabapoana e Itapemirim, além de outros afluentes que abastecem o rio Doce, como o rio Manhuaçu, com nascentes na porção norte e noroeste do parque.

No Plano de Manejo (ICMBIO, 2015) do PNC, atualizado e publicado em 2015, definiram-se os objetivos de conservação e as estratégias gerenciais, como a sistematização das áreas e atividades de uso do parque através do zoneamento³². Conforme visto anteriormente, a proposta de criação da Zona de Amortecimento (ZA) do PNC apresenta relevância para a área contemplada nesta pesquisa, tendo em vista que parte dela encontra-se em área adjacente imediata ao parque.

Outro aspecto referente à presença de uma unidade de conservação na área em estudo é que, no Brasil, o direito de propriedade privada é garantido por lei, e o conceito de Unidades de Conservação engloba uma premissa de que as terras sob esse entendimento sejam de propriedade do poder público, no âmbito da União, dos Estados ou dos Municípios – com exceção de algumas categorias, como as Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) e as Áreas de Proteção Ambiental (APA) –, com isso, um problema que acontece desde o início da criação dessas áreas é a regularização fundiária das terras em áreas com relevante potencial conservacionista.

A história fundiária do parque começou em 1965 com a doação por parte do governo do Estado do Espírito Santo de 5.000 ha de terra. Posteriormente, através de serviços contratados

³² De acordo com a Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação, o SNUC (BRASIL, 2000a), em seu Artigo 2º, Inciso XVI, zoneamento é a definição de espaços territoriais chamados zonas em uma UC, cujos objetivos de manejo e normas específicos têm o propósito de proporcionar os meios e as condições para que todos os objetivos da UC possam ser alcançados de forma harmônica e eficaz. É um instrumento de planejamento, ordenamento e gestão territorial da UC.

para levantamento das áreas circundantes do parque, foi-se adquirindo novas áreas através de indenizações tanto nos estados de MG quanto no ES. Atualmente, 79,4% da área do parque se encontra no território espírito-santense, enquanto 20,6% estão do lado mineiro.

Os processos de regularização fundiária envolvem uma complexa tramitação para serem resolvidos, com destaque para alguns desafios: a eventual sobreposição de áreas; as controvérsias quanto às avaliações para fixação do valor da indenização; a falta de recursos financeiros e a necessidade de uma política eficaz para regularização fundiária (ICMBIO, 2015).

4.3 Aspectos sobre o clima na área em estudo

O clima na região serrana do Caparaó, no estado do Espírito Santo, é caracterizado, de acordo com a classificação de Köppen (1928)³³ como *Cwb* – Subtropical de altitude e *Cfb* – Clima temperado (ALVARES *et al.*, 2013). Dessa forma, apresenta um quadro climático com características subtropicais com especificidades em função da altitude e ainda, com duas estações climáticas bem definidas, caracterizadas por períodos frios e secos, e períodos quentes e com maior umidade.

Fator influente na temperatura do estado do Espírito Santo é a sua localização geográfica, que por estar próximo ao mar intercepta os ventos do litoral e tem a ocorrência de chuvas orográficas, fenômeno recorrente na região do Caparaó em decorrência de suas características geomorfológicas anteriormente descritas. Além disso, dentre os fatores que interferem no clima da região da área em estudo, pode se citar a altitude, a posição latitudinal e a influência de sistemas sinóticos de circulação atmosférica, em que a presença dos sistemas frontais são prevalentes para as quedas das temperaturas, sobretudo no inverno do Hemisfério Sul.

Entendendo que o relevo e suas formas exercem influências sobre os elementos do clima, um aspecto marcante da região na qual se insere a área em estudo é o gradiente térmico

³³ KÖPPEN, W.; GEIGER, R. *Klimate der Erde*. Gotha: Verlag Justus Perthes, 1928.

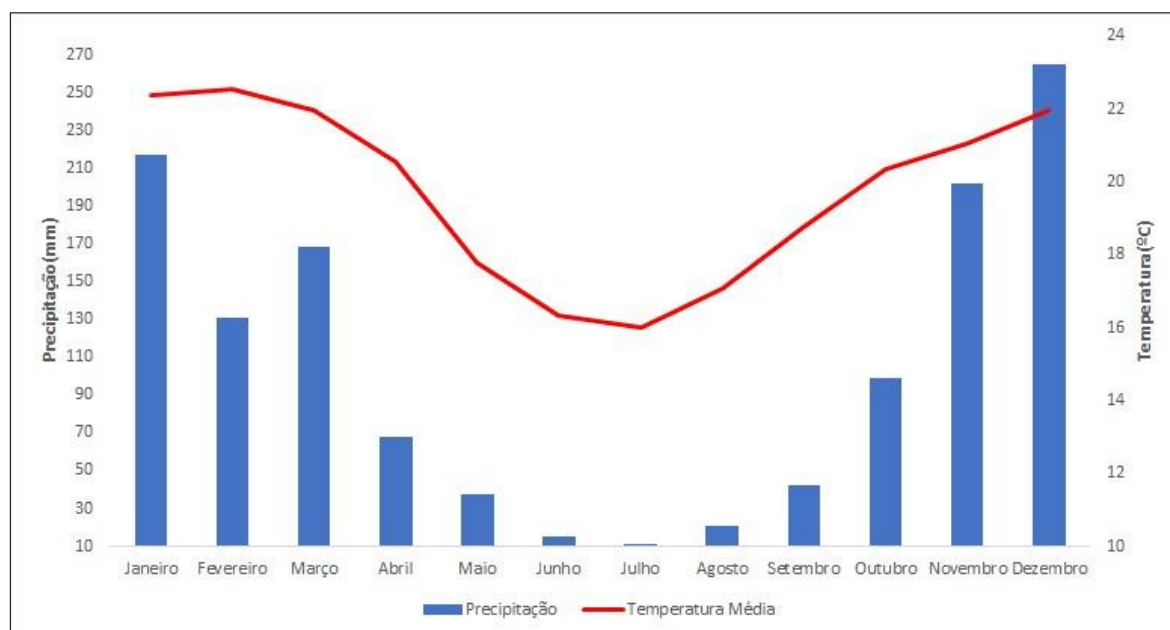
vertical de altitude – uma vez que a região se caracteriza por apresentar as maiores altitudes da bacia hidrográfica do rio Itapemirim – que gera grandezas inversamente proporcionais em relação à altitude relativa e à temperatura média, sendo que à medida que a altitude aumenta, a temperatura diminui. Segundo Cavalcanti *et al.* (2009), a variação normal no gradiente térmico vertical positivo é de menos 0,6°C a cada 100 metros a mais, assim sendo, a cada 1000 metros no relevo, representa queda de 6,0°C na temperatura.

De acordo com os dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET)³⁴ levantados no posto meteorológico localizado na cidade de Alto Caparaó³⁵ (MG), a temperatura média anual da região varia entre 16°C e 22°C; as máximas oscilam entre 24°C e 29°C, com janeiro e fevereiro representando os meses mais quentes; as mínimas oscilam entre 10,5°C e 18°C, sendo os meses de junho, julho e agosto os mais frios. A umidade relativa média anual é por volta de 75%. Na Figura 21, a seguir, estão compiladas as médias dos dados climáticos de uma série de 26 anos – 1990 a 2016 – da região, produzidos pelo INMET e organizados por Massini e Vale (2018).

³⁴ Recuperado de <https://clima.inmet.gov.br/GraficosClimatologicos/DF/83377>.

³⁵ O posto meteorológico de Alto Caparaó (MG) é uma estação convencional a 836,25 metros de altitude em relação ao nível do mar.

Figura 21 – Precipitação e Temperatura média da série histórica (1990 – 2016).



Fonte: INMET (2017); Massini e Vale (2018).

Sobre os índices de precipitação, a região é marcada por duas estações distintas, uma caracterizada por um elevado índice pluviométrico, que ocorre entre novembro e março, e outra marcada por um período de estiagem, que ocorre entre abril e outubro. Os índices de precipitação total anual na região variam entre 1.000 mm e 1.500 mm (ICMBIO, 2015), o que para Paiva *et al.* (2010) indicaria altas taxas de produção de biomassa, ao apontar que “a quantidade e a distribuição de chuvas que ocorrem anualmente em uma região podem determinar o tipo de vegetação natural existente, uma vez que a água atua como fator indispensável no desenvolvimento da vegetação” (p. 20).

4.4 Aspectos sobre a geologia e geomorfologia na área em estudo

Geologia

O escarpamento do Caparaó consiste em genuíno acidente tectônico que levantou epirogeneticamente o bloco (ICMBIO, 2015).

De acordo com o trabalho do projeto Radambrasil, na folha SF 23/24 Rio de Janeiro/Vitória, realizado por Machado Filho *et al.* (1983), a região do Caparaó é composta por dois

estratos geológicos distintos, que são denominados ‘Complexo Juiz de Fora’ e ‘Gnaiss Eugénópolis’, fazendo parte do sistema orográfico da Mantiqueira.

Conforme demonstra o trabalho de Peixoto-Oliveira *et al.* (2018) em uma tarefa de classificação geológica da bacia hidrográfica do rio Itapemirim, a área da bacia apresenta unidades litoestratigráficas de Granulitos; Gnaisses e Gnaisses Miloníticos (Embasamento gnáissico-granulítico do Paleoproterozoico); Gnaisses e Kinzingitos (Embasamento granito-gnáissico deformado do Neoproterozoico); e Suítes graníticas de composição variada (Rochas granitoides não deformadas). E ainda coberturas sedimentares do Cenozoico em pontos de menor altitude, de forma estruturalmente controlada, entre vales alinhados.

Dados geoquímicos demonstram que as rochas formadoras do maciço Caparaó têm sua formação datada por volta de 2 bilhões a 100 milhões de anos (PEIXOTO-OLIVEIRA *et al.*, 2018).

Conforme mapeamento geológico do estado do Espírito Santo realizado pelo Sistema Brasileiro de Geologia (SBG) em 2018, a área em que se situa a bacia de drenagem do rio Santa Clara é composta por distintas unidades geológicas na Província Mantiqueira.

As unidades mais antigas são o Complexo Caparaó (Norito e Granulito) e o Complexo Ipanema, ambos da Era Paleoproterozoica, Período Riáciano. Em seguida, encontram-se unidades do Grupo Rio Doce e do Grupo Raposo, ambas da Era Neoproterozoica, Período Ediacariano. E ainda as unidades Córrego dos Medeiros e Córrego da Neblina, pertencentes à Suíte Lajinha do Mutum, na Supersuíte Santa Angélica, da Era Paleozoica, Período Cambriano. Existem ainda coberturas superficiais como os Depósitos Argilo-arenosos e Arenosos recentes, da Era Cenozoica, Período Neógeno e Época Holoceno. As unidades relacionadas podem ser observadas na Figura 23, no mapa de geologia da bacia de drenagem Santa Clara.

Geomorfologia

Conforme Coelho, Goulart e Bergamaschi (2012) sobre as morfoesculturas, a área do PNC situa-se no domínio das Faixas de Dobramentos Remobilizados, na Região da Mantiqueira Setentrional.

Essas faixas caracterizam-se pelas evidências de movimentos crustais, com marcas de falhas, deslocamento de blocos e falhamentos transversos, que impõe nítido controle estrutural, que pode ser observado pelas extensas linhas de falha, escarpas de grandes dimensões e relevos alinhados, coincidindo com os dobramentos originais e/ou falhamentos mais recentes – que atuaram sobre antigas falhas (COELHO; GOULART; BERGAMASCHI, 2012).

A Região da Mantiqueira Setentrional compreende uma área localizada ao sul do Estado do Espírito Santo e leste de Minas Gerais, com pequenas porções no Rio de Janeiro. A altimetria média da região está entre 700 m e 1.100 m, sendo no Pico da Bandeira, no Parque Nacional do Caparaó, a maior cota de altitude chegando à 2.892 m. A região é caracterizada por colinas alongadas, serras de grande altitude, escarpas derivadas de falhamentos e vales retilíneos. Tem como substrato rochoso os gnaisses kinzigíticos, quartzitos, granitoides, calcários e rochas ultrabásicas.

Coelho, Goulart e Bergamaschi (2012) sobre os Planaltos da Mantiqueira Setentrional, destacam que

esse tipo de formação planáltica possui aspecto montanhoso fortemente dissecado, incluindo altitudes variadas dispostas geralmente em níveis altimétricos relacionados com as fases de dissecação comandadas pelos rios, adaptados às fraquezas litológicas e estruturais (COELHO; GOULART; BERGAMASCHI, 2012, p. 09).

Sobre as unidades geomorfológicas, encontram-se na região os Maciços do Caparaó I e II e os Patamares Escalonados do Sul Capixaba, representados na Figura 23. Os Maciços do Caparaó constituem uma imponente escarpa voltada para o Vale do Paraíba, cujos desníveis ultrapassam 2000 metros³⁶, desenvolvida na região sudeste do Brasil também durante o denominado Ciclo Brasileiro, que ocorreu por volta de 630-550 milhões de anos atrás, representado por um período de intensa atividade geológica em uma extensa área geográfica que hoje abarca parte do território brasileiro (MACHADO FILHO *et al.*, 1983).

Ainda conforme os dados levantados por Machado Filho *et al.* (1983), as encostas do Maciço do Caparaó, quase simétricas, são marcadas por facetas triangulares, sobretudo na parte

³⁶ As altitudes mais elevadas da unidade *maciços do Caparaó* estão no Pico da Bandeira, na Serra do Caparaó. Serra essa que constitui uma crista de grande extensão no sentido norte-sul, como resultado de dobramentos que desnivelaram em cerca de 1.800 m nos pontos culminantes, em relação às áreas próximas.

ocidental. Nas partes mais elevadas ocorrem com frequência os vales abertos, com as encostas quase ligadas por pedimentos rochosos. Quase não é notada a alteração das rochas, o que demonstra que nos setores mais elevados desta unidade são predominantes os processos mecânicos de evolução do relevo.

As áreas do Maciço do Caparaó e entorno apresentam elevadas altitudes, com considerável gradiente de variação. No mapa em que está representada a hipsometria e o modelo sombreado do terreno na área em estudo, na Figura 22, foi também gerado o gráfico que representa a variação altimétrica em um perfil “Oeste-Leste”, no qual pode se observar a “evolução” da altitude nos Patamares Escalonados do Sul Capixaba, no sentido “Leste-Oeste”. Na área em estudo, a altitude varia entre 795 a 2.500 metros relativos ao nível do mar (NMRM), e a representação das cotas altimétricas foi organizada em sete classes.

De acordo com Coelho, Goulart e Bergamaschi (2012) a unidade dos Patamares Escalonados do Sul Capixaba,

distingue-se das demais áreas da região Sul Capixaba por ressaltar níveis de dissecação escalonados formando patamares, delimitados por frentes escarpadas adaptadas a falhas voltadas para noroeste e com caimento topográfico para sudeste, [...] em decorrência de impulsos epirogenéticos relacionados com a atuação dos ciclos geotectônicos (COELHO; GOULART; BERGAMASCHI, 2012, p. 10).

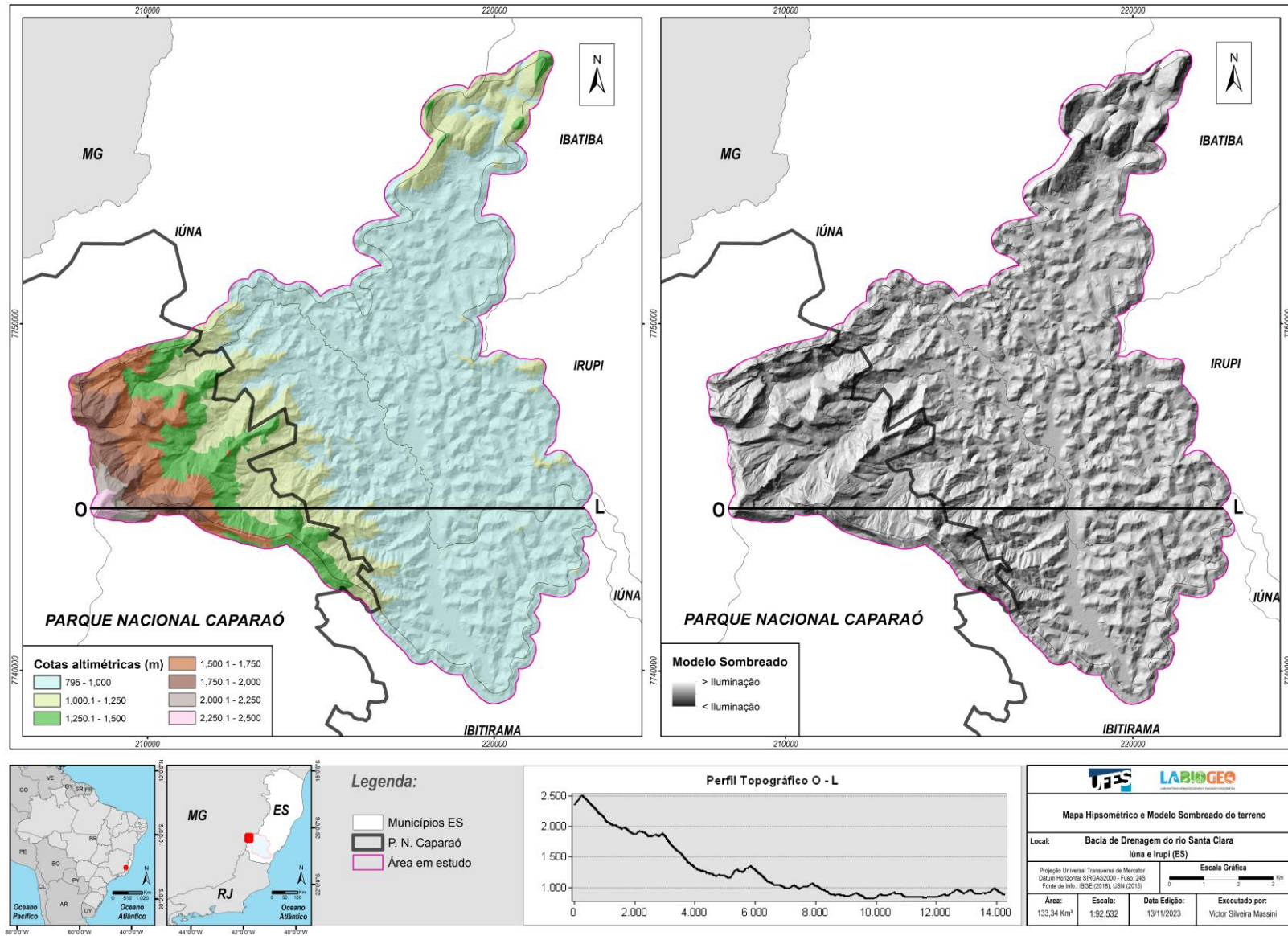
Ainda a respeito de aspectos geomorfológicos como a clinometria e o aspecto – ou orientação do terreno – na região do Caparaó, o resultado dessa observação foi gerado com base na classificação de relevos da Embrapa (1979) e representados na Figura 24.

Conforme os resultados demonstrados na Figura 24 – mapa clinométrico – a seguir, na área em estudo não foi identificado relevo de classificação ‘suavemente ondulado’, caracterizado com variação entre 3% e 8% de declividade. No entanto, foi significativa a presença de relevo classificado acima de 45%, o que configura a clinometria da área em estudo fortemente marcada por um relevo ‘montanhoso’ e ‘fortemente montanhoso’ (acima de 75% de declividade).

Destaque para o Pico da Bandeira, que é o terceiro ponto mais alto do Brasil, elevado à 2.892 metros de altitude em relação ao nível médio do mar, com características de elevação abrupta, ultrapassando os 2.500 metros de altitude relativa na área protegida pelo parque, há

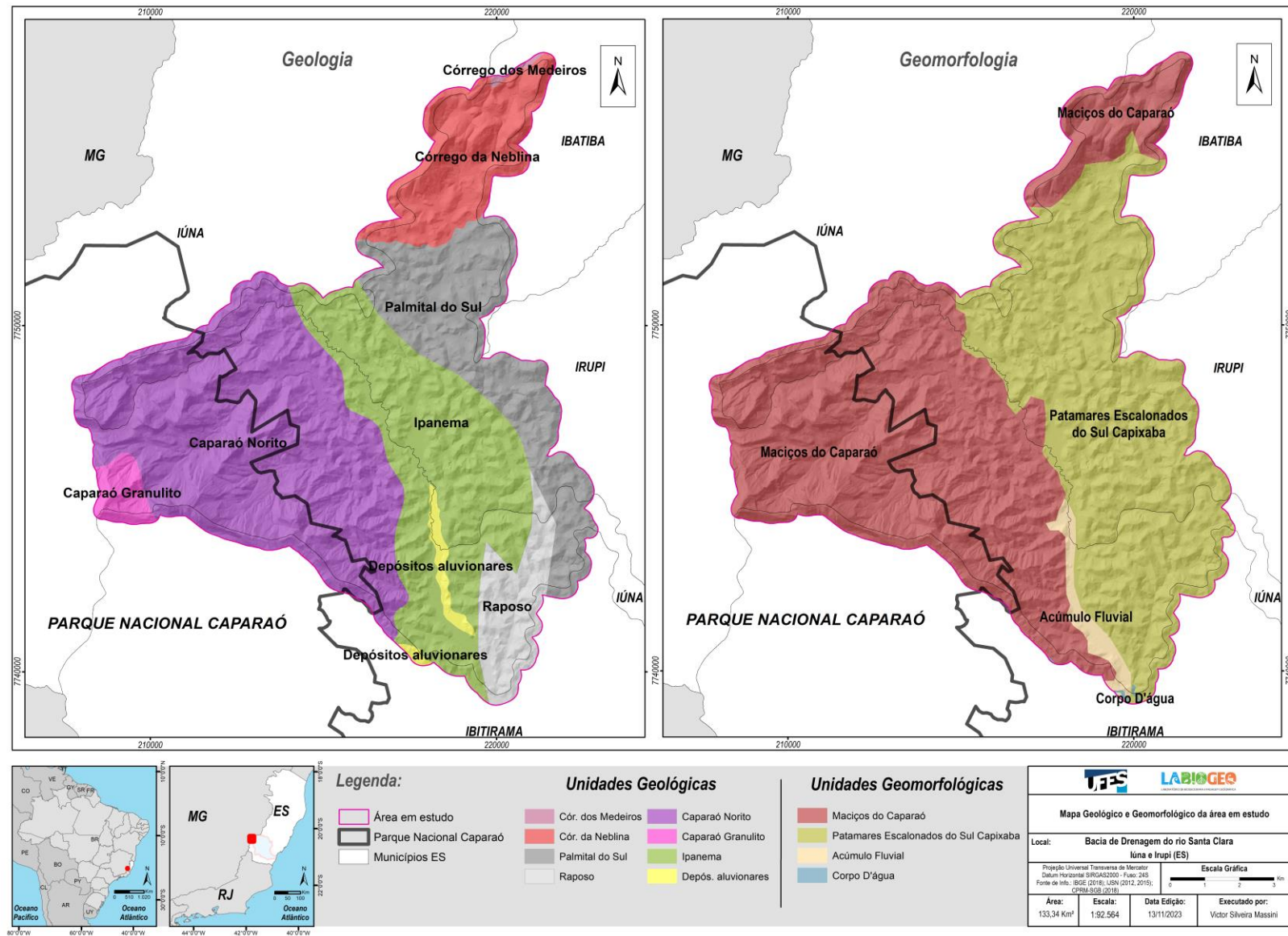
poucos quilômetros de distância do oceano, conforme demonstrado por Massini e Vale (2018), em um espaço que representa a área de drenagem da bacia do rio Itapemirim até o oceano Atlântico.

Figura 22 – Mapa hipsométrico e modelo sombreado do terreno na área em estudo.



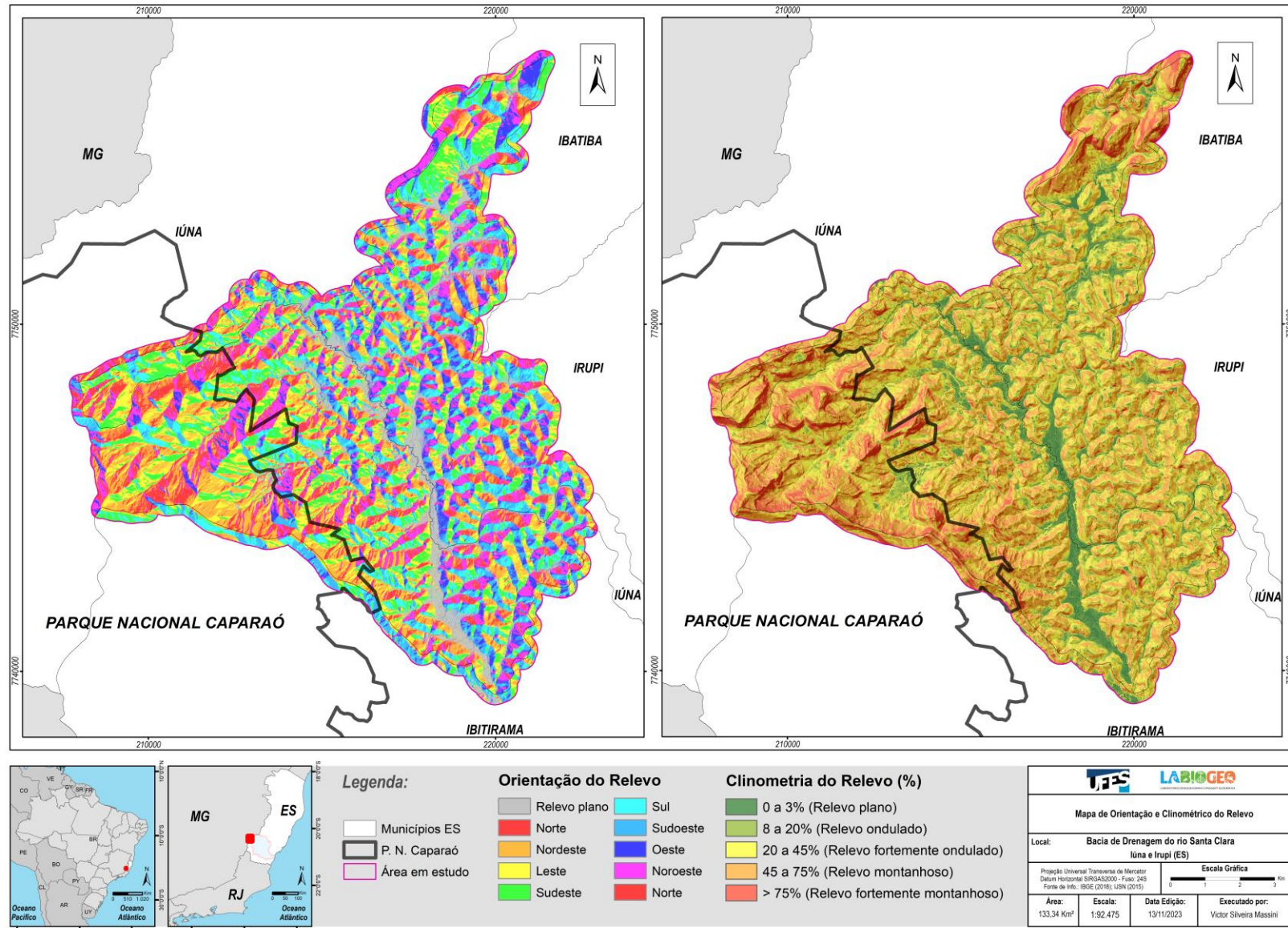
Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Figura 23 – Mapa geológico e geomorfológico na área em estudo.



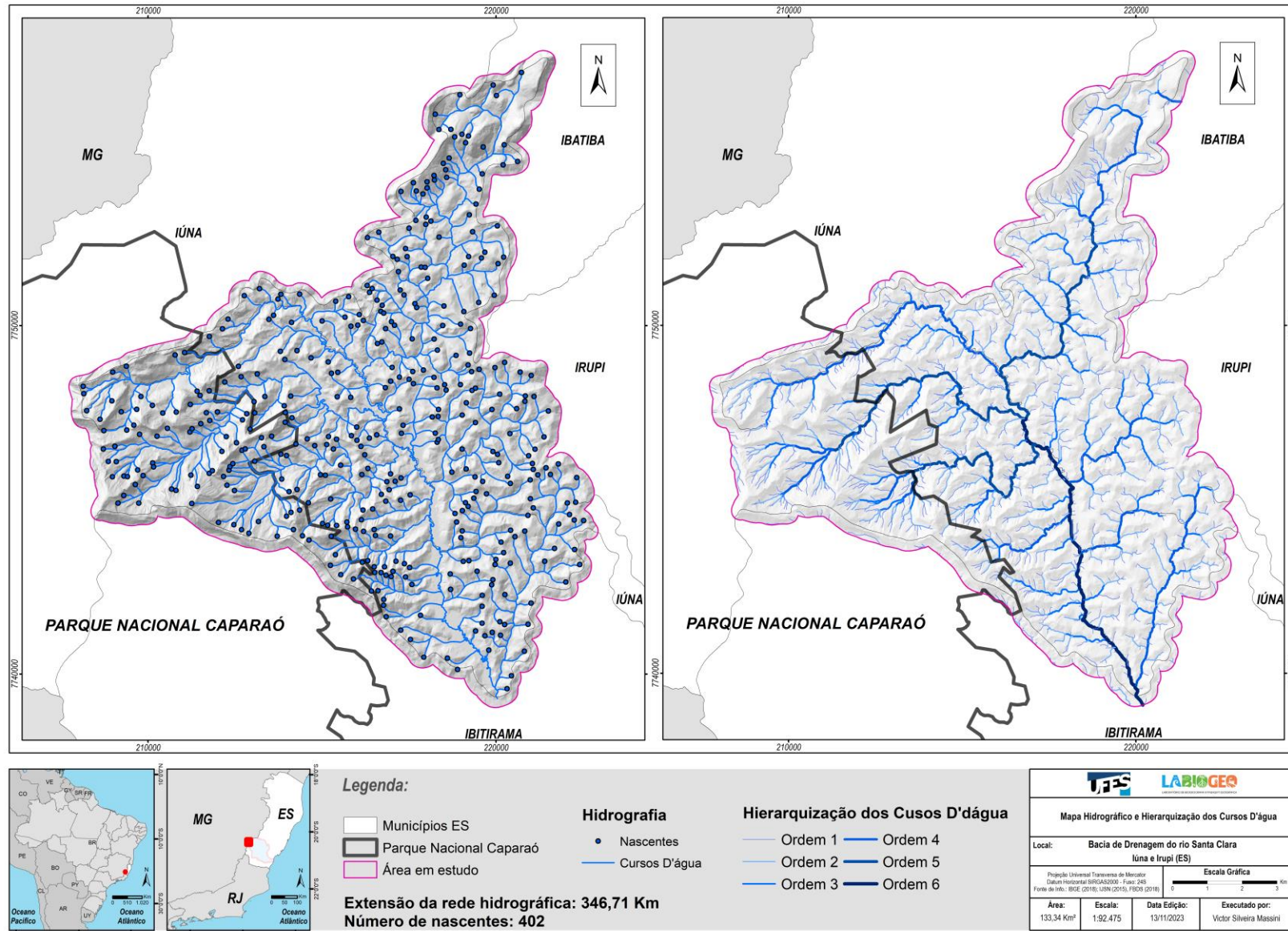
Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Figura 24 – Mapa de orientação e clinométrico do relevo na área em estudo.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Figura 25 – Mapa da hidrografia e hierarquização dos cursos d’água na área em estudo.



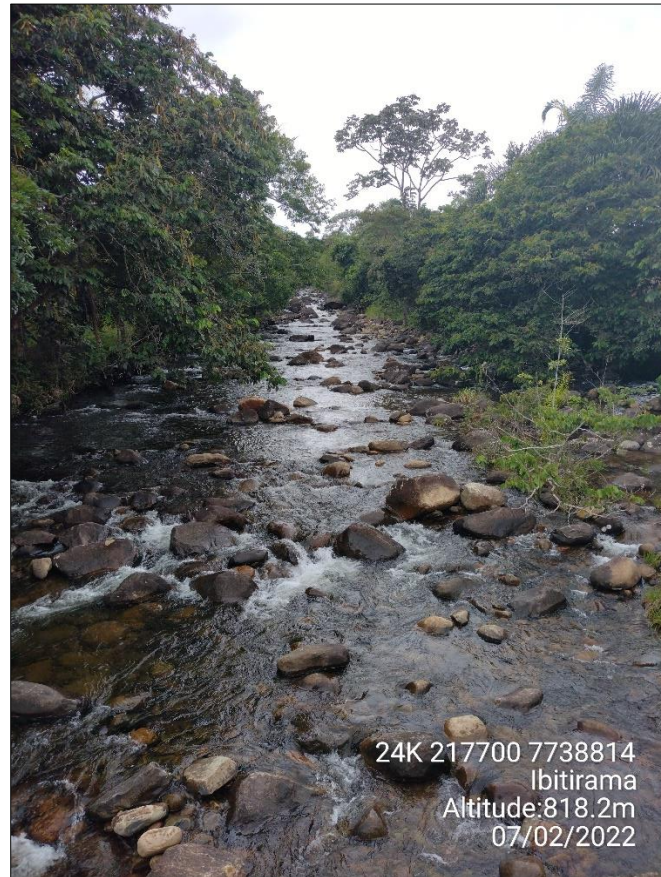
Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

4.5 Aspectos sobre a hidrografia na área em estudo

O Brasil possui um dos maiores conjuntos de bacias hidrográficas e a maior disponibilidade de água doce do mundo (AGERH *et al.*, 2020). Segundo Nascimento *et al.* (2006), a hidrografia na bacia do rio Itapemirim é constituída por uma rede de drenagem densa, diversificada, com formação de rios encaixados e algumas cachoeiras. Essas características representam a hidrografia na bacia de drenagem do rio Santa Clara, que conforme explicado, situa-se à montante da bacia hidrográfica do rio Itapemirim, na região da Serra do Caparaó. O mapa da rede hidrográfica e o mapa de classificação dos cursos d'água estão representados na Figura 25.

Os aspectos da rede hidrográfica local são marcados, conforme demonstra o trabalho de Peixoto-Oliveira *et al.* (2018), pelo controle estrutural do relevo. Os autores confirmam a região do Caparaó como divisor topográfico de águas, apresentado padrão radial de drenagem que é configurado pela estrutura geológica, apresentando rios encaixados, geralmente com leitos pedregosos e encachoeirados, conforme pode ser observado no exemplo da Figura 26. Distribuem-se na área diversas nascentes que alimentam cursos d'água afluentes do rio Itapemirim, bem como para outras duas bacias hidrográficas (rio Doce e rio Itabapoana).

Figura 26 – Leitões pedregosos em cursos d'água afluentes da bacia de drenagem do rio Santa Clara.



Fonte: Fotografia do autor (2022).

No levantamento e mapeamento da rede hidrográfica da área em estudo, na bacia de drenagem do rio Santa Clara, através das técnicas de geoprocessamento conforme explicadas na etapa metodológica, identificaram-se 3.357 seguimentos de cursos d'água quando considerados individualmente, com a extensão total da rede hidrográfica de 346,71 km. O número de nascentes identificadas na área em estudo, considerando as bacias de drenagem e o *buffer* de 250 metros, foi 402 nascentes – Figura 25.

A partir da classificação dos cursos d'água pelo modelo de hierarquização proposto por Strahler (1952; 1964) e a correlação com o Mapa de clinometria da área, observou-se que os rios considerados de primeira ordem, os mais próximos às nascentes, encontram-se nas partes mais elevadas no terreno da bacia de drenagem, enquanto os rios considerados de sexta ordem encontram-se nas áreas mais planas e com as menores altitudes da área, representando a zona de acúmulo e escoamento do fluxo d'água oriundo da bacia de drenagem do rio Santa Clara até ao encontro do rio Braço Norte Direito.

Garcia *et al.* (2019, p. 5) apresentaram que na BHRI, região hidrográfica em que está inserida a bacia de drenagem do rio Santa Clara, “elevadas demandas de abastecimento público, contaminação de águas em função do uso da terra, poluição difusa, alta densidade demográfica, mineração e industrialização” estão entre as características de uso e ocupação da área na bacia que constituem ameaças ao sistema hidrológico, de modo que se faz urgente e necessária a priorização de ações de proteção da qualidade e disponibilidade dos recursos hídricos.

Com a expansão demográfica e o desenvolvimento urbano, se faz crescente a demanda por recursos hídricos e o comprometimento deste recurso pode afetar atuais e futuras gerações. Visando regular e controlar o uso múltiplo da água, bem como preservar e recuperar corpos hídricos, estabeleceu-se no Brasil a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), através da Lei Federal nº 9.433 de 08 de janeiro de 1997³⁷. É uma premissa da PNRH a proposição do conceito de bacia hidrográfica enquanto unidade de planejamento, prevendo a gestão integrada através da formação de comitês de bacias hidrográficas³⁸.

O Comitê da Bacia Hidrográfica do rio Itapemirim (CBHRI) foi o quinto a ser criado dos 14 comitês de bacias existentes no estado do Espírito Santo, no ano de 2006, através do Decreto nº 1730-R³⁹. Reúne 27 membros titulares e os respectivos suplentes, que são representantes do poder executivo, dos usuários dos recursos hídricos da bacia e de instituições da sociedade civil organizada (AGERH *et al.*, 2018).

³⁷ Lei Federal nº 9.433 de 08 de janeiro de 1997 - Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.

³⁸ Os comitês de bacias hidrográficas são órgãos colegiados com atribuições de caráter normativo, consultivo e deliberativo, e integram o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (Lei Federal nº 9.433/1997). Possuem em sua composição representantes do poder público, dos usuários da água e da sociedade civil organizada (AGERH *et al.*, 2020).

³⁹ Recuperado de: <https://leisestaduais.com.br/es/decreto-n-1730-2006-espírito-santo-dispoe-sobre-a-criacao-do-comite-gestor-de-residuos-solidos-no-estado-do-espírito-santo-no-ambito-da-secretaria-de-estado-de-meio-ambiente-e-recursos-hidricos-seama-e-do-instituto-estadual-de-meio-ambiente-e-recursos-hidricos-iema>.

A Política estadual de recursos hídricos, representada na Lei Estadual nº 10.179/2014⁴⁰, foi estabelecida em consonância com a legislação federal e previu a proposição do Plano Estadual de Recursos Hídricos do Espírito Santo⁴¹, de 2018, bem como de documentos como o Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim e planos de outras bacias estaduais.

De acordo com a estratégia de trabalho adotada pelo Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim (AGERH *et al.*, 2020), a bacia foi compartimentada em nove unidades de planejamento. A área em estudo situa-se na zona denominada Unidade de planejamento (UP) Rio Braço Norte Direito.

Conforme o documento, a UP Rio Braço Norte Direito é caracterizada por possuir 64,2% de seu território considerado ocupado por sistema antrópico, e 35,8% considerado ocupado pelo sistema natural. Como sistema antrópico identificaram-se as classes de ‘pastagem’, ‘agricultura’ (cultivos ‘permanentes’ e ‘temporários’), ‘silvicultura’, ‘área edificada’ e ‘solo exposto’; como classes do sistema natural identificaram-se a ‘área florestal’, ‘afloramento rochoso’ e ‘área alagada’ (AGERH *et al.*, 2020).

Quanto ao uso e cobertura da terra, no sistema antrópico, a classe de pastagem é majoritária e o cultivo agrícola do café é a principal cultura identificada. O sistema natural é composto majoritariamente pela classe de área florestal.

Modificações na cobertura natural em bacias hidrográficas influenciam o comportamento hidrológico, de forma que alterações degradantes são capazes de produzir impactos sobre a disponibilidade dos recursos hídricos e meio ambiente, como o comprometimento de abastecimento de água (OLIVEIRA; FRANCISCO, 2010; TUCCI; CLARKE, 1997). Ao contrário, restauração da cobertura natural, se bem planejada, apresenta-

⁴⁰ Lei Estadual nº 10.179/2014 - Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, institui o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado do Espírito Santo – SIGERH/ES e dá outras providências.

⁴¹ Recuperado de https://perh.es.gov.br/Media/perh/Arquivos%20Biblioteca/PERHES_DocumentoConsolidado.pdf

se como estratégia eficaz ante aos objetivos de conservação e melhora da quantidade e qualidade da água (VETTORAZZI, 2006).

Com o apoio técnico da Agência Estadual de Gestão dos Recursos Hídricos (AGERH), cabe ao CBHRI definir parâmetros de priorização em relação ao uso da água da unidade de planejamento bacia hidrográfica rio Itapemirim (GARCIA *et al.*, 2019). Para isso, têm-se diferentes instrumentos jurídico-político-administrativos previstos na PNRH: planos de recursos hídricos, enquadramento de corpos d'água, outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos e a cobrança pelo uso, e o Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH) (AGERH *et al.*, 2019).

O enquadramento de corpos d'água é realizado através da classificação destes de acordo com os usos múltiplos e preponderantes da água, definido pela Resolução CONAMA nº 357/2005⁴² como estabelecimento de meta ou objetivo para a qualidade da água, que deve ser obrigatoriamente alcançado ou mantido ao longo do tempo.

A previsão de enquadramento dos corpos d'água deve considerar aspectos relacionados a presente situação e futura acerca dos recursos hídricos a serem classificados e, ainda considerar uma visão realista sobre as limitações técnicas e financeiras para executar as ações de mudanças do cenário atual para o que se pretender atingir no futuro (ANA, 2009).

A proposta de enquadramento trazida no Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim foi desenvolvida em diferentes e consecutivas etapas. Inicialmente foi realizado o “Diagnóstico e prognóstico das condições de uso da água na bacia hidrográfica do rio Itapemirim” (AGERH *et al.*, 2018), e posteriormente a “Definição do enquadramento dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Itapemirim” (AGERH *et al.*, 2019), os quais antecederam a formalização de um plano de ações.

42

Recuperado

de

https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf

Conforme o documento “Definição do enquadramento dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Itapemirim” (AGERH *et al.*, 2019, p. 14), “os usos da água são condicionados pela sua qualidade, sendo que as águas com maior qualidade permitem a existência de usos mais exigentes, enquanto águas com pior qualidade permitem apenas os usos menos exigentes”.

Os usos considerados para classificação do enquadramento das águas doces variam, em ordem dos mais exigentes para os menos exigentes, e incluem: preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas, proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário, aquicultura, abastecimento para consumo humano, recreação de contato secundário, pesca, irrigação, dessedentação de animais, navegação e harmonia paisagísticas (ANA, 2013).

As águas doces são classificadas segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes em cinco classes: classe especial e classes de 1 a 4, em uma ordem decrescente de qualidade, ou seja, a classe especial é a que tem melhor qualidade da água e a classe 4 é a de pior qualidade. Enquanto as classes especiais, 1 e 2 possibilitam todos e quase todos os tipos de usos abordados, a classe 4 permite o aproveitamento da água apenas para navegação e harmonia paisagística (ANA, 2013).

A etapa de enquadramento deve seguir regulamentações⁴³ de organizações nacionais como o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) e do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) e ainda a legislação⁴⁴ de âmbito estadual, sendo alguns aspectos

⁴³ a) Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes para o seu Enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências;

b) Resolução CONAMA n° 430, de 13 de maio de 2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, alterando e complementando a Resolução CONAMA n° 357/2005;

c) Resolução CNRH n° 91, de 05 de novembro de 2008, que estabelece os procedimentos gerais para o Enquadramento dos corpos d’água superficiais e subterrâneos;

d) Resolução CONAMA n° 396, de 03 de abril de 2008, que estabelece classificação e diretrizes ambientais para o Enquadramento das águas subterrâneas.

⁴⁴ a) Lei n° 10.179, de 17 de março de 2014, que revogou a Lei N° 5.818/1998, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e institui o Sistema Integrado de Gerenciamento e Monitoramento dos Recursos Hídricos - SIGERH/ES;

b) Resolução CERH n° 28, de 15 de fevereiro de 2011, que estabelece que os enquadramentos dos corpos de água em classes sejam elaborados de forma articulada com os Planos de Bacias Hidrográficas.

considerados, dentre eles: socioeconômico, uso e cobertura da terra, balanço hídrico qualitativo, fontes pontuais de poluição, unidades de conservação, crescimento econômico e demográfico tendencial esperado (AGERH *et al.*, 2019).

A área da bacia de drenagem do rio Santa Clara possui cinco trechos da sua rede hídrica que foram considerados para fins de enquadramento dos corpos d'água na BHRI, sob os códigos 11, 12, 13, 14 e 15 no documento.

Os trechos 11, 12 e 15 correspondem ao rio Santa Clara, e a descrição conforme o documento (AGERH *et al.*, 2019) é a seguinte:

- **11** – possui 4,9 km de extensão desde as nascentes no interior do PNC até os limites da Unidade de conservação; e a cobertura é mata nativa⁴⁵, afloramento rochoso, e cultivo agrícola (café);
- **12** – possui 8,9 km de extensão do limite do PNC até a confluência com o rio Pedregulho; e a cobertura é cultivo agrícola (café);
- **15** – possui 11,8 km de extensão da confluência do rio Santa Clara com o rio Pedregulho até a confluência com o rio Braço Norte Direito; e a cobertura é pastagem e cultivo agrícola (café).

Os trechos 13 e 14 correspondem ao rio Pedregulho, e a descrição conforme o documento (AGERH *et al.*, 2019) é a seguinte:

- **13** – possui 4,9 km de extensão desde as nascentes no PNC até os limites da Unidade de conservação; e a cobertura é mata nativa e afloramento rochoso;
- **14** – possui 6,4 km de extensão do limite do PNC até a confluência com o rio Santa Clara; e a cobertura é cultivo agrícola (café), pastagem, mata nativa e silvicultura.

⁴⁵ Essa classificação para vegetação – *Mata nativa* – foi realizada e proposta no documento “Definição do enquadramento dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Itapemirim” (AGERH *et al.*, 2019) e aqui utilizada conforme apresentada no trabalho da Agência Estadual de Recursos Hídricos do Espírito Santo.

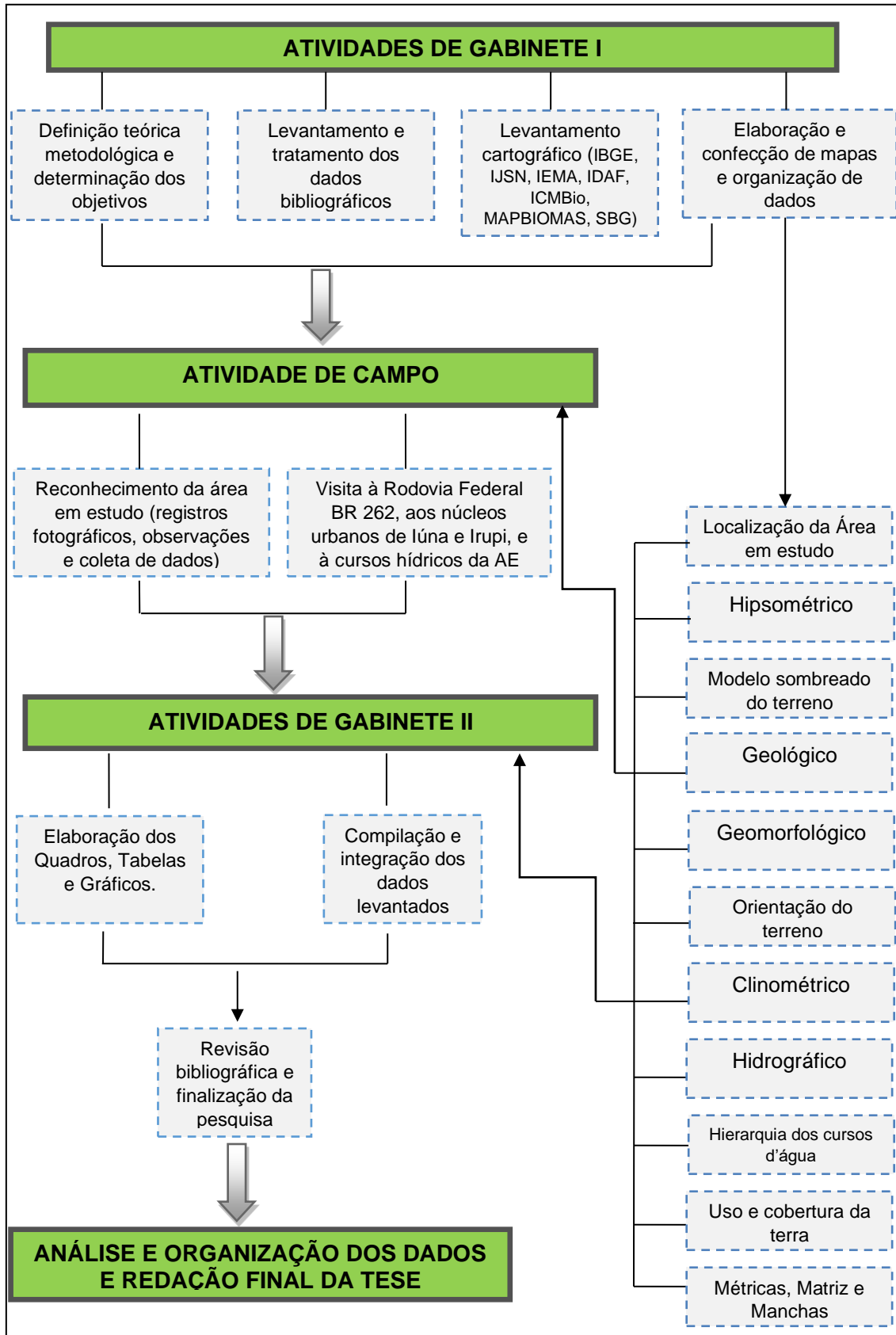
Conforme o enquadramento proposto pelos organismos responsáveis, considerando os cenários atual e futuro, ou seja, da situação que se tem no presente e da situação que se pretende alcançar ou manter, foram propostas as seguintes classes de enquadramento para os trechos dos corpos d'água que encontram-se no interior do recorte espacial deste estudo, a bacia de drenagem do rio Santa Clara (AGERH *et al.*, 2019):

- **11** – Classe especial (interior de UC)
- **12** – Classe 1
- **13** – Classe especial (interior de UC)
- **14** – Classe 1
- **15** – Classe 1

Cabe ressaltar que dos 69 segmentos de corpos d'água identificados através da metodologia aplicada pela equipe técnica para a bacia hidrográfica do rio Itapemirim, apenas 5 deles foram enquadrados como classe “especial”, e 2 destes estão na área considerada para este estudo.

Este capítulo discorre sobre todas as etapas realizadas para elaboração desta pesquisa. O Fluxograma (Figura 27) sintetiza tais etapas, as quais serão aprofundadas na sequência do trabalho.

Figura 27 – Fluxograma das etapas da pesquisa.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

5.1 Atividades de Gabinete

O conhecimento científico surge a partir da definição de um objeto de investigação e de um método para essa investigação. A definição do *percurso* metodológico permite o aprofundamento e a construção de conhecimentos precisos acerca da realidade que está sendo estudada, e isto é trivial para produção do conhecimento científico (GERHARDT; SILVEIRA, 2009). Segundo Tartuce (2006), algumas características intrínsecas ao conhecimento científico são:

É real (factual), porque liga com ocorrências ou fatos; constitui um conhecimento contingente, pois suas proposições ou hipóteses têm sua veracidade ou falsidade conhecida por intermédio da experiência e não apenas a razão [...]; é sistemático; possui características de verificabilidade; é falível, em virtude de não ser definitivo, absoluto ou final e, por este motivo, é aproximadamente exato (TARTUCE, 2006, p. 8).

Assim, à pesquisa científica é necessário um estudo sistemático e lógico, compreendido em regras e procedimentos (FONSECA, 2002).

Quanto aos objetivos desta pesquisa, podem ser classificados como de caráter exploratório, com finalidade de proporcionar maior familiaridade com o problema; e descritivo, na medida em que é necessária uma série de informações sobre determinado fato ou fenômeno de determinada realidade que se pretende investigar. Quanto aos procedimentos, o trabalho será desenvolvido em etapas sucessórias e interligadas, as quais envolverão procedimentos metodológicos distintos, que, contudo, se complementam, como por exemplo a pesquisa bibliográfica, documental e de campo, através de atividades como: levantamento de dados, processamento das imagens (dados espaciais) e das métricas da paisagem; identificação e discussão acerca dos elementos das paisagens nas variáveis espaço-temporais; verificação da hipótese; redação científica; proposições.

As etapas de processamento de dados da pesquisa foram desenvolvidas no Laboratório de Biogeografia e Paisagem Geográfica (LABIOGEO) do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Espírito Santo, com auxílio de computador e *software* de geoprocessamento – *ArcMap 10.5* – disponibilizado pelo Laboratório de Cartografia Geográfica e Geotecnologias do Departamento de Geografia desta instituição, extensões, e

software para cálculo de métricas da paisagem – *Fragstats 4.2.1* – disponibilizado gratuitamente.

5.1.1 Produção cartográfica

Em uma interpretação da paisagem embasada pela Ecologia de Paisagem, o Sistema de Informações Geográficas (SIG) torna-se de grande importância, tendo em vista os dois procedimentos metodológicos essenciais desse referencial teórico: a métrica (mensuração) e a teledetecção (fotointerpretação/sensoriamento remoto). A utilização do SIG para representações ambientais é cada vez mais comum devido a capacidade que possui de representar de forma integrada os dados espaciais e as alterações temporais que possam ser verificadas em bases de dados georreferenciados.

Conforme Soares Filho (1998), através do mapeamento dos padrões de paisagem e da análise de suas relações espaciais, obtidas das formas cartográficas de mapas armazenados em um SIG, busca-se não somente caracterizar distintas paisagens, mas também desvendar os processos de que resultaram a composição e configuração espacial, e assim embasar a tomada de decisões.

A produção cartográfica foi realizada sob Sistema de Projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), Zona 24S, e *Datum* SIRGAS 2000. A base de dados cartográficos foi levantada junto à órgãos estaduais e federais, como o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), Ministério do Meio Ambiente (MMA), Ministério da Infraestrutura (MINFRA), Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA), Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS), Universidade Federal do Paraná (UFPR), Plataforma MapBiomas, Instituto Jones dos Santos Neves (IJSN) e Sistema Integrado de Bases Georreferenciadas do Estado do Espírito Santo (GEOBASES), os quais forneceram informações sobre: unidades de conservação federais, divisão política dos estados, municípios e países, áreas prioritárias para conservação e corredores ecológicos no estado do Espírito Santo, bacias e sub-bacias hidrográficas, recursos hídricos, relevo (Modelo Digital do Terreno – MDT), e uso e cobertura da terra. O Quadro 10, a seguir, compila essas informações.

Quadro 10 – Dados espaciais e suas respectivas fontes.

Categoria	Fonte	Data	Escala
• Fronteiras países da América do Sul	• UFPR	• 2020	• 1:5.000.000
• Divisas estaduais do Brasil	• IBGE	• 2020	• 1:250.000
• Limites municipais do Espírito Santo	• IBGE	• 2020	• 1:100.000
• Unidades de Conservação Federais do Brasil	• MMA, ICMBio	• 2019	• 1:250.000
• Corredores Ecológicos do Espírito Santo	• IEMA	• 2010	• 1:15.000
• Hidrografia (Lúna e Irupi)	• FBDS	• 2021	• 1:25.000
• Bacias Hidrográficas do Espírito Santo	• GEOBASES	• 2018	• 1:25.000
• Rodovias Federais do Brasil	• MINFRA	• 2017	• 1:250.000
• Carta geomorfológica do Espírito Santo	• IJSN	• 2012	• 1:250.000
• Carta geológica do Espírito Santo	• SGB	• 2018	• 1:100.000
• Uso e cobertura da terra no Brasil	• MAPBIOMAS	• 2021	• 1:100.000

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

O banco de dados organizado foi utilizado na geração de produtos para análise cartográfica da área em questão, bem como na preparação do material necessário para execução das operações de cálculo dos índices e métricas da paisagem através do *software Fragstats 4.2.1* (MCGARIGAL; MARKS, 1995), conforme descrito na sequência deste trabalho.

Produção do mapa de Localização da área em estudo

Para produção do mapa de localização da área de estudos foram utilizados os seguintes *shapefiles*: países da América do Sul, estados do Brasil – esses dois foram utilizados nos demais mapas devido à necessidade de referência da localização da área em estudo; limites municipais do estado do Espírito Santo; unidades de conservação federais; bacias hidrográficas do estado do ES; sub-bacias hidrográficas da bacia hidrográfica do rio Itapemirim; corredor ecológico do Caparaó (IEMA); e o *basemap* – do bando de dados *Imagery ArcMap 10.5*.

