

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL**

Juliana Marchesan

**ANÁLISE ESPACIAL DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL EM ÁREAS  
DO BIOMA MATA ATLÂNTICA UTILIZANDO LINGUAGEM R**

Santa Maria, RS  
2017

**Juliana Marchesan**

**ANÁLISE ESPACIAL DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL EM ÁREAS DO BIOMA  
MATA ATLÂNTICA UTILIZANDO LINGUAGEM R**

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de Concentração em Manejo Florestal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Engenharia Florestal**.

Orientador: Prof. Dr. Rudiney Soares Pereira

Santa Maria, RS  
2017

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da  
Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Marchesan, Juliana  
Análise espacial da fragmentação florestal em áreas do  
bioma Mata Atlântica utilizando linguagem R / Juliana  
Marchesan.- 2017.  
128 p.; 30 cm

Orientador: Rudiney Soares Pereira  
Coorientador: Frederico Dimas Fleig  
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa  
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-  
Graduação em Engenharia Florestal, RS, 2017

1. Métricas de ecologia da paisagem 2. Remanescentes  
florestais 3. Programa R 4. Arroio Jaquirana 5.  
RapidEye I. Soares Pereira, Rudiney II. Dimas Fleig,  
Frederico III. Título.

---

© 2017

Todos os direitos autorais reservados a Juliana Marchesan. A reprodução de partes  
ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

E-mail: juliana\_marchesan@hotmail.com; marchesan.ju@gmail.com

**Juliana Marchesan**

**ANÁLISE ESPACIAL DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL EM ÁREAS DO BIOMA  
MATA ATLÂNTICA UTILIZANDO LINGUAGEM R**


Dissertação apresentada ao curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de Concentração em Manejo Florestal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Engenharia Florestal**.

**Aprovada em 23 de fevereiro de 2017:**



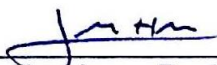
---

**Rudiney Soares Pereira, Dr. (UFSM)**  
(Presidente/Orientador)



---

**Damáris Gonçalves Padilha, Dra. (UFSM)**



---

**Elvis Rabuske Hendges, Dr. (UNIOESTE)**

Santa Maria, RS  
2017

## DEDICATÓRIA

Aos meus pais, Aléssio Marchesan e Simone Felin Marchesan, que sempre me incentivaram na busca pelo conhecimento e ensinaram o caminho da persistência.

Graças ao apoio e dedicação de vocês consegui chegar até aqui.

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente agradeço a Deus por me dar forças e saúde para enfrentar todos os obstáculos e por guiar meu caminho nos momentos de maior dificuldade.

À minha família, em especial aos meus pais, Aléssio e Simone, pelo amor e dedicação de sempre, por nunca medirem esforços para concretizarem meus sonhos, nunca terei palavras suficientes para agradecer. E à minha irmã, Luciane, pela amizade, conselhos, cumplicidade e apoio.

Ao Lucas Cardoso Viero, pelos anos de companheirismo, amor e carinho. Por estar sempre presente nos momentos mais difíceis, me confortando quando precisava. E ainda, por toda a paciência e compreensão pelos momentos em que estive ausente no decorrer destes anos e pelo incentivo para seguir em frente e alcançar meus objetivos.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Rudiney Soares Pereira, pela oportunidade, confiança, pelos conselhos e ensinamentos desde o período da graduação até o presente momento.

Aos meus queridos amigos e colegas do Laboratório de Sensoriamento Remoto (LABSERE), os atuais e também aos que já estão em novas fases de suas vidas, agradeço pelo apoio e amizade, todos contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho. Em especial, à Alana Facco, Bruna Simões, Elisiane Alba, Eliziane Mello, Fábio Batista, Juliana Tramontina, Letícia Pedrali, Robson Righi e Tiago Badin. Agradeço especialmente à Elisiane Alba pela amizade que construímos durante estes anos de convivência e pela ajuda diária, a qual nunca mediu esforços para auxiliar no desenvolvimento deste e de tantos outros trabalhos, e ao Robson Righi por dispor seu tempo à auxiliar em algumas etapas desta pesquisa.