Foram selecionados e extraídos do banco de dados de bacias hidrográficas, informações sobre o rio Itapemirim, com os *shapefiles* da sub-bacia rio Santa Clara e rio Pedregulho. As duas sub-bacias de interesse tiveram os respectivos *shapefiles* unificados através da ferramenta “*Merge*”, e posteriormente dissolvidas através da ferramenta “*Dissolve*”. Deste polígono foi delimitado, através da ferramenta “*Buffer*”, uma área de 250 metros a partir dos limites das sub-bacias, com objetivo de constituir o polígono da área em estudo contemplando o entorno imediato, e que passou a ser utilizado nos processamentos subsequentes e denominado “bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES)”. O mapa de localização foi representado na Figura 3.

Produção do mapa Hipsométrico

Para confecção do mapa hipsométrico da área em estudo foram utilizados os arquivos *raster* do Modelo Digital do Terreno (MDT) disponibilizado pelo Sistema Geobases (IJSN, 2015), com 2 x 2 metros de resolução espacial o *pixel*. O Modelo Digital de Terreno (MDT) é uma representação numérica tridimensional da superfície física terrestre ao nível do solo sem considerar as alterações da superfície. O código das folhas do mosaico articulado que dividem o estado do Espírito Santo em quadrantes de 10 x 10 km, que englobam a área de estudo e, portanto, foram utilizadas, estão descritas no Quadro 11 a seguir:

Quadro 11 – Código das folhas do mosaico articulado utilizadas.

20_775	21_774	21_775	21_776	22_774	22_775	22_776
--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Os arquivos foram unidos no *ArcMap 10.5* através da ferramenta “*Mosaic to a new raster*”, criando um novo *raster*, que posteriormente foi recortado com a ferramenta “*Clip raster*” a partir do *shapefile* da área de interesse – polígono englobando a bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).

Foi aplicada a ferramenta “*Fill*”, com arquivo de entrada sendo o MDT da área em estudo, com intuito de corrigir o modelo numérico do terreno para execução das próximas etapas da análise. Foi gerado o gráfico que representa a variação altimétrica em um perfil “Oeste

– Leste” da área que compreende as sub-bacias em estudo. Para produção do *layout* utilizou-se para composição o modelo sombreado do terreno sob o *shapefile* do MDT, no qual foi aplicado transparência de 50% para que houvesse um destaque do relevo, conforme observa-se na Figura 22.

Produção do mapa Modelo sombreado do terreno

O modelo sombreado é uma forma de representação do terreno por meio de um aspecto de sombreamento ou iluminação sobre o relevo, ou seja, a simulação da luz ou de sombra refletida no relevo ao ser iluminado pelo Sol, que é considerado situado em uma posição geográfica específica. Neste caso, a representação foi obtida com a simulação da iluminação em um ângulo azimutal de 315 graus e o ângulo de elevação solar de 45 graus, sobre o MDT.

Para tanto, foi utilizado no conjunto de ferramentas “*Spatial analyst*”, a ferramenta “*Hillshade*” para criar o modelo sombreado do terreno, e aplicado o contraste “*Standard deviations*” para realçar a imagem, além dos outros detalhes e etapas explicitadas anteriormente para confecção do *Layout*⁴⁶, conforme pode se observar na Figura 22.

Produção do mapa Geológico

Para confecção do mapa de representação da geologia na área em estudo foi realizado o download dos dados espaciais de geologia no estado do Espírito Santo no formato de arquivos vetoriais, produzidos e disponibilizados pelo Serviço Geológico Brasileiro (2018). No *software* de geoprocessamento, o arquivo foi tratado, selecionando-se os dados de interesse no recorte espacial da área em estudo e criando-se um arquivo para a área em questão através da ferramenta “*Clip*”. O arquivo foi associado a base de dados (municípios do Espírito Santo, Parque Nacional do Caparaó, bacia de drenagem do rio Santa Clara) para confecção do *Layout* de representação do mapa geológico (Figura 23).

⁴⁶ Determinadas etapas e arquivos foram utilizados em todos os mapas e em sequência para confecção do *Layout* padrão de representação da Cartografia deste trabalho.

Produção do mapa Geomorfológico

Para confecção do mapa de representação da geomorfologia na área em estudo foi realizado o download dos dados espaciais de geomorfologia no estado do Espírito Santo no formato de arquivos vetoriais, produzidos e disponibilizados pelo Instituto Jones dos Santos Neves (2012). No *software* de geoprocessamento, o arquivo foi tratado, selecionando-se os dados de interesse no recorte espacial da área em estudo e criando-se um arquivo para a área em questão através da ferramenta “*Clip*”. O arquivo foi associado a base de dados (municípios do Espírito Santo, Parque Nacional do Caparaó, bacia de drenagem do rio Santa Clara) para confecção do *Layout* de representação do mapa geomorfológico (Figura 23).

Produção do mapa Clinométrico

Uma possível maneira de representar as formas do relevo é através da clinometria, e esta é expressa pela variação de altitude entre dois pontos do terreno e a relação da distância que os separam.

Para confecção do mapa representativo da clinometria, na Figura 24, foi aplicada a ferramenta “*Slope*” sobre o MDT com resolução espacial de 2x2 metros o *pixel*, e a medida escolhida para o resultado neste caso foi em porcentagem (*percent*). Esta imagem é do tipo contínua, por apresentar os valores reais. Com a aplicação da ferramenta “*Reclassify*” foi possível organizar e classificar a clinometria em intervalos distintos de 1 a 6, conforme classificação clinométrica do relevo proposta pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1979), a saber: 1) entre 0 – 3% (relevo plano), 2) entre 3 – 8% (relevo suavemente ondulado), 3) entre 8 – 20% (relevo ondulado), 4) entre 20 – 45% (relevo fortemente ondulado), 5) entre 45 – 75% (relevo montanhoso), e 6) > 75% (relevo fortemente montanhoso).

Produção do mapa Orientação/Aspecto do terreno

A representação da orientação do terreno, também denominado aspecto, é definida a partir do azimute em graus para o qual encontra-se a orientação do ponto de máxima declividade. Para esta operação, foi selecionada a ferramenta “*Aspect*” no conjunto de

ferramentas “*Spatial analyst*”, a partir do *shapefile* do MDT da área em estudo. Os pontos cardeais e seus respectivos intervalos em graus são demonstrados no Quadro 12 e o produto final está representado na Figura 24.

Quadro 12 – Pontos cardeais e seus respectivos intervalos em graus.

Pontos cardeais	Intervalo em graus
• Norte	0 – 22,5
• Nordeste	22,5 – 67,5
• Leste	67,5 – 112,5
• Sudeste	112,5 – 157,5
• Sul	157,5 – 202,5
• Sudoeste	202,5 – 247,5
• Oeste	247,5 – 292,5
• Noroeste	292,5 – 337,5
• Norte	337,5 – 360,0

Fonte: Dos Santos, Eugenio e Louzada (2010).

Produção do mapa da Hidrografia

Desde 2015 a Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS) vem produzindo dados primários de uso e cobertura da terra, hidrografia e Áreas de Preservação Permanente, originando o “Projeto de Mapeamento em Alta Resolução dos Biomas Brasileiros”. Os resultados do mapeamento são utilizados para apoiar a execução de políticas públicas, inclusive a implementação do Cadastro Ambiental Rural (CAR) – previsto pelo Código Florestal (BRASIL, 2012) –, bem como ações de planejamento territorial, o suporte à pesquisas acadêmicas e ao desenvolvimento de tecnologias. Até o momento o projeto já mapeou mais de 4 mil municípios brasileiros abrangidos pelos domínios naturais da Mata Atlântica e do Cerrado.

Inicialmente foi realizado o *download* dos dados espaciais da rede hidrográfica das áreas que abrangem a bacia de drenagem do rio Santa Clara na plataforma do FBDS, para isso, realizou-se o *download* dos arquivos vetoriais de nascentes e cursos d'água dos municípios de Iúna e Irupi. Em seguida, unificou-se com a ferramenta “*Merge*” os arquivos de nascentes e de cursos d'água entre os dois municípios, que resultaram dois *shapefiles*, um com os dados de nascentes e outro com os dados dos cursos d'água, cada arquivo com dados de ambos os municípios. Em seguida esses arquivos foram recortados com a ferramenta “*Clip*” na área de interesse da bacia de drenagem, criando-se os arquivos *shapefiles* de nascentes e de cursos d'água, que para a representação no *layout* foram apresentados em conjunto, através da Figura 25. Foram identificados 402 pontos de nascentes e 346,71 km de extensão dos cursos d'água.

Classificação hierárquica da ordem dos cursos d'água conforme Strahler (1952; 1964)

a) Direção de fluxo dos cursos d'água

Para se classificar a hierarquia da rede hidrográfica da área em estudo foi necessário uma sequência de operações, descritas a seguir. A análise foi realizada com base em ferramentas disponíveis no conjunto denominado “*Spatial analyst tools*” do *ArcMap 10.5*.

Inicialmente já havia sido operacionalizada a ferramenta “*Fill*” com arquivo de entrada sendo o MDT da área em estudo, com intuito de corrigir o modelo numérico do terreno. Esse ponto foi importante para as seguintes etapas desenvolvidas no estudo da rede hidrográfica e seus fluxos. Na sequência operou-se a ferramenta “*Flow direction*”, que possibilita identificar as direções dos fluxos de escoamento de água na bacia, no sentido das áreas mais elevadas para as menos elevadas do MDT. A imagem matricial gerada pela operação “*Flow direction*” é representada pelos códigos 1, 2, 4, 8, 16, 32, 64 e 128, que correspondem, respectivamente, às direções Leste, Sudeste, Sul, Sudoeste, Oeste, Noroeste, Norte e Nordeste, sendo os códigos renomeados com suas devidas orientações, para devida identificação das direções dos fluxos.

b) Acúmulo de fluxo dos cursos d'água

Desta maneira, a partir da operacionalização da ferramenta “*Flow direction*”, em seguida foi possível aplicar a ferramenta “*Flow accumulation*”, apresentando a variação de

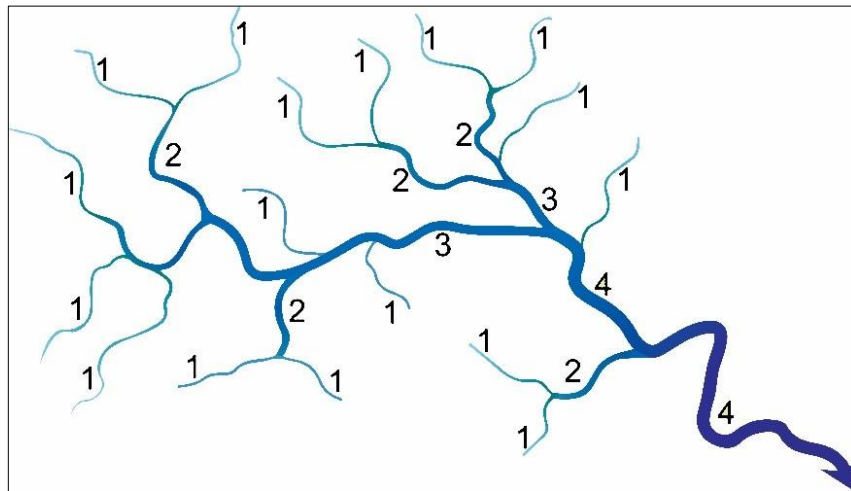
acúmulo dos fluxos de escoamento superficial de água no terreno. Nesta abordagem representa-se os pontos do terreno com possibilidade de escoamento superficial e acúmulo da água a partir do parâmetro da altitude. Por isso, encontram-se na área em estudo cursos d'água com ocorrência perene e efêmero, ou seja, os canais que recebem e fluem água apenas em períodos de maior precipitação, bem como aqueles que mantêm o recebimento e fluxo de água constantes, que constituem a rede hidrográfica.

Posteriormente os acúmulos de fluxos foram classificados em seis níveis, de modo que apenas os acumulados mais expressivos foram selecionados para representação do acúmulo de fluxo hidrográfico no terreno, ou seja, as áreas que recebem maior quantidade de escoamento superficial e, conseqüentemente, formam cursos hídricos de maior magnitude – com valor de fluxo acumulado entre 4,500.000001 e 28,707,558. Em seguida foi aplicada a ferramenta “*Set null*” para eliminar as classes que não eram de interesse no *raster* de acúmulo de fluxo produzido – sendo todos valores de fluxo acumulado abaixo de 4,500.000001 eliminados – configurando uma rede hidrográfica com os canais de maior expressividade.

c) Classificação hierárquica da ordem dos cursos d'água conforme Strahler (1952; 1964)

O próximo passo foi a classificação hierárquica dos cursos d'água, que demonstra o grau de ramificação em uma bacia hidrográfica, conforme Strahler (1952; 1964). De acordo com esta classificação, os afluentes que não se ramificam – aqueles que se conectam diretamente ao rio principal ou a algum de seus ramos – são classificados como de primeira ordem. Os que recebem afluentes e não se subdividem, como de segunda ordem, e aqueles formados pela reunião de dois cursos d'água de segunda ordem, configuram os de terceira ordem, e assim por diante, conforme exemplificado na ilustração da Figura 28, a seguir.

Figura 28 – Exemplo das ordens dos cursos d’água conforme classificação de Strahler.



Fonte: Kelly-Quinn *et al.* (2019).

Para executar a operação, ainda no conjunto de ferramentas “*Spatial analyst tools*”, na aba “*Hidrology*”, aplicou-se a ferramenta “*Stream link*” com o objetivo de fragmentar os cursos d’água identificados, a fim de classificá-los nas ordens. O *raster* “*Flow direction*” produzido previamente, também foi útil nesta etapa.

Após a fragmentação dos cursos d’água e identificação de 3.357 cursos individuais foi aplicada a ferramenta “*Stream order*”, em que selecionou-se o método de Strahler para proceder a ordenação. Deste modo, com o *raster* da ordem hidrográfica da área produzido, procedeu-se a transformação da imagem matricial da ordem hidrográfica para uma imagem vetorial, possibilitando melhor visualização e rotulação de cada afluente classificado em ordem.

Assim, foram classificados cursos d’água até a escala da sexta ordem, que constituem os cursos d’água com maior recebimento de carga a partir de fluxos provenientes de instâncias superiores – mais elevadas em nível de altitude – na bacia de drenagem. O mapa da rede hidrográfica e o mapa de classificação dos cursos d’água estão representados na Figura 25.

Os dados da plataforma MapBiomias

A plataforma MapBiomias é organizada por uma rede de instituições que envolve Organizações não governamentais (ONGs), Universidades, Institutos de pesquisa e empresas de tecnologia, e tem como objetivo primordial a produção de dados sobre o uso e cobertura da terra no território brasileiro, contemplando uma série histórica de registros que se inicia no ano de 1985 até a atualidade. Nos últimos anos a plataforma MapBiomias tem ampliado o seu leque de atuação e produtos, abrangendo outros enfoques temáticos e frentes de monitoramento, como: MapBiomias Alerta Desmatamento; MapBiomias Água; MapBiomias Fogo; Portal Geocovid; e a Plataforma MapBiomias, que visa transferir e permitir a replicação da tecnologia desenvolvida pelo MapBiomias em outros países, como por exemplo na Indonésia, Argentina e Paraguai.

Conta com apoio de instituições, parcerias técnicas e um conjunto de financiadores, e todo material produzido é aberto e disponível ao público, sendo uma iniciativa do Observatório do Clima⁴⁷. A plataforma MapBiomias define seu propósito⁴⁸ como: “revelar as transformações do território brasileiro por meio da ciência, com precisão, agilidade e qualidade, e tornar acessível o conhecimento sobre o uso e a cobertura da terra, para buscar a conservação e o manejo sustentável dos recursos naturais, e a mitigação das mudanças climáticas”.

A construção das séries históricas abrangem todo território nacional com base em imagens do satélite *Landsat*. Com base nesses dados é realizado um processamento “*pixel a pixel*” em todas as imagens utilizadas com a aplicação de aprendizado de máquina e inteligência artificial, assim o trabalho é desenvolvido e processado em rede virtual (nuvem) disponível no *Google Earth Engine* (GEE).

Para produção dos dados de acordo com as temáticas de atuação, a base de dados utilizada pela plataforma MapBiomias envolve nove módulos: Cobertura e uso da terra e transições; Desmatamento; Vegetação secundária (regeneração); Irrigação; Infraestrutura;

⁴⁷ O Observatório do Clima é uma rede de 37 entidades da sociedade civil brasileira formada com o objetivo de discutir as mudanças climáticas no contexto brasileiro, mais especificamente o aquecimento global.

⁴⁸ Recuperado de: <https://MapBiomias.org/o-projeto>.

Qualidade da pastagem; Cicatrizes de queimadas; Mineração; Superfície de água. São realizadas revisões pontuais pelos operadores com vistas de aumentar a acurácia e precisão do mapeamento. Especificamente, para auxiliar na interpretação do uso e da cobertura da terra no estado do Espírito Santo, a plataforma utiliza como referência o produto Ortofotomosaico Digital disponibilizado pelo Geobases.

No processamento dos dados pelo MapBiomias, após a classificação da cobertura natural da terra a partir das imagens, realiza-se a integração entre as camadas de dados com outras temáticas, como: mosaico de agricultura e pastagem; pastagem; vegetação natural; agricultura e silvicultura; área urbana; água; praia, dunas e areia; mangue e apicum; mineração. A Figura 29, a seguir, apresenta a relação da classificação do uso e da cobertura da terra utilizada pelo MapBiomias e disponibilizada na plataforma aos usuários.

Contudo, nos últimos anos, os produtos geoespacializados fornecidos pela plataforma MapBiomias vêm sendo utilizados em diferentes trabalhos com enfoque ambiental. Alguns trabalhos desenvolvidos abordam a Mata Atlântica e também se apoiam no aporte teórico-metodológico da Ecologia de Paisagem, como por exemplo: Bicudo da Silva *et. al.* (2020); Bonfim, Dodonov e Cazetta (2021); Ramos, Nuvoloni e Lopes (2022); Rios *et. al.* (2021); Rosa *et. al.* (2021); entre outros.

Figura 29 – Códigos das classes da legenda e cores utilizadas na Coleção 6 do MapBiomias.

COLEÇÃO 6	
1. Floresta	
1.1. Formação Florestal	
1.2. Formação Savânica	
1.3. Mangue	
1.4. Restinga Arborizada (beta)	
2. Formação Natural não Florestal	
2.1. Campo Alagado e Área Pantanosa	
2.2. Formação Campestre	
2.3. Apicum	
2.4. Afloramento Rochoso	
2.5. Outras Formações não Florestais	
3. Agropecuária	
3.1. Pastagem	
3.2. Agricultura	
3.2.1. Lavoura Temporária	
3.2.1.1. Soja	
3.2.1.2. Cana	
3.2.1.3. Arroz (beta)	
3.2.1.4. Outras Lavouras Temporárias	
3.2.2. Lavoura Perene	
3.2.2.1. Café (beta)	
3.2.2.2. Citrus (beta)	
3.2.2.3. Outras Lavouras Perenes	
3.3. Silvicultura	
3.4. Mosaico de Agricultura e Pastagem	
4. Área não Vegetada	
4.1. Praia, Duna e Areal	
4.2. Área Urbanizada	
4.3. Mineração	
4.4. Outras Áreas não Vegetadas	
5. Corpo D'água	
5.1. Rio, Lago e Oceano	
5.2. Aquicultura	
6. Não Observado	

Fonte: MapBiomias⁴⁹ (2021).

As classes no nível 1 da coleção 6 da plataforma MapBiomias, de 2021, são Floresta; Formação Natural não Florestal; Agropecuária; Área não vegetada; Corpo D'água; e Não observado. Cada classe é subdivida em um nível (2) mais profundo de detalhamento, conforme estão apresentadas na Figura 29.

No recorte espacial da área em estudo, foram identificadas cinco destas classes, representadas nas seguintes nove sub-classes e seus respectivos códigos de identificação (Id) no arquivo *raster*, conforme apresentado a seguir, preservando as nomenclaturas originais.

- **Classe:** Floresta – **Subclasse:** Formação Florestal (Id 3);
- **Classe:** Formação Natural não Florestal – **Subclasse:** Afloramento Rochoso (Id 29);
- **Classe:** Agropecuária – **Subclasse:** Pastagem (Id 15), Outras Lavouras Temporárias (Id 41), Silvicultura (Id 9), Mosaico de Agricultura e Pastagem (Id 21);
 - **Classe:** Área não vegetada – **Subclasse:** Área Urbanizada (Id 24), Outras Áreas não Vegetadas (Id 25);
 - **Classe:** Corpo D'água – **Subclasse:** Rio, Lago e Oceano (Id 33).

Produção dos mapas de uso e cobertura da terra

Para produção do mapa de classificação do uso e cobertura da terra da área em estudo com os dados da plataforma MapBiomias, foi realizado o *download* da base de dados da coleção 6, publicada em agosto de 2021 na plataforma e disponível gratuitamente aos usuários. Existem diferentes maneiras de realizar o *download* dos dados e a aqui realizada foi por meio da rede virtual *Google Earth Engine*, conforme *toolkit* disponibilizado pela própria plataforma.

Os dados baixados foram referentes à classificação do uso e cobertura da terra para o estado do Espírito Santo, nos anos de 2000 e 2020. Em seguida foram ajustados alguns parâmetros dos dados, como o Datum de WGS 1984 para Sirgas 2000, Sistema de Projeção UTM, Zona 24S, e adequação do tamanho da célula *pixel* em 30 metros em cada lado, bem como o recorte espacial da área em estudo e a “suavização” das bordas das classes na paisagem através da opção “*Display*” e então “*Bilinear Interpolation (for continuous data)*”, dentro de propriedades do arquivo *raster* no *software* de geoprocessamento.

Foram realizadas as reclassificações das imagens *raster* de 2000 e 2020 de acordo com a tabela do código de legendas do MapBiomias (Figura 29), através da ferramenta “*Reclassify*” do *ArcMap*. O objetivo foi promover uma maior concentração nas sub-divisões das classes (nível 1) – uma vez que os arquivos são disponibilizados pela plataforma de acordo com o nível de maior detalhamento (nível 2) – visando maior objetividade conforme o escopo da pesquisa e a definição da matriz da paisagem, como é apresentado na sequência. Os dados sobre a reclassificação para produção do mapa de uso e cobertura da terra na bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES) são apresentados no Quadro 13 a seguir:

Quadro 13 – Reclassificação das imagens raster de uso e cobertura da terra de 2000 e 2020.

ID original das Sub-classes MapBiomias	Novo Nome da classe	Novo ID da classe
3	Formação Florestal	1
29	Afloramento Rochoso	2
15, 21, 41	Agricultura e Pastagem	3
9	Silvicultura	4
24, 25	Áreas Urbanizadas e Outras Áreas não Vegetadas	5
33	Corpo D’água	6

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

A classe correspondente ao Id 14 na classificação original do MapBiomias (número 3 - Agropecuária na tabela de legendas da coleção 6 - Figura 29), constitui o Nível I, que subdivide-se, dentre outras, nas sub-classes de Agricultura (Id 41), Pastagem (Id 15), Mosaico de Agricultura e Pastagem (Id 21), as quais são identificadas na área em estudo e constituem o Nível II de detalhamento, que aqui foram agrupadas em uma classe denominada Agricultura e Pastagem, com novo Id 3; e ainda a classe Silvicultura (Id 9), que aqui também foi considerada em uma classe única, identificada pelo Id 4 na reclassificação.

Os arquivos *raster* dos anos de 2000 e 2020 do uso e cobertura da terra na área em estudo foram integrados à base de dados – municípios, PNC, área em estudo – formando um mapa, que será apresentado no capítulo 6, da situação nos dois recortes temporais, bem como a

descrição da área ocupada por cada classe na paisagem, sua respectiva porcentagem e a representação das classes e suas respectivas cores na legenda, selecionadas conforme a tabela de códigos e cores fornecida pelo MapBiomias.

Produção dos mapas da Matriz e das Manchas da paisagem – 2000 e 2020

Para produção do mapa da matriz da paisagem para os anos de 2000 e 2020 também utilizou-se a base de dados da plataforma MapBiomias (coleção 6), com os mesmos parâmetros ajustados anteriormente (mapa de uso e cobertura da terra).

Identificada a matriz, procedeu-se a execução do mapa de apresentação. Assim, os arquivos *raster* dos anos de 2000 e 2020 foram integrados à base de dados – municípios, PNC, área em estudo – formando um mapa com a representação da situação nos dois recortes temporais, que será apresentado no capítulo 6.

Posteriormente, apresentou-se as manchas identificadas na área em estudo e sua classificação em outro mapa representado no capítulo 6, sendo elas: *Mosaico de Agricultura e pastagem; Pastagem; Lavouras Temporárias; Silvicultura; Área urbanizada; Áreas não vegetadas; Formação florestal; Afloramento rochoso; e Corpo d'água*⁵⁰.

A descrição do que é representado por cada uma dessas classes, conforme a plataforma fornecedora dos dados – MapBiomias – encontra-se no Quadro 14 a seguir:

⁵⁰ Doravante, as classes referentes à paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara são apresentadas em itálico.

Quadro 14 – Composição das classes de uso e cobertura da terra conforme MapBiomias.

Classes de Uso e Cobertura	Descrição breve
<i>Formação florestal</i>	⇒ Floresta Ombrófila Densa, Aberta e Mista e Floresta Estacional Semi-Decidual, Floresta Estacional Decidual e Formação Pioneira Arbórea
<i>Afloramento rochoso</i>	⇒ Rochas naturalmente expostas na superfície terrestre sem cobertura de solo, muitas vezes com presença parcial de vegetação rupícola e alta declividade.
<i>Mosaico de Agricultura e pastagem</i>	⇒ Áreas de uso agropecuário onde não foi possível distinguir entre pastagem e agricultura
<i>Pastagem</i>	⇒ Área de pastagem, predominantemente plantadas, vinculadas a atividade agropecuária. As áreas de pastagem natural são predominantemente classificadas como formação campestre que podem ou não ser pastejadas
<i>Lavouras temporárias</i>	⇒ Áreas ocupadas com cultivos agrícolas de curta ou média duração, geralmente com ciclo vegetativo inferior a um ano, que após a colheita necessitam de novo plantio para produzir.
<i>Silvicultura</i>	⇒ Espécies arbóreas plantadas para fins comerciais (ex. pinus, eucalipto, araucária).
<i>Área urbanizada</i>	⇒ Áreas com significativa densidade de edificações e vias, incluindo áreas livres de construções e infraestrutura.
<i>Áreas não vegetadas</i>	⇒ Áreas de superfícies não permeáveis (infraestrutura, expansão urbana ou mineração) não mapeadas em suas classes
<i>Corpo d'água</i>	⇒ Rios, lagos, represas, reservatórios e outros corpos d'água.

Fonte: MapBiomias⁵¹ (2023). Modificado pelo autor.

⁵¹ Descrição da legenda. Recuperado de: https://MapBiomias-br-site.s3.amazonaws.com/downloads/Legenda_Cole%C3%A7%C3%A3o_7_-_Descri%C3%A7%C3%A3o_Detalhada_-_PDF_PT.pdf

Produção do mapa de fragmentos da classe Formação florestal por “Tamanho da área”, “Forma”, “Proximidade” e “Distância do vizinho mais próximo”

Esta etapa envolveu a integração de dados gerados através das ferramentas de geoprocessamento aos resultados obtidos através do cálculo das métricas da paisagem no *software Fragstats* (MCGARIGAL; MARKS, 1995).

A partir dos procedimentos descritos anteriormente, realizados nos mapas de uso e cobertura da terra e de fragmentos da classe de formação florestal, e a sua integração com os resultados do cálculo das métricas no nível de manchas para a classe em questão, que será apresentado em seguida, foi possível elaborar mapas de espacialização das manchas distribuídas na paisagem organizadas conforme o tamanho de sua área, em hectares, bem como para o resultado das métricas de forma, proximidade (60, 300 e 600 metros) e distância do vizinho mais próximo, no nível de manchas, conforme está apresentado no capítulo dos resultados.

O mapa de fragmentos da classe de *Formação florestal* constituiu a base de dados de entrada no *software Fragstats* e, após os cálculos, foi gerado automaticamente um novo arquivo *raster* em formato “geoTIFF” para cada ano (2000 e 2020). Isto decorre da etapa dos parâmetros considerados para os cálculos no *software*, em que foi selecionado o item “*Generate patch ID file*” em “*Sampling strategy*”. Assim, neste arquivo é gerado um número de identificação (Id) para cada mancha da classe estudada, o que permite o próximo passo de integração dos dados espaciais aos resultados das métricas calculadas, sendo utilizado em seguida.

Para realização deste produto foi necessário previamente organizar as tabelas em formato *Excel* contendo os resultados das métricas calculadas para cada mancha da classe e carregá-las no *software* de geoprocessamento. No mesmo *software* e projeto também foi inserido o arquivo *raster* produto do *Fragstats*, e através do recurso “*Join Data*” (em Propriedades; *Join and Relates* do arquivo *raster* no *ArcMap*) integrou-se os dados da tabela *Excel* aos arquivos *raster* com ID das manchas, dos anos 2000 e 2020. Exportou-se o arquivo gerado a partir desta união para salvá-lo no diretório do computador.

Os arquivos *raster* dos anos de 2000 e 2020 dos fragmentos da classe de *Formação florestal*, já organizados com os resultados das métricas de área, forma, proximidade e distância

do vizinho mais próximo, foram integrados à base de dados – municípios, PNC, área em estudo – constituindo a representação cartográfica.

Operacionalmente, em “*Symbology*” das propriedades dos arquivos *raster* salvos, no item “*Unique Values*” e no campo “*Value Field*”, selecionou para a apresentação dos resultados do cálculo da métrica de área para as manchas da classe, para então organizá-las em seis classes – grupos – de abrangência de manchas de tamanhos variados, excluindo-se o valor 0 (zero). Sendo determinadas da seguinte maneira: classe 1 - manchas até 10 ha; classe 2 - manchas entre 10 e 25 ha; classe 3 - manchas entre 25 e 50 há; classe 4 - manchas entre 50 e 100 há; classe 5 - manchas entre 100 e 500 há; e classe 6 - manchas com área acima de 500 ha.

A primeira classe representa as manchas consideradas pequenas, a segunda e a terceira classes representam as manchas consideradas médias, a quarta e quinta classes são consideradas manchas de tamanho grande e a sexta classe representa as manchas de tamanho muito grande.

Calculou-se o número de manchas em cada intervalo de tamanho de área determinado, e a área ocupada por cada intervalo de tamanho na paisagem, este último com auxílio do *software Fragstats* através do cálculo da métrica “*Class area*”, no nível de classe. Esses resultados foram sistematizados e apresentados no formato de tabela e gráficos, apresentados no capítulo dos resultados.

Após esse procedimento inicial para a métrica de área, esta mesma base de dados contendo os dados acerca dos resultados das métricas de manchas da classe de Formação florestal foi utilizada para espacialização dos resultados das demais métricas de forma, proximidade e distância do vizinho mais próximo, alterando o campo “*Value Field*” para a respectiva métrica de interesse, no item de simbologia das propriedades dos arquivos *raster*. Para cada métrica confeccionou-se um produto cartográfico representados através das figuras com a representação da situação de cada métrica nos dois recortes temporais da pesquisa, também apresentadas no Capítulo 6, dos resultados e discussão.

5.1.2 Parâmetros e premissas consideradas no *Fragstats* e a seleção das métricas de paisagem

O *software Fragstats 4.2.1* (MCGARIGAL; MARKS, 1995) devido a sua ampla possibilidade de aplicação enquanto ferramenta para interpretação quantitativa da paisagem foi selecionado para gerar os resultados nos níveis de classe e mancha na área escolhida para o estudo. Tal ferramenta permite não só o cálculo das métricas em diferentes escalas mas também a análise de múltiplas paisagens. A partir do ano de 1993 o *software Fragstats* teve um papel fundamental na área de Ecologia de Paisagem, disponibilizando inúmeras métricas, que são processadas em linguagem computacional, em um único pacote. Contudo, existem outros programas desenvolvidos especificamente para cálculo e análise dos índices e métricas da paisagem.

O *Fragstats* foi desenvolvido por Kevin McGarigal e Barabara J. Marks, na Universidade "*Oregon State University*". É um *software* que calcula a estrutura da paisagem e disponibiliza mais de 50 métricas da paisagem aos usuários. É, portanto, um programa de estatísticas espaciais projetado para quantificar a composição e a configuração dos objetos espaciais dentro de uma imagem *raster*.

Como já discutido anteriormente neste trabalho, as métricas permitem mensurar e verificar os efeitos ocorridos em uma paisagem ao longo do tempo. Os resultados fornecidos pelas métricas podem ser fundamentais para entender processos bióticos na paisagem, seu grau de conectividade, sua fragmentação, dentre outros aspectos, como para o planejamento ou ordenamento territorial.

Neste estudo as métricas foram aplicadas para compreensão da evolução da estrutura da paisagem entre 2000 e 2020 para a área de interesse. A definição do uso das métricas foi estabelecido de acordo com McGarigal e Marks (1995) e Botequilha Leitão *et al.* (2006). As métricas selecionadas para a aplicação e interpretação constam no Quadro 15. Em seguida é descrita a trajetória para execução das tarefas no *software* estatístico.

Quadro 15 – Síntese das métricas calculadas no nível de Classe e Mancha.

Grupo de métricas	Escala	Parâmetros	Unidade
Métricas de Área:	Classe:	CA – Área da Classe na paisagem	ha
	Mancha:	AREA – Área da mancha	ha
	Classe:	PLAND – Percentagem da área ocupada pela classe na paisagem	%
	Classe:	LPI – Índice de maior mancha da paisagem (maior % da paisagem ocupada pela maior mancha da classe)	%
	Classe:	AREA_MN – Tamanho médio da mancha por meio da soma de todas as manchas de um determinado tipo (ou classe)	ha
Métricas de Forma:	Classe:	PARA_MN – Relação Perímetro x Área	-
	Classe:	SHAPE_MN – Índice de forma média	-
	Mancha:	SHAPE – Índice de forma	-
Métricas de Área Núcleo:	Classe:	TCA – Área núcleo total	ha
	Classe:	CPLAND – Porcentagem de área núcleo na paisagem	%
Métricas de Densidade:	Classe:	ENN_MN – Distância média do vizinho mais próximo	m
	Mancha:	ENN – Distância do vizinho mais próximo	m
	Classe:	PROX_MN – Índice de proximidade média	-
	Mancha:	PROX – Índice de proximidade	-

Classe:	NP – Número de manchas existentes na paisagem ou de um tipo de classe específico	-
Classe:	PD – Densidade das manchas (número de manchas da classe em 100 ha de paisagem) ou de um tipo de classe específico	x/ 100ha
Classe:	LSI – Índice de forma da paisagem	-

Fonte: McGarigal e Marks (1995); Botequilha Leitão et al. (2006).

Os arquivos *raster* com os dados do uso e cobertura da terra na área em estudo fornecidos pela plataforma MapBiomass dos anos de 2000 e 2020, após o processo de reclassificação no *ArcMap*, conforme explicitado anteriormente, constituíram os dados de entrada no programa para cálculo das métricas; para isso, na etapa de inserção dos dados espaciais foi selecionado o formato “geoTIFF”, em um novo projeto, e inserida uma tabela em formato “bloco de notas” descritiva das classes de interesse (“*Class descriptors*”), que inicialmente abarcaram as seis classes de uso e cobertura identificadas.

Nos parâmetros de preparação para a quantificação das métricas de classe selecionou-se o item “*Use 8 cell neighborhood rule*” e escolheu-se a pasta dentro do diretório do computador para salvar os resultados automaticamente. Primeiramente selecionou-se o item “*Class metrics*” no parâmetro “*Sampling strategy*”, para então proceder a escolha das métricas a serem calculadas neste nível. Algumas métricas (CA, PLAND, NP, PD, LPI, AREA_MN, LSI, SHAPE_MN, PARA_MN) foram calculadas para todas as classes identificadas na paisagem e outras apenas para a classe de Formação florestal (TCA, CPLAND, ENN_MN, PROX_MN), conforme é apresentado no Capítulo dos resultados. Para o cálculo apenas da classe de Formação florestal foi necessário um ajuste nos parâmetros da tabela descritiva das classes de interesse em “*Class descriptors*”, inativando as demais classes.

Para o cálculo das métricas relacionadas à área nuclear (TCA e CPLAND) foi necessário inserir parâmetros funcionais de distância considerada de borda e de área nuclear; para o cálculo desta segunda, se faz necessário a inserção de um arquivo no formato “bloco de notas”, no campo denominado “*Edge depth*” no *software Fragstats*, com as distâncias em metros de bordas

consideradas para o cálculo. Neste trabalho foram calculados três cenários distintos considerando distâncias de borda de 30, 60 e 90 metros para conhecer a área nuclear. Assim como a métrica de proximidade (PROX_MN) também exige a entrada de parâmetros funcionais de distância, neste trabalho, calculou-se três cenários distintos para a métrica considerando distâncias de 60, 300 e 600 metros.

Posteriormente, para o cálculo das métricas no nível de manchas (AREA, SHAPE, PROX, ENN) no *software Fragstats*, realizou-se a entrada dos arquivos de dados espaciais da paisagem no formato “geoTIFF”, neste caso o mapa de fragmentos da classe de Formação florestal, dos anos de 2000 e 2020. Selecionou-se o item “*Use 8 cell neighborhood rule*” e a pasta no diretório do computador para salvar os resultados; no item “*Sampling strategy*” desta vez foi selecionado “*Patch metrics*”.

Após o cálculo das métricas e geração dos resultados desta etapa no *software Fragstats*, as tabelas com os dados foram operadas no programa *Excel* das ferramentas *Microsoft Office*, no qual foi possível gerar gráficos de colunas representativos dos resultados das métricas, especialmente às relacionadas ao nível de classes. Os gráficos trazem dados comparativos acerca da quantificação dos elementos da paisagem da área em estudo nos diferentes momentos temporais – 2000 e 2020 – e são apresentados, interpretados e discutidos no Capítulo 6. Os resultados do cálculo das métricas no nível de manchas da classe de *Formação Florestal* foram espacializados e representados através de mapas, e a tabela descritiva acerca desses resultados individuais por mancha é apresentada no Anexo II deste trabalho.

5.2 Atividades de Campo

Etapas de trabalho de campo para coleta de dados na área em estudo foram desenvolvidas na bacia de drenagem do rio Santa Clara e suas adjacências, situada nos municípios de Iúna e Irupi, no sul do estado do Espírito Santo, com parte em zona limítrofe à unidade de conservação Parque Nacional do Caparaó, gerida pelo Instituto Chico Mendes de Biodiversidade (ICMBio).

Para realização das atividades de campo nas áreas que pertencem à unidade de conservação, fez-se necessária prévia autorização do órgão gestor – ICMBio – através do seu

Sistema de Cadastramento de Pesquisas (SISBIO), a qual foi concedida a partir de agosto de 2020 e atualizada em janeiro de 2022, conforme os documentos apresentados no Anexo III.

Dentre as atividades de campo fundamentais para realização deste trabalho, destacaram-se: reconhecimento e identificação *in loco* das classes de uso e cobertura da terra na área de interesse, registros fotográficos, de coordenadas geográficas e da altitude, preenchimento de formulários com dados de pesquisa e levantamento sobre o histórico de uso e cobertura da terra, conforme descrito a seguir.

No dia 07 de fevereiro de 2022 realizou-se atividade de reconhecimento de campo da porção situada ao sul da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES), no município de Iúna. Esta área é o ponto de confluência de diferentes afluentes (rios Santa Clara e Pedregulho – ambos com origem em zona de proteção integral do Parque Nacional do Caparaó) do rio Braço Norte Esquerdo. Nesta ocasião percorreu-se cerca de 20 quilômetros paralelamente ao principal curso d'água, observando e registrando os tipos de uso e ocupação, e visitou-se o distrito de Santa Clara do Caparaó, no município de Irupi. As visitas foram realizadas tanto por carro, quanto à pé, quando havia condições de caminhar.

No dia 07 de maio de 2023 realizou-se segundo trabalho de campo, desta vez em áreas ao norte da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES). Na ocasião foi verificado em campo a influência da rodovia federal BR 262 no trecho em que corta a área em estudo. A mesma possui tráfego diário intenso de veículos de carga e de transporte de passageiros, uma vez que atua como uma importante rede viária de conexão entre os estados de Minas Gerais e Espírito Santo.

Foi possível observar o trecho da rodovia que passa dentro do limite do recorte espacial da área em estudo, bem como trechos da rodovia que se localiza próximo ao limite superior (ao norte) da bacia de drenagem – nesse sentido é válido destacar que esse trecho da rodovia “divide” a área da bacia de drenagem em uma de suas extremidades, tendo em vista que a separa em duas partes –, fator este que implica nos aspectos ecológicos do local e adjacências.

No interior da bacia de drenagem em sua parte superior (norte), visitou-se o curso d'água denominado rio Santa Clara – o qual possui suas nascentes no interior da unidade de conservação Parque Nacional do Caparaó – percorrendo sua margem por um trecho. Dessa forma, foi possível locomover-se até os limites da unidade de conservação via estrada sem

pavimentação, até o local onde encontra-se uma propriedade particular denominada “Sítio Cachoeira do Chiador”, que recebe o seu nome devido às características do curso d’água e da geomorfologia encontrados na propriedade, que remete a um “brinquedo” de escorregar, conferindo ao espaço, também a função de área de lazer e recreação.

Neste percurso até o limite do Parque Nacional foi possível identificar e realizar registros (fotografias, coordenadas geográficas, altitude, localização) de diferentes tipos de classes de uso e ocupação na área em estudo – como realizado em ocasião anterior de atividade de campo na porção sul da bacia de drenagem do rio Santa Clara –, bem como confirmar algumas características *in loco* que haviam sido previamente observadas através dos recursos de geoprocessamento, portanto em outra escala e ponto de vista, como por exemplo, a complexidade na configuração e composição do mosaico de uso e ocupação na área em estudo.

Na atividade de campo se visitou o núcleo urbano de Santa Cruz de Irupi, outro distrito do município de Irupi que se encontra situado dentro dos limites da área em estudo, bem como outras concentrações urbanas menores que também estão localizadas na área da bacia de drenagem. Como resultado das atividades de campo foi possível confirmar as evidências acerca das principais atividades econômicas e produtivas da região, que estão configuradas como atividades de agricultura e agropecuária, com destaque para a produção cafeeira com grande expressividade, acompanhado de outras lavouras de culturas temporárias e da criação de gado.

6.1 Estabelecimento da Matriz e classificação das Manchas da paisagem

Conforme Forman e Godron (1986) a matriz é a unidade mais extensa da paisagem, a mais conectada entre as manchas presentes nela e, além disso, exerce maior controle na dinâmica da paisagem, podendo indicar o que será a paisagem futura. Porém, isso não é uma regra, uma vez que depende das atividades desenvolvidas. Por exemplo, a matriz da paisagem pode apresentar uma tendência de intensificação do grau de intervenção antrópica.

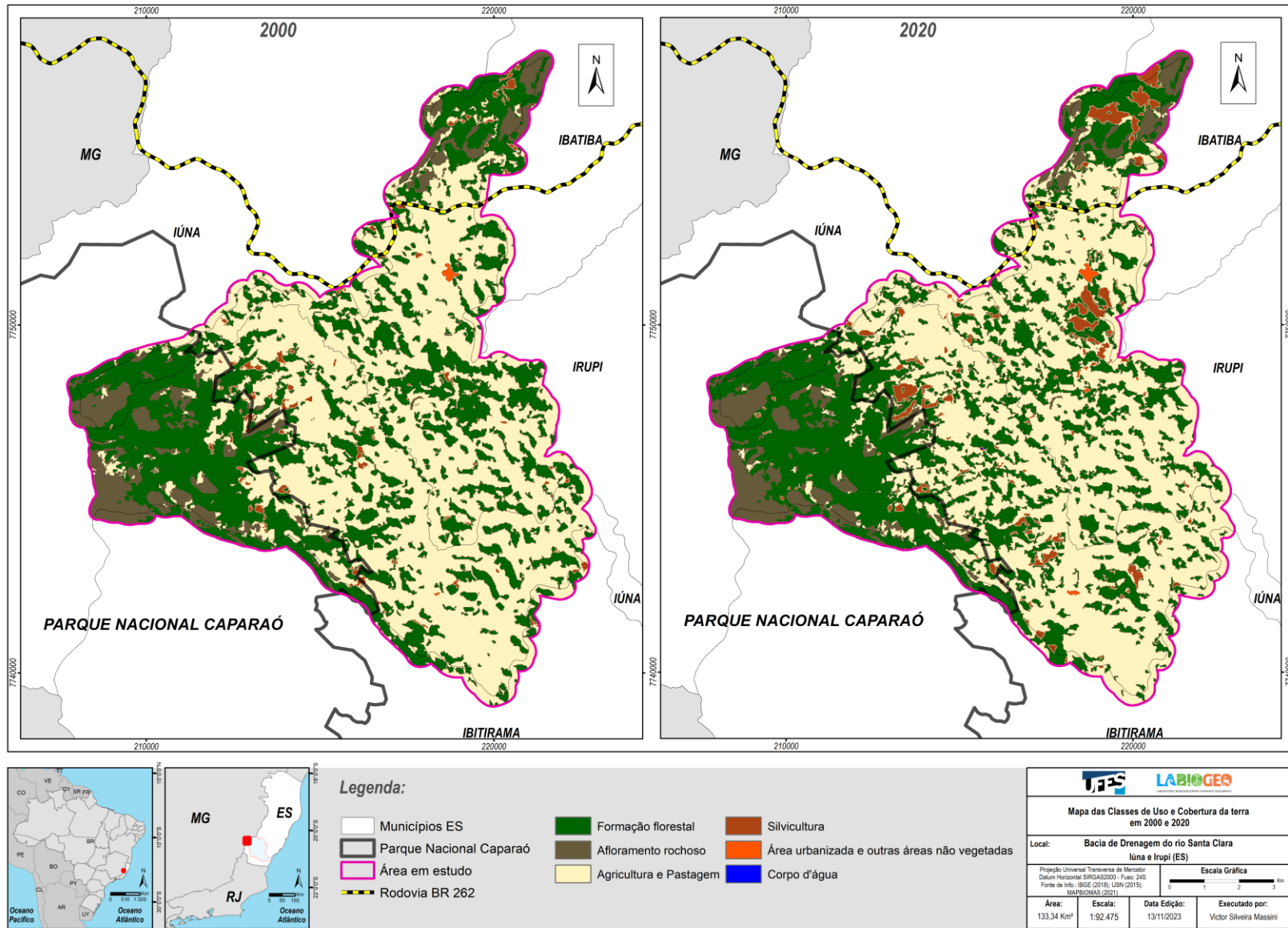
A matriz é portanto considerada o elemento estendido da paisagem e relativamente homogêneo, que inclui manchas e/ou corredores de diferentes tipos. Em síntese, é o tipo de cobertura da terra dominante, em termos de área, de grau de conectividade, continuidade e controle, que é exercido sobre a dinâmica da paisagem (FORMAN, 1995).

A predominância de uma matriz nem sempre se torna de fácil identificação devido a diversidade de elementos existentes em uma paisagem. Entretanto, mesmo que se tenha a presença de vários tipos de manchas, a matriz será sempre predominante na paisagem e suas características influenciarão a maior parte dos elementos nela contidos. A matriz desempenha um papel relevante para o fluxo de energia, no ciclo de matérias e no regime das espécies na paisagem (FORMAN, 2006; LANG; BLASCHKE, 2009; TURNER; CARDILLE, 2007).

Na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara as classes foram identificadas de acordo com a proposta pela coleção 6 da plataforma MapBiomias (2021), conforme detalhado na etapa de procedimentos metodológicos. Essas informações estão representadas na Figura 30, a seguir.

Nesta proposta de classificação, quando observadas as classes em escala de maior detalhe (nível 2, conforme a Figura 29), nenhuma das subclasses superam 50% de área ocupada na paisagem. No entanto, quando aglutinadas e observadas na escala de menor detalhe (nível 1), a classe “Agropecuária”, abrangendo as subclasses *Silvicultura*, *Pastagem*, *Mosaico de Agricultura e Pastagem* e *Lavouras temporárias*, ultrapassou mais da metade da área ocupada na bacia nos anos 2000 e 2020, conforme pode ser observado na Figura 30.

Figura 30 – Mapa de Uso e cobertura da terra na bacia de drenagem do rio Santa Clara, 2000 e 2020.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Desta forma, para se identificar a matriz da paisagem nos anos propostos, considerou-se o agrupamento das seguintes subclasses: *Pastagem*, *Mosaico de Agricultura e Pastagem* e *Lavouras temporárias*. A matriz foi denominada “*Agricultura e Pastagem*” e contou com 53,56% (7.141,32 ha) de área ocupada em 2000 e 52,64% (7.018,38 ha) de área ocupada em 2020, exercendo predominância e controle na dinâmica da paisagem nos dois recortes temporais, conforme Tabela 1:

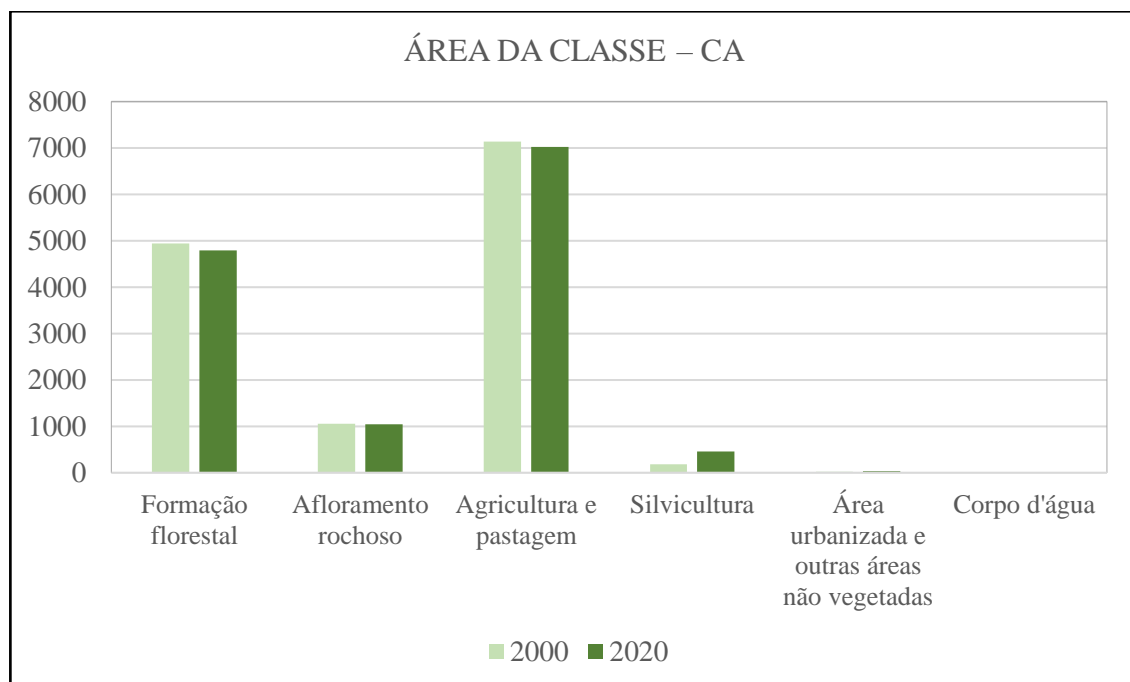
Tabela 1 – Matriz e área ocupada pela matriz (hectares/porcentagem) na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES), 2000 e 2020.

Matriz	Área - 2000 (ha)	%	Área - 2020 (ha)	%
Agricultura e Pastagem	7.141,32 ha	53,56 %	7.018,38 ha	52,64 %

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

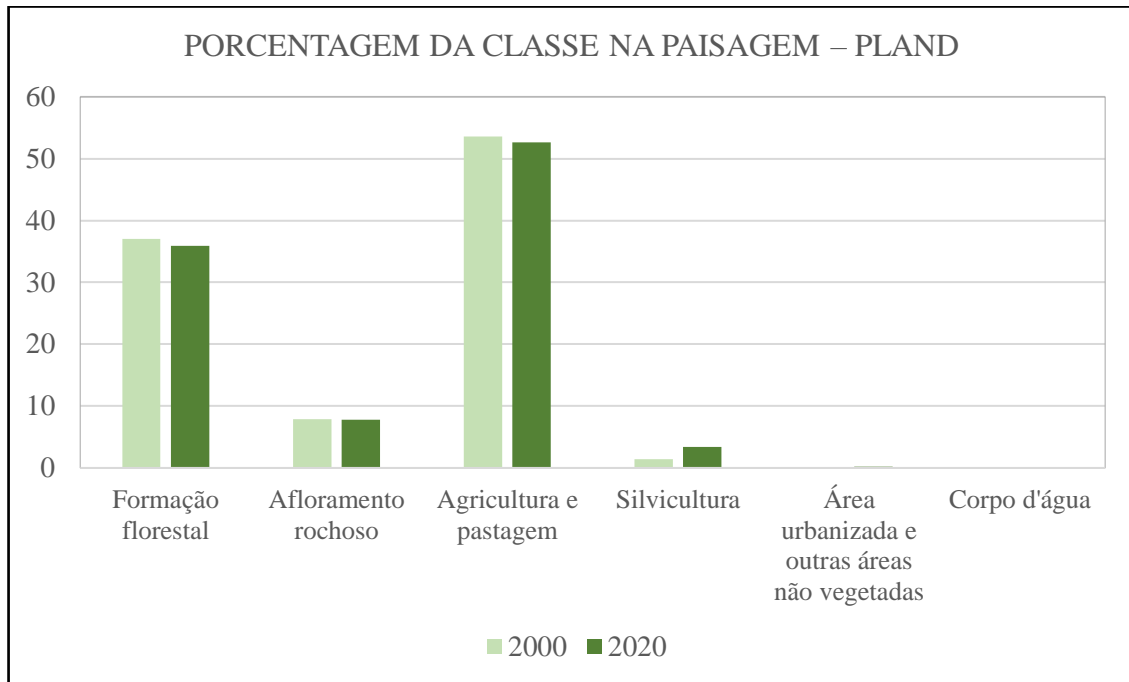
As Figura 31 e Figura 32 a seguir apresentam o gráficos de distribuição das classes por área na bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES) e sua devida porcentagem de área que cada classe ocupa na paisagem, nos anos de 2000 e 2020.

Figura 31 – Área da classe (CA), em hectares, 2000 e 2020.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Figura 32 – Porcentagem da classe na paisagem (PLAND), 2000 e 2020.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Tais subclasses (nível 2) – representadas na Tabela 2 – foram agrupadas para identificação da matriz da paisagem pois originalmente pertencem à mesma classe (nível 1) na coleção 6 da plataforma MapBiomas, em que foi denominada como “Agropecuária”. Dessa forma, as três subclasses componentes da matriz possuem aspectos em comum em relação ao tipo de uso e nas feições identificadas, conforme será apresentado na classificação das manchas da paisagem, na sequência. A Tabela 2 a seguir representa a área (ha) ocupada por cada classe na paisagem (nível 2) e o seu percentual em 2000 e 2020.

Tabela 2 – Classes e área ocupada por cada classe (hectares / porcentagem) na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES), 2000 e 2020.

Classes	CA* - 2000 (ha)	PLAND** (%)	CA - 2020 (ha)	PLAND (%)
Formação Florestal	4.941,09 ha	37,06 %	4.791,15 ha	35,93 %
Afloramento Rochoso	1.050,30 ha	7,88 %	1.044,09 ha	7,83 %
Mosaico de Agricultura e Pastagem	2.555,64 ha	19,16 %	5.079,60 ha	38,09 %
Pastagem	4.431,33 ha	33,23 %	1.410,84 ha	10,58 %
Lavouras Temporárias	154,35 ha	1,15 %	527,94 ha	3,96 %
Silvicultura	185,49 ha	1,39 %	451,98 ha	3,39 %
Área Urbana	14,76 ha	0,11 %	26,73 ha	0,20 %
Áreas Não Vegetadas	0,63 ha	0,00 %	8,64 ha	0,06 %
Corpos D'água	0,09 ha	0,00 %	0,72 ha	0,01 %
Total	13.333,05 ha	100 %	13.333,05 ha	100 %

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

*Área da classe

**Porcentagem da classe na paisagem

Em relação às manchas que compõem a paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara, partiu-se da identificação das subclasses presentes na área em estudo para classificação das mesmas, de acordo com a proposta do aporte teórico da Ecologia de Paisagem. Para melhor entender a dinâmica da matriz da paisagem esta etapa será iniciada pela classificação das manchas compostas pelas subclasses da matriz de *Agricultura e Pastagem*.

Conforme visto, a mancha de *Pastagem* ocupava em 2000 a área equivalente à 33,23% (4.431,33 ha) da área, diminuindo a 10,58% (1.410,84 ha) em 2020. De acordo com o MapBiomias⁵², são “Área de pastagem, predominantemente plantadas, vinculadas à atividade agropecuária. As áreas de pastagem natural são predominantemente classificadas como formação campestre que podem ou não ser pastejadas”. Devido a essas características, as áreas de *Pastagem* foram compreendidas como **manchas introduzidas** na paisagem. A seguir a Figura 33 representa uma fotografia da mancha registrada na área em estudo.

Figura 33 – Mancha de Pastagem na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).



Fonte: Autor da pesquisa (2023).

52

Recuperado de https://MapBiomias-br-site.s3.amazonaws.com/downloads/Legenda_Cole%C3%A7%C3%A3o_7__Descri%C3%A7%C3%A3o_Detalhada_-_PDF_PT.pdf

A mancha de *Lavouras Temporárias* contava com 1,15% (154,35 ha) de área ocupada na paisagem em 2000 e passou a ocupar 3,96% (527,94 ha) em 2020. É definida pelo MapBiomas como “*Áreas ocupadas com cultivos agrícolas de curta ou média duração, geralmente com ciclo vegetativo inferior a um ano, que após a colheita necessitam de novo plantio para produzir*”, o que as levam a serem identificadas como **manchas introduzidas** na paisagem. A seguir a Figura 34 representa uma fotografia da mancha registrada na área em estudo.

Figura 34 – Mancha de Lavouras Temporárias na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).



Fonte: Autor da pesquisa (2023).

A mancha *Mosaico de Agricultura e Pastagem* passou de 19,16% (2.555,64 ha) em 2000 para 38,09% (5.079,60 ha) de área ocupada em 2020. A mesma é definida pela classificação MapBiomas como “Áreas de uso agropecuário onde não foi possível distinguir entre pastagem e agricultura”. Tais áreas de *Mosaico de Agricultura e Pastagem* foram identificadas e compreendidas como **manchas introduzidas** na paisagem. A seguir a Figura 35 representa uma fotografia da mancha registrada na área em estudo. Nessa fotografia vê-se plantação de café na área em estudo, no primeiro plano e ao fundo.

Figura 35 – Mancha de Mosaico de Agricultura e Pastagem na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).



Fonte: Autor da pesquisa (2023).

A mancha *Formação Florestal* ocupou mais de um terço da área da paisagem nos dois anos observados, sendo, depois da matriz, a mancha de maior representatividade da paisagem. Em 2000 ela ocupava 37,96% (4.941,09 ha) da paisagem, diminuindo a 35,93% (4.791,15 ha) em 2020. Conforme o MapBiomas, essas áreas na Mata Atlântica são constituídas por fitofisionomias como a “*Floresta Ombrófila Densa, Aberta e Mista; Floresta Estacional Semi-Decidual; Floresta Estacional Decidual; e Formação Pioneira Arbórea*”. Foram identificadas como **manchas de recursos ambientais** na paisagem. A seguir, a Figura 36 representa uma

fotografia da mancha registrada na área em estudo, onde se observa silvicultura, agricultura e formação florestal secundária, identificada pela ocorrência da embaúba (*Cecropia sp.*), espécie considerada pioneira na Mata Atlântica.

Figura 36 – Mancha de Formação Florestal na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).



Fonte: Autor da pesquisa (2023).

A mancha de *Afloramento Rochoso*, que constitui o sistema abiótico, apresentou pequena variação nos anos comparados, possivelmente devido ao mapeamento realizado por diferentes equipamentos e em diferentes momentos, uma vez que as transformações em áreas desse tipo de classe podem ser restritas por diversos aspectos, por exemplo as declividades acentuadas, além da falta de solo adequado ao plantio etc. Em 2000 a subclasse detinha 7,88% (1.050,30 ha) de ocupação da área, passando à 7,83% (1.044,09 ha) em 2020. O MapBiomias definiu tais áreas como “*Rochas naturalmente expostas na superfície terrestre sem cobertura de solo, muitas vezes com presença parcial de vegetação rupícola e alta declividade*”. Foram identificadas enquanto **manchas de recursos ambientais** na paisagem. A seguir a Figura 37 representa uma fotografia da mancha registrada na área em estudo.

Figura 37 – Mancha de Afloramento Rochoso coberto por vegetação rupestre na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).



Fonte: Autor da pesquisa (2023).

A *Silvicultura* foi uma das manchas que ampliaram a área ocupada na bacia de drenagem do rio Santa Clara na comparação entre 2000 e 2020, sobre as outras classes da paisagem que foram diminuídas. A mesma, considerada como **manchas introduzidas** na paisagem, é definida pelo MapBiomas como “*Espécies arbóreas plantadas para fins comerciais (ex. pinus, eucalipto, araucária)*”. Em 2000 a mancha ocupava 1,39% (185,49 ha) da área da paisagem, tendo aumentando mais de 100 vezes a área ocupada, chegando a compor 3,39% (451,98 ha) da paisagem em 2020. A seguir a Figura 38 representa uma fotografia da mancha registrada na área em estudo.

Figura 38 – Mancha de Silvicultura na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).



Fonte: Autor da pesquisa (2023).

A mancha de *Área Urbana* apresentou pequena ocupação nos dois períodos observados, em 2000 a mancha ocupava 0,10% (14,13 ha) da área da paisagem, aumentando para 0,13% (18,09 ha) em 2020. As manchas de *Área Urbana* são definidas pelo MapBiomas como “*Áreas com significativa densidade de edificações e vias, incluindo áreas livres de construções e infraestrutura*” e foram identificadas como **manchas introduzidas** na paisagem. Esses resultados demonstram o baixo grau de urbanização na área em estudo. A seguir a Figura 39 representa uma fotografia da mancha registrada na área em estudo.

Figura 39 – Mancha de Área Urbana na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES). Distrito de Santa Cruz de Irupi – Irupi.



Fonte: Autor da pesquisa (2023).

As manchas de *Outras Áreas Não Vegetadas* foram definidas pelo MapBiomas como “Áreas de superfícies não permeáveis (infraestrutura, expansão urbana ou mineração) não mapeadas em suas classes” e foram identificadas como **manchas de distúrbio** na paisagem. Em 2000, ocupavam 0,00% (0,63 ha) da paisagem, passando a ocupar 0,06% (8,64 ha) do total da paisagem em 2020. A seguir a Figura 40 representa uma fotografia da mancha registrada na área em estudo.

Figura 40 – Mancha de Outras Áreas não Vegetadas na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).



Fonte: Autor da pesquisa (2023).

A mancha de *Corpos D'água*, possivelmente devido à escala de mapeamento realizado, não representa fidedignamente a ocorrência e distribuição dos recursos hídricos na região, conforme foi apresentado e discutido no Capítulo 4, dedicado à Caracterização da área em estudo. Esta mancha representou 0,00% (0,09 ha) de área ocupada na paisagem em 2000 e 0,01% (0,72 ha) em 2020, sendo definida pelo MapBiomas como “*Rios, lagos, represas, reservatórios e outros corpos d'água*”, e identificadas como **manchas de recursos ambientais** na paisagem. A seguir a Figura 41 representa uma fotografia da mancha registrada na área em estudo.

Figura 41 – Mancha de Corpos D'água na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).



Fonte: Autor da pesquisa (2023).

A classificação das manchas, bem como a distribuição das mesmas nos anos 2000 e 2020, encontram-se sintetizadas nas Tabelas 3 e 4 a seguir.

Tabela 3 – Classificação das manchas da paisagem na bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES), 2000 e 2020.

Mancha de recurso ambiental	Mancha introduzida	Mancha de distúrbio
Corpos d'água	Agricultura e pastagem	Outras áreas não vegetadas
Afloramento rochoso	Lavouras Temporárias	
Formação florestal	Área urbanizada	
	Pastagem	
	Silvicultura	

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

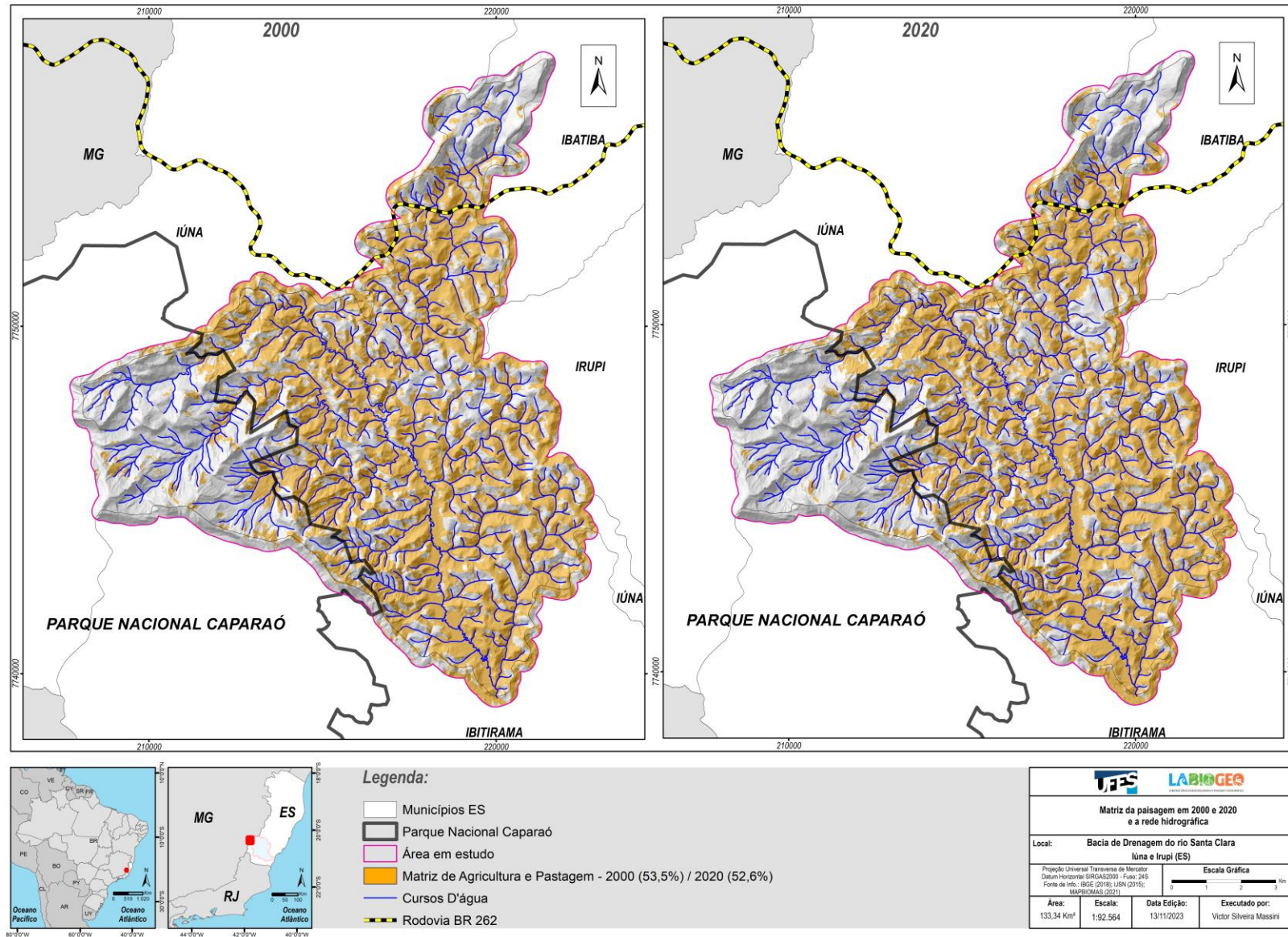
Tabela 4 – Distribuição das manchas da paisagem na bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES), 2000 e 2020.

Tipo de Mancha	Área (ha) 2000	% 2000	Área (ha) 2020	% 2020
Mancha de recurso ambiental	5.991,48 ha	44,94 %	5.835,96 ha	43,77 %
Mancha introduzida	7.340,94 ha	55,03 %	7.488,45 ha	56,15 %
Mancha de distúrbio	0,63 ha	0,00 %	8,64 ha	0,06 %
Total	13.333,05 ha	100 %	13.333,05 ha	100 %

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

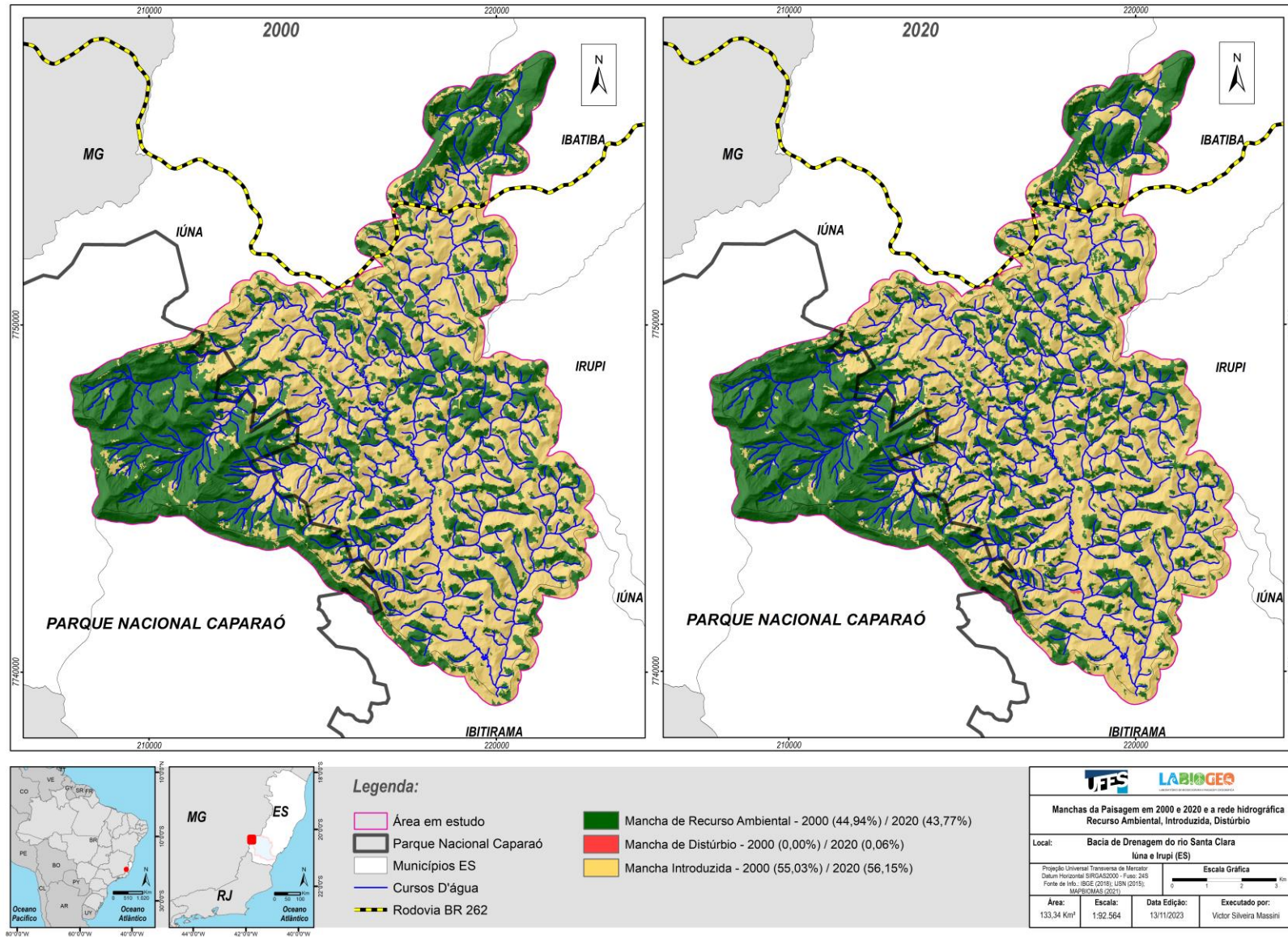
A seguir, as Figuras 42 e 43 representam os mapas de espacialização da matriz da paisagem e das manchas da paisagem em 2000 e 2020, bem como os mapas de espacialização das manchas de *Formação Florestal* e *Silvicultura* (Figuras 44 e 45). A estes produtos foram acrescentados o arquivo com os dados sobre a hidrografia da área em estudo.

Figura 42 – Mapa da Matriz de Agricultura e Pastagem em 2000 e 2020, na bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).



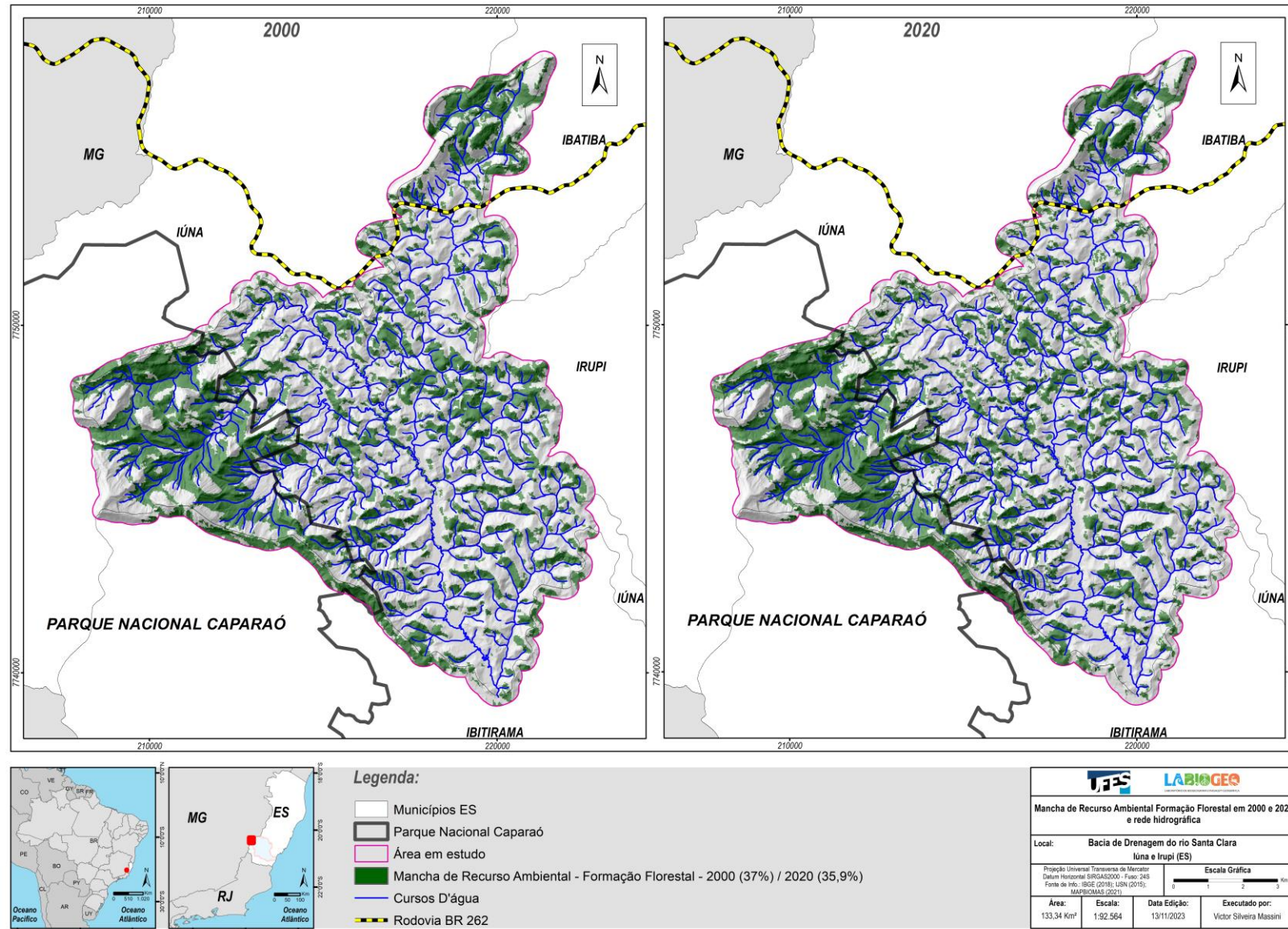
Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Figura 43 – Mapa das Manchas da Paisagem em 2000 e 2020, na bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).



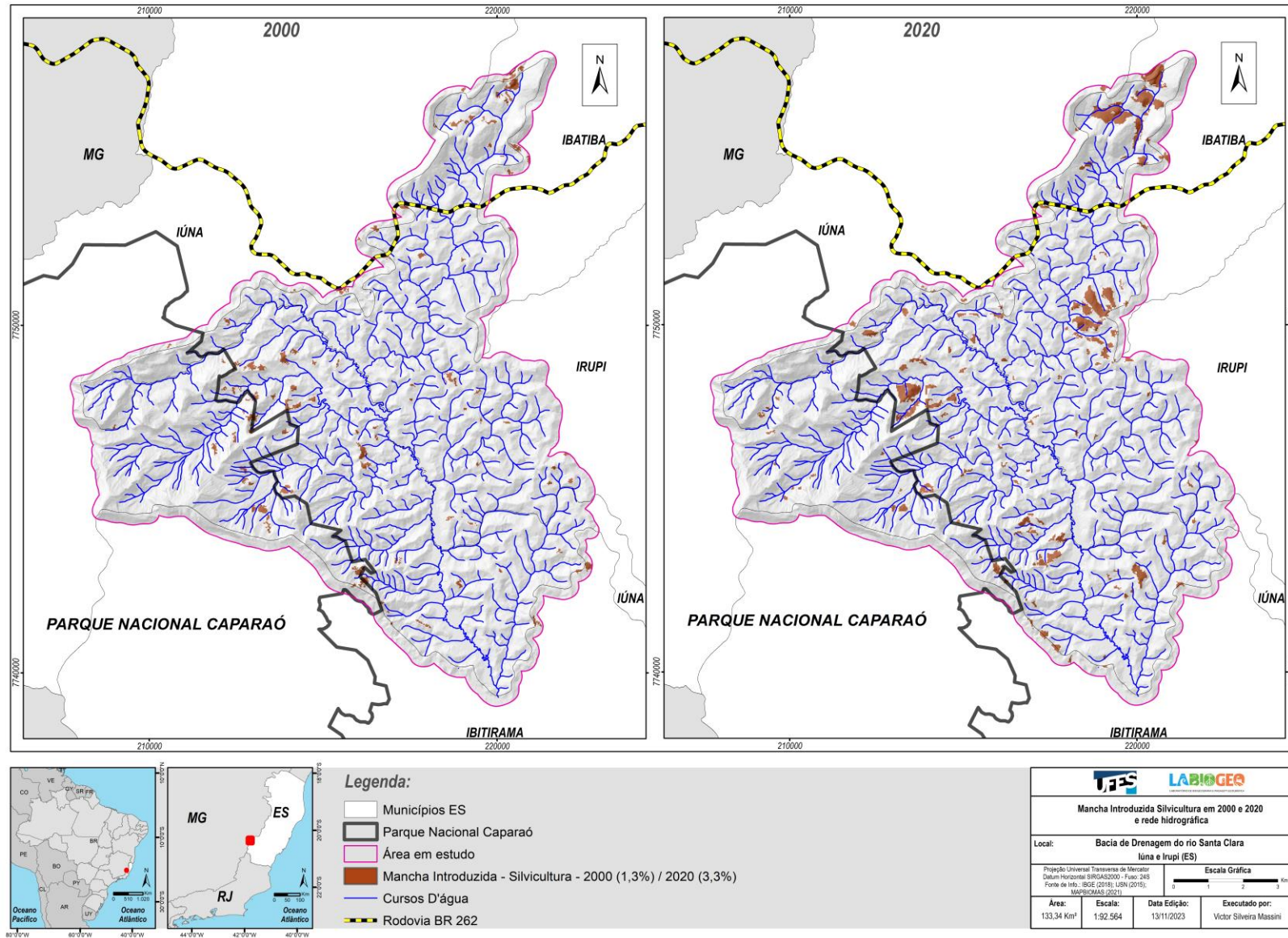
Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Figura 44 – Mapa da Mancha de Formação Florestal em 2000 e 2020, na bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Figura 45 – Mapa da Mancha de Silvicultura em 2000 e 2020, na bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES).



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

6.2 Dinâmica do uso e cobertura da terra na área em estudo entre os anos de 2000 e 2020: avaliação das métricas da paisagem

6.2.1 – Métricas no nível de classes: uso e cobertura da terra

Nesta etapa inicia-se a interpretação dos resultados obtidos através do cálculo das métricas acerca do uso e cobertura da terra na área em estudo, para os anos de 2000 e 2020, no nível de classes. As métricas foram geradas no *software Fragstats* conforme a descrição anteriormente apresentada no Quadro 15 deste trabalho, baseado em McGarigal e Marks (1995) e Botequilha Leitão *et al.* (2006). Tais métricas abrangem dados acerca da Área, Tamanho, Forma, Heterogeneidade, Isolamento etc.

Para apresentação das métricas calculadas, primeiramente, em cada uma delas, explicou-se seus fundamentos conforme McGarigal (2015) no documento do *Fragstats Help*, do respectivo *software*. As Tabelas 5 e 6, a seguir, apresentam os resultados obtidos através do cálculo das métricas para os anos de 2000 e 2020, no nível de classe; na sequência são apresentadas as interpretações e percepções acerca dos resultados, com auxílio do recurso gráfico e posteriormente a discussão.

Tabela 5 – Resultado das métricas da paisagem no ano 2000.

Classes de Uso e Cobertura	2000						
	NP	PD	LPI (%)	AREA_MN	LSI	SHAPE_MN	PARA_MN
Formação florestal	315	2,36	16,22	15,69	30,75	1,74	498,03
Afloramento rochoso	69	0,52	1,66	15,22	13,29	1,77	451,33
Agricultura e pastagem	137	1,03	50,66	52,13	24,05	1,69	698,87
Silvicultura	103	0,77	0,06	1,80	16,66	1,59	628,29
Área urbanizada e outras áreas não vegetadas	3	0,02	0,08	4,92	2,69	1,59	442,83
Corpo d'água	1	0,01	0,00	0,09	1,00	1,00	1.333,33
	628						

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Tabela 6 – Resultado das métricas da paisagem no ano 2020.

Classes de Uso e Cobertura	2020						
	NP	PD	LPI (%)	AREA_MN	LSI	SHAPE_MN	PARA_MN
Formação florestal	363	2,72	16,67	13,20	34,99	1,84	540,87
Afloramento rochoso	71	0,53	1,77	14,71	13,68	1,80	466,53
Agricultura e pastagem	114	0,86	50,49	61,56	26,01	1,73	637,48
Silvicultura	125	0,94	0,35	3,62	15,84	1,52	567,58
Área urbanizada e outras áreas não vegetadas	14	0,11	0,10	1,91	4,17	1,29	744,62
Corpo d'água	1	0,01	0,01	0,72	1,17	1,17	583,33
	688						

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

NÚMERO DE MANCHAS (NP)

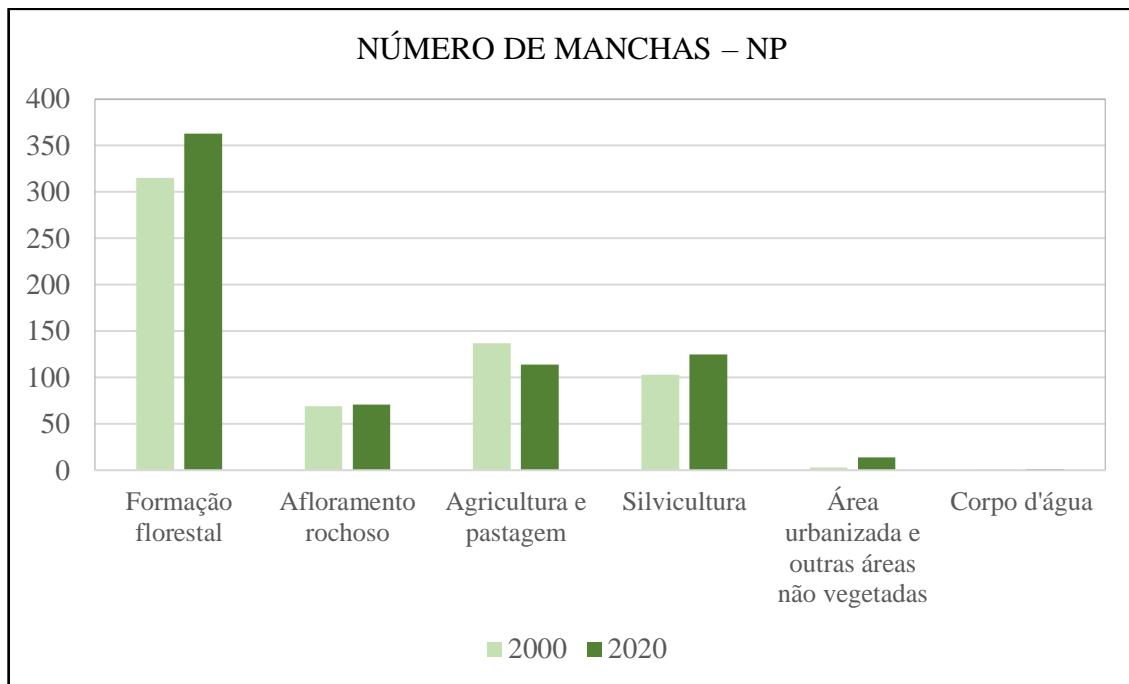
De acordo com McGarigal (2015), no nível de classes, o *Número de manchas* (NP) é igual ao número total de manchas de um determinado tipo de classe na paisagem; no nível de paisagem, representa a quantidade total de manchas de uma paisagem, independentemente da classe. Os resultados aqui apresentados foram calculados no nível de classes.

Não há unidade de apresentação dos resultados; a faixa de amplitude é “ $NP \geq 1$ ”, sem limite. Quando a paisagem contém apenas uma mancha de determinada classe, $NP = 1$; podendo aumentar à medida que uma classe apresente mais manchas.

Os resultados do cálculo da métrica NP podem apresentar valor interpretativo limitado, pois não transmitem informações acerca da área, distribuição ou densidade das manchas. No entanto, esses resultados são considerados valiosos, pois, além de constituir um conjunto de métricas que trazem outras informações importantes (CA, PLAND, AREA_MN, PD etc.) quando interpretados de maneira integrada, também servem como base para o cálculo de outras métricas mais interpretáveis. Acerca dos parâmetros de entrada dos dados no *software Fragstats*, a escolha da regra de 4 vizinhos ou 8 vizinhos para delinear manchas terá impacto nessa métrica (MCGARIGAL, 2015). Para este cálculo foi selecionada a regra dos 8 vizinhos, o que, portanto, considera todos os *pixels* em volta do *pixel* focal nos cálculos realizados.

A Figura 46 a seguir apresenta o gráfico com os resultados do cálculo da métrica NP por classe na área em estudo, nos anos de 2000 e 2020.

Figura 46 – Número de manchas (NP), por classe, 2000 e 2020.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

A classe de *Formação florestal* contava com 315 manchas, distribuídas na paisagem em 2000; em 2020, o NP da classe passou para 363, representando um acréscimo no número de manchas da classe nos períodos comparados. Todavia, inversamente, a área ocupada pela classe na paisagem diminuiu e o número de manchas em que se distribuem essa área, aumentou. A diminuição na *Área da classe* (CA) ocupada pela *Formação florestal* e aumento no *Número de manchas* (NP) da classe representa um processo de fragmentação da classe na paisagem, com a distribuição da cobertura da classe de *Formação florestal* em um maior número de manchas de menor tamanho.

A classe de *Afloramento rochoso* contava com 69 manchas na paisagem em 2000, em 2020, o NP da classe passou para 71, mantendo-se estável. Nesse caso, pode-se inferir que essa pequena diferença se deve a melhor qualidade das imagens para o ano de 2020.

A classe de *Agricultura e pastagem* contava com 137 manchas na paisagem em 2000, em 2020, o NP da classe passou para 114. Esta classe apresentou, na comparação entre os dois períodos, diminuição na área total ocupada na paisagem e no número de manchas da classe. Esta métrica pode ser interpretada conjuntamente com a métrica de *Tamanho médio da mancha*

(AREA_MN), como será visto adiante. No caso específico da classe de *Agricultura e pastagem*, apesar de ter ocorrido a diminuição retratada em *Área da classe* e *Número de manchas*, houve aumento de AREA_MN, processo inverso ao que se observou na classe de *Formação florestal*.

A classe de *Silvicultura* contava com 103 manchas na paisagem em 2000, em 2020, o NP da classe passou para 125. Desta maneira, esta classe apresentou crescimento em área ocupada na paisagem e também no número de manchas em que encontra-se distribuída, na comparação entre os dois anos.

A classe de *Área urbanizada e outras áreas não vegetadas* contava com 3 manchas na paisagem em 2000, em 2020, o NP da classe passou para 14, representando o aumento que pôde ser constatado a partir dos resultados das duas métricas anteriores: *Área da classe* e *Porcentagem da classe na paisagem*, significando que a área urbanizada na paisagem cresceu não apenas em tamanho, mas também em quantidade de manchas.

DENSIDADE DE MANCHAS (PD)

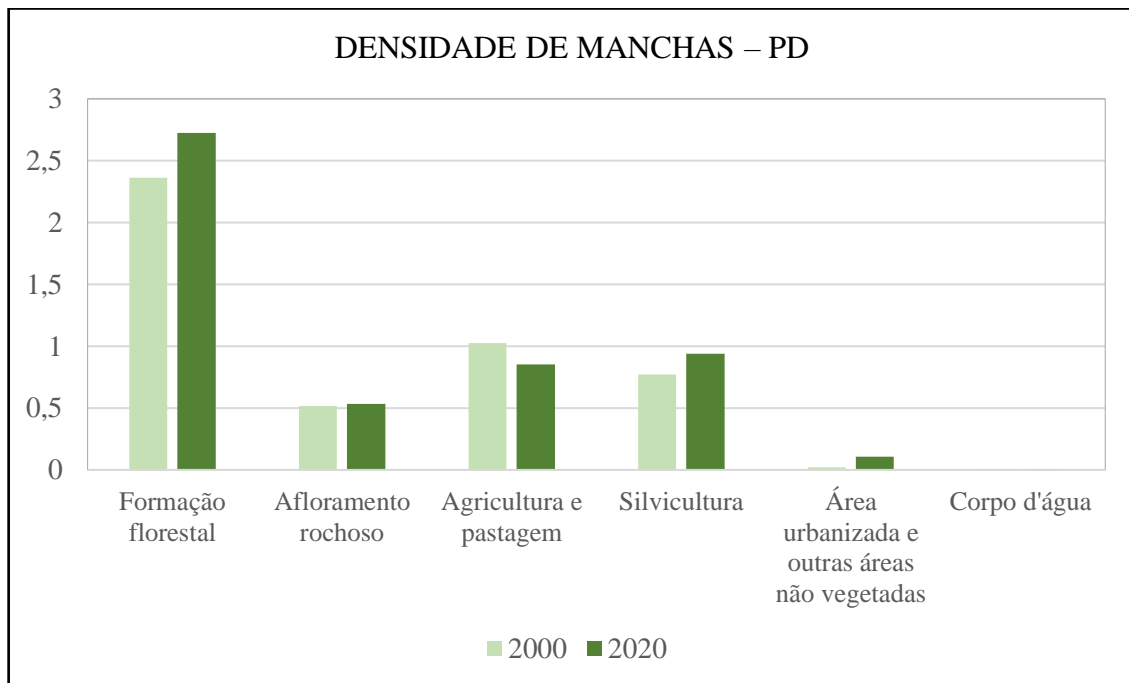
De acordo com McGarigal (2015), a *Densidade de manchas (PD)* é igual ao número de manchas de determinada classe, dividido pela área total da paisagem (m²), multiplicado por 10.000 e 100, para conversão em 100 hectares.

Na apresentação dos resultados, reflete-se o número de manchas por unidades de 100 hectares; a faixa de amplitude é “PD > 0”. O tamanho da célula *raster* determinará o número máximo de manchas por unidade de área e a densidade máxima de manchas de uma única classe é alcançada quando todas as outras células no entorno são dessa mesma classe focal, pois as células adjacentes da mesma classe estariam na mesma mancha, ou seja, quando toda a paisagem fosse composta por uma única mancha.

O índice PD expressa o número de manchas por unidade de área de 100ha, permitindo comparações entre paisagens de tamanhos variados. Acerca dos parâmetros de entrada dos dados no *software*, a escolha da regra de 4 vizinhos ou 8 vizinhos (*pixel*) para delinear manchas também terá impacto nessa métrica (MCGARIGAL, 2015). Para este cálculo foi selecionada a regra dos 8 vizinhos.

Assim como as métricas NP e AREA_MN, possibilita quantificar a estrutura da paisagem, podendo indicar a fragmentação das manchas e, portanto, a qualidade dos habitats. A Figura 47 a seguir apresenta o gráfico com os resultados do cálculo da métrica PD por classe na área em estudo, nos anos de 2000 e 2020.

Figura 47 – Densidade de manchas (PD), por classe, 2000 e 2020.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

A classe de *Formação florestal* apresentou o índice de PD de 2,36 manchas por 100 hectares da paisagem em 2000; em 2020 o índice para a classe foi de 2,72 manchas por 100 hectares da paisagem.

Observando esses resultados para a classe florestal e correlacionando-os com os resultados encontrados para a métrica NP, é possível deduzir que, uma vez que houve aumento no *Número das manchas* da classe, bem como a diminuição do tamanho da *Área da classe* (CA) e no *Tamanho médio da mancha* (AREA_MN), a classe apresentou aumento em PD entre os dois períodos comparados, o que pode ser explicado pela maior quantidade de manchas da classe distribuídas por 100 hectares da paisagem no ano de 2020.

A classe de *Afloramento rochoso* apresentou o índice de PD de 0,52 manchas por 100 hectares da paisagem em 2000; em 2020 o índice para a classe foi de 0,53, mantendo-se praticamente estável.

A classe de *Agricultura e pastagem* apresentou o índice de PD de 1,03 manchas por 100 hectares da paisagem em 2000; em 2020 o índice para a classe foi de 0,86. Neste caso a classe apresentou uma diminuição na densidade das manchas por 100 hectares da paisagem na comparação entre os dois períodos, assim como também apresentou diminuição de NP e CA no ano de 2020.

A classe de *Silvicultura* apresentou o índice de PD de 0,77 manchas por 100 hectares da paisagem em 2000; em 2020 o índice para a classe foi de 0,94. Esses resultados vão de encontro ao aumento constatado anteriormente na área ocupada pela classe de *Silvicultura* na paisagem, bem como o aumento em NP desta classe na comparação entre 2000 e 2020.

A classe de *Área urbanizada e outras áreas não vegetadas* apresentou o índice de PD de 0,02 manchas por 100 hectares da paisagem em 2000; em 2020 o índice para a classe foi de 0,11, também refletindo o aumento no tamanho da área ocupada pela classe na paisagem e o aumento no número de manchas desta classe na comparação entre 2000 e 2020.

ÍNDICE DE MAIOR MANCHA (LPI)

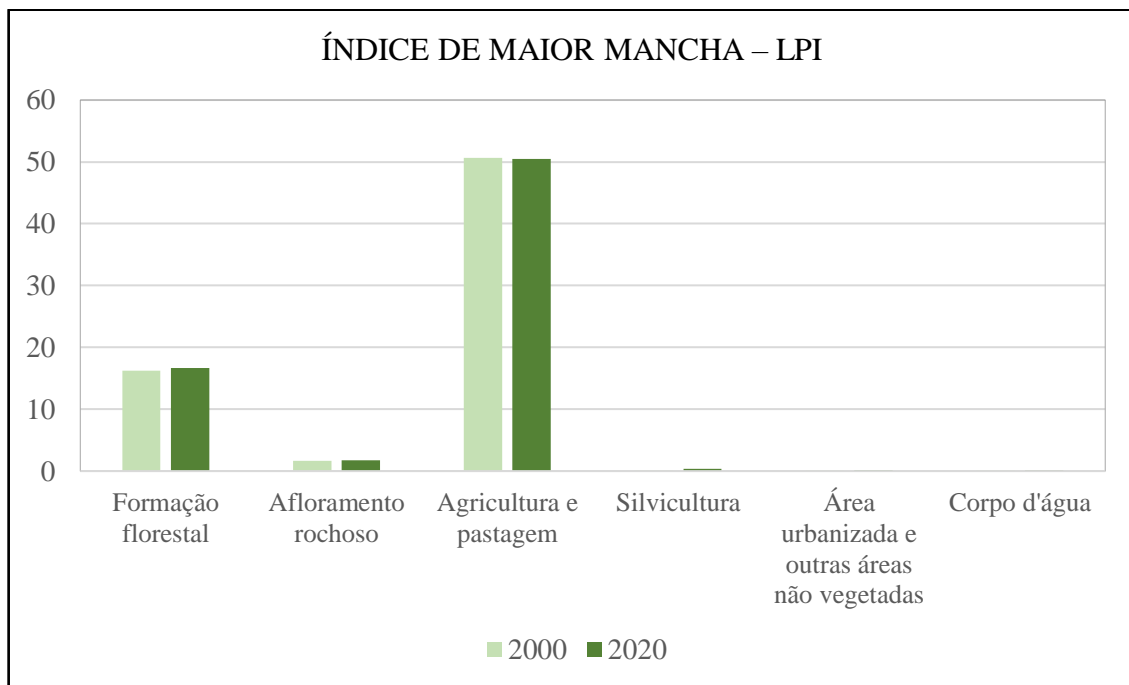
De acordo com McGarigal (2015), o *Índice de maior mancha* (LPI) é igual à área (m^2) da maior mancha de determinada classe, dividida pela área total da paisagem (m^2), multiplicada por 100 para conversão em porcentagem; portanto, o LPI representa a porcentagem da paisagem compreendida pela maior mancha da classe.

A unidade de apresentação dos resultados é em porcentagem; a faixa de amplitude varia entre “ $0 < LPI \leq 100$ ”. Os resultados de LPI se aproximam de 0 à medida em que o tamanho da maior mancha de determinada classe diminui; quando o $LPI = 100$, toda a paisagem consiste em uma única mancha de um mesmo tipo de classe.

O índice LPI é uma medida de dominância e, no nível de classe, possibilita saber a porcentagem da paisagem ocupada pela maior mancha da classe (MCGARIGAL, 2015).

A Figura 48 a seguir apresenta o gráfico com os resultados do cálculo da métrica LPI por classe na área em estudo, nos anos de 2000 e 2020.

Figura 48 – Índice de maior mancha (LPI), por classe, 2000 e 2020.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

A classe de *Formação florestal* apresentou LPI de 16,22% em 2000; em 2020 o índice para a classe foi de 16,67%, configurada sobretudo pela presença de um extenso fragmento o qual majoritariamente encontra-se situado dentro e nos limites imediatos da unidade de conservação Parque Nacional do Caparaó. Em 2000 essa mancha da classe de *Formação florestal* possuía 2.162,97 hectares, passando à 2.222,46 hectares em 2020, sendo a única mancha maior de 500 hectares na paisagem em ambos os recortes temporais. Informações específicas sobre os fragmentos da classe de *Formação florestal* serão discutidas na seção de interpretação dos resultados das métricas no nível de manchas.

A classe de *Afloramento rochoso* apresentou LPI de 1,66% em 2000; em 2020 o índice para a classe foi de 1,77%, mantendo-se praticamente estável.

A classe de *Agricultura e pastagem* apresentou LPI de 50,66% em 2000; em 2020 esse índice era de 50,49%. Apesar de ter apresentado pequena diminuição no LPI da classe na comparação entre 2000 e 2020, destaca-se que esta classe apresentou a mancha mais estendida da paisagem em ambos recortes temporais.

A classe de *Silvicultura* apresentou LPI de 0,06% em 2000; em 2020 o índice para a classe era de 0,35%, representando o aumento no índice na comparação entre os anos de 2020 e 2000. Isso reflete o aumento da área ocupada pela classe de *Silvicultura* na paisagem.

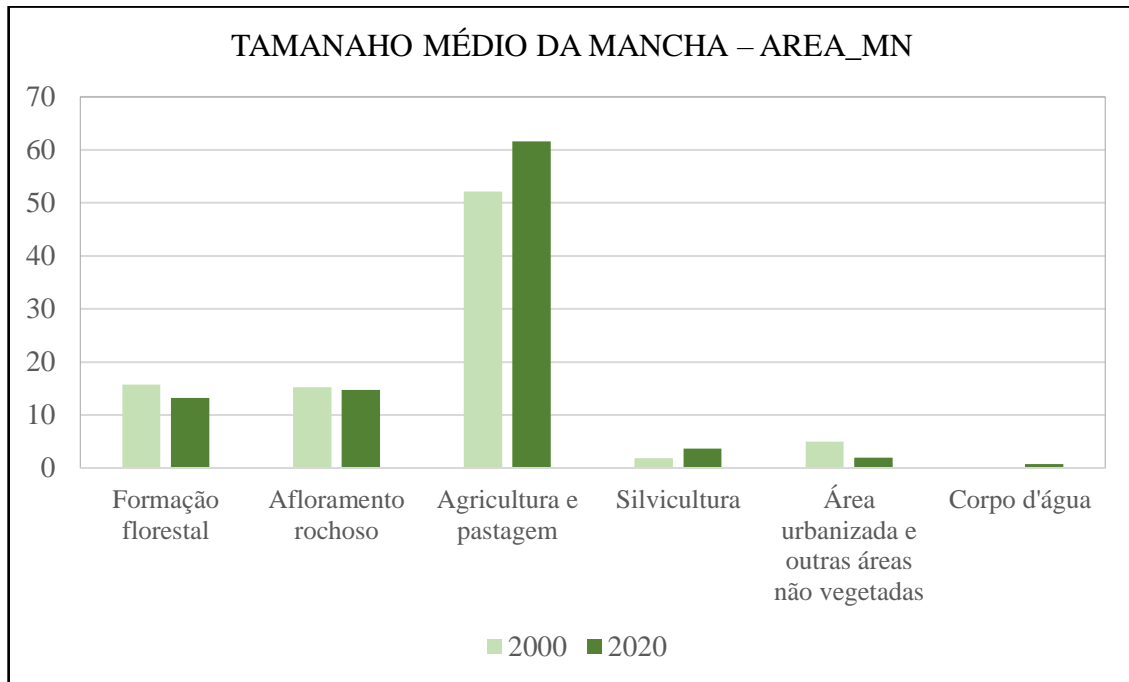
A classe de *Área urbanizada e outras áreas não vegetadas* apresentou LPI de 0,08% em 2000; em 2020 o índice para a classe era de 0,10%, apresentando um pequeno aumento no índice para a classe nos anos comparados.

TAMANHO MÉDIO DA MANCHA (AREA_MN)

Conforme McGarigal (2015), a *Tamanho médio da mancha* (AREA_MN), no nível da classe, representa a condição média da relação entre o número de manchas de determinada classe e a área total ocupada pela classe na paisagem. Embora seja uma medida derivada de NP, não transmite informações acerca de quantas manchas estão presentes. Assim, um resultado de AREA_MN de 10ha pode representar 1 ou 100 manchas, e essa diferença pode ter implicações ecológicas. AREA_MN pode ser interpretado em conjunto com a *Área da classe*, *Número de manchas* e *Densidade de manchas*, conforme vistos anteriormente, e com a variabilidade⁵³ do tamanho da mancha. A Figura 49 a seguir apresenta o gráfico com os resultados do cálculo da métrica AREA_MN por classe na área em estudo, nos anos de 2000 e 2020.

⁵³ Variação no tamanho da mancha – exemplo: um tamanho médio de mancha de 10 ha pode representar uma classe com 5 manchas de 10 ha ou uma classe com manchas de 2, 3, 5, 10 e 30 ha.

Figura 49 – Tamanho médio da mancha (AREA_MN), por classe, 2000 e 2020.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

A classe de *Formação florestal* contava com AREA_MN de 15,69 hectares em 2000, sendo reduzida à 13,20 hectares em 2020, representando uma diminuição no tamanho médio dos fragmentos da classe nos períodos comparados. Deste modo, observa-se que além na redução do tamanho médio dos fragmentos dessa classe, houve também a diminuição na área total ocupada pela classe na paisagem e o aumento do número de fragmentos⁵⁴ da classe, representando um processo de fragmentação da classe de *Formação florestal* entre os períodos comparados.

A classe de *Afloramento rochoso* apresentou AREA_MN de 15,27 hectares em 2000, e 14,71 hectares em 2020, apresentando diminuição de 0,56ha na *Tamanho médio da mancha* entre os períodos comparados.

A classe de *Agricultura e pastagem* apresentou AREA_MN de 52,13 hectares em 2000, e 61,56 hectares em 2020. Com isso observa-se aumento de 9,43ha na *Tamanho médio da*

⁵⁴ Para este contexto, fragmento e mancha são palavras utilizadas como sinônimos.

mancha nos períodos comparados, ainda que a classe tenha apresentado diminuição no *Número de mancha* e na área ocupada pela classe na paisagem.

A classe de *Silvicultura* apresentou AREA_MN de 1,80 hectares em 2000, e 3,62 hectares em 2020, representando também um aumento no *Tamanho médio da mancha* da classe nos períodos comparados. Tal classe, além de ter expandido em área ocupada na paisagem e no número de manchas em que se distribui, também aumentou significativamente – em cerca de 100% – o *Tamanho médio da mancha*, destacando o aumento de sua representatividade na paisagem, o que também pode ser observado visualmente através da Figura 30, já apresentada, que demonstra a classificação do uso e da cobertura da terra na área em estudo.

A classe de *Área urbanizada e outras áreas não vegetadas* apresentou AREA_MN de 4,92 hectares em 2000, e 1,91 hectares em 2020, demonstrando uma diminuição no *Tamanho médio da mancha* da classe nos períodos comparados. Nesse caso, destaca-se que tal diminuição ocorreu devido à classe, nos anos comparados, além de ter aumentado em mais de 100% a área ocupada na paisagem (de 1,80ha para 3,62ha), também aumentou em mais de 300% o número de manchas em que se distribui (de 3 para 14), no entanto em ritmo mais acelerado de crescimento.

ÍNDICE DE FORMA DA PAISAGEM (LSI)

De acordo com McGarigal (2015), o *Índice de forma da paisagem* (LSI) é igual a 0,25 vezes a soma de todo o limite da paisagem e todos os segmentos de borda (m) dentro do limite da paisagem, envolvendo as manchas de determinada classe, dividido pela raiz quadrada da área total da paisagem (m²). LSI é obtido em relação à classe ou paisagem.

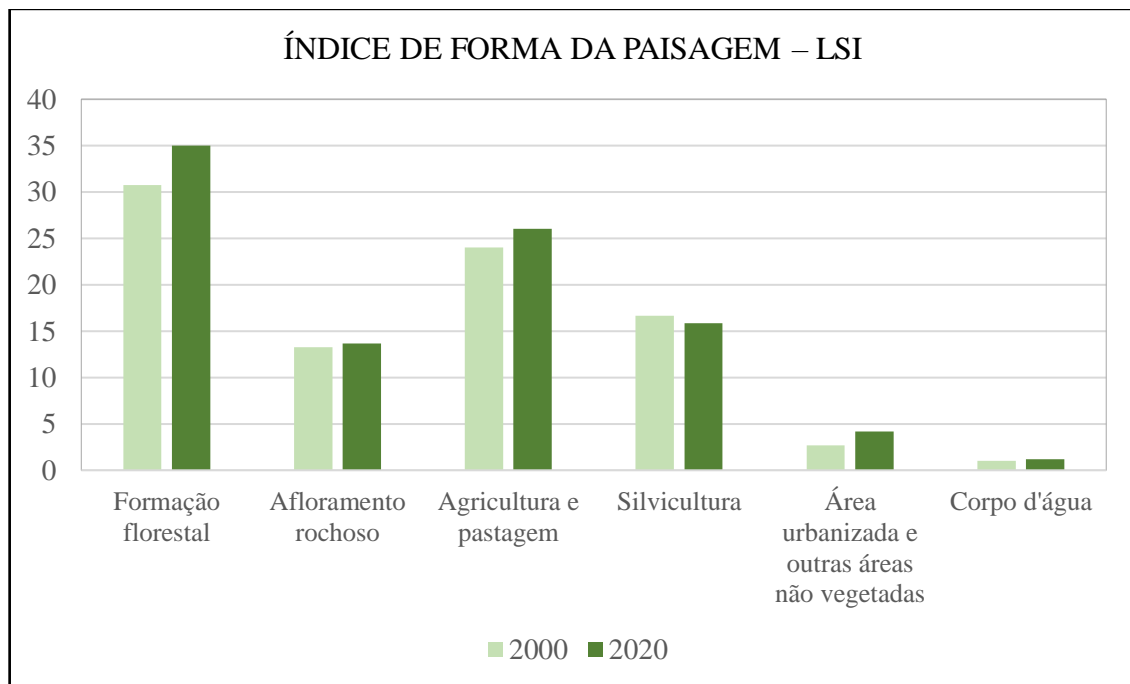
Sobre resultados, não há unidade de apresentação; a faixa de amplitude é “ $LSI \geq 1$ ”, sem limite. Quando a paisagem consiste em uma única mancha quadrada de determinado tipo, $LSI = 1$; o LSI aumenta sem limite à medida que a forma da paisagem se torna mais irregular, e/ou à medida que o comprimento da borda dentro da paisagem, de determinada classe, aumenta.

Neste caso, como a forma da paisagem – bacia de drenagem do rio Santa Clara (ES) – mantém-se constante em 2000 e 2020, o aumento ou diminuição no comprimento da borda de

uma classe é determinante no cálculo desta métrica. Assim, fornece uma medida padronizada da borda total ou da densidade da borda ajustada ao tamanho da paisagem. Por ser padronizada, permite interpretação direta (MCGARIGAL, 2015).

A Figura 50 a seguir apresenta o gráfico com os resultados do cálculo da métrica LSI por classe na área em estudo, nos anos de 2000 e 2020.

Figura 50 – Índice de forma da paisagem (LSI), por classe, 2000 e 2020.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

A classe de *Formação florestal* apresentou LSI de 30,75 em 2000; em 2020 o índice para a classe foi de 34,99, representando um aumento do índice para a classe nos anos comparados. O resultado reflete que, ainda que tenha ocorrido a diminuição da área ocupada pela classe na paisagem, o processo de fragmentação da mesma em maior quantidade de número de manchas, aumentando o total de borda na classe.

A classe de *Afloramento rochoso* apresentou LSI de 13,29 em 2000; em 2020 o índice para a classe foi de 13,68, mantendo o LSI, para esta classe, estável.

A classe de *Agricultura e pastagem* apresentou LSI de 24,05 em 2000; em 2020 o índice para a classe foi de 26,01. O resultado representa um aumento no índice para a classe nos períodos comparados.

A classe de *Silvicultura* apresentou LSI de 16,66 em 2000; em 2020 o índice para a classe foi de 15,84. Destaca-se que esta classe foi a única na área em estudo que apresentou uma diminuição neste índice, e conseqüentemente reflete a ampliação das áreas destinadas a este tipo de uso.

A classe de *Área urbanizada e outras áreas não vegetadas* apresentou LSI de 2,69 em 2000; em 2020 o índice para a classe foi de 4,17. Esses resultados demonstram o aumento do índice para a classe nos anos comparados, representando maior borda nas manchas na comparação entre os dois períodos.

ÍNDICE DE FORMA MÉDIO (SHAPE_MN)

Conforme McGarigal (2015), o *Índice de forma médio* (SHAPE_MN) compõe um conjunto de métricas que são baseadas na característica média das manchas, assim como AREA_MN. Portanto, fornecem a tendência com base nas características da média das manchas de determinado tipo de classe, tal qual como se encontram distribuídas na paisagem.

O resultado do *Índice de forma* (SHAPE) é igual ao perímetro da mancha (m) dividido pela raiz quadrada da área da mancha (m²) e são apresentados em unidade; a faixa de amplitude é “SHAPE \leq 1”, sem limite. Aplicado no nível de classes o resultado decorre da média de SHAPE de todas as manchas de determinada classe.