À Universidade Federal de Santa Maria pela oportunidade de realizar uma graduação e pós-graduação. E ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia

Florestal e seus docentes por possibilitar a concretização de um sonho e pela oportunidade de expandir o conhecimento.

Aos membros da banca examinadora Profa. Dra. Damáris Gonçalves Padilha e Prof. Dr. Elvis Rabuske Hendges por disporem seu tempo para o enriquecimento deste trabalho.

Finalmente, agradeço a todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

*"O sucesso nasce do querer, da determinação e persistência em se chegar a um objetivo. Mesmo não atingindo o alvo, quem busca e vence obstáculos, no mínimo fará coisas admiráveis".*

José de Alencar



## RESUMO

### ANÁLISE ESPACIAL DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL EM ÁREAS DO BIOMA MATA ATLÂNTICA UTILIZANDO LINGUAGEM R

AUTORA: Juliana Marchesan  
ORIENTADOR: Rudiney Soares Pereira

Há décadas os desmatamentos decorrentes do processo de antropização da paisagem vêm ocasionando a destruição dos recursos naturais. As florestas nativas foram cedendo espaço principalmente para agricultura, pecuária e urbanização, ocorrendo a formação de fragmentos. Desse modo, o presente estudo tem por objetivo desenvolver um pacote em linguagem R para cálculo de métricas de ecologia da paisagem, bem como, utilizar o mesmo para análise dos fragmentos florestais, sob domínio do bioma Mata Atlântica, localizados na sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, Rio Grande do Sul, para o ano de 2016. Para o desenvolvimento do pacote, denominado *LandscapeMetrics*, utilizou-se o programa R e os pacotes *igraph*, *raster*, *rgdal*, *rgeos*, *devtools*, *roxygen2* e *Rtools*. De modo a evitar a utilização de métricas redundantes foram selecionadas um total de vinte e uma, abrangendo métricas de área e densidade, forma, borda, área central e de proximidade. Para o mapeamento dos fragmentos florestais utilizou-se imagens do satélite RapidEye/REIS datadas de 29/02/2016, com a definição de duas classes de uso e cobertura da terra: floresta nativa e outros usos. A classificação foi de forma supervisionada por meio do algoritmo *Bhattacharyya*, utilizando o programa SPRING. Os fragmentos foram analisados separadamente em classes de tamanho, para separá-los utilizou-se o programa R. Os resultados demonstraram que a floresta nativa ocupou 14.099,89 ha, correspondendo a 34,01% da área de estudo, abrangendo um total de 1.995 fragmentos, destes, 93,43% inferiores à 5 ha. Na classe de tamanho ocupada pelos fragmentos menores que 5 ha, encontrou-se maior valor de borda e de razão perímetro-área, indicando maior efeito de borda, dessa forma, as áreas centrais destes remanescentes estão expostas aos efeitos da matriz externa. Este fato é comprovado pelo cálculo das métricas de áreas centrais, uma vez que, submetidos às distâncias de borda a partir de 80 m, ocorre total dominação pelo efeito de borda. Contudo, estes fragmentos menores são importantes, uma vez que amenizam a distância entre os fragmentos maiores, devido sua alta densidade e por estarem bem distribuídos na área de estudo. Desse modo, conclui-se que o R é uma ferramenta promissora e eficiente para análise de dados espaciais, o qual permitiu a manipulação de dados provenientes de sensores remotos.