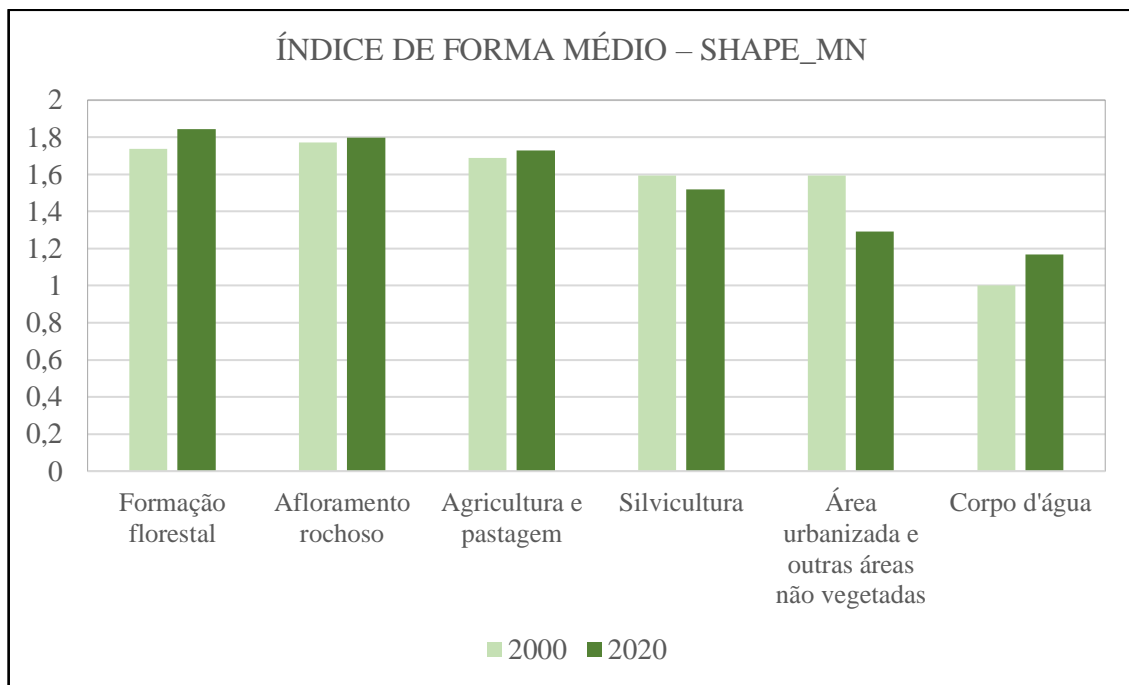
Para calcular a forma média da classe, cada mancha, independentemente de seu tamanho, é considerada de maneira similar, ou seja, recebendo igual peso na descrição da estrutura da paisagem sem considerar o tamanho de sua área ou perímetro. Assim diferenciando-a de LSI.

O índice SHAPE_MN mede a complexidade da forma da mancha, comparando com uma forma padrão quadrática de mesmo tamanho. Deste modo, desvincula-se da dependência

de tamanho de área da mancha e sua interferência nos resultados conforme os parâmetros de cálculos do índice “Razão perímetro-área”, que será visto em seguida.

A Figura 51 a seguir apresenta o gráfico com os resultados do cálculo da métrica de SHAPE_MN por classe na área em estudo, nos anos de 2000 e 2020.

Figura 51 – Índice de forma médio (SHAPE_MN), por classe, 2000 e 2020.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

A classe de *Formação florestal* apresentou SHAPE_MN de 1,74 em 2000; em 2020 o índice para a classe era de 1,84. Como este índice demonstra se as manchas de determinada classe se tornaram mais ou menos irregulares entre os cenários comparados, a classe de *Formação florestal* apresentou aumento no índice em 2020 quando comparado com 2000, o que significa que os fragmentos da classe florestal se tornaram, em média, mais irregulares, ou menos próximos ao formato de um quadrado.

A classe de *Afloramento rochoso* apresentou SHAPE_MN de 1,77 em 2000; em 2020 o índice para a classe era de 1,80, apresentando aumento na irregularidade das manchas dessa classe no período comparado, ou seja, mais distantes do padrão quadrático.

A classe de *Agricultura e pastagem* apresentou SHAPE_MN de 1,69 em 2000; em 2020 o índice para a classe foi de 1,73. Assim, tal classe também apresentou aumento na irregularidade das manchas no período comparado.

A classe de *Silvicultura* apresentou o SHAPE_MN 1,59 em 2000; em 2020 o índice para a classe era de 1,52. Essa diminuição no *Índice de forma médio* da classe representa maior regularidade nas manchas de *Silvicultura* na paisagem no ano de 2020 em comparação ao ano de 2000, ou seja, mais próximas à forma quadrática, refletindo o aumento da *Área da classe* (CA) na paisagem e do *Tamanho médio da mancha* (AREA_MN).

A classe de *Área urbanizada e outras áreas não vegetadas* apresentou o SHAPE_MN de 1,59 em 2000; em 2020 o índice para a classe era de 1,29. Assim, observa-se que esta classe além de ter tido sua *Área da classe* aumentada nos períodos comparados, bem como o *Tamanho médio da mancha*, vistos anteriormente, também se concretizou em manchas mais regulares ou menos alongadas no ano de 2020.

RAZÃO PERÍMETRO-ÁREA MÉDIA (PARA_MN)

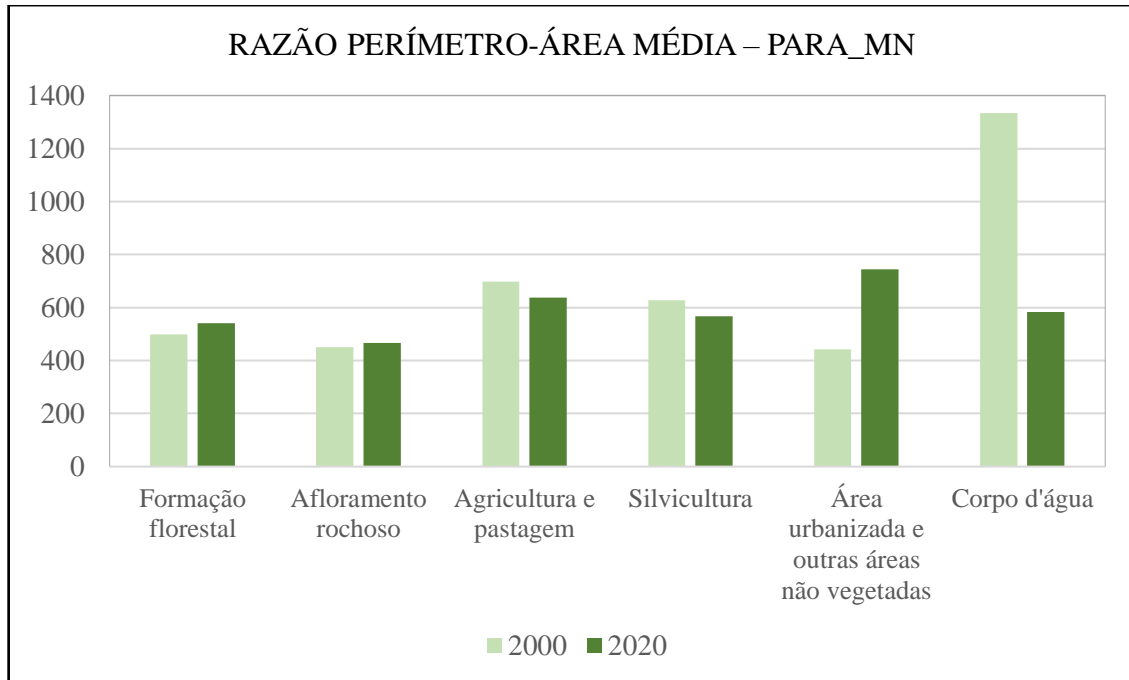
De acordo com McGarigal (2015), o índice *Razão perímetro-área* (PARA_MN) resulta da relação entre o perímetro (m) das manchas de determinada classe e a área (m²) ocupada pela mesma na paisagem. Para aplicação no nível de classes, o resultado é a média em relação à soma das manchas da classe.

Não há unidade de apresentação dos resultados; a faixa de amplitude é “PARA_MN > 0”, sem limite. Essa métrica também visa calcular a complexidade da forma. Como índice de forma, destaca-se que ela varia conforme o tamanho da mancha. Assim, significa que uma mudança no tamanho da área da mancha irá repercutir no índice *Razão perímetro-área*.

A partir da relação perímetro-área dos elementos focais em um paisagem, o *software Fragstats* calcula outras métricas acerca da complexidade da forma da mancha nos níveis de mancha, classe e paisagem (MCGARIGAL, 2015).

A Figura 52 a seguir apresenta o gráfico com os resultados do cálculo da métrica PARA_MN por classe na área em estudo, nos anos de 2000 e 2020.

Figura 52 – Índice de razão perímetro-área média (PARA_MN), por classe, 2000 e 2020.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

A classe de *Formação florestal* apresentou PARA_MN de 498,03 em 2000; em 2020 o índice para a classe foi de 540,87. Com isso, apesar de ter ocorrido a diminuição na área da classe nos períodos comparado houve aumento no comprimento da borda para a classe, ou seja, no perímetro, possivelmente pela distribuição da área da classe em mais manchas, elevando consequentemente o índice em 2020.

A classe de *Afloramento rochoso* apresentou PARA_MN de 451,33 em 2000; em 2020 o índice para a classe foi de 466,53, de maneira que possibilita considerá-la estável.

A classe de *Agricultura e pastagem* apresentou PARA_MN de 698,87 em 2000; em 2020 o índice para a classe foi de 637,48. Portanto, esta classe apresentou diminuição no índice em relação aos períodos comparados, refletindo a diminuição na área ocupada por ela na paisagem e também pela diminuição no números de manchas em que encontrava-se distribuída em 2020, em relação a 2000, consequentemente reduzindo o índice.

A classe de *Silvicultura* apresentou PARA_MN de 628,29 em 2000; em 2020 o índice para a classe foi de 567,58. A diminuição para a classe pode ser explicada pelo fato de que, ainda que tenha ocorrido aumento na área ocupada pela classe (CA) na paisagem e no número de manchas (NP), essa relação foi desproporcional, de maneira que houve um expressivo aumento na área ocupada pela mesma entre os períodos comparados, não acompanhando no mesmo ritmo o crescimento em número de fragmentos, representando que o crescimento da classe na paisagem tem como característica a ampliação das áreas existentes, revelando maior concentração da atividade, conseqüentemente menor perímetro, levando à diminuição do índice. Esses resultados vão ao encontro dos valores obtidos no cálculo das métricas LSI e SHAPE_MN para a classe.

A classe de *Área urbanizada e outras áreas não vegetadas* apresentou PARA_MN de 442,83 em 2000; em 2020 o índice para a classe foi de 744,62. Desta forma, foi constatado um aumento no índice para a classe na comparação dos diferentes cenários. Ainda que tenha ocorrido a diminuição no *Tamanho médio da mancha* (AREA_MN) da classe, o resultado reflete o aumento da área ocupada pela classe (CA) na paisagem, bem como o aumento no número de manchas (NP) da classe em 2020, quando comparado com o ano 2000.

6.2.1.1 Medidas de área núcleo na classe de formação florestal

As métricas a seguir foram calculadas à nível de classe, no entanto, apenas para a classe focal de *Formação florestal*, para os anos de 2000 e 2020 e a partir dos dados fornecidos pela plataforma MapBiomias (2021).

As métricas *Área núcleo total* (TCA) e *Porcentagem de área núcleo na paisagem* (CPLAND) foram calculadas com parâmetros de entrada que consideraram 30, 60 e 90 metros de distância de borda nas manchas da classe de *Formação florestal*, em relação a todas as outras classes das manchas vizinhas; os resultados dos três cenários distintos são apresentados nas Tabelas 7, 8 e 9, a seguir:

Tabela 7 – Resultados das métricas TCA e CPLAND com parâmetro de 30 metros de distância, para os anos de 2000 e 2020.

30 Metros			
Classe de Uso e Cobertura	ANO	TCA (ha)	CPLAND (%)
Formação florestal	2000	3.293,73	24,70
Formação florestal	2020	2.994,75	22,46

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Tabela 8 – Resultados das métricas TCA e CPLAND com parâmetro de 60 metros de distância, para os anos de 2000 e 2020.

60 Metros			
Classe de Uso e Cobertura	ANO	TCA (ha)	CPLAND (%)
Formação florestal	2000	2.195,82	16,47
Formação florestal	2020	1.976,13	14,82

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Tabela 9 – Resultados das métricas TCA e CPLAND com parâmetro de 90 metros de distância, para os anos de 2000 e 2020.

90 Metros			
Classe de Uso e Cobertura	ANO	TCA (ha)	CPLAND (%)
Formação florestal	2000	1.372,68	10,30
Formação florestal	2020	1.273,32	9,55

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

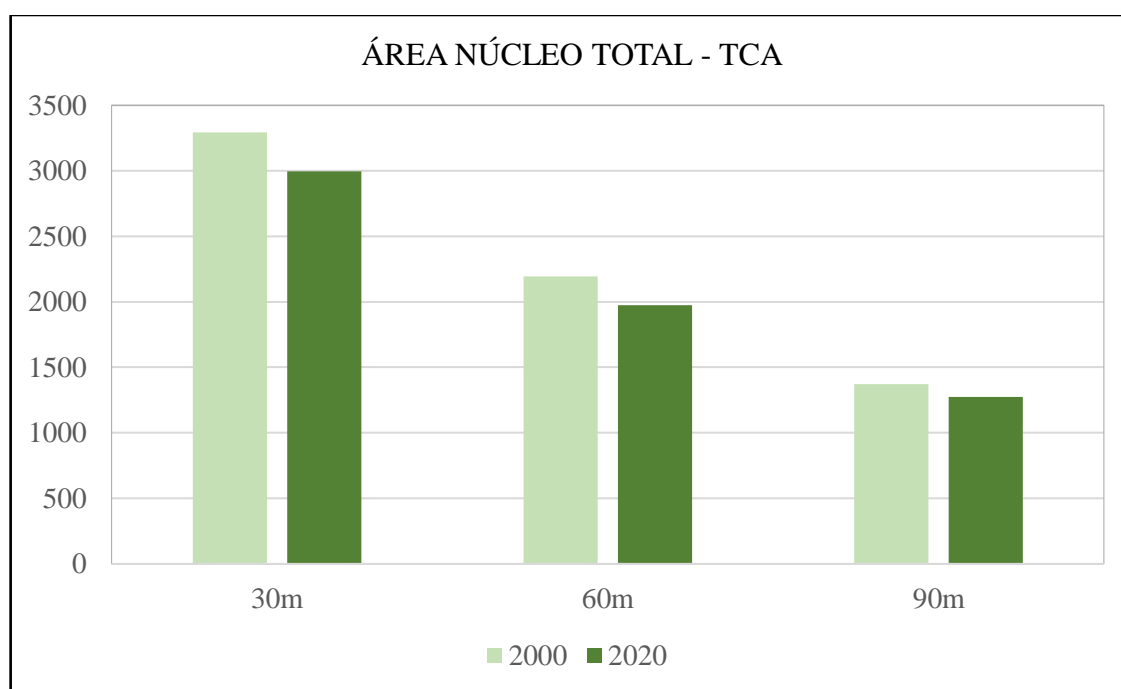
ÁREA NÚCLEO TOTAL (TCA)

De acordo com McGarigal (2015), a *Área núcleo total* (TCA) representa a soma das áreas centrais (m²), também chamada de áreas nucleares, de cada mancha de determinada classe, dividido por 10.000 para conversão em hectares.

Sobre os resultados, a unidade de apresentação é em hectares; a faixa de amplitude é “TCA \geq 0”, sem limite. Quando toda a área da mancha é abrangida pela distância de borda especificada como parâmetro, TCA = 0. O resultado de TCA aproxima-se da *Área da classe* (CA) à medida que a distância de profundidade de borda especificada diminui.

A *Área núcleo total* (TCA) no nível de classes é definida da mesma forma que a *Área núcleo* (CORE) no nível de manchas, no entanto, no nível classes a área nuclear ou central é somada entre todas as manchas de determinado tipo de classe de interesse, e dividida pelo total de manchas da classe para que se obtenha a média (MCGARIGAL, 2015). A Figura 53 apresenta o gráfico com os resultados do cálculo da métrica TCA para classe de formação florestal na área em estudo, nos anos de 2000 e 2020.

Figura 53 – Área núcleo total (TCA) na classe Formação Florestal, 2000 e 2020 – 30, 60 e 90 metros.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

A classe de *Formação florestal* apresentou distintas medidas de TCA quando calculadas sob distintos parâmetros de distância inseridos no *software Fragstats*.

Quando considerada uma faixa de 30 metros de borda, a classe apresentou diminuição no ano de 2020 em relação ao ano 2000. Em 2000, a *Área núcleo total* da classe foi de 3.293,73 hectares, chegando à 2.994,75ha em 2020.

Quando considerada uma faixa de 60 metros de borda, a classe também apresentou diminuição no ano de 2020 em relação ao ano 2000. Em 2000, a TCA da classe foi de 2.195,82ha, chegando à 1.976,13ha em 2020.

Quando considerada uma faixa de 90 metros de borda, a classe também apresentou diminuição no ano de 2020 em relação ao ano 2000. Em 2000, a TCA da classe foi de 1.372,68ha, chegando à 1.273,32ha em 2020.

PORCENTAGEM DE ÁREA NÚCLEO NA PAISAGEM (CPLAND)

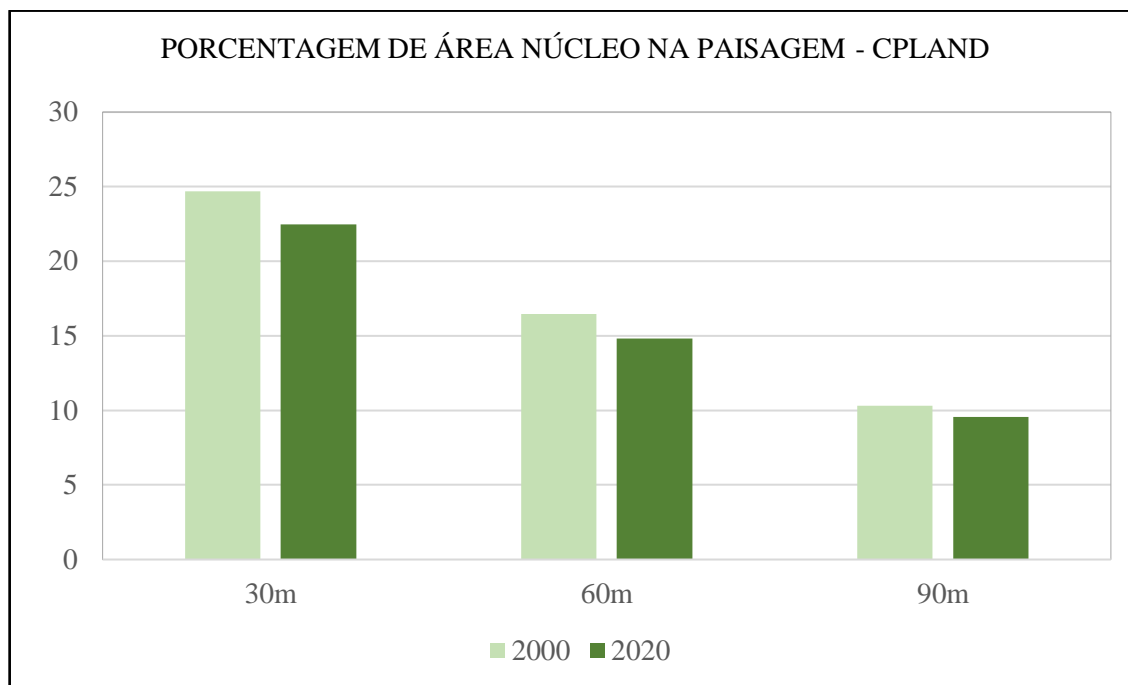
De acordo com McGarigal (2015) a *Porcentagem de área núcleo na paisagem* (CPLAND) resulta da soma das áreas centrais de cada mancha (m²) de um tipo de classe, dividido pela área total da paisagem (m²) e multiplicada por 100 para conversão em porcentagem; assim, CPLAND representa a porcentagem da paisagem compreendida pela área núcleo das manchas correspondentes.

Sobre os resultados, a unidade de apresentação é em porcentagem, e a faixa de amplitude é “ $0 \leq \text{CPLAND} < 100$ ”. Quando a área núcleo das manchas de determinada classe torna-se cada vez menor, CPLAND se aproxima de 0. CPLAND aproxima-se de 100 quando toda a paisagem é constituída por um único tipo de mancha (ou é composta por uma única mancha), assim como quando a distância de borda especificada se aproxima de zero.

A *Porcentagem da área núcleo* de uma classe na paisagem é definida assim como a *Área núcleo* (CORE_AREA) no nível de manchas; contudo, nesta métrica a área núcleo de todas as manchas de determinado tipo de classe é somada e calculada como a porcentagem da área total da paisagem (MCGARIGAL, 2015).

A Figura 54 apresenta o gráfico com os resultados do cálculo da métrica CPLAND para classe de formação florestal na área em estudo, nos anos de 2000 e 2020.

Figura 54 – Porcentagem de área núcleo (CPLAND) na classe Formação Florestal, 2000 e 2020 – 30, 60 e 90 metros.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Os resultados desta métrica constituem uma segunda forma de apresentação das áreas centrais nas manchas da classe de *Formação florestal* na paisagem, porém através da proporcionalidade, representada pela porcentagem da área total da paisagem compreendida pela área núcleo das manchas da classe, em cada cenário distinto. A classe de *Formação florestal* apresentou variados resultados de CPLAND quando calculadas sob distintos parâmetros de distância inseridos no *software Fragstats*.

Quando considerada uma faixa de 30 metros de borda, a classe apresentou diminuição no ano de 2020 em relação ao ano 2000. Em 2000, CPLAND da classe foi de 24,70%, diminuindo para 22,46% em 2020.

Quando considerada uma faixa de 60 metros de borda, a classe também apresentou diminuição no ano de 2020 em relação ao ano 2000. Em 2000, CPLAND da classe foi de 16,47%, chegando à 14,82% em 2020.

Quando considerada uma faixa de 90 metros de borda, a classe também apresentou diminuição no ano de 2020 em relação ao ano 2000. Em 2000, CPLAND da classe foi de 10,30%, chegando à 9,55% em 2020.

A diminuição da medida de CPLAND para a classe de *Formação florestal* no ano de 2020 em relação ao ano de 2000, assim como na medida de TCA, se deu principalmente por consequência da diminuição de CA da classe na paisagem e da AREA_MN das manchas nos períodos comparados.

6.2.1.2 Medidas de isolamento na classe de Formação florestal

Em seguida são apresentados os resultados das métricas *Distância média do vizinho mais próximo* (ENN_MN) e *Índice de proximidade média* (PROX_MN), a última calculada com parâmetros de 60, 300 e 600 metros de distância considerados no *software Fragstats*; os resultados dos cenários distintos são apresentados nas Tabelas 10, 11 e 12, a seguir.

Tabela 10 – Resultado da métrica ENN_MN na classe de Formação florestal, para os anos de 2000 e 2020.

Classe de Uso e Cobertura		
	ANO	ENN_MN (m)
Formação florestal	2000	105,20
Formação florestal	2020	104,00

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Tabela 11 – Resultados das métricas PROX_MN com parâmetro de 60, 300 e 600 metros de distância, para os anos de 2000 e 2020.

Classe de Uso e Cobertura				
	ANO	PROX_MN 60 Metros	PROX_MN 300 Metros	PROX_MN 600 Metros
Formação florestal	2000	146,78	484,90	495,64
Formação florestal	2020	268,62	656,94	664,71

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

DISTÂNCIA MÉDIA DO VIZINHO MAIS PRÓXIMO (ENN_MN)

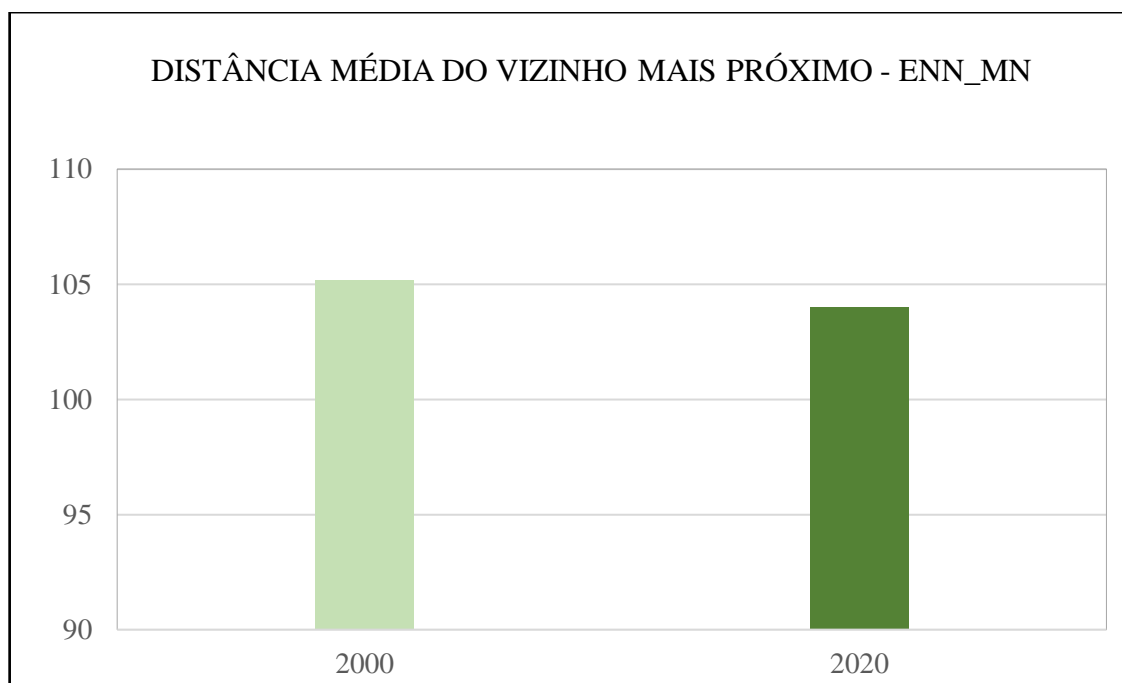
De acordo com McGarigal (2015), a *Distância do vizinho mais próximo* (ENN) configura-se, ao lado de outras duas métricas calculadas pelo *Fragstats*, um grupo de métricas de isolamento. ENN é considerada a medida mais simples para se dimensionar o isolamento de manchas. Assim, ENN representa a distância (m) de uma mancha para outra mancha vizinha do mesmo tipo, baseada na distância de borda a borda mais curta (com base na distância entre os centros das células das duas células mais próximas das respectivas manchas); é definida usando geometria euclidiana simples.

Nos níveis de classe e paisagem, o *Fragstats* calcula a distância *média* euclidiana do vizinho mais próximo (ENN_MN). No nível de classe, ENN_MN só é possível ser calculado se houver ao menos duas manchas de uma classe específica.

A unidade de apresentação dos resultados é em metros; a faixa de amplitude é “ENN > 0”. O resultado de ENN aproxima-se à 0 conforme a distância até o vizinho mais próximo reduz. O limite superior é limitado pela extensão da paisagem em estudo.

A Figura 55 apresenta o gráfico com os resultados do cálculo da métrica ENN_MN para classe de formação florestal na área em estudo, nos anos de 2000 e 2020.

Figura 55 – Distância média do vizinho mais próximo (ENN_MN) na classe Formação Florestal, 2000 e 2020.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Acerca dos resultados obtidos no cálculo da métrica ENN_MN para a classe de *Formação florestal*, houve uma pequena diminuição na mesma quando comparados os resultados de 2000 e 2020. Em 2000, a *Distância média do vizinho mais próximo* entre as manchas da classe de Formação florestal foi de 105,20 metros, passando à 104,00 metros em 2020.

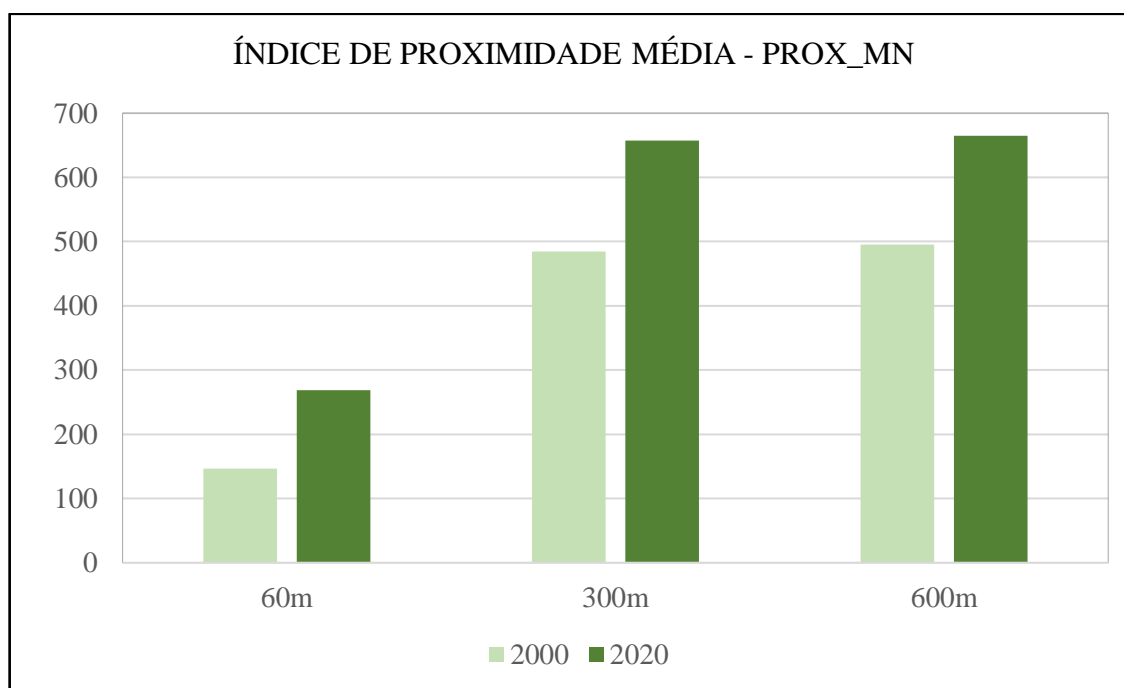
ÍNDICE DE PROXIMIDADE MÉDIA (PROX_MN)

De acordo com McGarigal (2015), o *Índice de proximidade média* (PROX_MN) faz parte do grupo de métricas de isolamento. O índice considera o tamanho e a proximidade de todas as manchas as quais as bordas encontram-se em um raio de distância especificado pelo usuário. PROX_MN é calculado como a soma de cada tamanho de mancha de determinada classe, dividida pelo quadrado de sua distância da mancha focal (sobre todas as manchas do tipo de mancha correspondente cujas bordas estejam no raio de busca da mancha focal); nesse caso, foram desenhados cenários de 60, 300 e 600 metros de distância.

Não há unidades de apresentação; a faixa de amplitude dos resultados é “ $PROX \geq 0$ ”. Assim, $PROX = 0$ se uma mancha não apresentar vizinhos de classe semelhante dentro do raio de distância determinado. O valor de $PROX$ aumenta conforme a área do raio determinado é mais ocupada por outras manchas do mesmo tipo de classe e, ainda, à medida que as manchas se tornam mais próximas umas das outras. O valor máximo de $PROX$ é influenciado pela distância do raio e pela distância mínima entre as manchas. O “Índice de proximidade média” também pode ser calculado nos níveis de classe e paisagem, como neste caso, que foi aplicado $PROX_MN$ para a classe de *Formação florestal* (MCGARIGAL, 2015).

A Figura 56 apresenta o gráfico com os resultados do cálculo da métrica $PROX_MN$ para classe de *Formação florestal* na área em estudo, nos anos de 2000 e 2020.

Figura 56 – Índice de proximidade média ($PROX_MN$) na classe Formação Florestal, 2000 e 2020 – 60, 300 e 600 metros.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

A classe de *Formação florestal* apresentou distintos resultados para o índice $PROX_MN$ quando calculadas sob distintos parâmetros de distância inseridos no *software Fragstats*, constituindo três diferentes cenários.

Quando considerada uma distância de 60 metros, a classe apresentou aumento no ano de 2020 em relação ao ano 2000. Em 2000, o índice PROX_MN da classe foi 146,78, chegando à 268,62 em 2020.

Quando considerada uma distância de 300 metros, a classe também apresentou aumento no ano de 2020 em relação ao ano 2000. Em 2000, o índice PROX_MN da classe foi 484,90, chegando à 656,94 em 2020.

Quando considerada uma distância de 600 metros, a classe também apresentou aumento no ano de 2020 em relação ao ano 2000. Em 2000, o índice PROX_MN da classe foi 495,64, chegando à 664,71 em 2020.

6.2.2 – Métricas no nível de manchas da classe de Formação florestal

Esta etapa é dedicada à interpretação dos resultados obtidos através do cálculo das métricas da classe de *Formação florestal* na área em estudo, nos anos de 2000 e 2020, no nível de manchas. As métricas foram geradas no *software Fragstats* conforme a descrição anteriormente apresentada no Quadro 10 deste trabalho, baseado em McGarigal e Marks (1995) e Botequilha Leitão *et al.* (2006). Tais métricas abrangem dados acerca da Área, Forma e Isolamento das manchas.

As métricas calculadas foram fundamentadas conforme McGarigal (2015) no documento do *Fragstats Help*, do respectivo *software*, e serão descritas individualmente na sequência. Contudo, foram introduzidas anteriormente neste trabalho em outras variações de aplicação, no nível de classes. Os resultados a seguir serão apresentados com auxílio de recurso visual de espacialização através dos mapas, contribuindo para as interpretações, percepções e posteriores discussões.

As Tabelas para os anos de 2000 e 2020 de apresentação dos resultados na íntegra, obtidos através do cálculo das métricas para os dois recortes temporais, no nível de mancha, encontram-se disponibilizadas no Anexo II deste trabalho.

ÁREA DA MANCHA (AREA)

Assim como a métrica *Área da classe* (CA) – aplicada ao nível de classe e descrita anteriormente – foi desenvolvida para medições referentes à área ocupada pelas classes na paisagem, a métrica de *Área* é aplicada para calcular a área de uma mancha ou das manchas de determinada classe em uma paisagem.

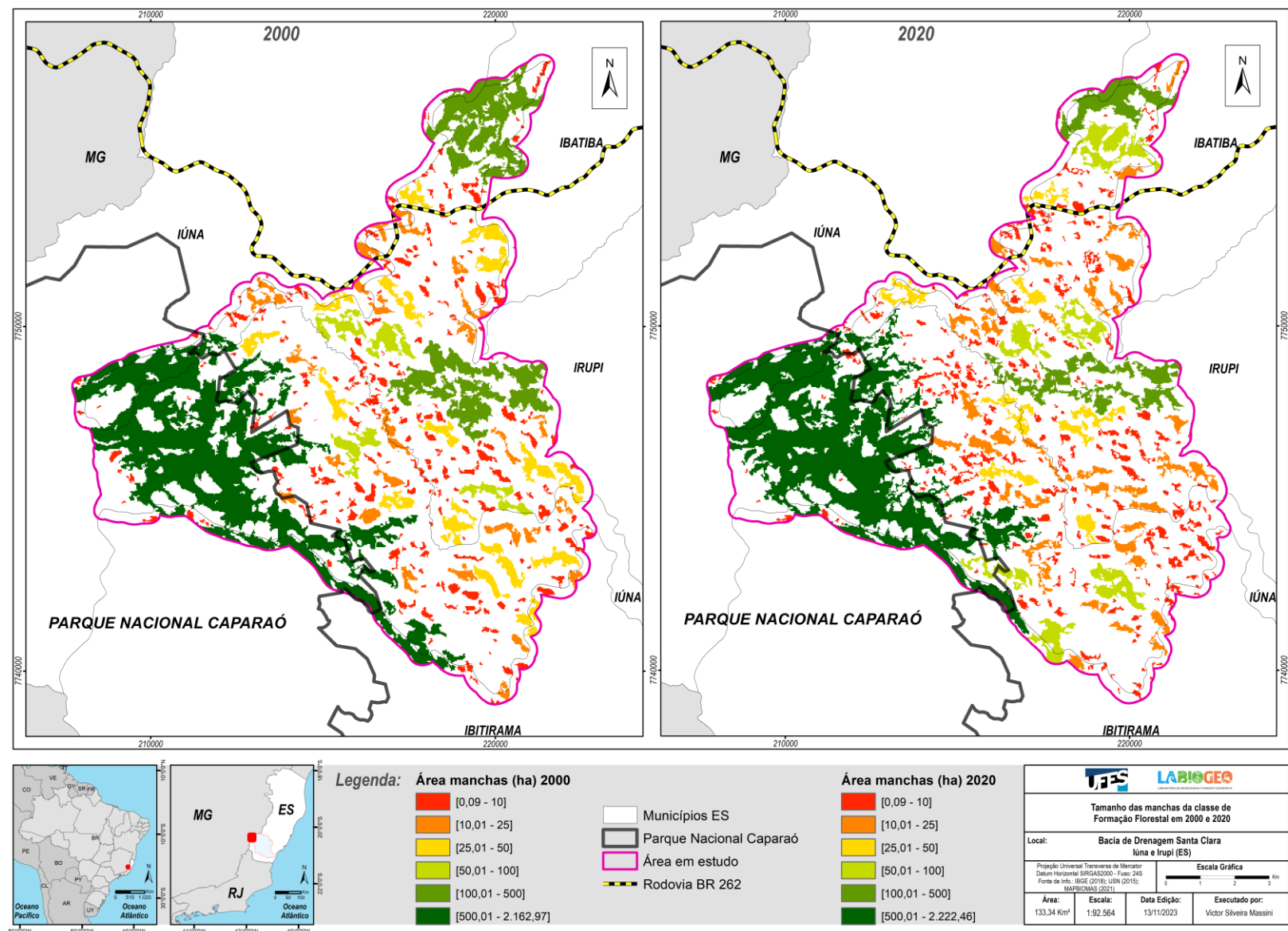
De acordo com McGarigal (2015), a *Área* (AREA) é igual a área (m²) da mancha de maneira individualizada, dividida por 10.000 para conversão em hectares; sendo o resultado a representação da área de cada mancha de determinada classe na paisagem, identificada por um número que representa seu número de identificação (ID).

A unidade de apresentação dos resultados é em hectares; a faixa de amplitude é “AREA > 0”, sem limite. Contudo, nessas medidas a granulação (tamanho dos *pixels*) e extensão da imagem são determinantes nos resultados. Por exemplo, o tamanho mínimo de uma mancha será limitado ao tamanho de um grão ou *pixel* da imagem.

A AREA para cálculo das manchas, assim como CA, apresenta valor interpretativo direto e é a base de cálculos para outras métricas à nível de mancha, classe e paisagem, além de possuir considerável utilidade ecológica (MCGARIGAL, 2015).

A Figura 57 apresenta o mapa das manchas da classe de *Formação florestal* na área em estudo organizadas por tamanho, em hectares, em 2000 e 2020.

Figura 57 – Mapa das Manchas da classe de Formação florestal organizadas por tamanho, em hectares, 2000 e 2020.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

A seguir, a Tabela 12 apresenta os resultados do cálculo da métrica de *Área da mancha* da classe de *Formação florestal*, organizadas em grupos por tamanho das manchas, desde classes de áreas menores (0,09 a 10 hectares) até classes representativas de áreas maiores de 500 hectares; de modo que foi possível identificar a proporcionalidade e distribuição das manchas na paisagem por classe de tamanho no ano 2000.

Tabela 12 – Resultado das métricas das Manchas da classe de Formação florestal, 2000.

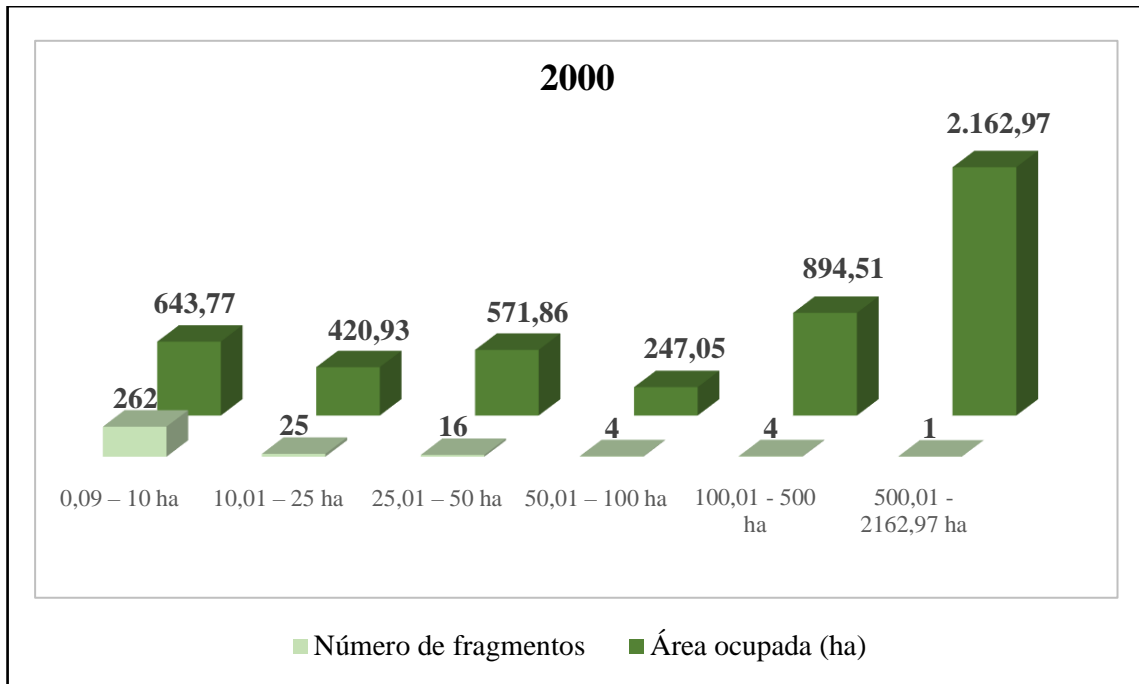
2000				
Faixas de Tamanho das manchas	Área ocupada pela faixa na classe (ha)	Área ocupada pela faixa na classe (%)	Número de fragmentos por faixa	Número de fragmentos por faixa (%)
0,09 – 10 ha	643,77	13,05%	262 ⁵⁵	83,18%
10,01 – 25 ha	420,93	8,50%	25	7,94%
25,01 – 50 ha	571,86	11,55%	16	5,08%
50,01 – 100 ha	247,05	5%	04	1,27%
100,01 – 500 ha	894,51	18,10%	04	1,27%
500,01 – 2.162,97 ha	2.162,97	43,75%	01	0,32%
Total	4.941,09		315	

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Na sequência, os resultados para o ano 2000 são apresentados através de gráficos (Figuras 58 e 59), fazendo relação entre o número de fragmentos por classe de tamanho e a área total de cada classe de tamanho, em hectares; e entre o número de fragmentos por classe de tamanho e a área total de cada classe, em porcentagem.

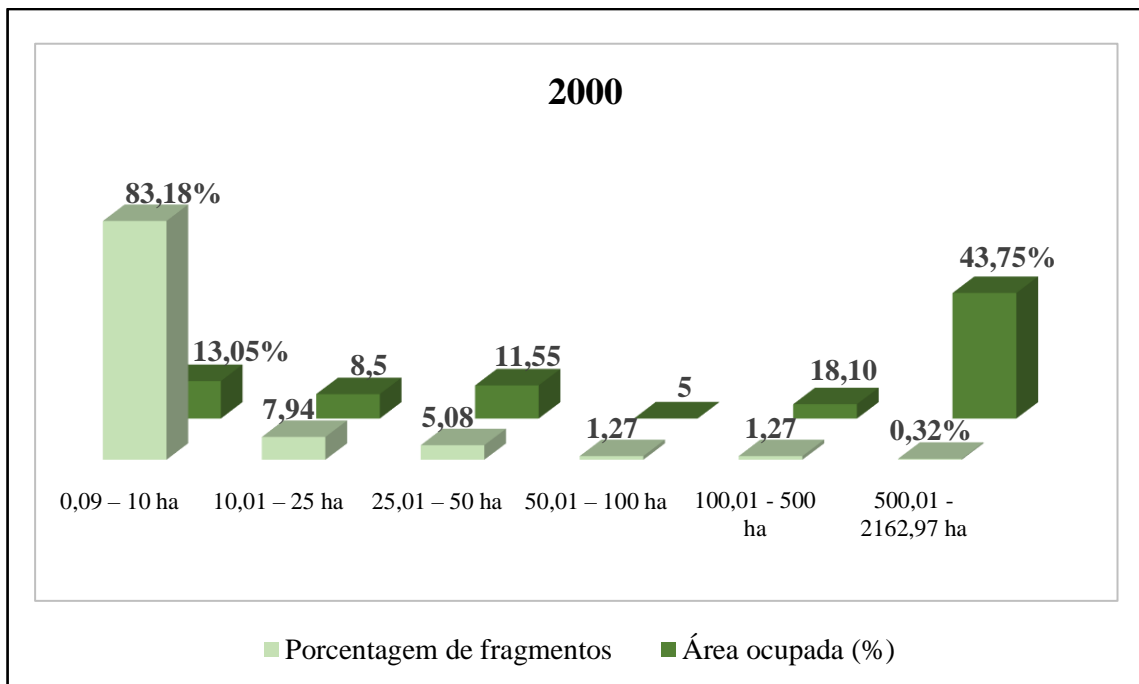
⁵⁵ Das 262 manchas destacadas neste intervalo de tamanho no ano 2000, 218 encontravam-se entre 0,09 a 5 hectares; 44 encontravam-se entre 5 a 10 hectares.

Figura 58 – Relação entre o número de fragmentos por classe de tamanho e a área total de cada classe, em hectares (2000).



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Figura 59 – Relação entre o número de fragmentos por classe de tamanho e a área total de cada classe, em porcentagem (2000).



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Nos dados levantados acerca do ano 2000 para as manchas da classe de *Formação florestal*, a classe contava com 315 fragmentos. Observou-se uma grande concentração de manchas com área com até 10 hectares na área em estudo, contabilizando 262 fragmentos, ou 83,18% do total de fragmentos da classe. A área ocupada pela soma de todos esses fragmentos de menor extensão foi de 643,77 hectares, o que representava 13,05% da paisagem. Observa-se que apesar desses pequenos fragmentos representarem mais de oitenta por cento de todos os fragmentos da classe (83,18%), a área ocupada por eles não ultrapassava quinze por cento da paisagem (13,05%). Essas manchas podem ser visualizadas no mapa da Figura 57 identificadas pela cor vermelha.

As manchas com área entre 10,01 e 25ha ocupavam área de 420,93ha da paisagem, representando 8,50% da mesma, distribuídos em 25 fragmentos, ou 7,94% do total de fragmentos. Essas manchas podem ser visualizadas no mapa da Figura 57 identificadas pela cor laranja.

As manchas com área entre 25,01 e 50ha ocupavam área de 571,86ha da paisagem, representando 11,55% da mesma, distribuídos em 16 fragmentos, ou 5,08% do total de fragmentos. Essas manchas podem ser visualizadas no mapa da Figura 57 identificadas pela cor amarela.

As manchas com área entre 50,01 e 100ha ocupavam área de 247,05ha da paisagem, representando 5 % da mesma, distribuídos em 4 fragmentos, ou 1,27 % do total de fragmentos. Neste intervalo de tamanho de manchas, no ano 2000, foi identificada a menor porcentagem de área da paisagem, distribuídas em quatro fragmentos. Essas manchas podem ser visualizadas no mapa da Figura 57 identificadas pela cor verde claro.

As manchas com área entre 100,01 e 500ha ocupavam área de 894,51ha da paisagem, representando 18,10% da mesma. Neste intervalo de tamanho de manchas, no ano 2000, a área ocupada na paisagem também se encontrava distribuída em 4 fragmentos, ou 1,27% do total de fragmentos. Essas manchas podem ser visualizadas no mapa da Figura 57 identificadas pela cor verde.

A única mancha com área acima de 500,01ha ocupava 2.162,97ha da paisagem, representando 43,75% da mesma, distribuídos em apenas 1 fragmento – 0,32% do total de fragmentos.

A seguir, a Tabela 13 apresentam os resultados do cálculo da métrica de *Área da mancha* da classe de *Formação florestal*, também organizadas em grupos por tamanho das manchas, desde classes de áreas menores (0,09 a 10 hectares) a classes representativas de áreas maiores de 500 hectares, de modo que foi possível identificar a proporcionalidade e distribuição das manchas na paisagem por classe de tamanho no ano 2020.

Tabela 13 – Resultado das métricas das Manchas da classe de Formação florestal, 2020.

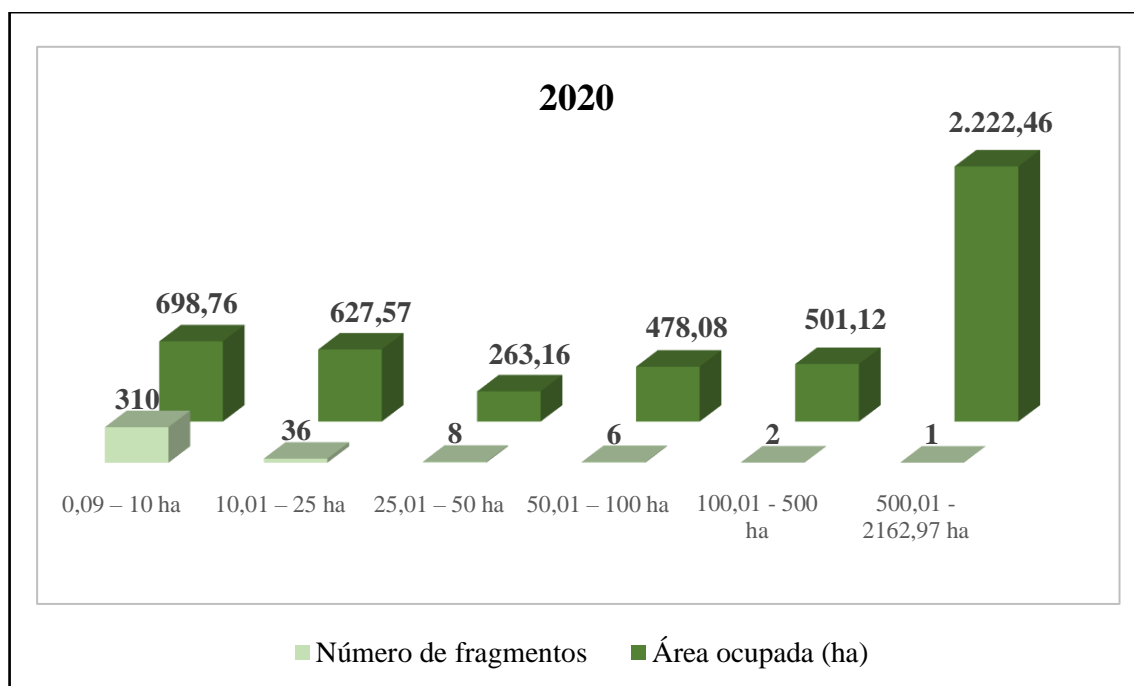
2020				
Faixas de Tamanho das manchas	Área ocupada pela faixa na classe (ha)	Área ocupada pela faixa na classe (%)	Número de fragmentos por faixa	Número de fragmentos por faixa (%)
0,09 – 10 ha	698,76	14,58 %	310 ⁵⁶	85,39 %
10,01 – 25 ha	627,57	13,09 %	36	9,91 %
25,01 – 50 ha	263,16	5,49 %	08	2,20 %
50,01 – 100 ha	478,08	9,97 %	06	1,65 %
100,01 – 500 ha	501,12	10,45 %	02	0,55 %
500,01 – 2.162,97 ha	2.222,46	46,38 %	01	0,27 %
Total	4.791,15		363	

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Na sequência, os resultados para o ano 2020 também são apresentados através de gráficos (Figuras 60 e 61), fazendo relação entre o número de fragmentos por classe de tamanho e a área total de cada classe de tamanho, em hectares; e entre o número de fragmentos por classe de tamanho e a área total de cada classe, em porcentagem.

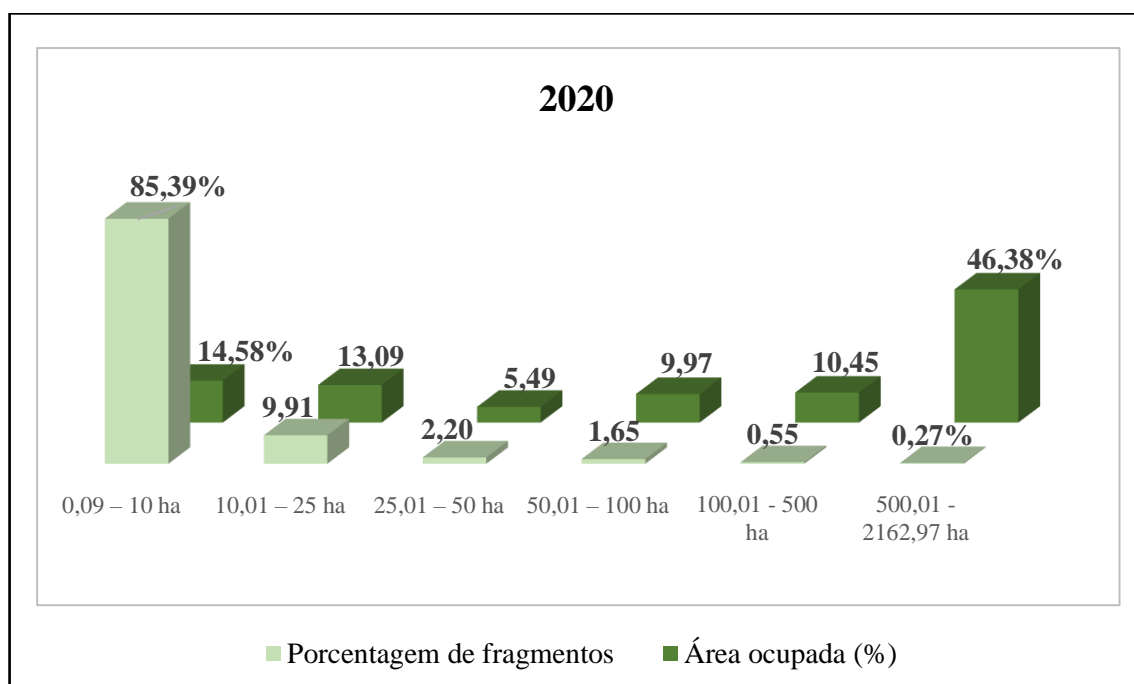
⁵⁶ Das 310 manchas destacadas neste intervalo de tamanho no ano 2020, 272 encontravam-se entre 0,09 a 5 hectares; 38 encontravam-se entre 5 a 10 hectares.

Figura 60 – Relação entre o número de fragmentos por classe de tamanho e a área total de cada classe, em hectares (2020).



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Figura 61 – Relação entre o número de fragmentos por classe de tamanho e a área total de cada classe, em porcentagem (2020).



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Nos dados levantados acerca do ano 2020 para as manchas da classe de *Formação florestal*, a classe aumentou em número de fragmentos, chegando a 363. Tendo em vista que a área total ocupada pela classe na paisagem diminuiu de 4.941,09ha em 2000 para 4.791,15ha em 2020, o aumento no número de fragmentos na classe representa um processo de perda e fragmentação das áreas de *Formação florestal*, constatado na comparação dos resultados das métricas no nível de manchas para a classe, dos anos 2000 e 2020.

Assim como no ano 2000, em 2020 também se observou uma grande concentração de manchas com área com até 10 hectares na área em estudo, contabilizando 310 fragmentos, ou 85,3% do total de fragmentos da classe. A área ocupada pela soma de todos esses fragmentos de menor extensão foi de 698,76 hectares, o que representava 13,09% da paisagem. Apesar desses pequenos fragmentos representarem mais de oitenta por cento de todos os fragmentos da classe, a área ocupada por eles só representava 14,58%. Novamente, tais manchas podem ser visualizadas também no mapa da Figura 57 identificadas pela cor vermelha.

As manchas com área entre 10,01 e 25ha ocupavam área de 627,57ha da paisagem, representando 13,09% da mesma, distribuídos em 36 fragmento, ou 9,91% do total de fragmentos. Essas manchas podem ser visualizadas no mapa da Figura 57 identificadas pela cor laranja.

As manchas com tamanhos entre 25,01 e 50ha ocupavam área de 263,16ha na paisagem, representando 5,49% da mesma, distribuídos em 8 fragmentos, ou 2,20% do total de fragmentos. A partir deste intervalo de tamanho da área das manchas, houve significativa diminuição no número de fragmentos em relação aos de menor extensão. Neste intervalo de tamanho de manchas, no ano 2020, foi identificada a menor porcentagem de área ocupada na paisagem. Essas manchas podem ser visualizadas no mapa da Figura 57 identificadas pela cor amarela.

Diferentemente, os resultados encontrados para o ano 2000 demonstraram que essa queda em número de fragmentos na paisagem deu-se a partir da próxima classe de tamanho da área, entre 50,01 a 100 hectares.

As manchas com área entre 50,01 e 100ha ocupavam área de 478,08ha da paisagem, representando 9,97% da mesma, distribuídos em 6 fragmentos, ou 1,65% do total de fragmentos. Essas manchas podem ser visualizadas no mapa da Figura 57 identificadas pela cor verde claro.

As manchas com área entre 100,01 e 500ha ocupavam área de 501,12ha da paisagem, representando 10,45% da mesma, distribuídos em 2 fragmentos, ou 0,55% do total de fragmentos. Essas manchas podem ser visualizadas no mapa da Figura 57 identificadas pela cor verde.

Já a única mancha da paisagem com área acima de 500,01ha apresentou pequeno aumento na sua área em 2020, ocupando 2.222,46ha da paisagem, representando 46,38% da mesma, distribuídos em apenas 1 fragmento, ou 0,27% do total de fragmentos.

Enquanto no intervalo de manchas pequenas, de até 10 ha, uma grande quantidade de manchas ocupava uma área relativamente pequena na paisagem, neste caso, uma grande parte da área ocupada pela classe de *Formação florestal* na paisagem – aproximadamente metade da mesma – encontra-se concentrada em uma única mancha. Tal mancha, identificada pela cor verde escuro na espacialização proposta pela Figura 57, encontra-se situada dentro nos limites da unidade de conservação do Parque Nacional do Caparaó, em ambos recortes temporais.

Deste modo, observou-se que em 2020 houve aumento no número de manchas com área inferior à 25 hectares, em relação a 2000. Entendeu-se que esse processo se deu em decorrência da fragmentação das manchas maiores em manchas menores, sobretudo com a diminuição de aproximadamente metade do número de fragmentos e da área ocupada pelas manchas com tamanhos entre 25,01 e 50ha.

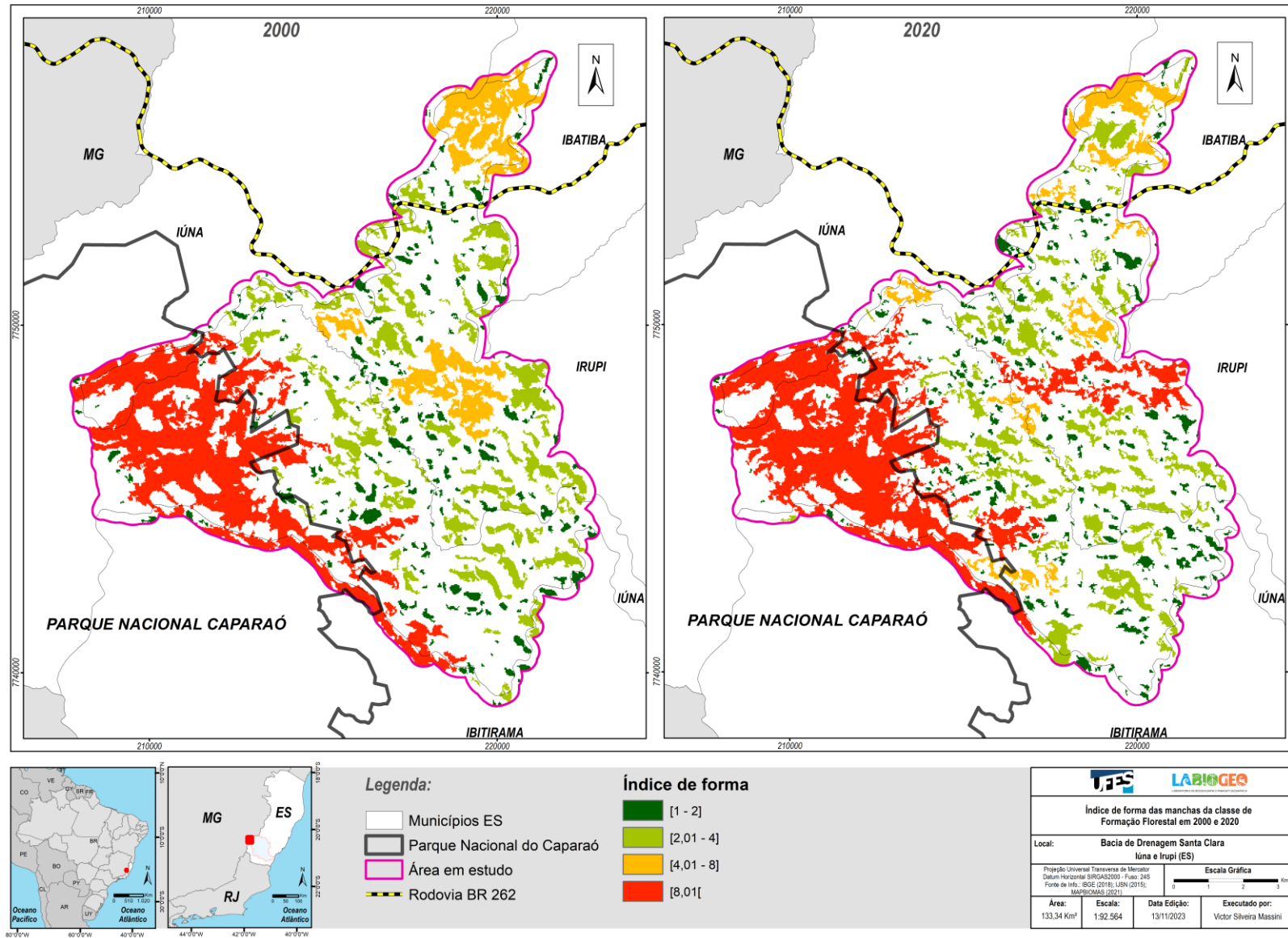
Também foi notado o mesmo processo de fragmentação das manchas compreendidas na faixa de tamanho entre 100,01 e 500ha, que diminuíram pela metade o número de fragmentos em 2020, quando comparado a 2000, com redução significativa também na área ocupada. Esse processo provocou um aumento de aproximadamente 50%, tanto em área ocupada na paisagem, quanto no número de fragmentos, na faixa de tamanho abaixo da anterior, entre 50,01 e 100ha.

ÍNDICE DE FORMA (SHAPE)

Conforme McGarigal (2015), o resultado do *Índice de forma* (SHAPE) é igual ao perímetro da mancha (m) dividido pela raiz quadrada da área da mancha (m²). Os resultados são apresentados em unidade; a faixa de amplitude é “SHAPE \leq 1”, sem limite. Isso significa que quando SHAPE = 1, a mancha é “quadrada”, podendo aumentar sem limite à medida que a forma da mancha for mais irregular.

A Figura 62 a seguir apresenta o mapa das manchas da classe de *Formação florestal* na área em estudo organizadas por resultado do índice SHAPE, em 2000 e 2020.

Figura 62 – Mapa das Manchas da classe de Formação florestal organizadas por resultado do “Índice de forma”, em 2000 e 2020.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

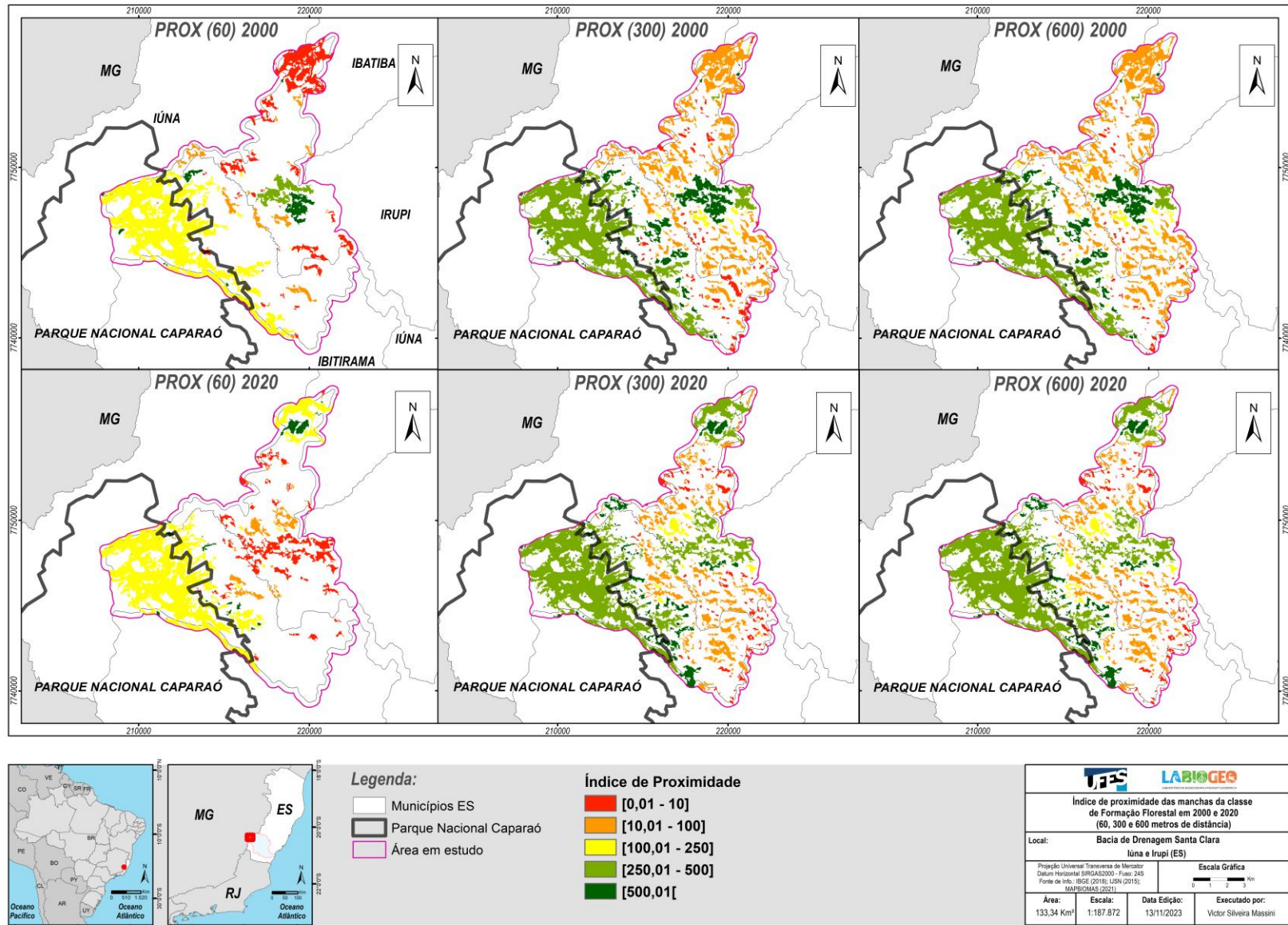
ÍNDICE DE PROXIMIDADE (PROX)

De acordo com McGarigal (2015), o resultado do *Índice de proximidade* (PROX) é igual à soma da área da mancha (m^2), dividida pela distância entre manchas mais próximas, de borda à borda, ao quadrado (m^2), entre a mancha focal e todas as manchas do tipo de classe correspondente, cujas bordas estejam dentro da distância especificada pelo usuário. Nesse caso, foram desenhados cenários considerando 60, 300 e 600 metros de distância de raio, como no cálculo da métrica PROX_MN.

Não há unidades de apresentação; a faixa de amplitude dos resultados é “ $PROX \geq 0$ ”. Assim como explicitado anteriormente, $PROX = 0$ se uma mancha não apresentar vizinhos de classe semelhante dentro do raio de distância determinado, e aumenta conforme a vizinhança é mais ocupada por outras manchas do mesmo tipo de classe e ainda, à medida que as manchas se tornam mais próximas umas das outras. Novamente, o valor máximo de PROX é influenciado pela distância do raio determinado em cada cenário e pela distância mínima entre as manchas na paisagem (MCGARIGAL, 2015).

A Figura 63 a seguir apresenta o mapa das manchas da classe de *Formação florestal* na área em estudo organizadas por resultado de PROX nos três cenários (60, 300 e 600 metros), em 2000 e 2020.

Figura 63 – Mapa das Manchas da classe de Formação florestal organizadas por resultado do “Índice de proximidade”, em 2000 e 2020.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

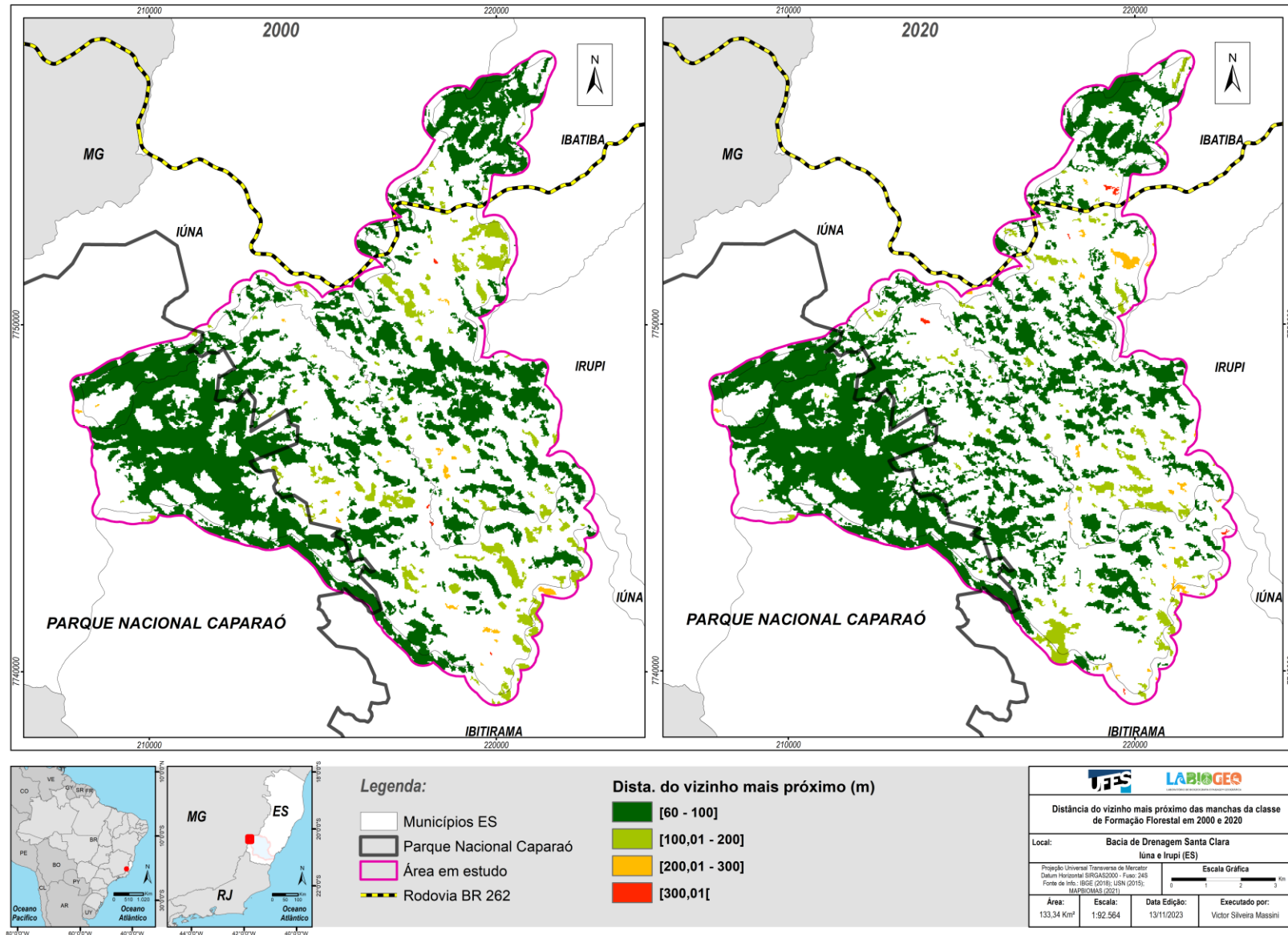
DISTÂNCIA DO VIZINHO MAIS PRÓXIMO (ENN)

A métrica de *Distância do vizinho mais próximo*, assim como a métrica *Distância média do vizinho mais próximo* – aplicada ao nível de classe e descrita anteriormente – também faz parte do grupo de métricas de isolamento e é aplicada para calcular a distância (m) para a mancha vizinha mais próxima do mesmo tipo, com base na distância de borda à borda mais curta e com base na distância entre os centros das células das duas células mais próximas das respectivas manchas (MCGARIGAL, 2015).

Aqui também a unidade de apresentação dos resultados é em metros; a faixa de amplitude é “ENN > 0” e o resultado de ENN pode chegar à 0 conforme a distância até o vizinho mais próximo diminuir; o limite superior será limitado pela extensão da paisagem em estudo.

A Figura 64 a seguir apresenta o mapa das manchas da classe de *Formação florestal* na área em estudo organizadas por resultado de ENN em 2000 e 2020.

Figura 64 – Mapa das Manchas da classe de Formação florestal organizadas por resultado de “Distância do vizinho mais próximo”, em metros, 2000 e 2020.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

6.3 Integração e Discussão dos resultados

Nesse sub-capítulo serão abordados e discutidos os dados apresentados anteriormente no que se refere às matrizes e às manchas da bacia de drenagem do rio Santa Clara, bem como aos resultados das métricas no nível de classe e de mancha.

Santos *et al.* (2016) destacaram que o domínio da Mata Atlântica é reconhecido por sua biodiversidade, sendo uma das formações naturais mais ameaçadas do planeta, com agravante do crescimento da fragmentação florestal devido ao uso e ocupação da terra sem controle e ao crescimento populacional. Para os autores, um dos aspectos mais graves do processo de fragmentação florestal é o efeito de borda nas formações vegetais e a perda da biodiversidade.

Acerca dos estudos realizados na bacia de drenagem do rio Santa Clara, identificou-se em 2000 e 2020 as matrizes da paisagem sob o caráter da extensão dos tipos de uso na paisagem.

Desta forma, neste trabalho encontrou-se que a classe de *Agricultura e Pastagem*, nos dois recortes temporais para a área em estudo, representavam 53,56% em 2000 e 52,64% em 2020. Esses percentuais confirmam o fato de as atividades agrícolas serem os principais vetores econômicos na região em foco. Portanto, a matriz do recorte é de *Agricultura e Pastagem*, conforme pode ser observado na Figura 42.

Apesar de pequenas alterações terem sido identificadas na área total ocupada pela matriz da paisagem entre 2000 e 2020, as três subclasses componentes da matriz, ou seja, *Pastagem*, *Mosaico de Agricultura e Pastagem* e *Lavouras temporárias*, apresentaram uma dinâmica de mudanças significativas na área ocupada pelas mesmas nos anos 2000 e 2020, de acordo com os resultados apresentados na Tabela 2.

Como exemplo desta dinâmica, no ano 2000 a subclasse *Pastagem* ocupava a maior parte da matriz, com percentual equivalente a 33,23% do total da paisagem, reduzindo para 10,58% em 2020; já a subclasse *Mosaico de Agricultura e Pastagem*, que ocupava 19,16% da paisagem em 2000, passou a ocupar o percentual de 38,09% de área na paisagem em 2020. Enquanto as *Lavouras temporárias* que eram de 1,15% passaram a 3,96%, apresentando significativo aumento de 2000 para 2020.

Os resultados evidenciaram que, entre 2000 e 2020, à medida que houve diminuição na área ocupada pela classe de *Pastagem*, houve aumento na área ocupada pela classe *Mosaico de Agricultura e Pastagem* e pela classe de *Lavouras temporárias*, possivelmente em decorrência do crescimento do cultivo de produtos agrícolas nas duas décadas seguintes ao ano 2000. O aumento nessas classes pode ser justificado pelo fato de áreas que anteriormente eram dedicadas ao uso pecuário com pastagens foram tendo suas funções modificadas a partir da mudança das pastagens pelo desenvolvimento das atividades de agricultura, através do plantio e cultivo de espécies comerciais, como café, banana, milho, entre outros.

Esses resultados corroboram com o encontrado por Fiorese e Nascimento (2019) acerca da presença e dinâmica da classe de pastagem na bacia hidrográfica do rio Itapemirim (BHRI), ao pesquisarem a sub-bacia Ribeirão Santo Amaro, entre 2007 e 2015, onde constataram o predomínio da classe de pastagem, apesar de apontarem a diminuição na área ocupada pela mesma.

Através da Figura 42, que representa o mapa das matrizes da paisagem na bacia de drenagem do rio Santa Clara em 2000 e 2020, associado à rede hidrográfica, observa-se que a maior parte das manchas que compõem as matrizes em ambos os períodos estão imediatamente no entorno dos cursos d'água, sobretudo por serem as áreas que ocupam as menores cotas de altitude e de declividade da área em estudo. Portanto, mais propícias ao desenvolvimento de atividades agrícolas – o que pôde ser constatado ao comparar esses resultados com os mapas de hipsometria (Figura 22) e clinometria (Figura 24). Com esse indício, constatou-se o não cumprimento, em significativa área da bacia de drenagem, da legislação do Código Florestal (BRASIL, 2012) que preconiza como Áreas de Preservação Permanente as margens dos cursos hídricos.

As matrizes da paisagem, no caso da bacia de drenagem do rio Santa Clara, são então compostas por manchas introduzidas na paisagem (Tabela 3), uma vez que são resultados da ação humana, composta pelos usos representados pela *Pastagem*, *Mosaico de Agricultura e Pastagem* e *Lavouras temporárias*. Ao lado dessas classes, outras também são consideradas manchas introduzidas, como *Área urbanizada* e *Silvicultura*. Vale destacar que, na área do Parque Nacional do Caparaó praticamente não ocorrem os usos que denotam as matrizes em

ambos os recortes temporais, fato que evidencia a importância desta unidade de conservação para a manutenção da biodiversidade, freando o uso antrópico.

Além de manchas introduzidas na paisagem da bacia do rio Santa Clara, também foram identificadas manchas de recurso ambiental e manchas de distúrbio. A Figura 44 representa o mapa das manchas de recurso ambiental de *Formação florestal* na paisagem. Em ambos os recortes temporais é notável a expressiva ocorrência das manchas de *Formação florestal* na porção da área em estudo que corresponde ao Parque Nacional do Caparaó.

Algumas manchas da classe *Formação florestal* encontraram-se mais distribuídas nos topos dos morros, encostas íngremes e vales encaixados. Entretanto, a menor parte delas está imediatamente situada às margens de cursos d'água, representando um não comprometimento do uso da terra conforme preconizado pelo Código Florestal na definição das Áreas de Preservação Permanente às margens de cursos hídricos (BRASIL, 2012). Esses aspectos, apesar de variações na composição e configuração dos elementos da paisagem, foram observados tanto no ano 2000 quanto em 2020.

Ainda foi possível observar que a mancha de recurso ambiental *Formação florestal*, representada na Figura 44, apresentou diminuição em sua área no ano de 2020 quando comparado com o ano 2000. Ao passo que a mancha introduzida de *Silvicultura*, representada na Figura 45, apresentou um significativo aumento em 2020, sobretudo na parte que não está compreendida pelo Parque Nacional do Caparaó, em áreas elevadas do terreno como encostas e topos de morros.

Sobre a atividade da *Silvicultura*, representada principalmente pelo plantio de eucalipto, observou-se que esta apresentou forte crescimento e consequente expressividade na economia regional, inclusive como resultado de políticas governamentais de fomento ao plantio de espécies exóticas com fins econômicos.

Conforme Lima *et al.* (2016), o estado do Espírito Santo, no contexto nacional, possuía 74,2% da área total de plantio de eucaliptos no formato de monocultura. No cenário estadual, os plantios de eucalipto abrangem 99,3% das áreas destinadas à monocultura de vegetação de porte arbóreo. Esses resultados demonstram a importância da atividade extrativista vegetal na

economia do estado, bem como a predominância do cultivo de eucalipto no plantio de madeiras para fins comerciais. Nesse contexto, os autores sugeriram ações de mitigação e atenuação dos impactos ambientais advindos das atividades de silvicultura e agropecuária.

Visualmente, observou-se na Figura 43 que as manchas de recurso ambiental, ainda que tenham apresentado diminuição no tamanho da área ocupada na paisagem em 2020, dentro dos limites da unidade de conservação Parque Nacional do Caparaó a mesma apresentou um notável crescimento, fato este que representa eficácia no atendimento aos objetivos de conservação da natureza proposto pela instituição da UC.

As manchas introduzidas ocuparam 55,03% da paisagem em 2000 e 56,15% em 2020, apresentando um pequeno aumento de aproximadamente 150 hectares. Estas foram majoritárias na paisagem, uma vez que as manchas de recurso ambiental ocuparam 44,94% da paisagem em 2000 e 43,77% em 2020, apresentando pequena redução. As manchas de distúrbio, que existiam em 2000 encontrando-se em 0,63 hectares, passaram em 2020, para 8,64 hectares. Com isso, constatou-se que houve transformação de áreas de manchas de recurso ambiental para manchas introduzidas na paisagem no período comparado. A espacialização desses dados é possível ser observada na Figura 43.

Como evidenciado na caracterização da área em estudo, um trecho da rodovia federal BR 262 atravessa a área da bacia do rio Santa Clara (Figura 18). Neste percurso, a rodovia passa por áreas de matriz, manchas de recursos ambientais e cursos d'água, conforme foi representado nas Figuras 42, 43, 44 e 45.

Rytwinski e Fahrig (2015) pontuaram em seu trabalho que para melhor entender os efeitos e impactos de estradas de rodagem sobre a biodiversidade, se faz necessário entender não apenas os efeitos sobre os indivíduos de forma separadamente, mas sim em uma perspectiva das consequências sobre um grupo de indivíduos de determinada espécie.

Dessa forma, os autores constataram que as estradas de rodagem e o tráfego de veículos podem impactar as populações de vida selvagem em três sentidos: o aumento da mortalidade; a diminuição da quantidade e da qualidade de áreas de habitat; e a fragmentação das populações

em subpopulações, portanto menores e, conseqüentemente, com maior vulnerabilidade às extinções locais (RYTWINSKI; FAHRIG, 2015).

Teixeira, Rytwinski e Fahrig (2020), em uma revisão bibliográfica em pesquisas publicadas entre 2012 e 2016, observaram que de forma geral são indicados como meios eficientes de mitigação dos impactos das estradas de rodagem a melhoria na qualidade das áreas de habitat na paisagem e o estabelecimento de sua conectividade.

Conforme Freitas, Hawbaker e Metzger (2010), em estudo realizado na Mata Atlântica do estado de São Paulo, as estradas e a topografia do terreno podem determinar padrões de uso da terra e a distribuição da cobertura florestal, sobretudo nas regiões tropicais. Pontuaram ainda que, as estradas são cicatrizes permanentes na paisagem e facilitam o desmatamento e a fragmentação florestal devido ao aumento da acessibilidade e valorização da terra, que controlam a dinâmica de uso e cobertura da terra. As florestas estão, portanto, em perigo onde há mais estradas, e as estratégias de conservação de longo prazo devem considerar maneiras de mitigação dos impactos causados por estas, enquanto elementos permanentes e vetores do desmatamento das florestas.

Para Coelho, Kindel e Coelho (2008), com a esperada expansão da rede viária, as medidas de mitigação devem incluir a proteção do habitat através de medidas como regulamentação do uso da terra, construção de estruturas de travessia rodoviária, instalação de redutores de velocidade e realização de campanhas para conscientização das pessoas acerca dos impactos das estradas sobre a vida selvagem.

Faria, Pires e Abra (2022), destacaram que apesar de as estradas de rodagem possuírem significância econômica e social, também representam um importante mecanismo de fragmentação da paisagem, envolvendo fatores ambientais. Dependendo de sua configuração, por vezes fragmentando áreas de habitat, como demonstrado no trabalho realizado pelos autores no Parque Estadual Morro do Diabo em São Paulo, para as áreas de proteção da natureza e para a vida selvagem, representam a principal fonte de distúrbio e perturbação.

Conforme Rodrigues (2009) esse processo de ocupação antrópica e suas implicações sobre a transformação dos espaços contribui para fragmentação da vegetação natural, antes

contínua, que passa a ocupar menores porções do espaço e contar com barreiras que as dividem, podendo, por exemplo, diminuir e/ou ameaçar o livre movimento da fauna.

Acerca das métricas calculadas para as classes de uso e cobertura da terra na bacia de drenagem do rio Santa Clara, a discussão em seguida foi realizada levando-se em consideração os resultados encontrados com objetivo de interpretar a dinâmica ocorrida na paisagem.

Os resultados da investigação quantitativa deste estudo, por meio de métricas, indicaram que a região da bacia de drenagem do rio Santa Clara se apresenta altamente fragmentada, principalmente no entorno da unidade de conservação Parque Nacional do Caparaó. Apontam, ainda, para um processo de fragmentação nos anos comparados, evidenciado pelo aumento do número de manchas na paisagem (Figura 46), pela diminuição no tamanho médio das manchas de habitat (Figura 49), pela maior irregularidade no formato das manchas (Figura 51), pela maior desagregação das manchas de habitat (Figura 50), pela diminuição do percentual da área núcleo das manchas de habitat (Figura 54) e pelo aumento do número de áreas centrais nas mesmas (Figura 53), entre outros resultados encontrados.

A classe de *Formação florestal* apresentou no ano de 2020, quando comparado com o ano 2000, uma diminuição em sua extensão na paisagem, ocupando 35,93% e 37,06% da área total da paisagem, respectivamente. Isso representou uma diminuição de aproximadamente 150 hectares de área ocupada pela classe na paisagem.

A métrica indicativa do *Número de manchas* (NP) da classe na paisagem aumentou de 315 fragmentos de *Formação florestal* em 2000, para 363 fragmentos em 2020. Tendo também o índice *Densidade de manchas* (PD) o seu resultado aumentado, de 2,36 manchas a cada 100 hectares em 2000 para 2,72 manchas a cada 100 hectares em 2020.

Essas métricas, associadas ao *Tamanho médio da mancha* (AREA_MN), teve a área média das manchas da classe de *Formação florestal* reduzida de 15,69ha em 2000 para 13,20ha em 2020, possibilitando inferir algumas considerações sobre a dinâmica da paisagem nos períodos observados, as quais sinalizaram para um movimento de fragmentação das áreas ocupadas pela classe de *Formação florestal* com o passar dos anos do recorte temporal considerado.

Esses dados, para a classe de *Formação florestal*, quando interseccionados demonstraram que apesar desta encontrar-se subdividida em mais manchas em 2020, não significa que a mesma tenha ampliado sua abrangência na paisagem, uma vez que o tamanho médio de suas manchas diminuiu em média 2,5ha e sua própria extensão foi reduzida na paisagem.

Contudo, no contexto da paisagem, ficou demonstrado que a classe de *Formação florestal* e *Agricultura e Pastagem* apresentaram diminuição em suas coberturas em aproximadamente 273 hectares, ao passo que a classe de *Silvicultura e Área urbana e outras áreas não vegetadas* ampliaram a área ocupada na paisagem em aproximadamente 278 hectares, representando a dinâmica ocorrida no uso e cobertura da terra na área da paisagem na comparação entre os anos 2000 e 2020.

Paiva *et al.* (2010) em pesquisa sobre a dinâmica dos fragmentos florestais na bacia hidrográfica do rio Itapemirim, observaram que nas áreas em que encontravam-se as maiores altitudes e declividade de relevo, na região serrana da bacia – como as características do recorte espacial deste estudo – a cobertura florestal existente era melhor conservada do que a encontrada nas demais áreas, em menores altitudes. Segundo os autores cerca de 24,2% desta área específica, estava coberta por floresta.

Os autores realizaram a classificação visual das imagens do satélite *CBERS-CCD*, identificando os fragmentos florestais e constataram que, à época, a área total de fragmentos florestais da bacia do rio Itapemirim ocupava cerca de 19,7% da área. Mediante a situação encontrada para a classe de formação florestal verificada em outras partes da bacia hidrográfica do rio Itapemirim, os autores sugeriram ações de reflorestamento como alternativas ecológicas e econômicas para a sustentabilidade da região.

Eugenio *et al.* (2013), acerca da dinâmica florestal em uma área da bacia hidrográfica do rio Itapemirim – na localidade de Rive (Alegre, Espírito Santo), constataram que entre os anos de 1987 e 2007 houve redução de aproximadamente 28,79% na área ocupada pelos fragmentos florestais. O trabalho ressaltou que a fragmentação das florestas na bacia hidrográfica do rio Itapemirim ocorreu principalmente devido à expansão da cultura cafeeira e da agropecuária.

No entanto, Santos *et al.* (2016) encontraram que, entre 1985 e 2013 na bacia hidrográfica do rio Itapemirim, como um todo, houve diminuição da área ocupada pelos fragmentos florestais em 2,55%, portanto em um ritmo menos acelerado do que os resultados encontrados por Eugênio *et al.* (2013).

Thiago, Santos e Magalhães (2020) mapearam os fragmentos florestais da bacia hidrográfica do rio Itapemirim com objetivo de identificar fragmentos florestais potenciais para a delimitação de Corredores Ecológicos. Assim, identificaram 11.749 fragmentos florestais, que representaram 22% de cobertura florestal na bacia hidrográfica.

A classe *Silvicultura* da área em estudo apresentou aumento no *Número de manchas* (NP), passando de 103 manchas em 2000 para 125 manchas em 2020. Com isso, a classe dobrou o índice *Tamanho médio da mancha* (AREA_MN), passando de 1,80ha em 2000 para 3,62ha em 2020, assim como a métrica *Área da classe* (CA), que demonstrou um aumento de 185,49ha para 451,98ha a área ocupada na paisagem. A *Densidade de manchas* (PD) da classe aumentou de 0,77 para 0,94 manchas a cada 100 hectares da paisagem. O aumento da classe de *Silvicultura* na paisagem representa a maior expressividade que as atividades de extrativismo vegetal alcançaram nas últimas décadas no cenário produtivo e econômico da região em que está inserida a bacia de drenagem – microrregião administrativa de planejamento do Caparaó (ES).

Nas classificações de uso e cobertura da terra na área em estudo para os anos de 2000 e 2020, representadas no mapa da Figura 30, foi possível observar as áreas em que houve o aumento da classe de *Silvicultura* na paisagem. Com isso ficou evidente o papel conservacionista exercido pelo PNC, pois, enquanto houve supressão de áreas das classes de *Formação florestal* e ampliação da classe de *Silvicultura* nas áreas externas e limítrofes à área protegida, o mesmo não ocorreu na unidade de conservação. No entanto, cabe destacar que foi observado nos mapeamentos de uso e cobertura da terra realizados para a área em estudo que em ambos os anos ocorriam áreas pontuais ocupadas por plantio de eucalipto no interior do PNC.

Gladson *et al.* (2023) examinaram a dinâmica da paisagem em torno de três regiões afetadas por diferentes níveis de degradação entre 1950 e 2010, na Serra do Espinhaço Meridional, Minas Gerais. Assim, constataram a importância das unidades de conservação na

proteção dos recursos naturais. Durante o período observado, a vegetação nativa remanescente foi pouco afetada, quantitativamente, pelas atividades humanas, e isso deveu-se principalmente pelo fato de estar majoritariamente situada nos limites de uma unidade de conservação. No entanto, os autores destacaram o surgimento e ampliação da classe de *Silvicultura* na paisagem regional, sobretudo em áreas externas à UC, assim como pôde ser observado também neste trabalho acerca da bacia de drenagem do rio Santa Clara.

Na bacia de drenagem do rio Santa Clara, a classe *Área urbana e outras áreas não vegetadas* aumentou em 11 o *Número de manchas* (NP), passando de 3 manchas em 2000 para 14 manchas em 2020, ampliando em aproximadamente 12 hectares a sua área na paisagem. Uma vez que houve expressivo crescimento em NP e pequeno aumento na *Área da classe* (CA) ocupada na paisagem, o *Tamanho médio da mancha* (AREA_MN) para a classe apresentou diminuição, reduzindo de 4,92ha em 2000, para 1,91ha em 2020.

Ainda, devido ao fato de que a classe *Área urbana*, segundo MapBiomias descrita como “Áreas com significativa densidade de edificações e vias, incluindo áreas livres de construções e infraestrutura”, e a classe *Outras áreas não vegetadas*, descrita pelo MapBiomias como “Áreas de superfícies não permeáveis (infraestrutura, expansão urbana ou mineração não mapeadas em suas classes)”, na bacia de drenagem do rio Santa Clara ocuparem pequena área em relação ao tamanho da paisagem, tais classes apresentaram baixos índices de *Densidade de manchas* (PD), passando de 0,02 em 2000, para 0,11 manchas à cada 100 hectares da paisagem em 2020.

A classe *Agricultura e Pastagem*, além da diminuição do tamanho de sua área ocupada na paisagem em cerca de 123 hectares, o que representa 0,92% de área da paisagem, também reduziu o NP da classe, diminuindo de 137 manchas em 2000 para 114 em 2020. Essa dinâmica resultou no aumento de AREA_MN, que passou de 52,13ha em 2000 para 61,56ha em 2020. Ao contrário, houve diminuição de PD da classe, que passou de 1,03 manchas a cada 100ha em 2000 para 0,86 em 2020.

No que se refere ao total de todas as manchas encontrada na bacia de drenagem do rio Santa Clara, foi constatado que essas aumentaram 60 manchas, contabilizando 628 manchas em 2000 e 688 manchas em 2020, evidenciando a fragmentação nas classes de uso e cobertura da terra.

Tais resultados corroboram com o encontrado por Paiva *et al.* (2010) acerca da cobertura florestal da bacia do rio Itapemirim em 2010, ao constatar que a mesma encontrava-se bastante fragmentada, principalmente em decorrência de atividades agrícolas como, por exemplo, pastagens e cafeicultura, que têm historicamente causado a retirada da vegetação nativa.

Conforme Saito *et al.* (2016) em pesquisa sobre a fragmentação florestal entre 1970 e 2007 em uma área na bacia hidrográfica do rio Itapemirim, referente à unidade de conservação Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) Cafundó e seu entorno, fundamentada nos preceitos da Ecologia de Paisagem, a matriz da paisagem em questão em ambos os momentos foi determinada pela pastagem. O uso e cobertura da terra e, sobretudo, as formações florestais passaram por transformações no entorno da unidade de conservação RPPN Cafundó. Assim como foi constatado também por esta pesquisa, no que se refere a porção do Parque Nacional do Caparaó que compõe a área em estudo.

A interpretação isolada do *Número de manchas (NP)* da classe de *Formação florestal* não seria suficiente para constatar a fragmentação da classe. Correlacionando-se com outras métricas, observou-se na área em estudo, que o aumento das manchas de *Formação florestal* não foi resultante da implantação de novas áreas de floresta, e sim da subdivisão delas, tornando a área mais heterogênea.

Nesse sentido, tal resultado legitima o que foi encontrado no Plano de Manejo do PNC (ICMBIO, 2015), que define que a vegetação natural na área do entorno ao parque encontra-se descaracterizada e com áreas pontuais preservadas.

Observado o ocorrido na dinâmica da paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara entre 2000 e 2020, a classe de *Formação florestal* e de *Agricultura e pastagem* apresentaram diminuição em suas áreas, ao passo que a classe de *Silvicultura e Área urbana e outras áreas não vegetadas* ampliaram e extensão ocupada na paisagem. As classes de *Afloramento rochoso* e *Corpo d'água* apresentaram pequenas mudanças, o que permitiu considerar que elas se mantiveram quase estáveis em relação à área ocupada na paisagem nos dois recortes temporais utilizados.

Com exceção das classes *Agricultura e pastagem* e *Corpo d'água*, sendo que a primeira diminuiu e a segunda manteve-se estável, todas as outras classes identificadas na paisagem aumentaram o *Número de manchas* (NP) em 2020, em relação à 2000 (Tabelas 5 e 6). Essa mesma dinâmica foi constatada nos resultados da métrica *Densidade de manchas* (PD), confirmando o processo de fragmentação da paisagem, resultando em maior heterogeneidade no mosaico de classes de uso e cobertura na paisagem (Tabelas 5 e 6, Figuras 46 e 47).

Em 2020 as classes de *Agricultura e pastagem*, *Silvicultura* e *Corpo d'água* tiveram o *Tamanho médio da mancha* (AREA_MN) ampliado, enquanto as demais classes da bacia de drenagem do rio Santa Clara reduziram o tamanho médio de suas manchas, com destaque para classe de *Formação florestal* (Figura 49).

Devido à ocorrência de pequenos cursos d'água que compõem majoritariamente a área em estudo e os aspectos da resolução espacial das imagens de satélites utilizadas na classificação do uso e cobertura da terra pela rede MapBiomas – conforme mencionado anteriormente – tornou-se difícil tecer considerações acerca de sua dinâmica a partir dos resultados de tal classe encontrados no produto utilizado neste trabalho.

Quanto ao que se refere as métricas *Índice de maior mancha* (LPI), *Índice de forma da paisagem* (LSI) e *Índice de forma média* (SHAPE_MN) foram encontrados os seguintes resultados, conforme segue.

Observando índices que revelam a composição e a configuração da paisagem, como a métrica *Índice de maior mancha* (LPI), a classe de *Formação florestal* apresentou pequena alteração em sua maior mancha nos anos comparados, contando com um fragmento que possuía 2.162,97ha em 2000 e 2.222,46ha em 2020. Fator de destaque é que, como pôde ser observado na Figura 30, este fragmento encontrava-se, nos dois anos comparados, no interior da unidade de conservação Parque Nacional do Caparaó.

Esse resultado ressaltou o papel conservacionista dos recursos naturais proporcionados pela unidade de conservação, que é garantida pela Lei do SNUC (BRASIL, 2000). Observou-se que a mancha de recurso ambiental dentro da UC não apenas resistiu à degradação ambiental como ampliou sua área, possivelmente através da recuperação de alguns espaços. A recuperação

de áreas naturais possibilitou a conexão da maior mancha da classe *Formação florestal* com outras manchas florestais vizinhas, ampliando sua extensão contínua, contribuindo para a manutenção do fluxo gênico.

Conforme Jesus *et al.* (2015) e Silva e Longo (2020), tais manchas de maior expressividade, denominadas na bibliografia como “fragmentos-matriz”, têm potencial de atuarem como “área-fonte” de recursos e material genético para manchas menores. Nesse sentido, tem extrema importância no contexto da paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara o maior fragmento florestal da área, situado no interior da UC Parque Nacional do Caparaó, cuja extensão ultrapassou dois mil hectares nos dois momentos observados, o qual foi identificado através da operacionalização da métrica LPI (Figura 48, Tabelas 5 e 6).

A respeito do *Índice de forma da paisagem* (LSI) da classe de *Formação florestal* na área em estudo, este apresentou aumento. Ao se correlacionar com outras métricas observou-se que o aumento em NP da classe, ainda que tenha ocorrido a diminuição da área da mesma na paisagem, levou ao aumento do perímetro total das manchas da classe, elevando o LSI de 30,75 em 2000 para 34,99 em 2020 (Figura 50). Por exemplo, a classe *Formação florestal* apresentou a razão perímetro-área média de 498,03 em 2000 e 540,87 em 2020, refletindo o aumento no perímetro total da classe (Figura 52). Dessa forma, pode-se também inferir que esse resultado se deu em decorrência da área da classe *Formação florestal* encontrar-se distribuída em mais manchas, portanto apresentando-se em situação de maior desagregação. Portanto, os resultados dessas métricas confirmam o processo de fragmentação identificado na comparação entre os períodos temporais estudados na bacia de drenagem do rio Santa Clara.

O resultado constatado através da métrica *Índice de forma média* (SHAPE_MN), para a classe de *Formação florestal*, gerou uma média entre o resultado de todas as manchas que compõem a classe, resultando em SHAPE_MN de 1,74 em 2000 e de 1,84 em 2020, significando que as manchas dessa classe distanciaram-se do formato de um quadrado – no formato *raster* – ou circular, configurando mais sinuosidade às mesmas e portanto maior complexidade (Figura 11), uma vez que ampliam os espaços de contato entre os fragmentos florestais e áreas de uso e ocupação caracterizadas sobretudo pela matriz da paisagem – *Agricultura e Pastagem*. A forma quadrática ou circular de uma mancha é a que contém o

máximo de área interior com o mínimo perímetro possível (BOTEQUILHA LEITÃO *et al.*, 2006).

Botequilha Leitão *et al.* (op. cit.) destacaram que no processo de desenvolvimento das paisagens, haveria uma tendência ao aumento da complexibilidade (irregularidade) nos fragmentos de *Formação florestal* até determinado ponto, de forma que nos últimos estágios de desenvolvimento, em que a paisagem encontra-se em um maior grau de heterogeneidade, a redução das áreas florestais levaria às mesmas a assumirem formas menos complexas, e portanto mais simples, ao passo que manchas urbanas e de agricultura assumiriam maior irregularidade em suas formas.

Ao passo que as manchas de recurso ambiental adquirem formas mais irregulares, podem ter seus perímetros aumentados, uma vez que os critérios adotados para o cálculo do *Índice de forma média* levam em consideração o perímetro e a área das manchas, que possivelmente ampliarão os impactos do chamado efeito de borda, ocorrendo em seus limites pressões de usos antrópicos que comprometam a sustentabilidade da vegetação.

O resultado encontrado por Pirovani, da Silva e dos Santos (2015) demonstra interferência da ação antrópica sobre a classe de *Formação florestal*, sobretudo em áreas externas à unidade de conservação RPPN Cafundó, ainda que próximas aos seus limites, uma vez que tais manchas tenderam a ter seus tamanhos reduzidos. Esta dinâmica foi também identificada por esta pesquisa no contexto da bacia de drenagem do rio Santa Clara e do PNC.

No estudo das mudanças ocorridas na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara, os resultados encontrados em SHAPE_MN corroboram com aqueles encontrados em LSI, apesar da escala de aplicação dos mesmos serem distintas (sendo LSI aplicado à classe e SHAPE_MN aplicado à mancha). Pois, ao passo que SHAPE_MN retrata o formato médio de todas as manchas de determinada classe, cujos resultados apontaram para maior distanciamento dos mesmos da forma quadrática ou circular em 2020 em relação à 2000, LSI retrata o conjunto de forma da classe focal em relação ao tamanho da paisagem, permitindo inferir se a mesma se encontrava mais ou menos agregada. Portanto, tendo a classe de *Formação florestal* na paisagem aumentado a complexidade de suas manchas, tornando-se menos regulares,

consequentemente tornou as manchas de tal classe menos agregadas na paisagem, conforme os resultados demonstrados por LSI, tanto em 2000 quanto em 2020 (Figura 50).

Sobre a classe de *Silvicultura*, além desta ter apresentado expressivo aumento em sua área ocupada na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara em 2020, também aumentou seu *Índice de maior mancha* (LPI), passando de 0,06% para 0,35% a área ocupada por esta mancha na paisagem, além do crescimento da classe em *Área*, *Número de manchas* e em *Tamanho médio da mancha* (Figuras 31, 46 e 49 e Tabelas 5 e 6).

Sobre o *Índice de forma da paisagem* (LSI) para a classe de *Silvicultura*, ao contrário das demais classes da área em estudo, esta apresentou diminuição nos anos comparados, reduzindo de 16,66 para 15,84 (Figura 50 e Tabelas 5 e 6). Devido ao fato de a soma do perímetro das manchas de uma classe influenciar diretamente no resultado deste índice, a diminuição do índice para a classe *Silvicultura* possibilitou inferir que, apesar da mesma ter expandido em *Área da classe* (CA), em *Número de manchas* (NP) e em *Tamanho médio da mancha* (AREA_MN), a classe apresentou-se mais agregada em 2020, pois, proporcionalmente, a classe aumentou mais em relação à área ocupada na paisagem do que em relação à quantidade de novas manchas (Tabelas 2, 5 e 6 e Figura 45).

Assim, compreende-se a dinâmica da classe de *Silvicultura* como ciclos produtivos que, no geral, são realizados nas mesmas áreas selecionadas pelos produtores e em suas imediações, por vezes em revezamento de uso.

O *Índice de forma média* (SHAPE_MN) calculado no nível de manchas para a classe de *Silvicultura* também apontou para uma dinâmica entre 2000 e 2020 que constituiu em maior regularidade das manchas da classe, afastando-se de formas alongadas, demonstrando maior concentração na área ocupada pela classe na paisagem. O índice diminuiu de 1,59 para 1,52 nos anos comparados (Figura 51 e Tabelas 5 e 6).

Correlacionando-se com outros resultados de outras métricas para a classe *Silvicultura* que também aumentaram – *Área da classe* e *Tamanho médio da mancha* –, entendeu-se que as manchas se tornaram maiores e mais regulares ou mais simples. Manchas com formatos mais simplificados, como círculos, quadrados ou retângulos, possuem diferentes implicações nas

atividades de uso humano bem como nas funções ecológicas do que manchas com formas mais complexas (BOTEQUILHA LEITÃO *et al.*, 2006).

A classe de *Área urbana e outras áreas não vegetadas*, que apresentou aumento em área ocupada na paisagem (CA) na comparação entre os dois anos observados, teve a sua maior mancha da classe (LPI) também ampliada de 0,08% em 2000 para 0,10% em 2020 (Figuras 48 e Tabelas 5 e 6). O baixo índice de desenvolvimento das áreas urbanas no período observado, em cerca de 11 hectares, refletiu-se nos resultados de LPI, de maneira que a maior mancha da classe apresentou pequeno crescimento no período. Pôde-se inferir que a área da classe de *Área urbana e outras áreas não vegetadas* aumentou em 2020 em decorrência do surgimento de novas manchas ou núcleos urbanos introduzidos na paisagem, com baixo crescimento no tamanho das manchas urbanas que já existiam no ano 2000, refletindo-se no índice AREA_MN da classe, o qual apresentou redução, sendo de 4,92 em 2000 passando para 1,91 em 2020 (Figura 49 e Tabelas 5 e 6).

O *Índice de forma da paisagem* (LSI) para classe *Área urbana e outras áreas não vegetadas*, aumentou de 1,00 em 2000 para 1,17 em 2020. Como houve redução em AREA_MN e não houve aumento expressivo em LPI para a classe, interpretou-se que a expansão da área ocupada pela classe tenha ocorrido devido ao fato de a mesma estar distribuída em mais manchas em 2020, tendo ampliado de 3 para 14 manchas, aumentando, conseqüentemente, o comprimento de borda na classe e também os resultados para LSI, representando maior desagregação das manchas da classe na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara (Figura 50 e Tabelas 5 e 6).

Em relação ao índice SHAPE_MN, foi possível inferir que as manchas da classe *Área urbana e outras áreas não vegetadas* tornaram-se mais regulares em 2020, ou seja, em média, mais próximas ao formato quadrático ou circular, uma vez que o *Índice de forma média* das manchas da classe diminuiu de 1,59, em 2000, para 1,29, em 2020 (Figura 51 e Tabelas 5 e 6).

A classe de *Agricultura e Pastagem*, reflete a sua identificação e classificação enquanto matriz da paisagem na bacia de drenagem do rio Santa Clara nos anos 2000 e 2020 exercendo dominância de ocupação na área da mesma, apresentando um alto *Índice de maior mancha*

(LPI) nos dois anos comparados, ocupando 50,66% em 2000 e 50,49% (Figuras 42 e 48 e Tabelas 5 e 6).

Destaca-se que a classe *Agricultura e Pastagem*, conforme explicitado na parte dos procedimentos metodológicos deste trabalho, no nível 1 da escala do produto de uso e cobertura da terra do MapBiomas (Coleção 6), é composta por outras subclasses do nível 2 da escala do mesmo produto, que agrupadas compõem o nível 1, são elas: *Mosaico de Agricultura e Pastagem*; *Pastagem*; *Outras lavouras temporárias*. Como consequência do agrupamento de tais classes, observou-se a composição de uma grande mancha da classe, exercendo a dominância em ocupação na paisagem e, portanto, influência na dinâmica desta, constatado através do elevado resultado para o LPI da classe em 2000 e 2020.

Para o *Índice de forma da paisagem (LSI)* a classe de *Agricultura e Pastagem* apresentou aumento de 24,05 para 26,01. Essa classe teve sua área (CA) na paisagem reduzida, e ainda que tenha apresentado menor NP em 2020, o que possivelmente refletiria em uma redução em LSI, as manchas apresentaram aumento em AREA_MN, de 9,43 hectares, repercutindo em maior comprimento de borda e consequentemente no maior resultado para LSI da classe em 2020. Dinâmica similar foi evidenciada ao se observar os resultados da métrica *Índice de forma média (SHAPE_MN)* para as manchas da classe de *Agricultura e Pastagem*, que também apresentaram aumento no período, de 1,69 para 1,73. Isso demonstra que as manchas da classe se afastaram do padrão quadrático ou circular, tornando-se, portanto, mais irregulares e/ou alongadas (Tabelas 5 e 6 e Figura 50).

Nesse contexto, ressalta-se a agricultura cafeeira, que tem destaque no cenário econômico do Estado do Espírito Santo. Em estudo na bacia hidrográfica do rio Itapemirim, mais especificamente na sub-bacia Ribeirão Santo Amaro, Fiorese e Nascimento (2019) observaram o peso da *commoditie* agrícola na economia regional. Como característica da produção cafeeira local, está a produção em pequenas propriedades. Os autores destacaram que a cafeicultura apresentou queda nos anos comparados (2007 – 2015), ao passo que a silvicultura de eucalipto aumentou na sub-bacia investigada pelos autores. Além disso, no período observado constatou-se a predominância da cobertura de pastagem, o que demonstrou a fragilidade ambiental em relação à qualidade do habitat natural. Esses resultados são semelhantes aos encontrados por esta pesquisa acerca da dinâmica de uso e cobertura da terra

na bacia de drenagem do rio Santa Clara – também pertencente à bacia do rio Itapemirim – em um período de duas décadas.

Nascimento *et al.* (2006) investigaram o uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica do rio Alegre, também pertencente à bacia hidrográfica do rio Itapemirim. Utilizando dados de 2002, os autores constataram a predominância da classe de pastagem na paisagem. Em seguida, em relação à área ocupada na paisagem, estava a classe de formação florestal e então a classe de agricultura, sobretudo a cafeicultura. Os autores destacaram ainda que, apesar de haver área considerável ocupada pelos fragmentos florestais na paisagem da sub-bacia do rio Alegre, dos 452 fragmentos florestais identificados, 166 estavam imediatamente ao lado de áreas ocupadas por pastagem e cafezal, fator este que configuraria maior probabilidade de as áreas florestais estarem sujeitas a algum tipo de perturbação.

Acerca das métricas calculadas para a classe de *Formação florestal* na bacia de drenagem do rio Santa Clara, a discussão em seguida foi realizada levando-se em consideração os resultados encontrados com objetivo de interpretar a dinâmica ocorrida nesta classe.

O conceito de *Área núcleo total* (TCA) expresso por esta métrica refere-se à quantidade de área na paisagem, neste caso da classe de *Formação florestal*, disponível em zonas interiores das manchas da classe. Em um viés ecológico, tais áreas nucleares tendem a encontrar-se livre de possíveis perturbações e interferências advindas de diferentes tipos de uso em áreas vizinhas, que dependendo de suas características, podem influenciar a qualidade do ambiente florestal imediatamente próximo – sobretudo em suas bordas, as áreas de contato imediato – através de fatores como: luminosidade, vento, probabilidade de acesso e transformação realizados por humanos e/ou animais etc.

Thiago, Magalhães e Santos (2000) observaram que na bacia hidrográfica do rio Itapemirim os remanescentes florestais da Mata Atlântica presentes eram, em sua maioria pequenos, menores que 5ha, confirmando então uma característica do uso e cobertura da terra na bacia em questão presente há décadas, com elevado grau de fragmentação da classe florestal. Sobre a relação entre a diminuição no tamanho dos fragmentos florestais e os efeitos de borda, Ribeiro *et al.* (2009) ressaltaram que a redução de um bloco florestal remanescente em

fragmentos menores diminui as áreas centrais úteis e portanto a qualidade do ambiente, aumentando os efeitos de borda.

Acerca do contexto da paisagem na bacia hidrográfica do rio Itapemirim, Pirovani *et al.* (2014) mapearam a área e a analisaram por meio das métricas da Ecologia de Paisagem, quando constataram que a maior parte dos fragmentos florestais da bacia são pequenos, menores que 5ha, de maneira que a distância da borda, quando considerada sob parâmetro de 100 metros de distância, eliminaria completamente a área núcleo desses fragmentos. Contudo, apesar dos fragmentos florestais mais extensos apresentarem os formatos mais irregulares ou complexos, estes apresentaram maiores resultados para o índice TCA, mesmo quando considerada uma maior distância de habitat sob efeito de borda, de modo que o tamanho da mancha teve significativo valor na interpretação dos resultados deste índice.