**Palavras-chave:** Métricas de ecologia da paisagem. Remanescentes florestais. Programa R. Arroio Jaquirana. RapidEye.

## ABSTRACT

### SPATIAL ANALYSIS OF FOREST FRAGMENTATION IN AREAS OF THE ATLANTIC FOREST BIOME USING R LANGUAGE

AUTHOR: Juliana Marchesan  
ADVISER: Rudiney Soares Pereira

There are decades the deforestation resulting from the process of anthropization of the landscape has been causing the destruction of natural resources. The native forests are giving space mainly for agriculture, cattle raising and urbanization, occurring the formation of fragments. In this context, the present study aims to develop an R language package for the calculation of landscape ecology metrics, as well as, to use the same for the analysis of the forest fragments, under the domain of the Atlantic Forest biome, located in the hydrographic sub-basin of Arroio Jaquirana, Rio Grande do Sul, for the year 2016. For the development of the package, called LandscapeMetrics, used the R software and packages igraph, raster, rgdal, rgeos, devtools, roxygen2 and Rtools. In order to avoid the use of redundant metrics a total of twenty-one was selected covering metrics of area and density, shape, border, central area and proximity. For the mapping of the forest fragments, used images of the RapidEye/REIS satellite dated 02/29/2016, with the definition of two classes of land use and cover: native forest and other uses. The classification was supervised through the Bhattacharyya algorithm, using SPRING software. The fragments were analyzed separately in size classes, to separate them used the software R. The results showed that the native forest occupied 14,099.89 ha, corresponding to 34.01% of the study area, covering a total of 1,995 fragments, of which 93.43% less than 5 ha. In the size class occupied by the fragments smaller than 5 ha, it was found a higher edge value and a perimeter-area ratio, indicating a greater edge effect, so that the central areas of these remnants are exposed to the effects of the external matrix. This fact is proved by the calculation of the metrics of central areas, since, subject to the edge distances from 80 m, total domination by the edge effect occurs. However, these smaller fragments are important, since they lessen the distance between the larger fragments, due to their high density and being well distributed in the study area. Thus, it is concluded that R is a promising and efficient tool for spatial data analysis, which allowed the manipulation of data from remote sensors.

**Keywords:** Landscape ecology metrics. Forest remnants. Software R. Jaquirana stream. RapidEye.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Procedimentos metodológicos .....	53
Figura 2 – Mapa de localização da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, Rio Grande do Sul, Brasil .....	69
Figura 3 – Padrões amostrais utilizados para diferenciação de floresta nativa e plantada.....	73
Figura 4 – Importação e cálculo de área no programa R .....	75
Figura 5 – Comandos utilizados no programa R para permanência dos fragmentos com tamanhos menores que 5 hectares .....	77
Figura 6 – Procedimento para obtenção das métricas de área total (CA) e do tamanho médio dos fragmentos (MPS) no programa R utilizando o pacote <i>LandscapeMetrics</i> .....	79
Figura 7 – Procedimento para obtenção da densidade de borda (ED) no programa R utilizando o pacote <i>LandscapeMetrics</i> .....	80
Figura 8 – Mapa dos fragmentos florestais na sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016.....	82
Figura 9 – Quantificação das classes temáticas mapeadas na sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016 .....	83
Figura 10 – Mapa da distribuição das classes de tamanho dos fragmentos florestais na sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016 .....	85
Figura 11 – Relação entre a área (CA) e o número de fragmentos florestais (NP) correspondentes a cada classe de tamanho na sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016 .....	87
Figura 12 – Comportamento do total de borda (TE) e densidade de borda (DE) para as classes de tamanho dos fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016 .....	92
Figura 13 – Comportamento dos índices de forma (LSI), forma médio (MSI) e forma médio ponderado pela área (AWMSI) para as classes de tamanho dos fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016 .....	95
Figura 14 – Comportamento do número de áreas centrais (NCA) com o aumento da distância de borda para as classes de tamanho dos fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016 .....	98
Figura 15 – Comportamento da área central total (TCA) com o aumento da distância de borda para as classes de tamanho dos fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016 .....	100
Figura 16 – Comportamento do índice de área central total (TCAI) com o aumento da distância de borda para as classes de tamanho dos fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016 .....	102
Figura 17 – Comportamento da distância média do vizinho mais próximo (MNN) para as classes de tamanho dos fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016 .....	105

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Qualidade da classificação segundo intervalos do coeficiente <i>Kappa</i> .....	45
Tabela 2 – Especificações gerais dos satélites da constelação RapidEye .....	46
Tabela 3 – Bandas espectrais do sensor REIS .....	47
Tabela 4 – Métricas de ecologia da paisagem implementadas no pacote <i>LandscapeMetrics</i> .....	55
Tabela 5 – Classes de tamanho de fragmentos de florestal adotadas para análise das métricas de paisagem .....	76
Tabela 6 – Matriz de confusão e índices <i>Kappa</i> e Exatidão Global obtidos para as classes temáticas mapeadas na sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016 .....	81
Tabela 7 – Valores das métricas de área e densidade para os fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016 .....	86
Tabela 8 – Valores das métricas de borda para os fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016 .....	91
Tabela 9 – Valores das métricas de forma para os fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016 .....	93
Tabela 10 – Valores das métricas de área central para os fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, 2016 .....	97
Tabela 11 – Valor da métrica de proximidade para os fragmentos florestais da sub- bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016 .....	104

## LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 .....	44
Equação 2 .....	45
Equação 3 .....	58
Equação 4 .....	58
Equação 5 .....	59
Equação 6 .....	59
Equação 7 .....	59
Equação 8 .....	60
Equação 9 .....	60
Equação 10 .....	61
Equação 11 .....	61
Equação 12 .....	62
Equação 13 .....	62
Equação 14 .....	63
Equação 15 .....	63
Equação 16 .....	63
Equação 17 .....	64
Equação 18 .....	65
Equação 19 .....	65
Equação 20 .....	66
Equação 21 .....	66
Equação 22 .....	66
Equação 23 .....	67

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AWMPFD	<i>Area-Weighted Mean Patch Fractal Dimension</i>
AWMSI	<i>Area-Weighted Mean Shape Index</i>
Bit	<i>Binary digit</i>
CA	<i>Class Area</i>
CASD	<i>Core Area Standard Deviation</i>
CACV	<i>Core Area Coefficient of Variation</i>
CRAN	<i>Comprehensive R Archive Network</i>
ED	<i>Edge Density</i>
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias
GRASS	<i>Geographic Resources Analysis Support System</i>
ha	Hectare
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
Km	Quilômetro
Km/h	Quilômetro por hora
Km <sup>2</sup>	Quilômetro quadrado
LSI	<i>Landscape Shape Index</i>
m	Metro
MCA	<i>Mean Core Area</i>
MedPS	<i>Median Patch Size</i>
MNN	<i>Mean Nearest-Neighbor Distance</i>
MPAR	<i>Mean Perimeter-Area Ratio</i>
MPFD	<i>Mean Patch Fractal Dimension</i>
MPS	<i>Mean Patch Size</i>
MSI	<i>Mean Shape Index</i>
NCA	<i>Number of Core Areas</i>
nm	Nanômetro
NP	<i>Number of Patches</i>
Pixel	<i>Picture element</i>
PSCov	<i>Patch Size Coefficient of Variation</i>
PSSD	<i>Patch Size Standard Deviation</i>
QGIS	<i>Quantum GIS Geographic Information System</i>