Conforme Santos *et al.* (2016), por um lado, a alta presença de pequenos fragmentos em uma paisagem pode ser preocupante pelo fato de representar uma ameaça à conservação da biodiversidade, uma vez que um dos principais efeitos da fragmentação das áreas de habitat é o efeito de borda, que pode até extinguir as áreas núcleo de determinadas manchas de recurso ambiental. Os autores apontam que os fragmentos pequenos são os mais afetados pelo efeito de borda. No entanto, apesar de apresentarem baixa diversidade biológica, esses fragmentos desempenham um importante papel no ambiente onde estão inseridos, servindo como trampolins ecológicos, dependendo da configuração da paisagem e permitindo a circulação de espécies entre as áreas de habitat.

Nas áreas de borda dos fragmentos florestais, por serem um limite permeável sujeito à maior interação com a matriz, com o tempo, a qualidade da estrutura dessas áreas poderá ser influenciada, como por exemplo com a constante degradação, bem como em mudanças na composição de espécies e na estrutura da vegetação (CEMIN; PERICO; REMPEL, 2009; RODRIGUES; NASCIMENTO, 2006).

Considerou-se apresentar nessa pesquisa o cálculo de área nuclear em três cenários distintos no parâmetro distância de borda, uma vez que os efeitos de borda que possam incidir sobre um fragmento de *Formação florestal* ocorrem de modo diferenciado. Os valores foram definidos de maneira arbitrária e de forma que possibilitassem a comparação, conforme as

justificativas apresentadas na etapa dos Procedimentos técnico-operacionais. Dessa forma, os resultados para as distâncias de borda utilizadas neste trabalho (30m, 60m, 90m) permitiram mensurar o tamanho da área dos fragmentos, em ponto de efetiva conservação ambiental.

A diminuição da medida de *Área núcleo total* para a classe de *Formação florestal* no ano de 2020 em relação ao ano de 2000, nos três cenários calculados, se deu principalmente por consequência da diminuição da *Área da classe* na paisagem e sobretudo do *Tamanho médio da mancha* nos períodos comparados, uma vez que o *Número de manchas* da classe aumentou (Figuras 31, 46, 49, 53 e Tabelas 7, 8 e 9).

Além disso, conforme observou-se nos resultados descritos acerca dos três cenários calculados para a área em estudo, à medida que houve o aumento da área de borda hipotética considerada nas manchas, ocorreu a diminuição da área núcleo dos fragmentos, ou seja, da área livre dos efeitos de borda.

A exemplo, na área em estudo, no ano de 2020, quando uma distância de 30 metros foi considerada nas manchas de *Formação florestal* como área sob efeito de borda, o resultado foi de 2.994,75ha de área núcleo para a classe (TCA), ou 62,50% da área da classe. Para a distância de 60 metros foi encontrado 1.976,13ha ou 41,24% de área núcleo para a classe. Quando considerada a distância de 90 metros da área sob efeito de borda nas manchas, a área núcleo para classe diminuiu para 1.273,32ha em 2020, representando apenas 26,57% da área da classe nessa circunstância (Tabelas 7, 8 e 9).

Resultado similar foi observado para o índice *Porcentagem de área núcleo total* (CPLAND) na classe *Formação florestal*, em que, à medida que houve o aumento da área de borda, ocorreu a diminuição da proporção da área núcleo do fragmento, ou seja, da área livre dos efeitos de borda considerados até determinada distância, assim como na métrica TCA. No entanto, CPLAND resulta de uma relação em que se considera a área total da paisagem e é dada em porcentagem. Em 2020, sob a distância de 30 metros de efeitos de borda, 22,46% da área da bacia de drenagem do rio Santa Clara eram áreas centrais de fragmentos florestais compondo a cobertura da paisagem, passando à 14,82% sob a distância de 60 metros e apenas 9,55% da área da paisagem sob a distância de 90 metros (Tabelas 7, 8 e 9).

Como discutido, manchas menores quando expostas a maiores áreas sob efeitos de borda podem algumas vezes apresentar nenhuma área núcleo, ou seja, sem a ocorrência de áreas livres de interferências externas, o que pode comprometer a sua qualidade enquanto habitat ou mancha de recurso ambiental.

Conforme Metzger (1999), a fragmentação das áreas florestais favorece o desenvolvimento de espécies de borda, que por vezes podem ser predadores e/ou parasitas, e também espécies generalistas que, por competição ou predação, tendem a excluir as espécies típicas de ambientes de interior em fragmentos florestais.

Desse modo, Pirovani (2010) apontou as atividades desordenadas de uso e ocupação da terra e o crescimento populacional como contribuintes no processo de fragmentação florestal na região da bacia hidrográfica do rio Itapemirim, destacando também a perda de biodiversidade e o aumento do efeito de borda como consequências.

Fiorese e Nascimento (2019) constataram em uma parte da bacia hidrográfica do rio Itapemirim que a cobertura da vegetação natural encontrava-se fragmentada, sobretudo devido a fatores como a falta de manejo adequado e de planejamento para a utilização das terras. Fatores como estes estariam prejudicando à biodiversidade e conseqüentemente a qualidade do meio natural.

Para contornar tais problemas na área estudada, os autores sugeriram a mitigação e atenuação de impactos ambientais promovidos por atividades agropecuárias e da silvicultura de eucalipto. Como exemplo prático, propuseram a implantação de Sistemas Agroflorestais (SAF) com objetivo de melhorar a qualidade da produção agrícola e dos elementos abióticos (água e solo, principalmente) necessários à agricultura, constituindo importantes ganhos ambientais.

Nesse sentido, em regiões que contam com a presença de unidades de conservação, um exemplo de ferramenta que deve ser aplicada com fins de mitigar os efeitos de borda sobre as áreas de tais unidades é o estabelecimento legal de Zonas de amortecimento (ZA), conforme previsto pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (BRASIL, 2000).

A ZA consiste na configuração de um espaço de tamanho variável, contendo áreas do entorno da UC, sujeitas à normas e restrições específicas, visando a diminuição ou a eliminação de impactos ambientais negativos para a UC e a harmonização das relações entre ela e as suas unidades “vizinhas”, objetivando “ampliar a escala da conservação por meio do ordenamento e da proposição de diretrizes para o desenvolvimento sustentável no entorno do parque” (ICMBio, 2015, p. 274).

Conforme o Plano de Manejo do PNC, nessas áreas é permitida a permanência da população já existente, porém, sujeita às normas e restrições específicas com o propósito de minimizar os impactos negativos sobre o meio ambiente nas áreas imediatas à unidade de conservação. No entanto, neste levantamento, foi averiguado que a Zona de Amortecimento não foi ainda homologada.

Nos anos comparados para a bacia de drenagem do rio Santa Clara, ainda que tenha ocorrido diminuição em CA e em AREA_MN da classe de *Formação florestal* na paisagem, o número de manchas (NP) em que se distribuía a classe aumentou em 2020 (Figuras 31, 46, 49 e Tabelas 5 e 6). Como o tamanho da paisagem considerada manteve-se estável, possivelmente as manchas da classe encontraram-se mais próximas umas das outras, levando à diminuição do índice de *Distância média do vizinho mais próximo* (ENN_MN) no ano 2020 (Figura 55 e Tabela 10).

O índice de *Proximidade média* (PROX_MN), em relação aos seus resultados para paisagens do mesmo tamanho, está relacionado à quanto ocorre de área da classe de *Formação florestal* na paisagem e em quantas manchas está distribuída, bem como à sua configuração, considerando a distância de uma mancha focal em relação à outras da mesma classe dentro de determinado raio de distância. Ecologicamente, relaciona-se à quantidade de habitat disponível no entorno de cada mancha, neste caso de *Formação florestal*, dentro de determinada distância considerada. Na bacia de drenagem do rio Santa Clara houve aumento no índice de PROX_MN para a classe de *Formação florestal* no ano de 2020 quando comparado com o ano 2000, representando maior proximidade média entre os fragmentos florestais (Tabela 11).

Na comparação entre os resultados de PROX_MN de 2000 e 2020 para a bacia de drenagem do rio Santa Clara, ainda que tenha ocorrido diminuição em CA da classe *Formação*

florestal na paisagem e em AREA_MN das manchas da classe, o número de manchas (NP) em que se distribuía a classe aumentou; e como o tamanho da paisagem considerada manteve-se estável, possivelmente as manchas da classe *Formação florestal* encontraram-se mais próximas umas das outras, levando ao aumento do *Índice de proximidade média* para a classe no ano 2020, nos três cenários de 60, 300 e 600 metros (Figura 56 e Tabela 11).

Além disso, à medida que se ampliou o raio de distância considerada nos parâmetros para o cálculo da métrica no *Fragstats* – 60, 300 e 600 metros –, também foi maior o PROX_MN da classe. Observando-se os dados do ano de 2020, por exemplo, em um raio de 60 metros, o índice foi 268,62, passando à 656,94 e 664,71, ao se considerar 300 e 600 metros, respectivamente. Notou-se que a diferença entre os resultados nos cenários de 300 e 600 metros de distância para cálculo do PROX_MN foi menor do que a diferença quando comparados os resultados entre os cenários de 60 e 300 metros de distância.

Assim, apesar da classe de *Formação florestal* ter se apresentado mais fragmentada na paisagem em 2020, a proximidade média (PROX_MN) entre as manchas da classe aumentou em relação a 2000.

Valores elevados em PROX_MN indicam a presença de aglomerados de áreas de habitat, próximas umas às outras. Isso ocorre porque, quanto menor a distância entre duas áreas com a mesma fisionomia, maior é a chance de haver trocas de material genético entre as populações de uma mesma espécie que se encontram separadas (LANG; BLASCHKE, 2009).

A distância considerada para o cálculo do *Índice de proximidade* representa, hipoteticamente, a capacidade de dispersão (locomoção) de um ser vivo, ou seja, até qual distância determinada espécie conseguiria se locomover fora de uma área que não seja o seu habitat natural. Metzger (2006) pontuou que o fluxo de fauna entre os fragmentos de habitat natural depende da espécie em questão e da permeabilidade da matriz inter-habitat, ou seja, da possibilidade e das características estruturais da matriz em facilitar ou não os fluxos biológicos.

Alguns seres vivos têm capacidades de dispersão maiores do que outros e, à medida que aumenta essa capacidade de locomoção, os fragmentos de habitat tendem a apresentar-se mais

conectados funcionalmente, ou seja, com áreas de habitat disponíveis dentro da capacidade de locomoção conforme as características das espécies.

A respeito da capacidade de dispersão dos organismos que habitam fragmentos de floresta, há pouco conhecimento, embora se suponha que poucos organismos são capazes de atravessar limites superiores a 350 metros entre diferentes áreas de habitat (GLADSON *et al.*, 2023).

Contudo, Aragón *et al.* (2015) afirmaram que o processo de redução das áreas de habitat e seu isolamento geográfico poderiam interferir prejudicialmente na movimentação da fauna, bem como a dispersão de propágulos, afetando diferentes espécies.

Acerca das métricas calculadas para interpretação da dinâmica ocorrida das manchas da classe de *Formação florestal* na bacia de drenagem do rio Santa Clara, a discussão em seguida foi realizada levando-se em consideração os resultados encontrados.

Conforme McGarigal e Marks (1995) a métrica *Número de manchas* é fundamental, atuando como base para o cálculo de outras métricas. Assim, como apresentado anteriormente, as métricas *Número de manchas*, *Tamanho médio da mancha*, *Forma das manchas* e *Densidade de manchas* possibilitam quantificar a estrutura da paisagem, podendo indicar a fragmentação das classes de uso e cobertura na paisagem e, portanto, apresentar indícios acerca da qualidade dos habitats. Considera-se que áreas naturais de habitats são vulneráveis às mudanças físicas no ambiente e contudo, os efeitos sobre os mesmos variam conforme área, forma, e densidade destes.

Neste estudo, esses grupos de métricas – área, forma, densidade – foram os responsáveis por explicar a dinâmica ocorrida na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara durante o período comparado, em um recorte espacial da UC Parque Nacional do Caparaó e seu entorno.

Observando os resultados para o índice *Área* (AREA), no nível das manchas da classe de *Formação florestal*, as mesmas foram classificadas em grupos conforme o tamanho da área da mancha: até 10ha; entre 10,01 e 25ha; entre 25,01 e 50ha; entre 50,01 e 100ha; entre 100,01 e 500ha; e acima de 500,01ha. Constatou-se que no ano 2000 as manchas – aqui também são

denominados fragmentos de *Formação florestal* – apresentaram-se em maior quantidade, ou seja, número de fragmentos, no grupo de tamanho que abrange as menores manchas, entre 0,09 e 10 hectares, contando com 262 manchas, que representavam 83,18% do total de manchas da classe. Esta tendência se repetiu em 2020, em que as manchas entre 0,09 e 10 hectares apresentaram 310 fragmentos, equivalente a 85,39% do total de manchas da classe (Figuras 58, 59, 60, 61 e Tabelas 12 e 13).

No contexto da estrutura da cobertura florestal na bacia hidrográfica do rio Itapemirim, Pirovani *et al.* (2014) mapearam e dividiram os fragmentos florestais em classes de tamanho, sendo considerados fragmentos pequenos aqueles menores que 5ha; de tamanho médio aqueles entre 5 e 50ha; e grandes os maiores que 50ha. Os fragmentos pequenos encontravam-se em maior número de manchas (2.236 manchas), seguidos pelos fragmentos de tamanho médio (749 manchas) e, por último, pelos fragmentos grandes, que compreenderam apenas 100 manchas.

Os dados levantados por Thiago, Magalhães e Santos (2020) revelaram que a vegetação natural da Mata Atlântica presente na BHRI estava representada, majoritariamente, por pequenos fragmentos florestais que possuíam áreas inferiores à 5 hectares, indicando um alto grau de fragmentação da cobertura florestal na bacia hidrográfica em que a área de interesse deste estudo insere-se. Não diferente, os resultados levantados pelos autores acerca da bacia do rio Itapemirim vão de encontro ao observado na dinâmica da estrutura da cobertura florestal na bacia de drenagem do rio Santa Clara.

Na bacia hidrográfica do rio Santa Clara identificou-se que, dos 262 fragmentos de *Formação florestal* menores de 10 hectares mapeados na área em 2000, 218 encontravam-se entre 0,09 a 5 hectares; 44 encontravam-se entre 5 a 10 hectares. Em 2020, dos 310 fragmentos, 272 encontravam-se entre 0,09 a 5 hectares; 38 encontravam-se entre 5 a 10 hectares (Tabelas 12 e 13). Ainda foi possível observar que em 2020, apesar de ter aumentado o número de fragmentos florestais dentro do grupo de tamanho entre 0,09 e 10 hectares, os fragmentos entre 5 e 10 hectares diminuíram em quantidade, enquanto os de área abaixo de 5 hectares aumentaram na paisagem. O que evidenciou a prevalência de fragmentos florestais pequenos, sobretudo menores de 5 hectares, em consonância com os resultados das pesquisas sobre o uso e a cobertura da terra acerca da bacia hidrográfica do rio Itapemirim.

Isso representa que, conforme discutido, há presença majoritária de fragmentos pequenos em outros sítios da bacia hidrográfica do rio Itapemirim, assim como os resultados observados para bacia de drenagem do rio Santa Clara nesta pesquisa, que coadunam no mesmo sentido, confirmando a característica de serem pequenos em área a maior parte dos fragmentos remanescentes da Mata Atlântica no domínio da bacia do rio Itapemirim. Contudo, a soma desses pequenos fragmentos apresentou baixa contribuição na área ocupada pela classe *Formação florestal* na bacia de drenagem Santa Clara, ou seja, em ambos os anos, 2000 e 2020, no intervalo de manchas menores, de até 10ha, uma grande quantidade de manchas ocupava uma área relativamente pequena na paisagem, proporcionalmente (Figura 58, 59, 60 e 61).

O segundo maior grupo de fragmentos em número na paisagem, conforme o tamanho da mancha, em ambos os períodos calculados, foi o grupo de fragmentos com tamanhos entre 10 e 25ha. Ao passo que a faixa de tamanho de área superior (25 a 50ha) diminuiu em 50% o número de fragmentos em 2020, quando comparado à 2000, indicando a fragmentação de manchas maiores da classe de *Formação florestal* (Tabelas 12 e 13).

O grupo de tamanho de área abrangente entre 50 a 100ha aumentou de 4 para 6 fragmentos em 2020. No entanto, pode ser justificado pela diminuição de 2 fragmentos no grupo de manchas do intervalo superior, de 100 a 500ha, o qual passou de 4 para 2 fragmentos; possivelmente em decorrência da subdivisão e consequente diminuição da área desses fragmentos que, devido a sua maior abrangência no ano 2000, ocupavam o grupo de tamanho de área superior, entre 100 e 500ha (Tabelas 12 e 13).

Contudo, denotou-se que a partir do intervalo de tamanho de área das manchas entre 25 e 50 hectares, houve significativa diminuição no número de fragmentos da classe *Formação florestal* na paisagem, em relação aos de menor extensão, que apresentaram aumento nos períodos comparados. Com exceção da faixa de tamanho entre 50 e 100 hectares, que aumentou, conforme foi apresentado nas Tabelas 12 e 13.

Pequenas manchas de habitat, na literatura, podem ser associadas à trampolins ecológicos, também denominados *Stepping Stones*, que são capazes de auxiliar diferentes espécies a alcançarem manchas distintas na paisagem, diminuindo a distância e o tempo que o indivíduo teria que atravessar exclusivamente na matriz. Desta forma, uma vez que a paisagem

encontra-se fragmentada, os pequenos fragmentos cumprem importante papel nos fluxos ecossistêmicos (UEZU; BEYER; METZGER, 2008).

Segundo Forero-Medina e Vieira (2007) tais fluxos ecossistêmicos na paisagem relacionam-se à conectividade funcional, que considera a interação da paisagem e dos organismos nela presentes, sendo dependente da capacidade de dispersão do organismo e sua capacidade de usar a matriz e as áreas de habitat.

Fahrig (2022) em seu trabalho analisou a importância dos pequenos fragmentos de habitat. A autora apontou que, apesar dos pequenos fragmentos terem sido historicamente negligenciados em se tratando de conservação da natureza, justificando que se deve ao maior risco de extinção de espécies em fragmentos menores, pequenas manchas podem ter valor desproporcionalmente alto em relação as taxas de biodiversidade.

Para a autora, é fundamental para as políticas e práticas de conservação da biodiversidade, reconhecer o valor de conservação de pequenas manchas de habitat, mesmo as muito pequenas, afirmando este ser um passo necessário para conter a perda de biodiversidade. Em caso de paisagens fragmentadas como a da bacia de drenagem do rio Santa Clara estudada neste trabalho, em que grande parte dos fragmentos florestais possuem pequena extensão e mediante aos desafios, entende-se que tais diretrizes propostas por Fahrig (2022) são essenciais no caminho de efetivação da conectividade estrutural e funcional das áreas de habitat na paisagem.

A única mancha com área acima de 500,01ha ocupava 2.162,97ha da paisagem, representando 43,75% da classe florestal em 2000, e 2.222,46ha em 2020, equivalentes a 46,38% da mesma, distribuídos em apenas 1 fragmento nos dois momentos, conforme pode ser observado nas Tabelas 12 e 13. Esse fragmento, além de ter mantido conservado seus recursos ambientais, apresentou aumento em sua área ocupada, e ainda foi identificado, conforme discutido anteriormente, como a maior mancha da classe, revelado pelo *Índice de maior mancha* (LPI), nos dois recortes temporais comparados (Figura 48).

Deste modo, grande parte da área ocupada pela classe de *Formação florestal* na paisagem – aproximadamente metade da área da mesma – encontrou-se concentrada em uma

única mancha, conforme os resultados expressos nos gráficos representados nas Figuras 58 a 61. A partir da observação da espacialização desses dados no mapa da Figura 57, constatou-se que a maior mancha da classe, identificada pela cor verde escuro, encontrava-se inserida nos limites da unidade de conservação do Parque Nacional do Caparaó.

O documento “Diagnóstico e prognóstico das condições de uso da água na bacia hidrográfica do rio Itapemirim” (AGERH *et al.*, 2018) ressaltou, sobre o uso e cobertura da terra na região, a presença marcante de pastagens na porção mediana e baixa da bacia, com a maior parte dos fragmentos de formação florestal situados na parte alta da bacia. O que também foi registrado por Paiva *et al.* (2010).

Sobre as áreas mais elevadas da bacia hidrográfica do rio Itapemirim, mais precisamente na unidade de planejamento Rio Braço Norte Direito (AGERH *et al.*, 2018), o documento apontou que a maior parte dos fragmentos florestais estava concentrada dentro da unidade de conservação de proteção integral Parque Nacional do Caparaó. Contudo, o documento destacou ainda que além dos limites da área protegida, a área florestal da região era relativamente pequena e disposta em pequenos e isolados fragmentos de vegetação natural, dispersos na paisagem, características essas que foram confirmadas por esta pesquisa no recorte espacial da bacia de drenagem do rio Santa Clara.

Com isso, destacou-se ainda a importância estratégica da área da UC “para a preservação e conservação dos recursos naturais e ampliação dos serviços ecossistêmicos na Unidade de Planejamento” Rio Braço Norte Direito (AGERH *et al.*, 2018, p. 163); nesse aspecto, merece destaque a provisão hídrica propiciada pelas áreas de recursos ambientais resguardadas pelo parque.

Conforme observou-se através da Figura 62 – Mapa das Manchas da classe de *Formação florestal* organizadas por resultado do *Índice de forma*, em 2000 e 2020 – e, ao relacioná-lo com a área ocupada pelos fragmentos de *Formação florestal*, alguns fragmentos, apesar de terem apresentado diminuição em SHAPE entre os anos comparados, representando maior regularidade em suas formas, diminuíram em área e/ou extensão, o que levou aos menores resultados para o índice nessas manchas (Anexo II).

Dessa forma, os fragmentos de vegetação que apresentaram menores resultados para SHAPE foram também os menores em extensão na paisagem. Por outro lado, os fragmentos florestais de tamanho médio e grande apresentaram maiores resultados para SHAPE nas manchas da classe *Formação florestal*, sinalizando maior irregularidade dos mesmos, sobretudo devido à expressiva sinuosidade de seus limites.

Menores valores de forma (SHAPE) indicam que o formato dos fragmentos são mais simples, o que é importante do ponto de vista da conservação, diminuindo os efeitos de borda (SOUZA *et al.*, 2014). No entanto, em situação em que a mancha de recurso ambiental é drasticamente reduzida, poderá chegar a um ponto em que todo o ambiente da mancha esteja sob ameaça dos efeitos de borda, conforme discutido acerca da métrica de área nuclear anteriormente. Por outro lado, Botequilha Leitão *et al.* (2006) apontaram que uma mancha alongada pode ser mais propícia a interceptar fluxos bióticos, por exemplo de sementes ou migrações de animais, do que manchas compactas, ainda que situadas no mesmo contexto espacial.

Na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara foi observada grande diversidade de formas dos fragmentos, variando de 1, que é a forma próxima do padrão circular, a 12,68, que é a forma mais irregular detectada nas manchas florestais da paisagem em 2000, e variando entre 1 e 12.59 em 2020 (Figura 62 e Anexo II).

A mancha que apresentou maior valor para *Índice de forma* nos dois anos foi a mesma identificada como maior mancha da classe através da métrica LSI, que apresentou mais de 2.000ha de extensão nos dois momentos, justificando o elevado resultado para métrica SHAPE, uma vez que devido à extensão da mancha, a mesma teve o seu perímetro também ampliado; medida essa considerada no cálculo do índice.

Ademais, em 2000, 76 das 315 manchas da classe de *Formação florestal* (24,12%) das manchas da classe, apresentaram SHAPE maior que 2. Em 2020, das 363 manchas identificadas da classe, subiu para 107 (29,47%) das manchas da classe, o número de manchas da classe *Formação florestal* que apresentaram SHAPE maior que 2. Já os fragmentos com os menores valores de SHAPE, com resultado igual a 1 (6,34%) das manchas em 2000 e 8,81% das manchas

em 2020 – foram aqueles que possuíam tamanho reduzido, menores que 1ha (Figura 62 e Anexo II).

Fragmentos que possuem uma forma mais próxima ao circular minimizam a relação borda/área. Sendo assim, áreas arredondadas tendem a possuir menor efeito de borda (PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

Notou-se, por meio da Figura 62, que algumas manchas próximas ao Parque Nacional do Caparaó, que apresentaram bons resultados para SHAPE em 2000, no contexto da configuração da paisagem identificada em 2020, obtiveram maior irregularidade nas suas formas. Contudo, essa maior complexibilidade deve-se ao fato de que, em alguns casos, tais fragmentos foram reconectados fisicamente com o maior bloco florestal da paisagem, preservado no interior da unidade de conservação PNC, através de recuperação de áreas circunvizinhas, ampliando o perímetro da mancha e conseqüentemente o resultado de SHAPE.

Em relação ao *Índice de proximidade* calculado no nível de manchas para a classe de *Formação florestal*, foi possível observar a dinâmica dos fragmentos em relação à proximidade entre os mesmos na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara, tanto de acordo com o aumento no parâmetro da distância considerada para o cálculo, quanto em relação aos dois períodos observados, 2000 e 2020, sobretudo a partir da espacialização dos resultados gerados, conforme está representado no mapa da Figura 63. Para representação visual dos resultados, estes foram organizados em grupos e sinalizados em diferentes cores pela legenda⁵⁷, com intuito de permitir a visualização das manchas de habitat e suas relativas proximidades à coberturas semelhantes na paisagem.

Conforme observado no mapa da Figura 63, no ano 2000, ao considerar um raio de distância de 60 metros para o cálculo de PROX, a classe de *Formação florestal* apresentou em suas manchas uma variabilidade nos resultados do índice. Nesta espacialização, os fragmentos

⁵⁷ Na Figura 63, vê-se em *vermelho*: fragmentos com resultado do Índice de proximidade entre 0,01 a 10; em *laranja*: fragmentos com resultado do Índice de proximidade entre 10,01 a 100; em *amarelo*: fragmentos com resultado do Índice de proximidade entre 100,01 a 250; em *verde claro*: fragmentos com resultado do Índice de proximidade entre 250,01 a 500; e em *verde escuro*: fragmentos com resultado do Índice de proximidade acima de 500.

que tiveram 0 (zero) como resultado não foram representados. Dessa forma, os fragmentos que são destacados apresentaram algum tipo de área da classe *Formação florestal* nas proximidades, dentro do raio de 60 metros.

O resultado de PROX é influenciado pela ocorrência, pela distância e pelo tamanho dos fragmentos da mesma classe na proximidade do raio de distância considerado (BOTEQUILHA LEITÃO *et al.*, 2006). Assim, alguns pequenos fragmentos em extensão, por estarem próximos à grandes fragmentos, apresentaram elevado valor PROX, indicando que tais fragmentos encontraram-se menos isolados no contexto da paisagem na bacia de drenagem do rio Santa Clara.

Nesta condição (60 metros), fragmentos considerados não isolados localizaram-se em maior densidade ao norte, à oeste e na parte central da paisagem na bacia de drenagem do rio Santa Clara (Figura 63). Fora dessas áreas, alguns poucos fragmentos apareceram nesse cenário, demonstrando que significativa parte dos fragmentos da classe de *Formação florestal*, de variados tamanhos, encontraram-se isolados na paisagem ao se considerar um raio de 60 metros a partir das manchas. Característica que foi possível ser observada nos dados tanto para o ano 2000 quanto para 2020.

Sob o parâmetro de 60 metros, os fragmentos florestais da parte central da paisagem da bacia que apresentaram, em 2000, resultados acima de 250 e acima de 500 para o índice PROX, reduziram seus índices PROX em 2020, ficando abaixo de 10 o resultado em PROX de significativa parte desses fragmentos centrais na paisagem. Na representação dos resultados do índice para 2020 observou-se fragmentos com os menores *Índices de proximidade*, entre 0 e 100; além disso, alguns novos fragmentos são visualizados, que em 2000 não foram representados por não existirem ou por não possuírem resultado de PROX maior que “0” em uma distância de 60 metros naquele momento. O aparecimento dessas manchas que foram identificadas em 2020 traduziu-se em maior proximidade entre pequenos fragmentos, elevando o índice, podendo ser um indicativo de recuperação de algumas áreas de *Formação florestal* na paisagem, ou mesmo o processo de fragmentação da classe, com a subdivisão de manchas que em 2000 eram mais extensas do que em 2020 (Figura 63).

As manchas de *Formação florestal* situadas ao norte da bacia de drenagem do rio Santa Clara apresentaram dinâmica inversa aos da área núcleo da mesma, tendo passado seus fragmentos da faixa de até 10 o resultado para o índice PROX em 2000, para acima de 100 e acima de 500 em 2020, representando, portanto, o aumento da proximidade dos fragmentos. Contudo, através da Figura 63 observou-se que apesar de ter aumentado a proximidade dos fragmentos nessa parte da paisagem em 2020, sob o parâmetro de 60 metros de distância, não houve aumento no número ou no tamanho dos fragmentos. Isto permitiu supor que o aumento no índice se deu em decorrência da fragmentação das manchas mais extensas da classe, onde fragmentos que anteriormente eram blocos florestais contínuos dividiram-se em duas ou mais manchas, permanecendo estes próximos, tendo tal proximidade e tamanho das manchas influenciado nos resultados de PROX para essas manchas da classe de *Formação florestal*.

À oeste, na bacia de drenagem do rio Santa Clara, como anteriormente mencionado, uma grande mancha contínua de *Formação florestal* encontrava-se situado na área delimitada da unidade de conservação Parque Nacional do Caparaó. Este mesmo fragmento representou a maior mancha (LPI) da classe de *Formação florestal* nos anos 2000 e 2020, bem como apresentou o índice PROX de 128,75 em 2000 e de 126,25 em 2020, portanto em ambos os anos esteve na faixa de resultados entre 100,01 e 250, apesar de ter ocorrido uma pequena diminuição (Figuras 48 e 63).

Fator relevante acerca desse fragmento e seu ambiente é o seu status de conservação garantido pela Lei Federal do SNUC (BRASIL, 2000), que possibilita certa constância nos resultados encontrados nas métricas calculadas para a mancha em 2000 e 2020. Já em área externa à UC, alguns fragmentos florestais beneficiaram-se desta proximidade – neste caso de até 60 metros – ao parque e conseqüentemente à sua extensa cobertura florestal, apresentando resultados de PROX que variam entre os maiores *Índices de proximidade* para as manchas da classe de *Formação florestal* na paisagem da área em estudo em 2000 e 2020.

Em 2020, observou-se ainda através da Figura 63, à oeste, o aumento no número de manchas da classe nesta área próxima ao limite da UC, interferindo na disponibilidade de manchas da classe *Formação florestal* distribuídas no raio de 60 metros de distância e, conseqüentemente no PROX das manchas, variando desde baixos à elevados resultados.

O *Índice de proximidade* para as manchas de *Formação florestal*, quando calculados sob uma distância de 300 metros, apresentaram resultados distintos do que foi constatado anteriormente sob o parâmetro de 60 metros de distância, tanto em 2000 quanto em 2020 (Figura 63).

Em 2000, quando ampliada a distância considerada para 300 metros no cálculo de PROX, diversos fragmentos de *Formação florestal* saíram do resultado de “0” no *Índice de proximidade*, como tinham apresentado sob 60 metros de distância, confirmando a presença de outras áreas da mesma classe em um raio de 300 metros de distância. Grande parte destes fragmentos apresentaram resultados entre 10,01 e 100 para PROX, e alguns, sobretudo na parte central da paisagem, que anteriormente encontravam-se já identificados, ampliaram seus índices PROX para até acima de 500. Ao norte da área em estudo, os fragmentos apresentaram maiores índices PROX, entre 10,01 e 100, do que em relação ao cálculo sob parâmetro de 60 metros de distância, além de outros novos fragmentos terem sido destacados nesse cenário de 300 metros (Figura 63).

Ainda sobre o ano 2000, à oeste da bacia de drenagem do rio Santa Clara, na área onde encontra-se o Parque Nacional do Caparaó, o fragmento de maior expressividade da classe de *Formação florestal* apresentou maior resultado no *Índice de proximidade* sob o parâmetro de 300 metros de distância (311,80), do que em relação ao cenário de 60 metros (Anexo II). Além disso, constatou-se o aparecimento de fragmentos nas proximidades dos limites da UC, que anteriormente não estavam disponíveis sob o parâmetro de 60 metros. Essas manchas apresentaram índices PROX acima de 500, uma vez que se encontravam em áreas imediatas a maior mancha da classe florestal, situada no parque.

Esses resultados permitiram constatar certa amplitude de influência dos benefícios ambientais fornecidos pelo significativo fragmento florestal situado na UC, inclusive às áreas limítrofes e externas ao parque, tanto em 2000 quanto em 2020.

No ano 2020, sob a distância considerada de 300 metros, assim como no ano 2000, também apareceram diversas outras manchas com PROX acima de “0”, que não apareciam no cenário de 60 metros (Figura 63). Parte considerável dessas manchas, que apareceram na parte centro-sul da paisagem, tiveram resultados entre 10,01 a 100 para o índice neste cenário.

No entanto, ao se comparar com o ano 2000 os resultados sob parâmetro de 300 metros de distância, os fragmentos da parte central apresentaram diminuição no índice PROX, ficando entre 250,01 a 500 a maior parte destes em 2020, que anteriormente encontravam-se inclusive acima de 500. E ainda, aqueles que já despontavam no cenário anterior de 60 metros, aumentaram os seus índices PROX, passando da faixa de resultados entre 0,01 a 10 para faixas acima de 100,01, 250,01 e até 500,01, na comparação entre os diferentes cenários de distância de 60 e de 300 metros.

Ao norte da bacia de drenagem do rio Santa Clara, no ano 2020, assim como em 2000, fragmentos florestais apresentaram maiores índices PROX ao se considerar como parâmetro 300 metros distância para cálculo da proximidade, além de outros novos fragmentos terem sido destacados nesse cenário. Na comparação entre 2000 e 2020, a dinâmica ocorrida nestes fragmentos foi explicitada anteriormente, em que a fragmentação da cobertura de *Formação florestal* nessa parte da paisagem influenciou para o aumento do índice PROX em ambos os cenários de 60 e 300 metros de distância (Figura 63).

Em ambos os recortes temporais, à oeste da bacia de drenagem, em área protegida pela UC, o maior fragmento da classe de *Formação florestal* apresentou aumento no índice PROX sob a distância de 300 metros, em relação ao cenário em que se considerou 60 metros. Uma série de novos fragmentos também apareceram nesta representação, confirmando presença de manchas da classe *Formação florestal* disponível dentro do raio de 300 metros. Nessa área da bacia, onde encontraram-se os fragmentos próximos ao limite do parque, notou-se certa dinâmica ao se comparar os dois anos considerados, em que algumas manchas apresentaram o PROX diminuído, enquanto outras elevaram os seus resultados para o índice.

Acerca dos resultados do *Índice de proximidade* nos anos 2000 e 2020, considerando uma distância 600 metros, constatou-se que não houve significativas alterações nos resultados para as manchas da classe *Formação florestal*, em relação à distância de 300 metros. Portanto, mantendo-se relativamente estável, o que permitiu supor que, sob o cenário de uma distância de 600 metros, a maior parte dos fragmentos da paisagem possuía alguma mancha da mesma classe, disponível tanto em 2000 quanto em 2020.

Após a interpretação dos resultados na métrica PROX para a classe de *Formação florestal* na paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara em 2000 e 2020, pode-se interpretar que organismos com baixa capacidade de dispersão/locomoção em áreas caracterizada pelo uso da matriz, possivelmente encontrar-se-iam isolados funcionalmente em alguns pontos da paisagem em ambos os momentos. No entanto, organismos com capacidade de dispersão/locomoção média e alta poderiam ter maiores probabilidades de encontrarem-se em contextos de disponibilidade de áreas de habitat a sua volta, ou seja, em melhores condições de conectividade funcional. Contudo, não livres dos possíveis perigos/barreiras ao se movimentar pelas áreas de matriz.

Uma possível aplicação destacada por Botequilha Leitão *et al.* (2006) da métrica PROX é o seu potencial uso para a identificação de áreas prioritárias para aquisição e criação de reservas de conservação da natureza.

Embora a métrica *Distância do vizinho mais próximo* (ENN) seja frequentemente usada para avaliar o isolamento da mancha, cabe ressaltar que, conforme destaca McGarigal (2015), a mancha mais próxima da mancha focal pode não representar integralmente o contexto da “vizinhança” da mancha de interesse. Como exemplo, uma mancha à 100 metros de distância que tenha 1 hectare de área, apesar de ter uma importância ecológica já destacada, pode não ser tão qualificada quanto uma mancha à 200 metros de distância, porém com 1.000 hectares de área.

Além desse fator, como uma limitação, Botequilha Leitão *et al.* (2006) ressaltaram que a distância mais curta entre as manchas de habitat na paisagem pode não representar a verdadeira distância funcional na perspectiva de um determinado organismo ou processo ecológico considerado. No entanto, ENN considera a distribuição das classes de uso e cobertura na paisagem e, contudo, a distância entre manchas de habitats vizinhas, reconhecida como um importante fator ecológico, uma vez que, fragmentos florestais podem estar distantes o suficiente para serem considerados isolados em uma paisagem, e possivelmente com menores populações e/ou diversidade de espécies. Metzger (1999) destacou que o isolamento de um fragmento age diretamente na perda da diversidade de espécies.

Em paisagens fragmentadas, a distância necessária a ser percorrida pelas espécies a fim de encontrar outra mancha de habitat torna-se um fator extremamente importante, influenciando a persistência ou viabilidade das populações. O isolamento dos fragmentos florestais depende, além da distância, do tipo de manchas adjacentes, uma vez que a matriz pode ser mais ou menos permeável aos fluxos.

Na Figura 64 está representado o mapa de espacialização dos resultados da métrica ENN para as manchas da classe de *Formação florestal*, em 2000 e 2020. As manchas foram organizadas em grupos conforme o resultado do índice: manchas com ENN até 100 metros de distância, são as que possuem manchas da mesma classe mais próximas; manchas com ENN entre 100,01 e 200 metros de distância; manchas com ENN entre 200,01 e 300 metros de distância e manchas com ENN acima de 300 metros de distância.

A maior parte das manchas da classe de *Formação florestal* da bacia de drenagem do rio Santa Clara, em ambos os anos, tiveram seus “vizinhos mais próximos”, ou seja, manchas da mesma classe situadas em até 100 metros de distância: 61,9% em 2000 e 65,2% em 2020.

Na sequência, foi significativa a quantidade de manchas com resultados entre 100,01 e 200 metros de distância até a mancha mais próxima da mesma classe: 31,1% em 2000 e 26,1% em 2020.

No período entre 2000 e 2020, enquanto a quantidade de manchas com ENN até 100 metros aumentou cerca de 4%, as manchas com ENN entre 100 e 200 metros diminuíram sua quantidade na paisagem em cerca de 5% (Anexo II e Figura 64).

Em menor quantidade na paisagem estiveram as manchas de *Formação florestal* com ENN entre 200,01 e 300 metros de distância – 5,7% em 2000 e 7,1% em 2020 – e ENN acima de 300 metros – 1,2% em 2000 e 1,7% em 2020. Com isso, denotou-se em algumas manchas da classe *Formação florestal*, a menor parte delas, o aumento da distância entre outras manchas vizinhas da mesma classe e, portanto, estas tornaram-se mais isoladas, possivelmente como uma consequência do processo de substituição de áreas de vegetação natural por áreas de *Agricultura e Pastagem*, ou seja, da matriz.

Contudo, apesar de fragmentada, ou seja, descontínua, a classe de *Formação florestal* teve, em ambos os anos, a maior parte de suas manchas situadas em até 100 metros de distância umas das outras – 61,1% em 2000 e 65,2% em 2020 –, entrecortadas pela matriz de *Agricultura e Pastagem* e outros tipos de manchas.

Com exceção da faixa de distância entre 100,01 e 200 metros, houve aumento na quantidade de manchas em todas as faixas de ENN em 2020, em relação a 2000 (Figura 64). Dessa forma, a análise do grau de isolamento evidenciou que os fragmentos considerados menos isolados aumentaram a sua participação na composição da classe de *Formação florestal* na paisagem em 2020, refletindo o processo de fragmentação dessa classe na área em estudo, em que fragmentos maiores de vegetação foram subdivididos originando novas manchas, mais próximas umas das outras, o que levou ao aumento do número total de manchas da classe *Formação florestal* de 315 em 2000, para 363 em 2020 (Figura 46).

Dos 315 fragmentos mapeados em 2000, 81 (25,71%) estavam próximos a uma distância de até 60m. Dos 363 fragmentos mapeados em 2020, 100 (27,54%) estavam próximos a uma distância de até 60m. Os fragmentos considerados mais isolados, com ENN acima de 200 metros de distância, também aumentaram a sua participação na classe de *Formação florestal* da paisagem em 2020, apesar de em menor proporção (Anexo 1 e Figura 64).

Dentre os fragmentos mais isolados, apenas 4 encontravam-se a uma distância acima de 300 metros do “vizinho mais próximo” em 2000 e, em 2020, 5 encontravam-se nesta condição. Dessa forma, independentemente do tamanho, parte considerável dos fragmentos encontraram-se em baixo grau de isolamento na paisagem.

Em uma observação correlacionada à extensão da área das manchas, em 2000 havia 5 manchas da classe *Formação florestal* com área superior a 100ha, em 2020 apenas 3 manchas possuíam essa característica (Figuras 57 e 64). Tais manchas com área superior a 100ha apresentaram baixo grau de isolamento, o que permitiu interpretá-las como importantes na conservação de recursos ambientais, uma vez que, conforme já ressaltado, tais manchas de maior expressividade na paisagem têm potencial de atuarem como “área-fonte” de recursos e material genético para manchas menores (JESUS *et al.*, 2015; SILVA; LONGO, 2020). Nesse sentido, a diminuição da quantidade de manchas florestais com área superior à 100ha na

paisagem da área em estudo impacta negativamente à manutenção dos recursos e fluxos naturais.

Além disso, na teoria, de acordo com Botequilha Leitão *et al.* (2006), em paisagens onde as manchas de habitat encontram-se mais próximas umas das outras e, portanto, com menores valores de ENN, ecologicamente, possuem maiores probabilidades de fluxos de migração, de dispersão e/ou propagação entre manchas, enquanto paisagens em que as manchas de habitat encontram-se mais distantes umas das outras, essas probabilidades são reduzidas.

Em conformidade com o objetivo geral, a partir da mensuração dos dados espaciais acerca da bacia de drenagem do rio Santa Clara, coletados na plataforma do MapBiomas (2021), da sistematização e da integração das informações, identificaram-se as principais características das transformações ocorridas no uso e na cobertura da terra acerca das classes da paisagem, em especial sobre a dinâmica espacial da classe denominada *Formação florestal*. Para tanto, foram correlacionadas tais transformações ocorridas e identificadas na paisagem às políticas públicas e ações desenvolvidas em âmbito nacional e estadual, tais como: “Áreas prioritárias para a conservação no Espírito Santo” (Decreto nº 2530-R); “Corredores Ecológicos Prioritários do Espírito Santo” (Decreto nº 2529-R); e o “Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC (Lei nº 9.985/2000).

Assim, para o alcance do objetivo geral desta pesquisa, que foi compreender as transformações no uso e na cobertura da terra e a dinâmica espacial da cobertura florestada na bacia de drenagem do rio Santa Clara em 2000 e 2020, com base nos fundamentos metodológicos da Ecologia de Paisagem e em relação à políticas públicas e ações desenvolvidas em âmbito nacional e estadual, foi necessário no percurso metodológico o cumprimento dos objetivos específicos, conforme recordados a seguir.

Sobre o objetivo específico “Identificar e mapear o elemento da matriz da paisagem nos dois recortes temporais”; após os levantamentos dos dados espaciais acerca da bacia de drenagem do rio Santa Clara na plataforma da plataforma MapBiomas (2021) e a correlação destes, foi possível identificar a classe de uso e cobertura da terra na paisagem configurada como majoritária na ocupação da mesma e, portanto, exercendo a dominância. Constatou-se que não houve alteração da classe considerada matriz da paisagem na bacia de drenagem do rio Santa Clara nos anos 2000 e 2020, confirmando as atividades agrícolas e a modificação das áreas naturais pelo uso antrópico como predominantes na paisagem da bacia investigada, uma vez que, enquanto matriz na paisagem, foi identificada a classe de *Agricultura e Pastagem* como responsável pela ocupação de mais de 50% da área nos dois momentos.

Sobre o objetivo específico “Classificar as manchas da paisagem nos dois recortes temporais”; com base nos dados acerca das classes de uso e cobertura da paisagem em estudo foi possível observar as características das classes identificadas no recorte espacial e classificá-las a partir do referencial teórico metodológico da Ecologia de Paisagem. Dessa forma, as sete

classes identificadas na paisagem em ambos os anos – *Formação florestal, Afloramento rochoso, Agricultura e pastagem, Silvicultura, Área urbanizada e outras áreas não vegetadas e Corpos d'água* – constituíram três tipos de manchas classificadas na bacia de drenagem do rio Santa Clara, sendo elas: manchas de recursos ambientais, manchas introduzidas e manchas de distúrbios. As manchas introduzidas foram mais expressivas na paisagem e aumentaram sua ocupação entre 2000 e 2020; as manchas de distúrbio foram as menos expressivas, no entanto, também ampliaram nos anos comparados; as manchas de recurso ambiental, apesar de apresentarem significativa participação na composição da paisagem nos dois anos, sofreu redução.

Sobre o objetivo específico “Quantificar as classes de uso e cobertura da terra na área em estudo para os diferentes recortes temporais com base nos dados produzidos e disponibilizados pela plataforma MapBiomias (coleção 6)”; identificadas as classes de uso e cobertura da terra no recorte espacial deste trabalho, procedeu-se a mensuração de suas características espaciais nos dois momentos, em 2000 e 2020. Os resultados encontrados evidenciaram que, apesar das classes identificadas nos dois anos tenham sido as mesmas, houve maior diversidade no mosaico das manchas da paisagem no período da evolução temporal investigada, uma vez que o número total de manchas na paisagem aumentou. Essa dinâmica constituiu-se na própria consequência do processo de fragmentação ou subdivisão de algumas classes na paisagem, bem como do surgimento de novas manchas de diferentes classes de uso e ocupação.

Sobre o objetivo específico “Conhecer a dinâmica espacial da paisagem nos dois momentos distintos, nos níveis de mancha e classe, por meio das métricas da paisagem geradas no *software Fragstats*”; com os produtos do MapBiomias trabalhados nas etapas precedentes, foi possível executar o cálculo das métricas da paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara no *software Fragstats*, a fim de conhecer a dinâmica espacial da paisagem nos dois momentos distintos, nos níveis de classes e de manchas.

No nível de classes, foram calculadas para todas as classes identificadas na paisagem em 2000 e 2020 as métricas CA, PLAND, NP, PD, LPI, AREA_MN, LSI, SHAPE_MN e PARA_MN. No nível de classes, exclusivamente para a classe de *Formação florestal* – devido ao interesse por constituírem manchas de recursos ambientais e, portanto, centrais no contexto

desta pesquisa – foram calculadas as métricas TCA, CPLAND, ENN_MN e PROX_MN. No nível de mancha, exclusivamente para a classe de *Formação florestal*, foram calculadas as métricas AREA, SHAPE, PROX e ENN. Essa etapa possibilitou observar as principais mudanças ocorridas na paisagem.

Os grupos de métricas elencados no Quadro 15 – Síntese das métricas calculadas no nível de Classe e Mancha – constituíram as métricas responsáveis por explicar o processo de fragmentação ocorrido na paisagem no período avaliado, sobretudo no entorno da UC Parque Nacional do Caparaó, bem como por confirmar a relevância do parque na conservação dos recursos ambientais, principalmente em seu interior. Desse modo, quando avaliadas de forma conjunta, as métricas permitiram a compreensão da dinâmica espaço temporal ocorrida no nível de classes e de manchas, este último para a classe de *Formação florestal*.

Sobre o objetivo específico “Observar o papel da unidade de conservação Parque Nacional do Caparaó na salvaguarda dos recursos ambientais da área em estudo”; através da observação dos resultados obtidos nos cálculos das métricas, ficou evidente, através da interpretação de variados índices aplicados à paisagem da bacia de drenagem do rio Santa Clara, a importância da UC Parque Nacional do Caparaó na manutenção das áreas naturais e na oferta de serviços ecossistêmicos. Os resultados das métricas revelaram o papel conservacionista da UC, com significativa importância das áreas naturais resguardada pela Lei do SNUC (BRASIL, 2000), as quais estão sujeitas a maior fiscalização e proteção ambiental por parte dos órgãos responsáveis, contrapondo à dinâmica de perda e fragmentação de áreas naturais de vegetação nas áreas externas ao parque observada no período de 20 anos.

A hipótese considerada neste trabalho assumiu que, durante o recorte temporal de 20 anos, entre 2000 e 2020, baseado no mapeamento do uso e da cobertura da terra, a legislação ambiental que exige a proteção aos recursos ambientais, tais como: “Áreas prioritárias para a conservação no Espírito Santo” (Decreto nº 2530-R); “Corredores Ecológicos Prioritários do Espírito Santo” (Decreto nº 2529-R); e o “Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC (Lei 9.985/2000), foram exemplos de políticas públicas que proporcionaram a diminuição da fragmentação florestal no período observado, bem como o aumento da área florestada na bacia de drenagem do rio Santa Clara. A interpretação de modo integrado dos

dados levantados nesta investigação possibilitou, em parte, a confirmação da hipótese deste trabalho.

O Corredor Ecológico Caparaó, instituído pelo Decreto nº 2529-R – “Corredores Ecológicos Prioritários do Espírito Santo” – (ESPÍRITO SANTO, 2010a), bem como a Área Prioritária para Conservação Caparaó, instituída pelo Decreto nº 2530-R – “Áreas prioritárias para a conservação no Espírito Santo” – (ESPÍRITO SANTO, 2010b), no recorte espacial da bacia de drenagem do rio Santa Clara, não têm atingido seus objetivos.

Com os resultados obtidos, viu-se que a hipótese foi parcialmente refutada, considerando que a legislação ambiental no âmbito federativo se mostrou eficiente, sobretudo nos limites internos da UC, ao passo que as políticas públicas ambientais no âmbito estadual mostraram-se não satisfatórias no alcance de seus objetivos no período observado, nos limites da bacia de drenagem do rio Santa Clara. Dessa forma, embora a hipótese não tenha sido completamente confirmada, a Lei do SNUC (BRASIL, 2000), no que se refere à proteção do PNC, mostrou-se um importante instrumento na proteção da unidade de conservação em tela, com relevância no contexto de estabilização das transformações das áreas naturais protegidas e seus recursos.

Desse modo, considera-se que as políticas públicas ambientais que vigoram nas áreas externas à UC, nos limites da bacia de drenagem do rio Santa Clara, não conseguiram ainda reverter completamente o processo de mudança e sobretudo de perda e fragmentação das áreas florestais na paisagem. Logo, entende-se que tais políticas públicas, para entrarem no campo das ações práticas, envolvem estratégias de implementação à longo prazo e integradas à consecução de objetivos contidos em outros instrumentos do arcabouço legal, sobretudo no que rege em relação à proteção do meio ambiente.

Uma vez constatado o fato de ainda não estarem sendo eficientes, na área estudada, as políticas públicas desenvolvidas na esfera estadual, Decreto nº 2529-R – “Corredores Ecológicos Prioritários do Espírito Santo” – e Decreto nº 2530-R – “Áreas prioritárias para a conservação no Espírito Santo” –, torna-se relevante considerar a existência da proposta de criação da Zona de Amortecimento da unidade de conservação PNC, ainda não homologada, conforme consta no Plano de Manejo (ICMBIO, 2015). Mediante os resultados encontrados,

considera-se importante a sua implementação em parceria com os agentes sociais, econômicos e administrativos das esferas pública e privada das áreas adjacentes à UC.

A partir da verificação da hipótese considerada por esta pesquisa, entende-se que este trabalho contribuiu para proposição de uma metodologia que objetiva avaliar o desenvolvimento de políticas públicas e a legislação ambiental no Estado do Espírito Santo e no Brasil. Desse modo, contribuiu para reforçar a importância do aporte teórico metodológico da Ecologia de Paisagem nas investigações acerca das mudanças espaço temporais, inclusive em recortes espaciais como as bacias hidrográficas, uma vez que o uso das métricas da paisagem demonstrou-se uma metodologia relevante para a interpretação da estrutura da paisagem.

Confirmaram-se como fundamentais as ferramentas geotecnológicas nas investigações acerca das dinâmicas espaço temporais nas paisagens. A combinação das técnicas de geoprocessamento com o aporte teórico metodológico da Ecologia de Paisagem demonstrou-se potencial para o planejamento do uso e da cobertura da terra, sobretudo ao ordenamento territorial com viés ambientalmente sustentável e, principalmente com vistas à identificação de áreas prioritárias para a recuperação e/ou expansão das formações vegetais visando favorecer a restauração e conectividade das áreas de habitats.

Como contribuições práticas dessa pesquisa, destaca-se a atualização das representações espaciais existentes acerca da bacia de drenagem do rio Santa Clara e de parte do Parque Nacional do Caparaó, bem como a produção de novos produtos cartográficos de representação da área estudada, que, quando disponibilizados, podem ser utilizados por diferentes atores com finalidades variadas.

As métricas aplicadas ao entendimento da dinâmica das classes de uso e cobertura da terra na bacia de drenagem do rio Santa Clara permitiram conhecer o padrão espacial da paisagem em 2000 e 2020, assim como a dinâmica dos fragmentos da classe de *Formação florestal* na área nos dois momentos. Com isso, frente às demandas do planejamento territorial, é possível que os tomadores de decisão interpretem o espaço de forma a redefinir e melhorar as propostas e intervenções no uso e ocupação da terra, principalmente em favor da restauração da paisagem para o estabelecimento de estratégias conservacionistas, sobretudo em cumprimento à legislação e às políticas públicas ambientais vigentes.

A metodologia proposta mostrou-se possível de ser replicada em outras áreas e diferentes domínios fitogeográficos, como também por organizações de variadas esferas e níveis, que podem usar tal metodologia de interpretação da dinâmica espacial para estudo de outras realidades em outras unidades de conservação, corredores ecológicos, áreas prioritárias de conservação da biodiversidade, bacias hidrográficas e outros recortes espaciais, com o objetivo de melhorar a eficiência das ações de conservação dos recursos naturais. Seguindo o raciocínio metodológico aqui abordado, pode-se e deve-se trabalhar com outros grupos de métricas conforme a necessidade e a realidade de cada caso/estudo.

Como principais limitações deste estudo, destaca-se que, uma vez que a plataforma MapBiomas atualiza e disponibiliza produtos geoespaciais anualmente, os dados utilizados neste trabalho foram publicados no ano de 2021, momento da pesquisa voltado ao levantamento e processamento dos dados espaciais essenciais para o desenvolvimento das seguintes etapas. Dessa forma, os produtos de uso e cobertura da terra disponíveis no momento datavam até o ano 2020.

Destaca-se também não ter sido possível, nesta empreitada, realizar a quantificação das métricas da paisagem de maneira separada entre a área interna à UC e as externas, o que possibilitaria a qualificação dessas áreas também de forma independente. Assim como, devido ainda não ter ocorrido a validação integral dos registros do Cadastro Ambiental Rural (CAR) no estado do Espírito Santo, em 2023, bem como o instrumento legal de regulamentação para a implementação das propostas dos Programas de Recuperação Ambiental (PRA), previstos na Lei do Código Florestal (BRASIL, 2012) ainda estar em processo de elaboração, não foi possível identificar os impactos dessa legislação no território, sobretudo em relação à recuperação das áreas de Reservas Legais (RL) e das Áreas de Preservação Permanente (APP).

E ainda, a ocorrência da pandemia do vírus SARS-CoV-2 entre 2020 e 2022, em período concomitante à pesquisa, que interferiu nas relações humanas em variadas dimensões e, conseqüentemente, no transcorrer dos trabalhos da pesquisa.

Após os levantamentos realizados por este estudo e as considerações acerca de tais resultados, entende-se que deveriam ser mais respeitadas as políticas públicas ambientais, a fim de torná-las mais difundidas e eficazes em seus objetivos propostos inicialmente, no aumento

das áreas de recursos ambientais, sua preservação, conservação e na melhoria da conectividade, sobretudo nas áreas consideradas prioritárias.

Considerando o que é preconizado no documento Decreto nº 2529-R (ESPÍRITO SANTO, 2010a), que instituiu o Corredor Ecológico Caparaó, e no documento Decreto nº 2530-R (ESPÍRITO SANTO, 2010b), que instituiu a Área prioritária de conservação Caparaó, é fundamental que sejam colocadas em prática as ações previstas no escopo das políticas públicas ambientais e, se necessário, melhor desenvolvê-las, realinhando-as conforme o contexto atual. Além disso, entende-se como fundamental também observar o que é preconizado por outras políticas voltadas à restauração da cobertura florestal que envolvem a área estudada, visando o desenvolvimento socioeconômico compatível com a conservação da natureza no entorno da UC Parque Nacional do Caparaó, como enfatiza a proposta de criação da Zona de Amortecimento, ainda em elaboração, que fará parte do Plano de Manejo (ICMBIO, 2015).

Nesse sentido, entende-se ser necessário a ampliação da rede de UC, por exemplo, através do incentivo à criação de reservas em áreas particulares, como a RPPN, além da recomposição de áreas previstas no Código Florestal Brasileiro, como as Áreas de Preservação Permanente (APP) e as Reservas Legais (RL), reforçando as estratégias de gestão para essas áreas. Como alternativa, a implantação de sistemas agroflorestais (SAF) em áreas de RL é uma possibilidade legal com potencial de contribuir para a melhor conectividade entre fragmentos florestais, favorecendo a diminuição do isolamento nos mesmos e ainda, gerando segurança alimentar e/ou econômica aos proprietários rurais através da produção ambientalmente sustentável de alimentos e de renda através da comercialização desta produção.

A conservação ambiental em uma bacia hidrográfica é crucial para a preservação dos recursos hídricos e da biodiversidade local e, nesse contexto, aqui acrescentam-se algumas sugestões, como: o zoneamento, o planejamento e o monitoramento ambiental; a restauração de ecossistemas; programas de educação ambiental, parcerias com a comunidade e a promoção do ecoturismo responsável; a regulação e a fiscalização do uso da terra; o controle de erosão; o fortalecimento das leis ambientais; as pesquisas científicas e a cooperação regional.

Frente aos inúmeros desafios e a complexidade de se colocar em prática iniciativas de recuperação da natureza e, conseqüentemente, de sua conectividade, é fundamental criar uma

estratégia abrangente que envolva diferentes partes interessadas, desde a comunidade local até as autoridades governamentais e organizações não governamentais, buscando ampliar os esforços na conservação da bacia hidrográfica e a provisão hídrica vital que ela oferece.

Como alternativa, sugere-se intensificar os incentivos como recompensas e benefícios aos proprietários rurais para conservação da natureza em áreas privadas, através por exemplo do mecanismo de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA⁵⁸), fortalecendo-o enquanto política pública estratégica, uma vez que a adesão dos proprietários das terras é um grande desafio, enquanto alguns ainda enxergam apenas ônus nas iniciativas ambientais sem observar o retorno recebido através da própria oferta dos serviços ecossistêmicos pela natureza, como por exemplo a água, a fertilidade do solo, o oxigênio, a biodiversidade, a polinização etc., indispensáveis à agricultura.

Após as etapas de desenvolvimento e interpretação dos resultados encontrados nesse trabalho, abrem-se no horizonte novas perspectivas de pesquisas que continuem a investigação proposta em diferentes aspectos e abordagens. Nesse sentido, sugere-se possíveis caminhos de continuidade dos estudos.

Um caminho abrange estudos acerca do contexto das propriedades rurais privadas e suas áreas de APP e RL. Como possibilidade, está a realização do cálculo do passivo ambiental em relação à Lei de Proteção da Vegetação Nativa (BRASIL, 2012) no recorte espacial da bacia de drenagem do rio Santa Clara.

Outro caminho envolve estudos voltados para o contexto das unidades de conservação, replicando a metodologia proposta neste trabalho. No caso da bacia de drenagem do rio Santa Clara, podem ser desenvolvidas investigações visando a quantificação da paisagem de maneira individualizada entre a área da UC e do seu entorno; ou ainda a ampliação da escala, desenvolvendo uma investigação abrangente em toda a área do Parque Nacional do Caparaó.

⁵⁸ O mecanismo de PSA no Estado do Espírito Santo é pautado pela Lei Estadual nº 9.864 de 2012, alterada em 2016 pela Lei Estadual nº 10.583.

Um terceiro caminho possível abarca estudos voltados aos corredores ecológicos e à conectividade estrutural e funcional da paisagem. Nesse sentido, sugere-se a ampliação da escala, replicando a metodologia proposta para toda a área do Corredor Ecológico Caparaó e para toda a extensão da Área Prioritária de Conservação Caparaó, visando o conhecimento, integralmente, da real situação das áreas envolvidas nas políticas públicas discutidas nesta pesquisa, como o desenvolvimento de estratégias para o aumento da conectividade. Nesse sentido, há possibilidade de se realizar investigações também em outros Corredores Ecológicos e outras Áreas Prioritárias de Conservação da Biodiversidade do estado do Espírito Santo e do Brasil.

Assim, no atual cenário global de deterioração do meio ambiente e da velocidade em que ocorrem as mudanças no uso e na cobertura da terra, que podem ter consequência nas mudanças climáticas, em que aumentam a frequência e a intensidade de fenômenos como secas, inundações, deslizamentos, entre outros, se fazem urgente ações de adaptações baseadas nos ecossistemas.

Propostas como a dos corredores ecológicos projetadas para o estado do Espírito Santo, conforme o Decreto nº 2529-R (ESPÍRITO SANTO, 2010a), bem como a indicação de áreas prioritárias para conservação da biodiversidade no estado do Espírito Santo, conforme o Decreto nº 2530-R (ESPÍRITO SANTO, 2010b), caso implementadas e respondendo aos seus objetivos de criação, podem contribuir para a adaptação da sociedade e da biodiversidade, ao recuperar as áreas de vegetação, contribuindo também no sequestro de carbono.

Espera-se que este trabalho possa contribuir, ao passo que será divulgado em artigos em periódicos, para incentivar a pesquisa no viés da Biogeografia aplicada, utilizando a Ecologia de Paisagem como arcabouço teórico metodológico.

*“...Agradeço pelo vento
E agradeço pelo ar
Agradeço pela Floresta
De onde vem este Poder...” (M.C.S.).*

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB’SÁBER, A. N. Paineis das interferências antrópicas na fachada atlântica do Brasil – litoral e retroterra imediata. *In: Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira*, 1990. p. 1–27.
- AB’SÁBER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.
- AGERH; CBHRI; IJSN; FAPES; SEAMA. Diagnóstico e Prognóstico das Condições de Uso da Água na Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim - Relatório da Etapa A - Diagnóstico e Prognóstico. **Plano de recursos hídricos das bacias hidrográficas do Espírito Santo**, p. 1–583, 2018. Disponível em: [https://agerh.es.gov.br/Media/agerh/Documentação CBHs/Itapemirim/REA_DiagnosticoPrognostico_CBH Rio Itapemirim.pdf](https://agerh.es.gov.br/Media/agerh/Documentação/CBHs/Itapemirim/REA_DiagnosticoPrognostico_CBH_Rio_Itapemirim.pdf).
- AGERH; CBHRI; IJSN; FAPES; SEAMA. Definição do Enquadramento e Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim - Relatório da Etapa B - Enquadramento. **Plano de recursos hídricos das bacias hidrográficas do Espírito Santo**, p. 1–128, 2019.
- AGERH; CBHRI; IJSN; FAPES; SEAMA. Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim. **Manual operativo dos planos de recursos hídricos capixabas**, 2020.
- AGUIAR, A. P.; CHIARELLO, A. G.; MENDES, S. L.; MATOS, E. N. de. Os Corredores Central e da Serra do Mar na Mata Atlântica brasileira. *In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (org.). Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2005. p. 119–132.
- ALMEIDA, D. S. de. **Recuperação ambiental da Mata Atlântica**. 3. ed. Ilhéus: Editus, 2016.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES GONÇALVES, J. L.; SPAROVEK, G. Köppen’s climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013. DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507.
- ANA. Implementação do Enquadramento em Bacias Hidrográficas. Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos – SNIRH. Arquitetura computacional e sistemática. **Caderno de Recursos Hídricos**, v. 6, 2009.
- ANA. **Planos de recursos hídricos e Enquadramento dos corpos de água**. Brasília: SAG, 2013. v. 5
- ANDRADE, M. P. de; IADANZA, E. do E. S. Unidades de Conservação no Brasil: algumas considerações e desafios. **Revista de Extensão e Estudos Rurais**, v. 5, n. 1, p. 81–96, 2006.
- ANDREN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, v. 71, p. 355–366, 1994. DOI: 10.2307/3545823.
- ANTROP, M. A preocupação da pesquisa da paisagem com o uso e com a cobertura do solo. *In: WU, Jianguo; HOBBS, Richard J. (org.). Key topics in Landscape Ecology*. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.
- ARAGÓN, G.; ABUJA, L.; BELINCHÓN, R.; MARTINEZ, I. Edge Types determines the intensity of forest edge effect on epiphytic communities. *European Journal of Forest Research*, v. 134, n. 3, p. 443–451, 2015. DOI: 10.1007/s10342-015-0863-5. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10342-015-0863-5>.
- AUFFRET, A. G.; PLUE, J.; COUSINS, S. A. O. The spatial and temporal components of functional connectivity in fragmented landscapes. *Ambio*, v. 44, n. 1, p. 51–59, 2015. DOI: 10.1007/s13280-014-0588-6. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s13280-014-0588-6>. Acesso em: 30 out. 2019.
- AWADE, M.; METZGER, J. P. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. *Austral Ecology*, v. 33, n. 7, p. 863–871, 2008. DOI: 10.1111/j.1442-9993.2008.01857.x.

- BARAL, H.; KEENAN, R. J.; SHARMA, S. K.; STORK, N. E.; KASEL, S. Spatial assessment and mapping of biodiversity and conservation priorities in a heavily modified and fragmented production landscape in north-central Victoria, Australia. **Ecological Indicators**, v. 36, p. 552–562, 2014. DOI: 10.1016/J.ECOLIND.2013.09.022.
- BASTIAN, O. Landscape ecology - Towards a unified discipline? **Landscape Ecology**, v. 16, n. 8, p. 757–766, 2001. DOI: 10.1023/A:1014412915534.
- BAUM, K. A.; HAYNES, K. J.; DILLEMUTH, F. P.; CRONIN, J. T. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. **Ecology**, v. 85, n. 10, p. 2671–2676, 2004. DOI: 10.1890/04-0500. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1890/04-0500>. Acesso em: 4 jan. 2022.
- BEIER, P.; NOSS, R. F. Do Habitat Corridors Provide Connectivity? **Conservation Biology**, v. 12, n. 6, p. 1241–1252, 1998. DOI: 10.1046/J.1523-1739.1998.98036.X.
- BENNETT, A. F.; SAUNDERS, D. A. Habitat fragmentation and landscape change. **Conservation Biology for All**, 2010. DOI: 10.1093/acprof:oso/9780199554232.003.0006.
- BERTALANFFY, L. V. **Teoria geral dos sistemas**. Petrópolis: Editora Vozes, 1975.
- BERTRAND, G. **Paisagem e geografia física global: esboço metodológico**. São Paulo: USP, 1972.
- BICUDO DA SILVA, R. F.; MILLINGTON, J. D. A.; MORAN, E. F.; BATISTELLA, M.; LIU, J. Three decades of land-use and land-cover change in mountain regions of the Brazilian Atlantic Forest. **Landscape and Urban Planning**, v. 204, 2020. DOI: 10.1016/J.LANDURBPLAN.2020.103948.
- BONFIM, F. C. G.; DODONOV, P.; CAZETTA, E. Landscape composition is the major driver of the taxonomic and functional diversity of tropical frugivorous birds. **Landscape Ecology**, v. 36, n. 9, 2021. DOI: 10.1007/S10980-021-01266-Y/METRICS. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10980-021-01266-y>.
- BOSCOLO, D.; CANDIA-GALLARDO, C.; AWADE, M.; METZGER, J. P. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic forest, Brazil. **Biotropica**, v. 40, n. 3, p. 273-276, 2008.
- BOTEQUILHA LEITÃO, A.; AHERN, J. Applying Landscape Ecological Concepts and Metrics in Sustainable Landscape Planning. **Landscape and Urban Planning**, v. 59, p. 65–93, 2002.
- BOTEQUILHA LEITÃO, A.; MILLER, J. AHERN, J.; MCGARIGAL, K. **Measuring Landscapes: A Planner's Handbook**. Washington, DC: Island Press, 2006. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/263926530_Measuring_Landscapes_A_Planner's_Handbook. Acesso em: 13 out. 2021.
- BOYDEN, S.; MILLAR, S.; NEWCOMBE, K.; O'NEILL, B. **The Ecology of a city and its people: the case of Hong Kong**. Canberra: Australian National University Press, 1981.
- BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988.
- BRASIL. Lei Federal nº 9.985, de 18 de Julho de 2000. Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC, 2000a.
- BRASIL. Decreto Federal nº 4.340, de 22 de Agosto de 2002. Regulamenta artigos da Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC, e dá outras providências, 2002a. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4340.htm.
- BRASIL. Lei Federal nº 11.428, de 22 de Dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Dispõe sobre a utilização e

proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências, 2006. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/111428.htm.

BRASIL. Lei Federal nº 12.651, de 25 de Maio de 2012. Institui o novo código florestal brasileiro. Institui o novo código florestal brasileiro, 2012.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Programa piloto para a proteção das florestas tropicais brasileiras: subprograma Mata Atlântica (PPG7)**. 1.1 ed. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2000b.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Biodiversidade brasileira**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2002b.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Portaria nº 9, de 23 de Janeiro de 2007. Reconhece áreas prioritárias para conservação da biodiversidade brasileira, 2007.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Portaria nº 463, de 18 de Dezembro de 2018. Reconhece áreas prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira ou áreas prioritárias para a biodiversidade, 2018.

CÂMARA, I. de G. Breve história da conservação da Mata Atlântica. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. de G. (org.). **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2005. p. 31–42.

CAPRA, F. **A teia da vida: uma nova compreensão científica dos sistemas vivos**. São Paulo: Cultrix, 2006.

CAPRA, F.; LUISI, P. L. A. **A visão sistêmica da vida: uma concepção unificada e suas implicações filosóficas, políticas, sociais e econômicas**. São Paulo, SP: Cultrix, 2014.

CAVALCANTI, I. F. A.; FERREIRA, N. J.; SILVA, M. G. A. J.; DIAS, M. A. F. S. **Tempo e clima no Brasil**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

CEMIN, G.; PERICO, E.; REMPEL, C. Composição e configuração da paisagem da sub-bacia do Arroio jacaré, Vale do Taquari, RS, com ênfase nas áreas de florestas. **Revista Árvore**, v. 33, n. 4, p. 705–711, 2009.

CHETKIEWICZ, C. L. B.; CLAIR, C. C. S.; BOYCE, M. S. Corridors for conservation: integrating pattern and process. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, v. 37, p. 317–342, 2006.

COELHO, A. L. N.; GOULART, A. C. de O.; BERGAMASCHI, R. B. Mapeamento geomorfológico do estado do Espírito Santo. **Instituto Jones dos Santos Neves**, v. 28, p. 19, 2012.

COELHO, I. P.; KINDEL, A.; COELHO, A. V. P. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, v. 54, n. 4, p. 689–699, 2008. DOI: 10.1007/S10344-008-0197-4/METRICS. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10344-008-0197-4>. Acesso em: 3 jul. 2023.

CORREA AYRAM, C. A.; MENDOZA, M. E.; ETTER, A.; SALICRUP, D. R. P. Habitat connectivity in biodiversity conservation: A review of recent studies and applications. **Progress in Physical Geography**, v. 40, n. 1, 2016. DOI: 10.1177/0309133315598713.

COSTA, P. C. **Unidades de Conservação. Matéria prima do ecoturismo**. São Paulo: Aleph, 2002.

CROUZEILLES, R.; BEYER, H. L.; MONTEIRO, L. M.; FELTRAN-BARBIERI, R.; PESSÔA, A. C. M.; BARROS, F. S. M.; LINDENMAYER, D. B.; LINO, E. D. S. M.; GRELE, C. E. V.; CHAZDON, R. L.; MATSUMOTO, M.; ROSA, M.; LATAWIEC, A. E.; STRASSBURG, B. B. N. Achieving cost-effective landscape-scale forest restoration through targeted natural regeneration. **Conservation Letters**, v. 13, n. 3, p. 1–9, 2020. DOI: 10.1111/CONL.12709.

CSILLAG, F.; FORTIN, M. J.; DUNGAN, J. On the limits and extensions of the definition of scale.

Bulletin of the Ecological Society of America, v. 81, n. 3, p. 230–232, 2000.

DELCOURT, P. A.; DELCOURT, H. **Prehistoric Native Americans and ecological change: a panarchical perspective on the evolution of human ecosystems in eastern North America since the Pleistocene**. New York, NY: Cambridge University Press, 2004.

DICK, C. W.; ETCHELECU, G.; AUSTERLITZ, F. Pollen dispersal of tropical trees (*Dinizia excelsa*: Fabaceae) by native insects and African honeybees in pristine and fragmented Amazonian rainforest. **Molecular Ecology**, v. 12, n. 3, p. 753–764, 2003. DOI: 10.1046/J.1365-294X.2003.01760.X. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1046/j.1365-294X.2003.01760.x>. Acesso em: 4 jan. 2022.

DOS SANTOS, A. R.; EUGENIO, F. C.; LOUZADA, F. L. R. De O. **ArcGIS 9.3 Total: Aplicação para Dados Espaciais**. Disponível em: <http://www.mundogeomatica.com.br/LivroArcGIS93.htm>.

EFFGEN, J. F.; COUTO, J. O. N. Do; PIRES, P. J. M.; MARCHIORO, E. Suscetibilidade a escorregamentos translacionais na bacia de drenagem de Fradinhos, em Vitória - ES. *In*: XIII ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS - PARTICULA DAS AMÉRICAS 2018, Vitória, ES. **Anais [...]**. Vitória, ES: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2018. p. 1–8

EHRlich, P. R.; EHRlich, A. H. **Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species**. New York, NY: Random House, 1981.

EMBRAPA. **Serviço nacional de levantamento e conservação de Solos - Súmula da 10ª reunião técnica de levantamento de Solos**. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SNLCS, 1979.

ESPÍRITO SANTO. Decreto nº 2529-R, de 02 de Junho de 2010. Institui Corredores Ecológicos Prioritários do Espírito Santo no âmbito do Corredor Central da Mata Atlântica, 2010a.

ESPÍRITO SANTO. Decreto nº 2530-R, de 02 de Junho de 2010. Identifica Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade no Estado, 2010b.

ESPÍRITO SANTO. Dispõe sobre a reformulação do Programa de Pagamento por Serviços Ambientais – PSA no Estado, instituído pela Lei nº 8.995, de 22.9.2008, e dá outras providências, 2012.

ESPÍRITO SANTO. Decreto nº 3587-R, de 05 de Junho de 2014. Considera Prioritário no âmbito do Corredor Central da Mata Atlântica o Corredor Ecológico Pedra Azul - Forno Grande, 2014.

EUGENIO, F. C.; SANTOS, A. R.; DALFI, R. L.; MOREIRA, T. R. Influência do desmatamento na disponibilidade hídrica da Bacia Hidrográfica de Rive, Alegre, ES, Brasil. **Silva Lusitana**, v. 21, n. 2, p. 205–218, 2013.

FAHRIG, L. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? **Ecological Modelling**, v. 105, p. 273–292, 1998.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487–515, 2003. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.

FAHRIG, L. ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; BENNETT, J. R.; BOUCHER-LALONDE, V.; CAZZETA, E.; CURRIE, D. J.; EIGENBROD, F.; FORD, A. T.; HARRISON, S. P.; JAEGER, J. A. G.; KPER, N.; MARTIN, A. E.; MARTIN, J.; METZGER, J. P.; MORRISON, P.; RHODES, J. R.; SAUNDERS, D. A.; SIMBERLOFF, D.; SMITH, A. C.; TISCHENDORF, L.; VELLEND, M.; WATLING, J. I. **Is habitat fragmentation bad for biodiversity?** **Biological Conservation**, 2019. DOI: 10.1016/j.biocon.2018.12.026.

FARIA, H. H. de; PIRES, A. S.; ABRA, F. D. Monitoring of highway impact on fauna as a component of management of a protected area in the Brazilian Atlantic Forest. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 18, n. 1, p. 1–19, 2022.

FERRAZ, R. P. D.; PRADO, R. B.; PARRON, L. M.; CAMPANHA, M. M. **Marco Referencial em**

Serviços Ecológicos. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Embrapa Solos. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 1. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2019. Disponível em: www.embrapa.br/fale-conosco/sac/.

FIGUEIRÓ, A. **Biogeografia: Dinâmicas e Transformações da Natureza.** São Paulo: Oficina de Textos, 2015.

FIORESE, C. H. U.; NASCIMENTO, W. A. R. Mapeamento do uso das terras da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Santo Amaro, no sul do estado do Espírito Santo. **Enciclopédia Biosfera**, v. 16, n. 29, p. 1554–1566, 2019. DOI: 10.18677/EnciBio_2019A84.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis Joern Fischer and David B. Lindenmayer Centre. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, n. 3, p. 55–66, 2007. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2006.00287.x. Disponível em: <http://www.secem.es/wp-content/uploads/2013/03/Galemys-15-NE-06-Llaneza-Ordiz-55-66.pdf>.

FLETCHER, R. J.; DIDHAM, R. K.; BANKS-LEITE, C.; BARLOW, J.; EWERS, R. M.; ROSINDELL, J.; HOLT, R. D.; GONZALES, A.; PARDINI, R.; DAMSCHEN, E. I.; MELO, F. P. L.; RIES, L.; PREVEDELLO, J. A.; TSCHARNTKE, T.; LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T.; HADDAD, N. M. **Is habitat fragmentation good for biodiversity? Biological Conservation.** Elsevier Ltd, , 2018. DOI: 10.1016/j.biocon.2018.07.022. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320718305779>.

FONSECA, J. J. S. **Metodologia da pesquisa científica** . Fortaleza: UEC, 2002.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 493–502, 2007.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape Ecology.** New York, NY: Jhon Wiley & Sons, 1986.

FORMAN, R. T. T. The beginnings of landscape ecology in America. *In*: ZONNEVELD, I. S.; FORMAN, R. T. T. (org.). **Changing landscapes: an ecological perspective.** New York, NY: Springer, p. 35–41, 1990.

FORMAN, R. T. T. Some general principles of landscape and regional ecology. **Landscape Ecology**, v. 10, n. 3, p. 133–142, 1995. DOI: 10.1007/BF00133027.

FORMAN, R. T. T. **Land mosaics, the ecology of landscapes and regions.** New York, NY: Cambridge University Press, 2006. Disponível em: <https://www.davidbuckleyborden.com/the-forman-watercolor-diagrams>.

FREITAS, S. R.; HAWBAKER, T. J.; METZGER, J. P. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 3, p. 410–417, 2010. DOI: 10.1016/J.FORECO.2009.10.036.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2019/2020, relatório técnico.** São Paulo, 2021. Disponível em: https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2021/05/SOSMA_Atlas-da-Mata-Atlantica_2019-2020.pdf.

GALINDO-LEAL, C. CÂMARA, I. de G. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas.** São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2005. Disponível em: https://www.academia.edu/5446378/Mata_Atlantica_biodiversidade_ameacas_e_perspectivas. Acesso em: 11 ago. 2021.

GARCIA, D. M. N.; CASTRO, L. M. A. de; SILVA, D. G. da; LOSS, J. B.; GONÇALVES, M. A. Áreas de restrição de uso dos recursos hídricos na Bacia Hidrográfica do Itapemirim - Espírito Santo. **Anais do Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia**, Palmas, TO, p. 1–5, 2019.

GASCON, C.; WILLIAMSON, G. B.; DA FONSECA, G. A. B. Receding forest edges and vanishing

- reserves. **Science**, v. 288, n. 5470, p. 1356–1358, 2000. DOI: 10.1126/SCIENCE.288.5470.1356.
- GERHARDT, T. E.; SILVEIRA, D. T. **Métodos de pesquisa**. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2009.
- GLADSON, W. A.; MUCIDA, D. P.; PEREIRA, I. M.; MACHADO, E. L. M.; SILVA, M. A. P. da. Dinâmica da Ecologia de Paisagem (1950 - 2010) na Serra do Espinhaço Meridional, MG. **Enciclopédia Biosfera**, v. 20, n. 44, p. 147–159, 2023. DOI: 10.18677/EnciBio_2023B11.
- HADDAD, N. M.; BOWNE, D. R.; CUNNINGHAM, A.; DANIELSON, B. J.; LEVEY, D. J.; SARGENT, S. Corridor use by diverse taxa. **Ecology**, v. 84, n. 3, p. 609–615, 2003.
- HANSKI, I.; GAGGIOTTI, O. E. **Ecology, Genetics and Evolution of Metapopulations**. Elsevier Inc., 2004.
- HARPER, K. A.; MACDONALD, S. E.; BURTON, P. J.; CHEN, J.; BROSOFSKE, K. D.; SAUNDERS, S. C.; EUSKIRCHEN, E. S.; ROBERTS, D.; JAITEH, M. S.; ESSEEN, P. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 768–782, 2005. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x.
- HENLE, K.; LINDENMAYER, D. B.; MARGULES, C. R.; SAUNDERS, D. A.; WISSEL, C. Species survival in fragmented landscapes: Where are we now? **Biodiversity and Conservation**, v. 13, n. 1, p. 1–8, 2004. DOI: 10.1023/B:BIOC.0000004311.04226.29.
- HESS, G. R.; FISCHER, R. A. Communicating clearly about conservation corridors. **Landscape and Urban Planning**, v. 55, n. 3, p. 195–208, 2001. DOI: 10.1016/S0169-2046(01)00155-4.
- HILTY, J. A.; LIDICKER, W. Z.; MERENLENDER, A. M. **Corridor Ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation**. Island Press, 2006.
- HODGSON, J. A.; THOMAS, C. D.; WINTLE, B. A.; MOILANEN, A. Climate change, connectivity and conservation decision making: back to basics. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, n. 5, p. 964–969, 2009. DOI: 10.1111/J.1365-2664.2009.01695.X. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2664.2009.01695.x>. Acesso em: 4 jan. 2022.
- HUMBOLDT, A. **Cosmos: ensayo de una descripción física del mundo**. Trad. Bernardo Giner & Jose de Fuentes. Madrid: Gaspar e Roig Editores, 1874.
- IBGE. **Mapa de Vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 1993.
- ICMBIO. Instrução Normativa nº 1, de 18 de Setembro de 2007. Brasil, 2007. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/component/legislacao/?view=legislacao&legislacao=113465>.
- ICMBIO. **Plano de Manejo do Parque Nacional do Caparaó**. 2. ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2015. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/parnacaparao/images/stories/PM_PNC--completo__PDF.pdf.
- IPEMA. **Áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica no Estado do Espírito Santo**. Vitória, ES: IPEMA, 2011.
- IUCN. **Guidelines for applying protected area management categories**. Gland, Switzerland: IUCN, 2008.
- JACKSON, S. T.; SAX, D. F. Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. **Trends Ecology Evolution**, v. 25, p. 153–160, 2009.
- JESUS, E. N. de; FERREIRA, R. A.; ARAGÃO, A. G.; SANTOS, T. I. S.; ROCHA, S. L. Estrutura dos fragmentos florestais da bacia hidrográfica do rio Poxim-SE como subsídio à restauração ecológica. **Revista Árvore**, v. 39, n. 3, p. 1–8, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/0100-67622015000300007>.
- KELLY-QUINN, M.; BRUEN, M.; CARLSSON, J.; GURNELL, A.; JARVIE, H.; PIGGOTT, J. J. Managing the small stream network for improved water quality, biodiversity and ecosystem services

protection (SSNet). **Research Ideas and Outcomes**, v. 5, 2019. DOI: 10.3897/RIO.5.E33400. Disponível em: <https://riojournal.com/article/33400/>.

KIRCHHOFF, T.; TREPL, L.; VICENZOTTI, V. What is Landscape Ecology? An Analysis and Evaluation of Six Different Conceptions. **Landscape research**, v. 38, n. 1, p. 33–51, 2013. DOI: 10.1080/01426397.2011.640751.

Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01426397.2011.640751>. Acesso em: 18 ago. 2021.

KOESTLER, A. **O fantasma da máquina**. Rio de Janeiro: Zahar Editores, 1969.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes, 1928.

KUKKALA, A. S.; MOILANEN, A. Ecosystem services and connectivity in spatial conservation prioritization. **Landscape Ecology**, v. 32, n. 1, p. 5–14, 2017. DOI: 10.1007/s10980-016-0446-y.

LAGRO, J. J. Assessing patch shape in landscape mosaics. **Photogrammetric engineering and remote sensing**, v. 57, n. 3, p. 285–293, 1991.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **ANALISE DA PAISAGEM COM SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

LAURANCE, W. F. Fragmentation and plant communities. *In*: BIERREGAARD JR, R. O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; MESQUITA, R. (org.). **Lessons from Amazonia - The Ecology and Conservation of a Fragmented Landscape**. New Haven: Yale University Press, 2001. p. 158–167.

LEVIN, B. R. A model for selection in systems of species competition. *In*: **Concepts and Models in Biomathematics**. New York, NY: M Dekker, 1969. p. 237–273.

LIMA, A. R.; GIRARDI, E. P.; MANCIO, D.; NUNES, D. da C. Impactos da monocultura de eucalipto sobre a estrutura agrária nas regiões norte e central do Espírito Santo. **Revista NERA**, n. 36, p. 12–36, 2016.

LINDENMAYER, D. B.; FISCHER, J.; CUNNINGHAM, R. B. Native vegetation cover thresholds associated with species responses. **Biological Conservation**, v. 124, n. 3, p. 311–316, 2005. DOI: 10.1016/j.biocon.2005.01.038.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. Princetown, New Jersey: Princeton University Press, 1967.

MACHADO FILHO, L.; RIBEIRO, M. W.; GONZALEZ, S. R.; SCHEININI, C. A.; SANTOS NETO, A.; PALMEIRA, R. C. B.; PIRES, J. L.; TEIXEIRA, W.; CASTRO, H. E. F. Projeto RADAMBRASIL - Folha SF 23/24 - Rio de Janeiro/Vitória. **Rio de Janeiro/Vitória**, Rio de Janeiro, v. Boletim 32, p. 278, 1983.

MALDONADO-COELHO, M.; MARINI, M. Â. Mixed-species bird flocks from Brazilian Atlantic forest: The effects of forest fragmentation and seasonality on their size, richness and stability. **Biological Conservation**, v. 116, n. 1, p. 19–26, 2004. DOI: 10.1016/S0006-3207(03)00169-1.

MARENZI, R. C. A análise da qualidade visual da paisagem como instrumento da ecologia da paisagem. *In*: ANAIS SOCIEDADE DE ECOLOGIA DO BRASIL. FÓRUM DE DEBATES ECOLOGIA DA PAISAGEM E PLANEJAMENTO AMBIENTAL 2000, Rio Claro, SP. **Anais [...]**. Rio Claro, SP

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, n. 9, p. 2184–2192, 2008. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.06.008.

MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M. C.; BANKS-LEITE, C.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1100–1111, 2012. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2012.01940.x.

MASSINI, V. S.; VALE, C. C. do. A cobertura natural, o potencial paisagístico e o turismo no Parque Nacional do Caparaó (ES/MG). **Revista Caminhos de Geografia**, v. 19, n. 67, p. 253–267, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.14393/RCG196717>.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. **General Technical Report - US Department of Agriculture, Forest Service**, n. PNW-GTR-351, 1995. DOI: 10.2737/PNW-GTR-351.

MCGARIGAL, K. Landscape pattern metrics, 2002. Disponível em: <https://www.umass.edu/landeco/pubs/mcgarigal.2002.pdf>. Acesso em: 9 out. 2021.

MCGARIGAL, K. **FRAGSTATS HELP**. Disponível em: <https://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf>. Acesso em: 9 out. 2021.

METZGER, J. P. Estrutura da Paisagem e Fragmentação: Análise Bibliográfica. **Academia Brasileira de Ciências. Anais**, v. 71, n. 3–1, p. 445–463, 1999.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: CULLEN, Jr; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. 2. ed. Curitiba, PR: UFPR, 2006. p. 423–453.

METZGER, J. P.; DECAMPS, H. The structural connectivity threshold: An hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Oecologica**, v. 18, n. 1, p. 1–12, 1997. DOI: 10.1016/S1146-609X(97)80075-6.

METZGER, J. P. Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of the Brazilian Amazon. **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1–2, p. 1–14, 2001. a. DOI: 10.1590/S1676-06032001000100003. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032001000100003&lng=en&tlng=en.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1–2, p. 1–9, 2001. b. DOI: 10.1590/s1676-06032001000100006.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-being Millennium Ecosystem Assessment Ecosystems and Human Well-being**. Washington, DC: Island Press, 2003.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005. Disponível em: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>.

MILLER, J. G. The nature of living systems. **Behavioral Science**, v. 20, p. 343–365, 1975.

MINISTERIO DO MEIO AMBIENTE; CONSERVAÇÃO INTERNACIONAL; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **O Corredor Central da Mata Atlantica. Uma nova escala de conservacao da biodiversidade**. Brasília, 2006.

MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, J.; MIITERMEIER, C. G.; LAMOURUX, J.; FONSECA, G. A. B. **Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. Washington, DC: Cemex, 2004.

MORAES, A. C. R. **Contribuições para a gestão da zona costeira. Elementos para uma Geografia do Litoral Brasileiro**. São Paulo, SP: Hucitec; Edusp, 1999.

MYERS, N. The biodiversity challenge: Expanded hot-spots analysis. **Environmentalist**, v. 10, p. 243–256, 1990. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02239720>.

MYERS, N.; MITTERMELER, R. A.; MITTERMELER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000. DOI:

10.1038/35002501.

NASCIMENTO, M. C. do; SOARES, V. P.; RIBEIRO, C. A. A. S.; SILVA, E. Mapeamento dos fragmentos de vegetação florestal nativa da bacia hidrográfica do rio Alegre, Espírito Santo, a partir de imagens do satélite IKONOS II. **Revista Árvore**, v. 30, n. 3, p. 389–398, 2006. DOI: 10.1590/s0100-67622006000300009.

NAVEH, Z. Some remarks on recent developments in landscape ecology as a transdisciplinary ecological and geographical science. **Landscape Ecology**, v. 5, n. 2, p. 65–73, 1991. DOI: 10.1007/BF00124661.

NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A. **Landscape ecology: theory and application**. New York, NY: Springer, 1984.

NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A. S. **Landscape Ecology: Theory and Application**. 2. ed. New York, NY: Springer, 1994. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-1-4757-2331-1>.

NAVEH, Z. Ten major premises for a holistic conception of multifunctional landscapes. **Landscape and Urban Planning**, v. 57, n. 3–4, p. 269–284, 2001. DOI: 10.1016/S0169-2046(01)00209-2.

NUNES, P.; FONSECA, L.; LEAL, I. Turismo e conservação na Mata Atlântica: oportunidades e desafios. **Ambiente & Sociedade**, v. 23, n. 2, p. 57–78, 2020.

OLIVEIRA, P. H. S.; FRANCISCO, C. N. Cobertura florestal e disponibilidade hídrica na bacia do ribeirão Espírito Santo em Juiz de Fora-MG. **Anais do XVI Encontro nacional dos geógrafos**, v. 16, p. 1–9, 2010.

PAIVA, Y. G.; DA SILVA, K. R.; PEZZOPANE, J. E. M.; DA ALMEIDA, A. Q.; CECÍLIO, R. A. Delimitação de sítios florestais e análise dos fragmentos pertencentes na bacia do rio Itapemirim. **Idesia**, v. 28, n. 1, p. 17–22, 2010. DOI: 10.4067/s0718-34292010000100003.

PANASOLO, A.; GALVÃO, F.; HIGACHI, H. Y.; OLIVEIRA, E. B. de; CAMPOS, F.; WROBLEWSKI, C. A. Percepção Dos Serviços Ecosistêmicos De Áreas Verdes Urbanas De Curitiba / Pr. **Biofix**, v. 4, p. 70–80, 2019. DOI: [dx.doi.org/10.5380/biofix.v4i1.64451](https://doi.org/10.5380/biofix.v4i1.64451).

PEIXOTO-OLIVEIRA, J.; NEVES, M. A.; CALEGARI, S. S.; GUADAGNIN, F. Compartimentação morfoestrutural da Bacia Hidrográfica do rio Itapemirim, sul do estado do Espírito Santo. **Geologia USP - Serie Científica**, v. 18, n. 2, p. 57–70, 2018. DOI: 10.11606/issn.2316-9095.v18-134749.

PENG, J.; HU, X.; QIU, S.; HU, Y.; MEERSMANS, J.; LIU, Y. Multifunctional landscapes identification and associated development zoning in mountainous area. **Science of the Total Environment**, v. 660, p. 765–775, 2019.

PENG, Y.; MI, K.; QING, F.; XUE, D. Identification of the main factors determining landscape metrics in semi-arid agro-pastoral ecotone. **Journal of Arid Environments**, v. 124, p. 249–256, 2016. DOI: 10.1016/J.JARIDENV.2015.08.009.

PESSÔA, F. S.; FAÇANHA, A. C. A Bacia Hidrográfica como unidade geossistêmica e territorial: em questão a Bacia do Parnaíba. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 2, n. 0, p. 735–744, 2016. Disponível em: <https://periodicos.ufrn.br/revistadoregne/article/view/10522/7449>.

PFAFSTETTER, O. **Classificação de bacias hidrográficas: metodologia de codificação**. Rio de Janeiro: Departamento Nacional de Obras de Saneamento, 1989.

PINTO, L. P.; BRITO, M. C. W. de. Dinâmica da perda da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira: uma introdução. In: GALINDO-LEAL, Carlos; CÂMARA, Ibsen (org.). **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2005. p. 27–42.

PIROVANI, D. B. **Fragmentação florestal e dinâmica da ecologia da paisagem na bacia hidrográfica do rio Itapemirim**. Dissertação (Mestrado). UFES, 2010.

PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G. da; SANTOS, A. R. dos; CECÍLIO, R. A.; GLERIANI, J. M.; MARTINS, S. V. Análise espacial de fragmentos florestais na bacia do rio Itapemirim, ES. **Revista Arvore**, v. 38, n. 2, p. 271–281, 2014. DOI: 10.1590/S0100-67622014000200007.

PRADO, Alessandra Rapassi Mascarenhas. **Proteção penal do meio ambiente: fundamentos**. São Paulo: Atlas, 2000.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: Midiograf, 2001.

PRUGH, L. R.; HODGES, K. E.; SINCLAIR, A. R. E.; BRASHARES, J. S. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 105, n. 52, p. 20770–20775, 2008. DOI: 10.1073/pnas.0806080105.

RADFORD, J. Q.; BENNETT, A. F. Thresholds in landscape parameters: Occurrence of the white-browed treecreeper *Climacteris affinis* in Victoria, Australia. **Biological Conservation**, v. 117, n. 4, p. 375–391, 2004. DOI: 10.1016/j.biocon.2003.08.002.

RAMOS, E. de A.; NUVOLONI, F. M.; LOPES, E. R. do N. Landscape Transformations and loss of Atlantic Forests: challenges for conservation. **Journal for Nature Conservation**, v. 66, 2022. DOI: 10.1016/J.JNC.2022.126152.

RANKIN-DE MÉRONA, J. M.; HUTCHINGS, R. W. Deforestation impact at the edge of an Amazonian forest fragment: Tree mortality, damage, and recruitment. *In*: BIERREAGAARD JR, R. O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; MESQUITA, R. (org.). **Lessons from Amazonia - The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest**. New Haven: Yale University Press, 2001. p. 107–120.

RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELÄ, J.; JOENSUU, E.; SIITONEN, M. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: Size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, n. 3, p. 385–403, 1998. DOI: 10.1023/A:1008885813543.

RECEPUTI, A. L. M. **Panorama geral das Unidades de Conservação do Espírito Santo**. Vitória, ES: Instituto Jones dos Santos Neves, 2021. Disponível em: <http://www.ijnsn.es.gov.br/component/attachments/download/7411>.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009. DOI: 10.1016/j.biocon.2009.02.021. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>.

RIGUEIRA, D. M. G.; DA ROCHA, P. L. B.; MARIANO-NETO, E. Forest cover, extinction thresholds and time lags in woody plants (*Myrtaceae*) in the Brazilian Atlantic Forest: Resources for conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, n. 13–14, p. 3141–3163, 2013. DOI: 10.1007/s10531-013-0575-4.

RIOS, E.; BENCHIMOL, M.; DODONOV, P.; DE VLEESCHOUWER, K.; CAZETTA, E. Testing the habitat amount hypothesis and fragmentation effects for medium and large-sized mammals in a biodiversity hotspot. **Landscape Ecology**, v. 36, n. 5, p. 1311–1323, 2021. DOI: 10.1007/S10980-021-01231-9/METRICS. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10980-021-01231-9>.

RIVA, F.; FAHRIG, L. The disproportionately high value of small patches for biodiversity conservation. **Conservation Letters**, v. 15, n. 3, 2022. DOI: 10.1111/CONL.12881.

RODRIGUES, P. J. F. P.; NASCIMENTO, M. T. Fragmentação florestal: breves considerações teóricas sobre efeitos de borda. **Rodriguésia**, v. 57, n. 1, p. 63–74, 2006.

RODRIGUES, R. R. **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. 1. ed. Piracicaba, SP: LERF, 2009.

ROSA, M. R.; BRANCALION, P. H. S.; CROUZEILLES, R.; TAMBOSI, L. R.; PIFFER, P. R.; LENTI, F. E. B.; HIROTA, M.; SANTIAMI, E.; METZGER, J. P. Hidden destruction of older forests

threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. **Science Advances**, v. 7, n. 4, 2021. DOI: 10.1126/SCIADV.ABC4547/SUPPL_FILE/ABC4547_SM.PDF. Disponível em: <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/sciadv.abc4547>. Acesso em: 29 dez. 2021.

ROUGET, M.; COWLING, R. M.; LOMBARD, A. T.; KNIGHT, A. T.; GRAHAM, I. H. K. Designing large-scale conservation corridors for pattern and process. **Conservation Biology**, v. 20, n. 2, p. 549–561, 2006.

RYTWINSKI, T.; FAHRIG, L. The Impacts of Roads and Traffic on Terrestrial Animal Populations. **Handbook of Road Ecology**, p. 237–246, 2015. DOI: 10.1002/9781118568170.CH28. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/9781118568170.ch28>. Acesso em: 27 jun. 2023.

SALA, O. E.; CHAPIN 3RD, F. S.; ARMESTO, E. B.; BLOOMFIELD, J.; DIRZO, R.; HUBER-SANWALD, E.; HUENNEKE, L. F.; JACKSON, R. B.; KINZIG, A.; LEEMANS, R.; LODGE, D. M.; MOONEY, H. A.; OESTERHELD, M.; POFF, N. L.; SYKES, M. T.; WALKER, B. H.; WALKER, M.; WALL, D. H. **Global biodiversity scenarios for the year 2100** *Science*, 2000. DOI: 10.1126/science.287.5459.1770.

SANTOS, A. R. dos; RIBEIRO, C. A. A. S.; PELUZIO, T. M. de O.; PELUZIO, J. B. E.; QUEIROZ, V. T. de; BRANCO, E. R. F.; LOREZON, A. S.; DOMINGUES, G. F.; MARCATTI, G. E.; CASTRO, N. L. M. de; TEIXEIRA, T. R.; SANTOS, G. M. A. D. A. dos; MOTA, P. H. S.; SILVA, S. F. da; VARGAS, R.; CARVALHO, J. R. de; MACEDO, L. L.; ARAÚJO, C. da S.; ALMEIRA, S. L. H. de. Geotechnology and landscape ecology applied to the selection of potential forest fragments for seed harvesting. **Journal of Environmental Management**, v. 183, p. 1050–1063, 2016. DOI: 10.1016/j.jenvman.2016.09.073. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479716307447>. Acesso em: 2 nov. 2019.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; ARNOLD, G. W. The Kellerberrin project on fragmented landscapes: A review of current information. **Biological Conservation**, v. 64, n. 3, p. 185–192, 1993. DOI: 10.1016/0006-3207(93)90320-Z.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. **Conseqüências biológicas da fragmentação dos ecossistemas.pdf**, 1991.

SCHROTH, G.; FONSECA, G. A. B.; HARVEY, C. A.; GASCON, C.; VASCONCELOS, H. L.; IZAC, A. N. **Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes**. Island Press, 2004.

SEILER, A.; FOLKESON, L. Habitat fragmentation due to transportation infrastructure: COST 341 national state-of-the-art report Sweden. **VTI rapport**, v. 530 A, p. 164, 2006.

SELMAN, P.; DOAR, N. An Investigation of the Potential for Landscape Ecology to act as Basis for Rural Land Use Plans. **Journal of Environmental Management**, v. 35, p. 281–299, 1992.

SEOANE, C. E. S.; DIAZ, V. S.; SANTOS, T. L.; FROUFE, L. C. M. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 207–216, 2010. DOI: 10.4336/2010.pfb.30.63.207.

SILVA, A. L. da; LONGO, R. M. Ecologia da paisagem e qualidade ambiental de remanescentes florestais na sub-bacia hidrográfica do Rio Atibaia dentro do município de Campinas-SP. **Ciência Florestal**, v. 30, n. 4, p. 1176–1191, 2020. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509842640>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cflo/a/GdNqG8x7LRFN6fn8zPhN4gM/?lang=pt&format=pdf>.

SILVA, J. M. C. da; PINTO, L. P.; HIROTA, M.; BEDÊ, L.; TABARELLI, M. Conservação da Mata Atlântica brasileira: um balanço dos últimos dez anos. *In*: CABRAL, Diogo de Carvalho; BUSTAMANTE, Ana Goulart (org.). **Metamorfoses florestais: culturas, ecologias e as transformações históricas da Mata Atlântica**. Prismas, 2016.

SIMBERLOFF, D.; COX, J. Consequences and costs of conservation corridors. **Conservation Biology**, v. 1, p. 63–71, 1987.

- SIMBERLOFF, D.; FARR, J. A.; COX, J.; MEHLMAN, D. W. Movement corridors: conservation bargains or poor investments. **Conservation Biology**, v. 6, p. 493–504, 1992.
- SIQUEIRA, M. N.; CASTRO, S. S.; FARIA, K. M. S. Geografia e ecologia da paisagem: pontos para discussão. **Sociedade & Natureza**, v. 25, n. 3, p. 557–566, 2013. DOI: 10.1590/s1982-45132013000300009.
- SOARES FILHO, B. S. **Análise da Paisagem: Fragmentação e Mudanças**. Belo Horizonte: Departamento de Geografia, Centro de Sensoriamento Remoto - UFMG, 1998.
- SOUZA, C. G.; ZANELLA, L.; BORÉM, R. A. T.; CARVALHO, L. M. T. de; ALVES, H. M. R.; VOLTPATO, M. M. L. Análise da fragmentação florestal da Área de Proteção Ambiental Coqueiral, Coqueiral-MG. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 3, p. 631–644, 2014.
- SPELLERBERG, I. F. **Evaluation and assessment for conservation**. Londres: Chapman & Hall, 1992.
- STRAHLER, A. N. Dynamic basis of geomorphology. **Geological Society of America Bulletin**, v. 63, p. 923–938, 1952.
- STRAHLER, A. N. Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. In: CHOW VT (org.). **Handbook of applied hydrology**. New York, NY: McGraw-Hill, 1964. p. 439–476.
- TARTUCE, T. J. A. **Métodos de pesquisa**. Fortaleza: UNICE, 2006.
- TAUBERT, F.; FISCHER, R.; GROENEVELD, J.; LEHMANN, S.; MÜLLER, M. S.; RÖDIG, E.; WIEGAND, T.; HUTH, A. Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, v. 554, n. 7693, p. 519–522, 2018. DOI: 10.1038/nature25508.
- TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, p. 571–573, 1993.
- TEIXEIRA, F. Z.; RYTWINSKI, T.; FAHRIG, L. Inference in road ecology research: what we know versus what we think we know. **Biology Letters**, v. 16, n. 7, 2020. DOI: 10.1098/RSBL.2020.0140. Disponível em: <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rsbl.2020.0140>. Acesso em: 27 jun. 2023.
- THIAGO, C. R. L.; MAGALHÃES, I. A. L.; SANTOS, A. R. dos. Identificação de Fragmentos Florestais Potencias para a delimitação de Corredores Ecológicos na bacia hidrográfica do Rio Itapemirim, ES por meio técnicas de Sensoriamento Remoto. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, p. 595–612, 2020. DOI: 10.26848/rbgf.v13.2.p595-612.
- TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, v. 90, n. 1, p. 7–19, 2000. DOI: 10.1034/J.1600-0706.2000.900102.X. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x>. Acesso em: 4 jan. 2022.
- TONHASCA JUNIOR, A. **Ecologia e história natural da Mata Atlântica**. Rio de Janeiro: Interciência, 2005.
- TRESS, B.; TRESS, G.; DÉCAMPS, H.; D’HAUTESERRE, A. M. Bridging human and natural sciences in landscape research. **Landscape and Urban Planning**, v. 57, n. 3–4, p. 137–141, 2001. DOI: 10.1016/S0169-2046(01)00199-2.
- TROLL, C. The Geographic Landscape and Its Investigation. Translated by Conny Davidsen. **Stadium Generale**, v. 3, n. 4/5, p. 163–181, 1950.
- TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 2, n. 1, p. 135–152, 1997.
- TURNER, M. G.; O’NEILL, R. V.; GARDNER, R. H.; MILNE, B. T. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. **Landscape Ecology**, v. 3, p. 153–162, 1989.

TURNER, M. G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *In: ANNUAL REVIEW OF ECOLOGY AND SYSTEMATICS* 1989, **Anais [...]**, p. 171-197.

TURNER, M. G. Landscape ecology: What is the state of the science? **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 36, p. 319–344, 2005. DOI: 10.1146/ANNUREV.ECOLSYS.36.102003.152614.

TURNER, M. G.; CARDILLE, J. A. Spatial heterogeneity and ecosystem processes. *In: WU, Jianguo; HOBBS, Richard J. (org.). Key topics in Landscape Ecology*. Cambridge University Press, 2007.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. **Landscape ecology in theory and practice: Pattern and process, second edition**. 2015. DOI: 10.1007/978-1-4939-2794-4.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. O crítico conceito de escala. *In: Landscape Ecology in theory and practice pattern and process*. 2015.

UEZU, A.; BEYER, D. D.; METZGER, J. P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 8, p. 1907–1922, 2008. DOI: 10.1007/s10531-008-9329-0.

UNEP-WCMC; IUCN. **Protected Planet Report 2016**. Cambridge, UK and Gland, Switzerland. Disponível em: https://wdpa.s3.amazonaws.com/Protected_Planet_Reports/2445_Global_Protected_Planet_2016_WEB.pdf.

VALE, C. C. do. **A Ecologia da Paisagem enquanto referencial teórico-metodológico para uma biogeografia aplicada, com ênfase dos sistemas costeiros da Área de Proteção Ambiental da Conceição da Barra – Espírito Santo**. 2019. Não publicado.

VETTORAZZI, C. A. **Avaliação multicritérios, em ambiente SIG, na definição de áreas prioritárias à restauração florestal visando à conserva de recursos hídricos**. 2006. USP, 2006.

VIEIRA, M. W.; CARAUTA, J. P. P.; DELGADO, W. A. Restauração de áreas semidegradadas através da implantação de corredores ecológicos. *In: Simpósio nacional sobre recuperação de áreas degradadas*. Lavras: UFLA, 2002. p. 160–164.

VILLARD, M. A.; METZGER, J. P. Beyond the fragmentation debate: A conceptual model to predict when habitat configuration really matters. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 2, p. 309–318, 2014. DOI: 10.1111/1365-2664.12190.

VINK, A. P. **Landscape ecology and land use**. London, 1983.

WAGNER, H. H.; FORTIN, M. J. Spatial analysis of landscapes: Concepts and statistics. **Ecology**, v. 86, n. 8, p. 1975–1987, 2005. DOI: 10.1890/04-0914.

WATSON, J. E. M.; DUDLEY, N.; SEGAN, D. B.; HOCKINGS, M. The performance and potential of protected areas. **Nature**, v. 515, n. 7525, p. 67–73, 2014. DOI: 10.1038/nature13947. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature13947>.

WEBER, M. **Mapeamento ambiental integrado: práticas em ecologia da paisagem**. 1. ed. Curitiba, PR: Appris, 2019.

WESTPHAL, M. I.; FIELD, S. A.; TYRE, A. J.; PATON, D.; POSSINGHAM, H. P. Effects of landscape pattern on bird species distribution in the Mt. Lofty Ranges, South Australia. **Landscape Ecology**, v. 18, n. 4, p. 413–426, 2003. DOI: 10.1023/A:1026115807529.

WIENS, J. A. The Emerging Role of Patchiness in Conservation Biology. **The Ecological Basis of Conservation**, p. 93–107, 1997. DOI: 10.1007/978-1-4615-6003-6_10. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4615-6003-6_10. Acesso em: 12 out. 2021.

WILSON, E. O. **The diversity of life**. Cambridge, EUA: Harvard University Pree, 1992.

WILSON, E. O. **The future of life**. Londres: Abacus, 2003.

WU, J. Integrating Nature and Culture in Landscape Ecology, p. 301–321, 2011. DOI: 10.1007/978-4-431-87799-8_20.

YRJÖ, H. A Conceptual Genealogy of Fragmentation Research: From Island Biogeography To Landscape Ecology. **Ecological Applications**, v. 12, n. 2, p. 321–334, 2002.

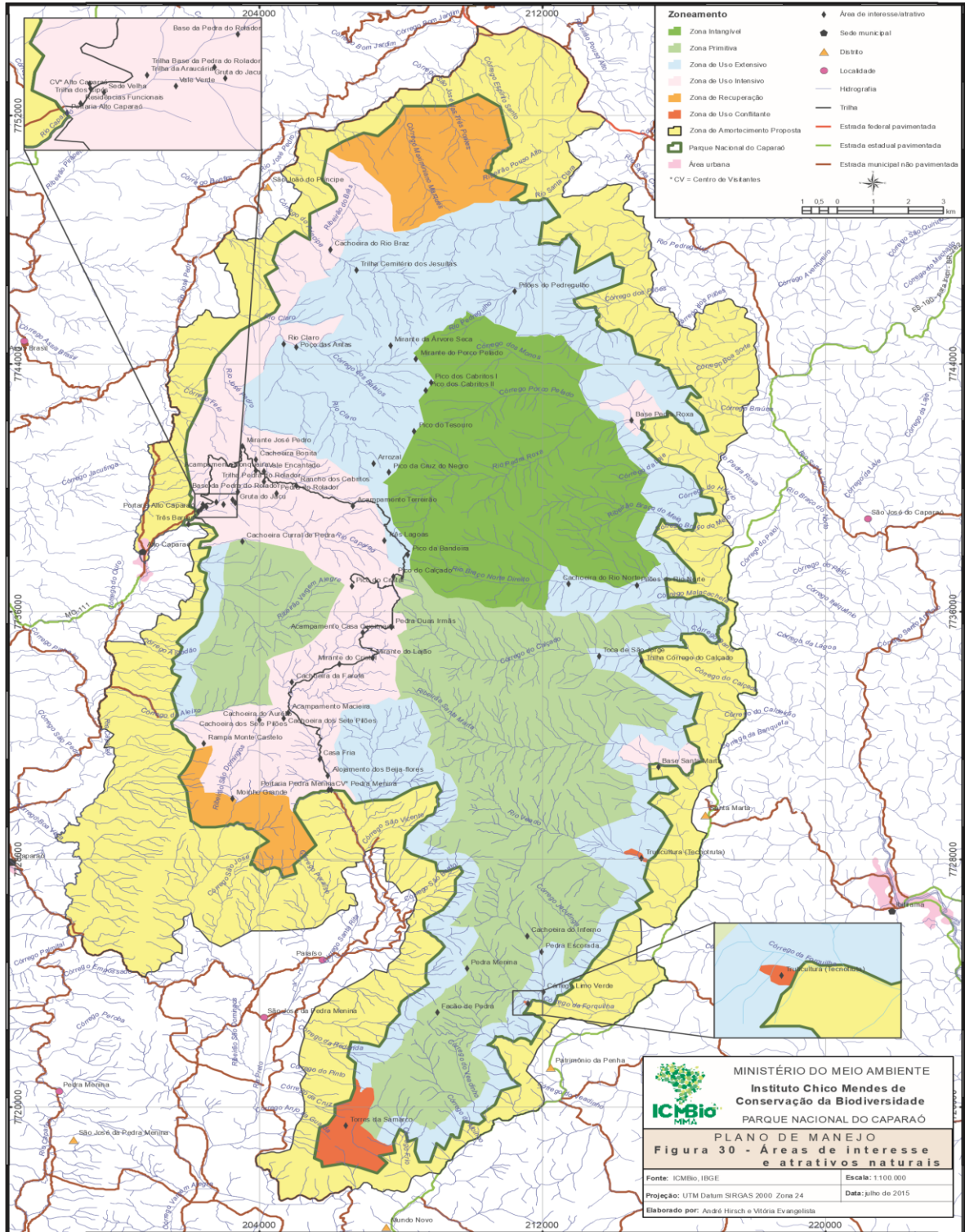
ZONNEVELD, I. S. **Land evaluation and landscape science**. Enschede: International Institute for Aerial Survey and Earth Science, 1972.

ZONNEVELD, I. S. A unidade da terra como uma caixa preta: uma caixa de pandora? *In*: WIESS, J. A.; MOSS, M. R. (org.). **Issues and perspectives in Landscape Ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005.

ZONNEVELD, I. S. The land unit - A fundamental concept in landscape ecology, and its applications. **Landscape Ecology**, v. 3, n. 2, p. 67–86, 1989. DOI: 10.1007/BF00131171. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00131171>. Acesso em: 9 set. 2021.

ANEXOS

ANEXO I - Mapa de Zoneamento do Parque Nacional do Caparaó com área proposta para criação da Zona de Amortecimento em amarelo – Plano de Manejo (ICMBio, 2015).



ANEXO II

Tabela – Métricas nível manchas / classe Formação Florestal - Ano 2000

ID da Classe	Área (ha)	Shape Index	Prox Index (60 m)	Prox Index (300 m)	Prox Index (600 m)	Enn
1	5,13	1,75	0,00	9,80	44,86	67,08
2	457,56	7,24	6,00	20,50	22,11	60,00
3	0,36	1,50	0,00	1,32	23,53	192,09
4	0,45	1,20	0,00	1.016,80	1.016,80	67,08
5	4,32	2,00	0,00	170,31	170,33	67,08
6	0,18	1,33	0,00	73,74	73,74	127,28
7	0,36	1,00	6,75	7,00	42,06	60,00
8	2,43	1,64	1,00	319,42	319,42	60,00
9	0,09	1,00	1,25	66,56	66,56	60,00
10	0,45	1,20	0,25	511,79	511,79	60,00
11	0,72	1,33	0,00	508,68	508,82	94,87
12	0,72	1,00	0,00	0,73	33,11	161,55
13	2,97	1,33	0,00	508,51	508,55	94,87
14	2,16	1,30	1.271,00	1.271,00	1.271,14	60,00
15	1,98	1,60	0,00	1,38	25,73	108,17
16	1,62	1,44	0,00	14,33	14,51	108,17
17	7,20	2,44	21,25	339,68	339,80	60,00
18	28,26	2,89	1,25	17,56	18,06	60,00
19	0,45	1,40	78,50	78,78	78,96	60,00
20	1,44	1,38	0,00	65,81	66,68	67,08
21	2,70	1,73	0,00	4,44	41,05	67,08
22	1,08	1,71	0,00	212,40	212,45	108,17
23	1,98	1,60	0,00	9,04	9,52	180,00
24	7,65	1,42	20,00	22,52	70,65	60,00
25	3,96	1,86	0,00	71,31	71,61	67,08
26	2,43	1,45	0,00	7,78	8,05	123,69
27	0,72	1,50	0,00	17,00	32,10	67,08
28	2,07	1,30	0,00	42,08	42,84	84,85
29	24,12	3,06	8,25	20,56	20,90	60,00
30	0,99	1,57	0,00	2,19	6,03	123,69
31	1,17	1,13	0,00	10,73	11,20	189,74
32	1,35	1,50	0,00	0,44	3,02	150,00
33	10,89	2,14	0,25	10,81	13,47	60,00
34	2,97	1,50	67,00	68,06	70,16	60,00
35	38,61	2,33	0,00	26,29	27,13	120,00
36	0,09	1,00	30,25	36,05	36,97	60,00
37	5,22	2,38	0,00	20,18	20,37	84,85
38	0,09	1,00	0,00	9,53	10,89	201,25
39	0,45	1,00	0,00	22,90	23,45	94,87
40	1,53	1,67	0,00	12,78	13,07	120,00
41	19,71	2,07	0,00	15,79	18,58	67,08
42	1,62	1,11	0,00	2,95	6,27	84,85

43	36,81	2,51	0,00	31,25	32,30	108,17
44	0,99	1,57	0,00	37,48	37,50	108,17
45	0,36	1,50	0,00	16,08	16,08	90,00
46	1,71	1,22	0,00	5,24	6,64	84,85
47	0,90	1,14	0,00	15,15	15,92	192,09
48	0,09	1,00	0,00	5,49	8,45	90,00
49	0,72	1,50	0,00	12,07	13,01	84,85
50	1,08	1,29	0,00	4,67	5,55	108,17
51	12,42	2,29	0,00	8,98	12,95	108,17
52	0,81	1,33	0,00	8,36	13,82	123,69
53	6,93	1,44	0,00	4,46	7,54	84,85
54	6,30	2,88	0,00	74,42	75,09	67,08
55	1,17	1,13	0,00	0,00	0,91	391,15
56	0,27	1,00	0,00	6,78	8,97	256,32
57	17,46	2,54	50,50	54,48	54,97	60,00
58	0,54	1,40	0,00	7,76	8,71	150,00
59	44,55	3,44	0,00	17,80	28,80	108,17
60	1,98	1,10	0,00	2,19	4,06	152,97
61	2,25	1,30	0,00	19,92	22,38	67,08
62	10,08	1,59	0,00	9,62	15,08	90,00
63	2,34	1,73	0,00	26,93	27,28	67,08
64	2,16	1,40	0,00	46,31	46,77	67,08
65	9,90	1,76	0,00	13,20	17,76	123,69
66	6,39	2,12	16,50	28,28	29,07	60,00
67	6,03	2,24	0,00	5,03	8,36	123,69
68	5,13	1,44	0,00	6,41	6,65	152,97
69	18,18	2,93	48,50	54,97	56,35	60,00
70	16,20	2,89	0,00	15,67	17,02	67,08
71	0,81	1,33	43,25	82,82	83,05	60,00
72	0,63	1,50	0,00	0,39	2,01	134,16
73	27,36	3,23	0,00	76,17	77,09	90,00
74	0,90	1,86	0,00	12,85	13,51	67,08
75	0,27	1,00	16,50	20,48	21,57	60,00
76	1,44	1,75	0,00	41,73	42,79	67,08
77	15,57	2,44	2,25	31,80	38,40	60,00
78	0,54	1,20	0,00	5,49	6,58	67,08
79	5,94	1,41	18,50	23,25	23,25	60,00
80	0,72	1,33	0,00	31,79	38,52	90,00
81	0,45	1,20	0,00	6,07	6,49	67,08
82	1,89	2,20	0,00	0,30	4,09	256,32
83	0,09	1,00	0,00	0,28	2,12	212,13
84	2,25	1,70	0,00	27,68	28,91	67,08
85	59,13	4,12	10,00	89,27	91,28	60,00
86	5,13	2,31	17,50	17,88	195,78	60,00
87	6,30	1,65	14,25	23,30	25,17	60,00
88	0,81	1,83	0,00	19,80	20,28	150,00
89	0,90	1,43	0,00	2,19	81,49	152,97
90	0,81	1,50	0,00	8,98	13,72	67,08
91	1,98	1,90	48,25	48,54	50,02	60,00
92	1,26	1,13	0,00	12,09	15,50	120,00

93	4,86	2,00	0,00	194,06	194,26	67,08
94	17,37	2,82	5,50	10,40	21,04	60,00
95	0,72	1,33	0,00	4,33	5,27	268,33
96	67,68	3,53	0,00	92,77	93,47	67,08
97	0,90	1,43	0,00	1.502,06	1.502,62	120,00
98	1,26	1,13	0,00	21,52	21,52	94,87
99	1,44	1,75	0,00	12,06	25,62	120,00
100	31,14	2,39	6.008,25	6.009,62	6.011,15	60,00
101	3,24	1,42	0,00	961,32	961,39	150,00
102	2.162,97	12,68	128,75	311,80	313,85	60,00
103	0,90	1,29	3,75	12,40	74,65	60,00
104	1,35	1,38	2,50	21,72	106,10	60,00
105	3,60	1,23	164,25	184,42	184,65	60,00
106	2,61	1,27	0,00	79,90	79,90	174,93
107	194,94	4,68	379,00	553,68	559,59	60,00
108	17,37	3,71	107,00	1.039,54	1.039,78	60,00
109	6,75	1,94	0,00	24,11	24,85	90,00
110	0,54	1,80	0,00	94,38	96,48	84,85
111	0,99	1,29	0,00	4.812,57	4.812,57	67,08
112	0,09	1,00	48,25	48,25	253,81	60,00
113	0,99	1,43	0,00	12,52	14,54	150,00
114	0,81	1,17	0,00	216,60	226,06	94,87
115	0,81	1,50	0,00	95,05	95,13	150,00
116	2,88	1,67	0,00	46,99	47,55	94,87
117	0,99	1,57	0,00	4.806,60	4.806,60	67,08
118	105,57	3,20	0,00	484,87	485,17	67,08
119	1,08	1,29	0,00	28,15	35,93	161,55
120	38,43	3,48	62,25	67,14	72,09	60,00
121	3,78	1,92	0,00	12,01	18,21	90,00
122	1,53	1,56	1,50	221,30	225,13	60,00
123	0,54	1,40	4,25	221,63	225,06	60,00
124	5,58	1,94	0,00	735,86	735,95	84,85
125	2,79	1,50	15,50	18,10	33,44	60,00
126	1,98	1,40	8,75	10,43	12,81	60,00
127	3,51	1,46	6.008,25	6.008,25	6.008,25	60,00
128	1,71	1,22	0,00	10,77	11,69	192,09
129	136,44	4,09	541,50	737,60	738,01	60,00
130	5,58	1,31	7,75	250,04	253,25	60,00
131	3,15	2,67	5,50	12,59	13,78	60,00
132	0,72	1,00	0,00	6,00	7,77	108,17
133	0,81	1,67	0,00	61,56	62,87	94,87
134	0,63	1,17	0,00	234,63	234,63	67,08
135	0,90	1,14	0,00	1.336,00	1.336,72	127,28
136	0,09	1,00	0,00	14,84	14,84	189,74
137	0,90	1,14	0,00	2.403,30	2.403,30	94,87
138	9,45	2,38	0,00	72,77	75,53	94,87
139	0,18	1,00	1,25	829,97	829,97	60,00
140	0,45	1,20	0,50	1.849,19	1.849,19	60,00
141	0,99	1,29	0,00	126,43	127,10	127,28
142	0,90	1,14	0,00	10,77	90,97	108,17

143	0,09	1,00	2,25	63,42	71,26	60,00
144	0,81	1,50	0,25	82,25	83,93	60,00
145	3,33	1,38	0,00	93,32	94,22	67,08
146	0,09	1,00	0,00	27,49	29,26	67,08
147	0,54	1,40	0,00	296,70	296,80	270,00
148	0,09	1,00	0,00	44,22	46,08	67,08
149	9,72	1,57	0,00	220,57	222,58	90,00
150	0,90	1,29	0,00	30,31	33,01	127,28
151	12,60	2,13	0,00	1.417,68	1.417,87	67,08
152	17,64	2,25	33,75	77,09	95,09	60,00
153	2,61	2,09	0,00	31,06	48,43	84,85
154	1,62	1,33	0,00	353,43	353,50	247,39
155	5,22	1,50	0,00	100,47	118,29	90,00
156	1,17	1,75	0,00	1.335,26	1.336,97	127,28
157	1,35	1,63	28,25	177,13	178,26	60,00
158	3,15	1,83	0,00	71,09	71,67	67,08
159	3,06	1,17	0,00	47,76	64,44	67,08
160	10,17	2,64	3,75	99,75	101,84	60,00
161	5,04	2,13	106,75	197,76	198,37	60,00
162	0,54	1,60	6.018,00	6.018,16	6.018,16	60,00
163	3,15	1,58	0,00	7,02	25,32	174,93
164	0,09	1,00	1,50	1.852,57	1.852,66	60,00
165	0,09	1,00	0,00	0,20	4,61	67,08
166	1,62	1,56	0,00	30,57	32,35	84,85
167	0,09	1,00	0,00	0,20	73,22	67,08
168	3,42	1,38	1,50	1.503,63	1.503,72	60,00
169	29,97	2,46	14,00	146,92	147,84	60,00
170	0,27	1,25	0,00	1,14	7,53	182,48
171	0,09	1,00	0,00	4.806,96	4.808,00	67,08
172	0,54	1,20	0,00	4.806,60	4.806,72	67,08
173	1,44	1,38	0,00	1.530,07	1.530,12	67,08
174	65,43	3,72	0,00	966,22	971,74	84,85
175	14,22	3,15	0,00	140,05	142,81	94,87
176	7,02	2,06	0,00	18,39	23,44	161,55
177	5,04	1,40	83,25	83,92	84,63	60,00
178	3,78	1,77	0,00	7,14	9,01	120,00
179	2,16	1,20	0,00	5,40	9,61	150,00
180	12,15	1,79	49,00	67,57	68,00	60,00
181	1,44	1,25	0,00	184,29	186,66	90,00
182	40,77	2,81	0,00	52,37	56,90	94,87
183	3,69	1,46	0,00	48,25	50,40	90,00
184	3,42	1,38	0,00	37,60	38,49	169,71
185	2,07	2,00	0,00	6,69	7,23	234,31
186	9,81	1,86	0,00	39,98	42,05	84,85
187	6,30	1,41	6.008,25	6.008,36	6.008,45	60,00
188	0,09	1,00	0,00	10,38	13,82	108,17
189	1,35	1,13	0,00	23,59	24,97	169,71
190	3,06	1,92	0,00	83,58	83,85	67,08
191	12,78	2,58	0,00	2.763,18	2.763,95	84,85
192	1,26	1,00	0,00	4,93	5,49	268,33

193	6,30	2,59	0,00	9,37	10,87	90,00
194	3,60	1,62	0,00	2,72	4,12	161,55
195	7,11	2,56	0,00	19,89	26,34	84,85
196	0,63	1,17	0,00	3,35	6,39	234,31
197	39,06	2,95	1,75	45,46	45,81	60,00
198	2,70	1,64	0,00	86,80	88,31	67,08
199	1,62	1,22	0,00	6,75	182,17	120,00
200	16,92	2,07	0,00	25,78	29,65	67,08
201	4,68	1,53	0,00	0,70	7,12	201,25
202	5,58	2,50	0,00	965,14	965,16	150,00
203	3,78	1,69	0,00	1.342,91	1.343,69	108,17
204	9,00	2,10	0,00	63,93	67,98	94,87
205	0,99	1,29	0,00	4.808,06	4.808,06	67,08
206	3,06	1,83	0,00	4.806,84	4.807,04	67,08
207	0,45	1,20	0,00	4.806,60	4.806,84	67,08
208	7,74	2,16	0,00	6,67	82,63	108,17
209	2,16	1,30	0,00	9,55	10,12	90,00
210	1,44	1,50	0,00	40,88	41,39	84,85
211	54,81	3,62	3,25	38,27	43,48	60,00
212	5,76	1,44	0,00	53,73	58,00	108,17
213	9,00	1,50	0,00	23,98	27,86	108,17
214	2,70	2,82	0,00	18,17	18,98	189,74
215	0,81	1,33	0,00	34,52	34,77	94,87
216	1,17	1,13	33,75	34,59	183,25	60,00
217	3,33	1,23	0,00	25,90	26,60	94,87
218	0,09	1,00	0,00	4,35	6,62	94,87
219	1,17	1,13	152,25	161,68	162,68	60,00
220	0,63	1,00	108,50	108,50	111,32	60,00
221	0,72	1,17	2,00	3,90	5,68	60,00
222	1,44	1,88	0,00	1,81	8,96	90,00
223	12,15	1,88	3,25	2.679,96	2.679,96	60,00
224	30,78	2,92	0,00	698,04	698,34	108,17
225	1,26	1,25	0,00	0,89	5,25	295,47
226	0,72	1,50	2,00	4,20	8,22	60,00
227	3,51	1,54	0,00	122,33	126,04	67,08
228	1,62	1,78	0,00	9,31	13,69	174,93
229	10,17	3,00	0,00	18,65	20,34	67,08
230	3,51	2,08	0,00	12,61	120,98	84,85
231	48,51	3,74	0,00	18,44	22,57	67,08
232	0,63	1,00	0,00	42,05	46,73	108,17
233	1,44	1,63	0,00	2,10	2,70	152,97
234	1,17	1,38	0,00	38,72	38,75	150,00
235	0,54	1,40	0,00	828,72	828,82	161,55
236	6,75	1,78	0,00	38,19	44,31	120,00
237	7,20	3,33	0,00	1.857,83	1.857,92	108,17
238	0,63	1,17	0,00	0,00	189,47	305,94
239	8,82	1,60	0,00	23,29	23,62	180,00
240	1,71	1,33	0,00	107,90	108,27	67,08
241	19,08	1,37	0,00	997,88	998,24	84,85
242	2,16	1,30	0,00	3,82	94,74	150,00

243	0,81	1,17	0,00	2,87	128,39	152,97
244	5,58	1,44	0,00	2.435,12	2.435,74	84,85
245	4,59	1,33	0,00	4.807,18	4.807,18	67,08
246	2,34	1,27	0,00	25,05	29,18	67,08
247	4,68	1,80	0,00	1.335,17	1.335,17	127,28
248	1,44	1,50	0,00	491,84	493,12	201,25
249	1,89	1,80	6.008,25	6.009,67	6.009,67	60,00
250	5,13	1,69	0,00	6,06	8,29	150,00
251	0,90	1,29	0,00	0,00	147,79	301,50
252	23,94	2,55	1,75	15,31	26,21	60,00
253	0,63	1,00	0,00	2,46	3,99	120,00
254	1,98	1,40	0,00	6,58	10,99	180,00
255	0,72	1,17	0,00	9,44	10,38	67,08
256	12,33	2,21	0,00	18,11	24,61	123,69
257	4,05	1,29	0,00	1,81	2,77	67,08
258	0,63	1,17	6.008,25	6.008,25	6.009,21	60,00
259	0,54	1,20	0,00	67,38	69,80	84,85
260	8,10	2,32	0,00	11,45	12,51	182,48
261	0,63	1,17	66,50	72,78	73,51	60,00
262	2,07	1,50	0,00	3,61	180,22	90,00
263	2,25	1,50	0,00	9,36	11,39	67,08
264	45,18	2,87	0,00	7,08	17,88	161,55
265	0,09	1,00	0,00	2.403,30	2.403,30	94,87
266	0,99	1,43	0,00	381,20	382,39	90,00
267	35,55	2,88	0,00	12,61	19,11	67,08
268	8,82	2,20	0,00	1.861,54	1.861,82	90,00
269	3,06	1,58	0,00	5,38	7,82	67,08
270	6,48	2,41	0,00	39,91	39,93	150,00
271	1,35	1,13	0,00	15,84	18,09	192,09
272	2,34	1,18	6.008,25	6.008,25	6.008,25	60,00
273	1,08	1,71	0,00	15,01	87,48	108,17
274	17,91	2,45	73,00	77,96	79,67	60,00
275	26,28	2,14	49,75	62,06	64,17	60,00
276	0,81	1,50	0,00	91,61	91,61	67,08
277	16,74	2,29	0,00	542,34	543,22	108,17
278	1,26	1,38	0,00	4,73	5,15	134,16
279	11,52	1,74	0,00	25,44	26,00	123,69
280	4,95	1,93	0,00	10,46	10,46	150,00
281	1,98	1,50	3,00	7,88	9,95	60,00
282	1,08	1,14	5,50	6,70	8,37	60,00
283	7,02	1,28	0,00	12,15	13,24	120,00
284	0,90	1,14	0,00	7,44	8,05	150,00
285	7,65	1,42	0,00	6,76	10,59	228,47
286	9,09	1,24	0,00	9,27	11,55	67,08
287	0,09	1,00	0,00	20,42	24,19	67,08
288	30,60	3,08	0,00	6,68	10,40	120,00
289	1,80	1,44	0,00	20,49	25,93	134,16
290	4,68	1,53	6,25	1.209,50	1.211,15	60,00
291	2,25	1,50	13,00	17,78	202,70	60,00
292	1,26	1,13	0,00	16,60	18,55	84,85

293	3,42	1,23	0,00	17,18	21,21	123,69
294	2,88	2,00	0,00	0,74	81,28	228,47
295	3,33	1,15	2,50	9,56	9,99	60,00
296	5,85	1,82	0,00	2.403,64	2.404,80	94,87
297	1,71	1,56	0,00	12,94	14,33	67,08
298	1,98	1,30	0,00	3,01	5,78	90,00
299	0,90	1,14	0,00	21,66	23,72	120,00
300	0,72	1,50	0,00	1.512,76	1.512,96	67,08
301	0,90	1,43	9,25	10,33	11,21	60,00
302	4,59	2,07	0,00	0,14	1,99	210,00
303	10,35	1,68	0,00	10,63	11,37	169,71
304	1,17	1,50	0,00	3.004,13	3.004,35	84,85
305	0,63	1,17	0,00	1,04	1,58	210,00
306	0,36	1,25	0,00	0,00	0,41	349,86
307	3,87	1,50	9,00	1.858,93	1.858,93	60,00
308	0,54	1,20	0,00	0,81	97,21	218,40
309	5,13	1,19	0,00	1,37	2,61	192,09
310	3,24	1,50	10,75	4.817,79	4.817,82	60,00
311	4,68	1,33	0,00	3,57	3,59	150,00
312	1,62	2,11	0,00	3,57	85,97	120,00
313	0,72	1,00	0,00	2,78	3,92	150,00
314	10,89	2,45	0,00	1,84	2,08	150,00
315	2,34	1,64	0,00	4,84	4,89	150,00

Tabela – Métricas nível manchas / classe Formação Florestal - Ano 2020

ID da Classe	Área (ha)	Shape Index	Prox Index (60 m)	Prox Index (300 m)	Prox Index (600 m)	Enn
1	10,62	2,50	0,00	69,80	70,16	123,69
2	4,41	1,64	3,00	3,00	14,76	60,00
3	0,81	1,67	0,25	7,26	17,68	60,00
4	1,08	2,00	12,25	66,75	67,64	60,00
5	0,09	1,00	2,25	5,64	18,71	60,00
6	198,81	4,22	210,25	263,84	264,51	60,00
7	0,45	1,00	0,00	276,13	276,34	84,85
8	0,18	1,33	0,00	37,18	37,18	127,28
9	0,90	1,43	552,25	554,18	554,49	60,00
10	1,98	2,60	552,25	553,25	555,80	60,00
11	0,36	1,00	6,75	282,88	282,88	60,00
12	0,27	1,25	0,00	276,13	276,77	84,85
13	2,43	1,64	1,00	246,44	246,44	60,00
14	0,54	1,20	0,00	74,00	74,00	180,00
15	0,90	1,14	0,00	37,07	39,30	94,87
16	72,81	3,12	742,50	743,34	744,10	60,00
17	2,07	1,80	0,00	1,82	23,19	150,00
18	68,49	4,98	202,25	352,87	353,37	60,00
19	3,24	1,42	0,00	96,32	112,66	84,85

20	0,72	1,67	0,00	153,72	153,82	67,08
21	0,45	1,20	0,00	38,49	39,20	127,28
22	5,94	3,18	0,00	33,97	35,28	67,08
23	18,00	2,17	0,00	45,60	48,20	67,08
24	0,27	1,00	0,00	56,91	56,95	67,08
25	0,72	1,33	0,00	43,64	46,06	67,08
26	1,17	1,13	0,00	8,99	9,03	134,16
27	0,36	1,50	0,00	56,53	56,96	123,69
28	26,64	4,77	5,25	19,16	19,78	60,00
29	1,17	1,63	0,00	1,25	6,65	218,40
30	0,09	1,00	0,00	3,61	3,69	271,66
31	4,68	2,53	0,00	0,00	4,95	318,90
32	0,72	1,83	0,00	2,60	3,40	189,74
33	9,36	1,43	2,25	16,73	17,01	60,00
34	1,89	1,50	74,00	85,77	86,25	60,00
35	3,15	1,58	0,00	63,39	63,62	67,08
36	8,37	2,80	9,00	20,61	20,87	60,00
37	0,63	1,00	0,00	15,86	16,48	90,00
38	0,81	2,00	26,00	32,17	32,33	60,00
39	0,81	1,33	23,25	31,03	31,70	60,00
40	1,26	1,13	0,00	5,43	6,45	169,71
41	3,87	1,86	0,00	4,40	5,88	108,17
42	0,27	1,00	23,25	25,87	27,44	60,00
43	2,16	1,80	23,25	26,74	28,78	60,00
44	1,35	1,75	0,00	3,03	4,68	120,00
45	17,91	4,17	0,00	2,85	5,49	84,85
46	0,36	1,25	0,00	6,86	6,92	161,55
47	1,53	1,33	0,00	15,46	16,69	67,08
48	2,43	1,64	0,00	4,18	5,18	108,17
49	6,30	2,29	0,00	7,17	9,07	67,08
50	2,07	1,50	0,00	5,14	5,66	90,00
51	0,63	1,00	0,00	6,25	6,77	108,17
52	4,41	2,57	0,00	9,50	9,50	108,17
53	2,16	1,70	0,00	0,23	1,38	241,87
54	0,63	1,67	0,00	20,11	20,14	94,87
55	15,39	2,00	3,75	4,84	5,31	60,00
56	0,54	1,60	0,00	0,00	0,72	305,94
57	0,09	1,00	0,00	3,60	3,62	94,87
58	1,17	1,38	0,00	24,88	28,07	84,85
59	2,88	1,83	5,25	7,65	8,21	60,00
60	0,81	1,33	0,00	0,10	2,34	240,00
61	1,89	1,10	8,00	11,86	12,14	60,00
62	1,35	1,63	42,75	43,55	44,72	60,00
63	5,94	3,35	8,50	21,90	26,94	60,00
64	21,15	1,97	0,00	2,48	7,00	201,25
65	3,06	2,33	16,50	30,10	32,95	60,00
66	12,51	2,58	0,00	2,57	4,34	161,55
67	1,62	1,56	0,00	4,84	7,77	123,69
68	1,17	1,38	0,00	5,01	6,02	161,55
69	2,52	2,18	0,00	4,80	4,87	210,00

70	6,03	1,88	0,00	50,84	52,43	67,08
71	0,63	1,17	0,00	8,27	8,39	123,69
72	0,63	1,33	0,00	6,26	8,37	174,93
73	2,25	2,10	0,00	11,62	14,84	94,87
74	1,89	1,50	0,00	7,26	12,07	201,25
75	0,09	1,00	0,00	19,08	19,08	150,00
76	42,93	4,77	0,00	1.902,14	1.902,84	94,87
77	23,76	3,85	0,00	36,39	38,81	90,00
78	0,09	1,00	0,00	59,01	60,78	67,08
79	26,46	2,94	0,00	62,83	75,28	67,08
80	24,93	3,00	0,00	95,83	95,89	67,08
81	1,98	1,30	0,00	8,79	9,87	120,00
82	14,40	2,73	0,00	16,72	22,10	123,69
83	0,81	1,50	0,00	11,76	12,71	150,00
84	7,74	2,47	2,00	84,94	89,78	60,00
85	0,72	1,17	21,50	23,33	28,66	60,00
86	1,17	1,25	0,00	14,03	14,03	174,93
87	0,63	1,33	15,50	20,21	21,41	60,00
88	5,58	1,88	1,75	6,05	7,07	60,00
89	0,72	1,33	0,00	0,52	5,62	150,00
90	0,63	1,17	13,25	33,60	33,67	60,00
91	1,89	1,10	0,00	0,48	2,25	283,02
92	0,81	1,67	0,00	8,76	11,22	67,08
93	4,77	1,47	1,75	68,91	73,05	60,00
94	0,99	1,43	0,00	50,06	50,16	94,87
95	70,74	5,60	10,50	424,97	430,63	60,00
96	0,90	1,57	0,00	14,12	14,53	67,08
97	0,27	1,00	0,00	0,72	3,98	182,48
98	1,26	2,00	0,00	40,19	197,67	94,87
99	0,09	1,00	0,00	12,40	13,26	67,08
100	3,87	2,00	0,00	10,96	13,70	150,00
101	24,39	3,24	0,00	69,26	81,71	67,08
102	2.222,46	13,59	126,25	480,26	483,22	60,00
103	11,25	2,39	0,00	111,16	118,22	84,85
104	0,45	1,00	0,00	10,60	11,86	123,69
105	2,34	2,09	0,00	2,44	221,26	150,00
106	5,40	1,81	0,00	550,47	554,39	150,00
107	24,12	3,36	1,25	40,86	58,81	60,00
108	5,04	1,60	0,00	87,50	88,02	67,08
109	0,90	1,43	0,00	310,59	310,72	94,87
110	62,46	3,64	13,00	151,88	158,29	60,00
111	2,70	1,36	0,00	0,00	68,93	381,84
112	1,62	1,78	6.173,50	6.174,82	6.175,14	60,00
113	1,44	1,63	0,00	8,08	8,32	67,08
114	0,72	1,17	0,00	4.939,66	4.939,85	67,08
115	1,17	1,88	0,00	88,97	92,45	84,85
116	0,72	1,33	0,00	4.938,80	4.939,41	67,08
117	2,07	1,90	0,00	4.938,92	4.939,14	67,08
118	0,81	1,33	0,00	15,55	23,26	84,85
119	4,14	2,29	0,00	157,34	175,24	67,08

120	0,09	1,00	0,00	11,08	11,23	67,08
121	0,45	1,00	67,00	71,90	73,21	60,00
122	4,68	2,00	173,50	243,14	243,53	60,00
123	2,43	1,45	0,00	36,36	37,68	84,85
124	4,41	1,86	0,00	79,03	81,92	84,85
125	3,78	2,08	196,50	287,70	290,50	60,00
126	0,54	1,20	0,00	726,76	726,79	174,93
127	0,63	1,33	0,00	129,06	129,68	108,17
128	6,93	1,78	6.179,25	6.179,25	6.179,33	60,00
129	0,09	1,00	0,00	204,43	204,85	127,28
130	2,88	1,50	0,00	1,87	4,84	169,71
131	302,31	9,19	1,75	265,75	270,97	60,00
132	0,36	1,25	0,00	43,57	45,90	161,55
133	3,51	2,08	0,00	6,20	140,43	150,00
134	0,45	1,60	6.173,50	6.173,72	6.174,28	60,00
135	4,59	1,87	0,00	81,84	81,84	120,00
136	2,07	1,80	19,25	2.763,03	2.763,03	60,00
137	0,99	1,43	0,00	1.235,58	1.236,67	134,16
138	0,63	1,00	0,00	671,80	675,24	67,08
139	2,34	1,73	2,00	10,03	11,59	60,00
140	2,61	1,27	3,25	138,10	138,34	60,00
141	0,18	1,00	21,25	21,25	37,56	60,00
142	7,65	2,68	7,25	11,95	29,52	60,00
143	0,45	1,20	6,75	216,06	216,17	60,00
144	1,17	1,00	7,25	681,09	686,04	60,00
145	2,43	2,27	1,25	674,64	679,33	60,00
146	0,72	1,33	6,50	19,54	21,24	60,00
147	3,87	1,36	0,00	22,13	24,56	67,08
148	9,90	2,90	6.173,50	6.178,11	6.179,46	60,00
149	1,80	1,78	0,00	26,08	28,46	84,85
150	1,80	1,67	0,00	4.942,47	4.942,47	67,08
151	2,97	1,50	0,00	4.941,02	4.941,02	67,08
152	1,53	1,78	0,00	135,06	135,13	94,87
153	0,72	1,33	0,00	119,55	122,17	108,17
154	2,79	1,33	0,00	53,85	56,39	67,08
155	2,43	1,64	21,25	57,37	65,00	60,00
156	1,44	1,75	0,00	671,80	671,92	67,08
157	6,21	2,47	0,00	315,16	316,36	67,08
158	0,63	1,00	839,75	841,45	842,47	60,00
159	1,08	1,71	0,00	5,32	235,46	90,00
160	0,90	1,43	0,00	268,93	271,40	94,87
161	0,72	1,33	0,00	1.234,70	1.235,36	134,16
162	1,80	1,33	0,00	692,25	692,60	67,08
163	0,36	1,25	0,00	2.753,26	2.753,44	90,00
164	2,70	2,45	0,00	2.765,48	2.766,51	67,08
165	24,12	2,52	0,00	61,06	137,50	67,08
166	0,18	1,33	0,00	51,68	51,68	241,87
167	1,08	1,43	0,00	44,91	56,94	90,00
168	0,81	1,83	0,00	1.382,37	1.383,49	67,08
169	44,91	4,38	9,00	309,22	310,83	60,00

170	0,90	1,57	0,00	1.899,54	1.899,54	108,17
171	1,80	1,11	0,00	3.087,18	3.087,94	84,85
172	2,43	1,55	0,00	64,00	67,77	84,85
173	0,63	1,33	0,00	41,46	45,09	169,71
174	32,67	3,62	0,00	711,64	713,59	67,08
175	1,44	1,50	0,00	363,15	363,19	247,39
176	7,38	1,32	0,00	671,80	676,97	67,08
177	0,72	1,00	0,00	14,07	27,51	169,71
178	4,68	1,87	0,00	58,34	64,17	67,08
179	3,24	1,67	124,75	158,34	160,08	60,00
180	0,54	2,20	0,00	4.938,80	4.938,86	67,08
181	13,59	1,92	0,25	135,56	135,97	60,00
182	1,80	1,56	71,75	72,07	92,47	60,00
183	1,17	1,13	0,00	73,59	95,85	67,08
184	25,83	2,82	5,00	42,46	59,17	60,00
185	0,54	1,20	0,00	4.938,80	4.938,90	67,08
186	20,61	2,29	0,00	74,61	76,84	67,08
187	7,56	2,47	0,00	4,57	19,55	123,69
188	6,75	2,22	0,00	85,78	103,45	67,08
189	1,62	1,22	0,00	24,05	26,22	134,16
190	5,04	2,00	0,00	3,25	16,48	120,00
191	1,08	1,71	0,00	2,03	2,19	247,39
192	0,99	1,57	0,00	24,11	26,48	108,17
193	0,09	1,00	37,75	38,10	38,47	60,00
194	5,04	1,53	0,00	29,48	32,17	94,87
195	23,67	2,03	15,50	95,88	97,46	60,00
196	2,34	1,09	0,00	5,08	10,44	150,00
197	17,46	2,11	0,00	4.947,40	4.947,83	67,08
198	11,43	2,22	0,00	76,88	78,02	84,85
199	1,80	1,22	8,00	16,18	18,92	60,00
200	0,99	1,14	0,00	4,63	5,88	189,74
201	2,07	2,00	0,00	21,48	22,46	108,17
202	2,88	1,25	5,00	8,37	10,00	60,00
203	1,98	1,40	0,00	10,44	12,82	174,93
204	3,15	2,00	0,00	6,77	8,31	201,25
205	0,54	1,20	0,00	30,41	31,02	90,00
206	7,92	2,32	0,00	6,69	9,94	123,69
207	4,41	2,43	0,00	11,38	13,27	67,08
208	0,18	1,00	6.173,50	6.177,38	6.177,56	60,00
209	5,58	1,81	168,50	193,08	195,50	60,00
210	7,92	2,74	0,00	70,71	73,67	67,08
211	8,73	2,45	4,75	42,25	146,67	60,00
212	20,88	3,61	0,50	56,85	59,13	60,00
213	5,31	2,88	30,00	32,92	35,17	60,00
214	10,80	3,00	14,75	55,76	60,21	60,00
215	0,09	1,00	0,00	5,15	5,74	216,33
216	1,17	1,25	0,00	19,06	21,42	94,87
217	0,81	1,17	0,00	35,93	36,65	67,08
218	0,63	1,50	4,75	2.748,53	2.748,53	60,00
219	1,71	1,67	24,25	91,38	92,74	60,00

220	36,99	3,46	15,50	66,60	68,90	60,00
221	23,67	2,73	0,00	51,94	52,37	67,08
222	0,90	1,71	0,00	10,54	11,30	150,00
223	1,80	1,89	0,00	691,92	693,31	108,17
224	1,71	2,11	1,75	2.471,15	2.471,27	60,00
225	16,47	2,75	0,00	22,66	25,04	90,00
226	9,99	2,14	0,00	12,65	14,54	150,00
227	2,97	1,83	2,50	3.091,44	3.092,65	60,00
228	0,54	1,40	0,00	4.938,80	4.938,80	67,08
229	0,81	1,83	0,00	4.939,77	4.939,94	67,08
230	0,90	1,29	8,25	2.478,01	2.478,57	60,00
231	2,16	2,10	16,75	38,05	148,81	60,00
232	1,35	2,25	0,00	93,38	168,41	67,08
233	6,03	1,88	9,75	961,64	964,38	60,00
234	0,18	1,00	58,00	84,58	84,85	60,00
235	0,63	1,17	0,00	1.899,54	1.899,54	108,17
236	1,35	1,25	16,75	20,40	168,32	60,00
237	10,35	2,18	0,00	2.538,54	2.539,06	67,08
238	7,11	1,50	0,00	115,18	230,43	67,08
239	0,99	1,43	0,00	2.471,29	2.471,57	84,85
240	15,93	2,22	0,00	14,86	17,66	150,00
241	3,24	2,00	0,00	0,36	5,14	218,40
242	2,16	1,60	0,00	52,62	54,91	67,08
243	0,54	1,20	0,00	62,74	133,71	90,00
244	9,00	2,95	0,00	39,03	40,76	90,00
245	16,56	2,75	0,00	26,17	28,08	108,17
246	1,89	1,20	0,00	23,79	124,13	94,87
247	2,34	1,27	0,00	14,15	14,52	127,28
248	1,26	1,38	6.173,50	6.174,88	6.175,03	60,00
249	3,24	1,42	6.173,50	6.174,82	6.179,21	60,00
250	19,98	2,83	0,00	502,75	503,54	67,08
251	1,71	1,22	0,00	1,61	5,45	218,40
252	0,90	1,57	6.173,50	6.173,50	6.174,63	60,00
253	5,67	1,69	6.173,50	6.186,31	6.189,82	60,00
254	1,53	1,11	0,00	3,00	7,35	152,97
255	0,54	1,40	0,00	851,52	851,52	161,55
256	4,32	1,79	0,00	18,40	19,35	150,00
257	18,99	2,17	0,00	18,66	21,05	108,17
258	4,86	2,53	0,00	5,04	6,65	94,87
259	0,90	1,57	0,00	4,03	4,25	201,25
260	0,99	1,71	0,00	1,02	4,40	296,98
261	8,37	2,25	0,00	9,49	10,21	161,55
262	0,90	1,43	0,00	8,76	9,17	152,97
263	3,96	2,36	6.173,50	6.173,66	6.174,53	60,00
264	0,72	1,33	0,00	4.983,20	4.984,54	67,08
265	0,90	1,57	0,00	6,62	8,08	94,87
266	1,71	1,22	0,00	8,68	10,41	94,87
267	0,09	1,00	0,00	0,37	1,54	201,25
268	4,50	1,40	6.173,50	6.173,68	6.173,71	60,00
269	1,44	2,25	0,00	4.939,24	4.939,27	67,08

270	5,85	1,29	0,00	4.941,58	4.943,00	67,08
271	26,73	2,34	0,00	15,00	19,93	67,08
272	1,53	1,56	0,00	5,85	8,05	94,87
273	1,26	1,38	0,00	1,49	2,52	108,17
274	4,77	2,07	0,00	1.371,89	1.371,89	127,28
275	0,81	1,33	0,00	2.470,62	2.470,62	94,87
276	4,68	2,07	0,00	7,27	7,51	94,87
277	0,63	1,33	0,00	0,35	4,52	258,07
278	11,97	2,17	0,00	20,96	22,95	84,85
279	0,36	1,25	6.173,50	6.173,95	6.174,23	60,00
280	2,97	1,33	0,00	12,27	14,13	67,08
281	2,70	1,36	3,00	7,85	10,33	60,00
282	7,11	1,61	0,00	13,04	16,61	90,00
283	1,08	1,71	7,50	16,82	18,06	60,00
284	9,36	3,33	0,00	36,52	38,01	90,00
285	1,26	2,00	0,00	23,58	25,00	67,08
286	1,35	1,75	0,00	0,00	1,05	351,14
287	1,80	1,67	0,00	33,31	34,52	90,00
288	0,09	1,00	0,00	67,83	68,36	67,08
289	2,34	1,64	0,00	46,29	146,80	67,08
290	2,70	1,27	6.173,50	6.177,74	6.178,07	60,00
291	18,36	2,28	0,00	29,43	35,49	67,08
292	9,27	1,57	0,00	4,25	4,74	67,08
293	4,86	1,33	0,00	68,36	69,38	67,08
294	20,79	3,19	0,00	2.801,25	2.801,55	67,08
295	2,25	1,60	6.173,50	6.185,36	6.187,08	60,00
296	0,09	1,00	0,00	2.469,40	2.469,40	94,87
297	1,53	1,22	6.173,50	6.173,50	6.178,10	60,00
298	0,72	1,17	0,00	17,27	18,51	127,28
299	2,97	1,83	0,00	8,64	10,65	84,85
300	0,81	1,33	0,00	3,35	3,90	270,00
301	5,22	1,63	2,50	16,43	16,76	60,00
302	0,27	1,25	0,00	21,18	21,43	67,08
303	1,35	1,38	0,00	30,50	32,14	67,08
304	0,99	1,71	0,00	44,62	215,79	94,87
305	3,06	1,75	0,00	7,18	7,64	84,85
306	2,61	1,64	7,00	44,40	48,03	60,00
307	2,52	1,18	7,25	37,58	40,46	60,00
308	11,70	1,91	0,50	35,00	35,20	60,00
309	0,18	1,33	0,00	1,94	1,96	127,28
310	50,13	4,83	0,00	4.947,47	4.948,01	67,08
311	3,33	2,00	0,00	48,24	48,62	67,08
312	8,37	1,85	0,00	5,59	7,12	108,17
313	0,90	1,29	14,50	18,75	20,46	60,00
314	18,09	4,10	0,00	69,41	69,96	67,08
315	84,15	3,56	0,00	17,80	20,17	84,85
316	0,18	1,33	32,50	53,72	53,84	60,00
317	1,17	1,50	0,00	2,56	4,64	256,32
318	1,62	2,22	0,00	2,89	8,13	67,08
319	0,45	1,00	0,00	35,47	36,44	67,08

320	0,81	1,33	0,00	428,69	428,69	108,17
321	0,72	1,67	0,00	0,56	1,05	169,71
322	1,62	1,33	0,00	1,04	1,45	169,71
323	2,52	2,18	0,00	15,59	16,13	108,17
324	2,43	1,73	0,00	0,74	2,60	174,93
325	7,29	2,67	0,00	1,83	2,38	234,31
326	0,45	1,40	0,00	25,21	25,21	180,00
327	1,26	1,75	0,00	14,22	14,79	180,00
328	1,17	1,38	0,00	4,32	8,53	67,08
329	2,52	2,00	0,00	39,51	39,51	150,00
330	0,90	1,57	0,00	1,41	1,83	150,00
331	0,90	1,43	0,00	0,40	1,28	150,00
332	0,90	1,14	15,25	510,24	510,84	60,00
333	4,77	1,93	0,00	2,12	6,39	150,00
334	0,09	1,00	15,25	877,34	877,64	60,00
335	3,33	1,62	0,00	6,59	126,56	127,28
336	0,63	1,50	0,00	1,47	12,73	180,00
337	5,49	1,50	2,75	1.910,09	1.913,36	60,00
338	1,80	1,44	0,00	8,62	13,97	161,55
339	0,72	1,33	0,00	123,74	124,08	84,85
340	13,77	2,28	0,00	43,74	47,26	84,85
341	4,14	2,00	0,00	32,79	33,01	84,85
342	4,23	1,64	0,00	15,30	16,80	192,09
343	16,47	2,07	0,00	28,01	28,72	150,00
344	1,35	1,88	0,00	6,70	7,03	150,00
345	2,70	1,45	0,00	30,24	30,71	174,93
346	69,30	2,89	0,00	1.548,28	1.549,59	120,00
347	10,44	1,95	0,00	5,97	9,81	67,08
348	1,53	1,22	0,00	13,88	19,60	94,87
349	1,26	1,63	0,00	25,75	27,55	67,08
350	10,08	2,73	0,00	7,44	8,18	150,00
351	0,99	1,14	0,00	3,08	3,99	108,17
352	6,12	2,29	0,00	19,07	22,08	84,85
353	12,96	1,75	0,00	30,95	31,04	84,85
354	0,81	1,67	0,00	2,02	2,79	67,08
355	2,16	1,50	0,00	1,69	2,24	212,13
356	0,81	1,33	0,00	3,33	3,43	67,08
357	1,53	1,67	0,00	11,67	11,69	120,00
358	0,81	1,17	0,00	0,25	0,47	234,31
359	0,63	1,50	0,00	0,33	0,67	254,56
360	0,63	1,00	0,00	0,25	0,65	234,31
361	2,25	1,60	0,00	3,00	3,17	108,17
362	0,63	1,50	0,00	0,00	0,40	349,86
363	3,51	1,46	0,00	1,92	1,99	108,17

ANEXO III



Ministério do Meio Ambiente - MMA
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
 Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 75855-1	Data da Emissão: 11/08/2020 07:01:17	Data da Revalidação*: 11/08/2021
De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Victor Silveira Massini	CPF: 111.313.447-07
Título do Projeto: Conservação da Biodiversidade com Ecologia de Paisagem: uma investigação espaço-temporal	
Nome da Instituição: Universidade Federal do Espírito Santo	CNPJ: 32.479.123/0001-43

Cronograma de atividades

#	Descrição da atividade	Início (mês/ano)	Fim (mês/ano)
1	Entre esse período irá ocorrer o levantamento bibliográfico.	09/2020	12/2020
2	Entre esse período irá ocorrer a primeira expedição de campo.	01/2021	06/2021
3	Entre esse período irá ocorrer a segunda expedição de campo.	07/2021	12/2021
4	Entre esse período irá ocorrer a terceira expedição de campo.	01/2022	06/2022
5	Entre esse período irá ocorrer a quarta expedição de campo.	07/2022	12/2022
6	Entre esse período irá ocorrer a análise dos resultados e produtos finais.	01/2023	09/2023

Observações e ressalvas

1	O pesquisador somente poderá realizar atividade de campo após o término do estado de emergência devido à COVID-19, assim declarado por ato da autoridade competente.
2	Em caso de pesquisa em UNIDADE DE CONSERVAÇÃO, o pesquisador titular desta autorização deverá contactar a administração da unidade a fim de CONFIRMAR AS DATAS das expedições, as condições para realização das coletas e de uso da infraestrutura da unidade.
3	O titular de autorização ou de licença permanente, assim como os membros de sua equipe, quando da violação da legislação vigente, ou quando da inadequação, omissão ou falsa descrição de informações relevantes que subsidiaram a expedição do ato, poderá, mediante decisão motivada, ter a autorização ou licença suspensa ou revogada pelo ICMBio, nos termos da legislação brasileira em vigor.
4	Este documento somente poderá ser utilizado para os fins previstos na Instrução Normativa ICMBio nº 03/2014 ou na Instrução Normativa ICMBio nº 10/2010, no que especifica esta Autorização, não podendo ser utilizado para fins comerciais, industriais ou esportivos. O material biológico coletado deverá ser utilizado para atividades científicas ou didáticas no âmbito do ensino superior.
5	As atividades de campo exercidas por pessoa natural ou jurídica estrangeira, em todo o território nacional, que impliquem o deslocamento de recursos humanos e materiais, tendo por objeto coletar dados, materiais, espécimes biológicos e minerais, peças integrantes da cultura nativa e cultura popular, presente e passada, obtidos por meio de recursos e técnicas que se destinem ao estudo, à difusão ou à pesquisa, estão sujeitas a autorização do Ministério de Ciência e Tecnologia.
6	O titular de licença ou autorização e os membros da sua equipe deverão optar por métodos de coleta e instrumentos de captura direcionados, sempre que possível, ao grupo taxonômico de interesse, evitando a morte ou dano significativo a outros grupos; e empregar esforço de coleta ou captura que não comprometa a viabilidade de populações do grupo taxonômico de interesse em condição in situ.
7	Esta autorização NÃO exime o pesquisador titular e os membros de sua equipe da necessidade de obter as anuências previstas em outros instrumentos legais, bem como do consentimento do responsável pela área, pública ou privada, onde será realizada a atividade, inclusive do órgão gestor de terra indígena (FUNAI), da unidade de conservação estadual, distrital ou municipal, ou do proprietário, arrendatário, possessor ou morador de área dentro dos limites de unidade de conservação federal cujo processo de regularização fundiária encontra-se em curso.
8	Este documento não dispensa o cumprimento da legislação que dispõe sobre acesso a componente do patrimônio genético existente no território nacional, na plataforma continental e na zona econômica exclusiva, ou ao conhecimento tradicional associado ao patrimônio genético, para fins de pesquisa científica, bioprospecção e desenvolvimento tecnológico. Veja maiores informações em www.mma.gov.br/gen .

Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 0758550120200811

Página 1/3



Ministério do Meio Ambiente - MMA
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
 Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 75855-1	Data da Emissão: 11/08/2020 07:01:17	Data da Revalidação*: 11/08/2021
De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Victor Silveira Massini	CPF: 111.313.447-07
Título do Projeto: Conservação da Biodiversidade com Ecologia de Paisagem: uma investigação espaço-temporal	
Nome da Instituição: Universidade Federal do Espírito Santo	CNPJ: 32.479.123/0001-43

Outras ressalvas

1	A visita na Unidade deverá ser agendada com no mínimo 15 dias de antecedência através do email pesquisa.pncaparao@icmbio.gov.br, informando seu cronograma, itinerário e demais assuntos pertinentes à pesquisa.	PARNA do Caparaó
---	--	------------------

Locais onde as atividades de campo serão executadas

#	Descrição do local	Município-UF	Bioma	Caverna?	Tipo
1	Parque Nacional do Caparaó	ES	Mata Atlântica	Não	Dentro de UC Federal

Atividades

#	Atividade	Grupo de Atividade
1	Pesquisa socioambiental em UC federal	Dentro de UC Federal
2	Levantamento de dados abióticos em UC federal	Dentro de UC Federal

Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 0758550120200811

Página 2/3



Ministério do Meio Ambiente - MMA
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
 Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 75855-2	Data da Emissão: 14/01/2022 09:36:49	Data da Revalidação*: 01/12/2022
De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Victor Silveira Massini	CPF: 111.313.447-07
Título do Projeto: Conservação da Biodiversidade com Ecologia de Paisagem: uma investigação espaço-temporal	
Nome da Instituição: Universidade Federal do Espírito Santo	CNPJ: 32.479.123/0001-43

Cronograma de atividades

#	Descrição da atividade	Início (mês/ano)	Fim (mês/ano)
1	Entre esse período irá ocorrer o levantamento bibliográfico.	09/2020	12/2020
2	Entre esse período irá ocorrer a análise dos resultados e produtos finais.	01/2023	09/2023
3	Entre esse período irá ocorrer a quarta expedição de campo.	07/2022	12/2022
4	Entre esse período irá ocorrer a terceira expedição de campo.	01/2022	06/2022
5	Entre esse período irá ocorrer a segunda expedição de campo.	07/2021	12/2021
6	Entre esse período irá ocorrer a primeira expedição de campo.	01/2021	06/2021

Observações e ressalvas

1	Deve-se observar as recomendações de prevenção contra a COVID-19 das autoridades sanitárias locais e das Unidades de Conservação a serem acessadas.
2	Esta autorização NÃO libera o uso da substância com potencial agrotóxico e/ou inseticida e NÃO exime o pesquisador titular e os membros de sua equipe da necessidade de atender às exigências e obter as autorizações previstas em outros instrumentos legais relativos ao registro de agrotóxicos (Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989, Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002, entre outros).
3	Esta autorização NÃO libera o uso da substância com potencial agrotóxico e/ou inseticida e NÃO exime o pesquisador titular e os membros de sua equipe da necessidade de atender às exigências e obter as autorizações previstas em outros instrumentos legais relativos ao registro de agrotóxicos (Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989, Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002, entre outros).
4	O titular de autorização ou de licença permanente, assim como os membros de sua equipe, quando da violação da legislação vigente, ou quando da inadequação, omissão ou falsa descrição de informações relevantes que subsidiaram a expedição do ato, poderá, mediante decisão motivada, ter a autorização ou licença suspensa ou revogada pelo ICMBio, nos termos da legislação brasileira em vigor.
5	Este documento somente poderá ser utilizado para os fins previstos na Instrução Normativa ICMBio nº 03/2014 ou na Instrução Normativa ICMBio nº 10/2010, no que especifica esta Autorização, não podendo ser utilizado para fins comerciais, industriais ou esportivos. O material biológico coletado deverá ser utilizado para atividades científicas ou didáticas no âmbito do ensino superior.
6	As atividades de campo exercidas por pessoa natural ou jurídica estrangeira, em todo o território nacional, que impliquem o deslocamento de recursos humanos e materiais, tendo por objeto coletar dados, materiais, espécimes biológicos e minerais, peças integrantes da cultura nativa e cultura popular, presente e passada, obtidos por meio de recursos e técnicas que se destinem ao estudo, à difusão ou à pesquisa, estão sujeitas a autorização do Ministério de Ciência e Tecnologia.
7	Este documento não dispensa o cumprimento da legislação que dispõe sobre acesso a componente do patrimônio genético existente no território nacional, na plataforma continental e na zona econômica exclusiva, ou ao conhecimento tradicional associado ao patrimônio genético, para fins de pesquisa científica, bioprospecção e desenvolvimento tecnológico. Veja maiores informações em www.mma.gov.br/cgen .
8	O titular de licença ou autorização e os membros da sua equipe deverão optar por métodos de coleta e instrumentos de captura direcionados, sempre que possível, ao grupo taxonômico de interesse, evitando a morte ou dano significativo a outros grupos; e empregar esforço de coleta ou captura que não comprometa a viabilidade de populações do grupo taxonômico de interesse em condição in situ.
9	Esta autorização NÃO exime o pesquisador titular e os membros de sua equipe da necessidade de obter as anuências previstas em outros instrumentos legais, bem como do consentimento do responsável pela área, pública ou privada, onde será realizada a atividade, inclusive do órgão gestor de terra indígena (FUNAI), da unidade de conservação estadual, distrital ou municipal, ou do proprietário, arrendatário, posseiro ou morador de área dentro dos limites de unidade de conservação federal cujo processo de regularização fundiária encontra-se em curso.

Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 0758550220220114

Página 1/3



Ministério do Meio Ambiente - MMA
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
 Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 75855-2	Data da Emissão: 14/01/2022 09:36:49	Data da Revalidação*: 01/12/2022
De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Victor Silveira Massini	CPF: 111.313.447-07
Título do Projeto: Conservação da Biodiversidade com Ecologia de Paisagem: uma investigação espaço-temporal	
Nome da Instituição: Universidade Federal do Espírito Santo	CNPJ: 32.479.123/0001-43

Observações e ressalvas

10	Em caso de pesquisa em UNIDADE DE CONSERVAÇÃO, o pesquisador titular desta autorização deverá contactar a administração da unidade a fim de CONFIRMAR AS DATAS das expedições, as condições para realização das coletas e de uso da infraestrutura da unidade.
----	--

Outras ressalvas

1	A visita na Unidade deverá ser agendada com no mínimo 15 dias de antecedência através do email pesquisa.pncaparao@icmbio.gov.br, informando seu cronograma, itinerário e demais assuntos pertinentes à pesquisa.	PARNA do Caparaó
---	--	------------------

Locais onde as atividades de campo serão executadas

#	Descrição do local	Município-UF	Bioma	Caverna?	Tipo
1	Parque Nacional do Caparaó	ES	Mata Atlântica	Não	Dentro de UC Federal

Atividades

#	Atividade	Grupo de Atividade
1	Pesquisa socioambiental em UC federal	Dentro de UC Federal
2	Levantamento de dados abióticos em UC federal	Dentro de UC Federal

Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 0758550220220114

Página 2/3