REIS	<i>RapidEye Earth Imaging System</i>
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SIRGAS	Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas
SPRING	Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas
SRTM	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
TCA	<i>Total Core Area</i>
TCAI	<i>Total Core Area Index</i>
TE	<i>Total Edge</i>
USGS	<i>United States Geological Survey</i>
UTM	<i>Universal Transversa de Mercator</i>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	25
<b>2</b>	<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b> .....	29
2.1	FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL.....	29
<b>2.1.1</b>	<b>Fragmentação da Mata Atlântica</b> .....	30
2.2	ECOLOGIA DA PAISAGEM.....	31
<b>2.2.1</b>	<b>Métricas de Ecologia da Paisagem</b> .....	33
2.2.1.1	<i>Métricas de Área</i> .....	34
2.2.1.2	<i>Métricas de Densidade e Tamanho</i> .....	34
2.2.1.3	<i>Métricas de Borda</i> .....	35
2.2.1.4	<i>Métricas de Forma</i> .....	36
2.2.1.5	<i>Métricas de Área Central</i> .....	36
2.2.1.6	<i>Métricas de Proximidade</i> .....	37
2.2.1.7	<i>Métricas de Diversidade</i> .....	38
2.2.1.8	<i>Métricas de Contágio e Intercalação</i> .....	38
2.3	BACIA HIDROGRÁFICA COMO UNIDADE DE ESTUDO .....	39
2.4	SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO À ECOLOGIA DA PAISAGEM .....	41
<b>2.4.1</b>	<b>Processamento digital de imagens</b> .....	42
<b>2.4.2</b>	<b>Sistema RapidEye</b> .....	45
2.5	GEOPROCESSAMENTO E SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS .....	47
<b>2.5.1</b>	<b>Linguagem R</b> .....	49
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	53
3.1	DESENVOLVIMENTO DE UM PACOTE EM LINGUAGEM R PARA O CÁLCULO DE MÉTRICAS DE ECOLOGIA DA PAISAGEM .....	54
<b>3.1.1</b>	<b>Material</b> .....	54
<b>3.1.2</b>	<b>Métodos</b> .....	54
3.1.2.1	<i>Detalhamento das funções implementadas no pacote</i> .....	57
3.1.2.1.1	<i>Funções para o cálculo das métricas de área e densidade</i> .....	58
3.1.2.1.2	<i>Funções para o cálculo das métricas de borda</i> .....	60
3.1.2.1.3	<i>Funções para o cálculo das métricas de forma</i> .....	61
3.1.2.1.4	<i>Funções para o cálculo das métricas de área central</i> .....	64
3.1.2.1.5	<i>Função para o cálculo da métrica de proximidade</i> .....	67
3.1.2.2	<i>Criação do pacote no programa R</i> .....	68
3.2	MAPEAMENTO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS NA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO JAQUIRANA - RS .....	68
<b>3.2.1</b>	<b>Caracterização da área de estudo</b> .....	68
<b>3.2.2</b>	<b>Material</b> .....	71
<b>3.2.3</b>	<b>Métodos</b> .....	71
3.2.3.1	<i>Delimitação da área de estudo</i> .....	71
3.2.3.2	<i>Mapeamento dos fragmentos florestais na sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana</i> .....	72
3.3	APLICAÇÃO DO PACOTE PARA ANÁLISE DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO JAQUIRANA - RS .....	74
<b>3.3.1</b>	<b>Material</b> .....	74
<b>3.3.2</b>	<b>Métodos</b> .....	75
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	79



4.1	PACOTE DESENVOLVIDO EM LINGUAGEM R PARA CÁLCULO DE MÉTRICAS DE ECOLOGIA DA PAISAGEM .....	79
4.2	MAPEAMENTO E QUANTIFICAÇÃO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS NA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO JAQUIRANA - RS.....	80
4.3	APLICAÇÃO DO PACOTE PARA ANÁLISE DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO JAQUIRANA - RS .....	84
4.3.1	<b>Métricas de área e densidade</b> .....	86
4.3.2	<b>Métricas de borda</b> .....	90
4.3.3	<b>Métricas de forma</b> .....	93
4.3.4	<b>Métricas de área central</b> .....	96
4.3.5	<b>Métrica de proximidade</b> .....	103
5	<b>CONCLUSÃO</b> .....	109
	<b>PERSPECTIVAS FUTURAS</b> .....	113
	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	115

## 1 INTRODUÇÃO

Há décadas os desmatamentos decorrentes do processo de antropização da paisagem, vêm ocasionando a destruição dos recursos naturais. As florestas nativas foram cedendo espaço principalmente para agricultura, pecuária e urbanização, ocorrendo a formação de fragmentos, muitas vezes, isolados um dos outros.

O processo de fragmentação florestal e perdas de áreas estão presentes nos diferentes biomas. Porém, a Mata Atlântica é um dos biomas mais ameaçados do mundo, sendo um dos mais desmatados (JENKINS et al., 2013), pois, originalmente cobria uma área entorno de 1.315.460 km<sup>2</sup>, e, atualmente, restam apenas 12,5% da sua área original, quando contabilizados os fragmentos acima de 3 hectares (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLANTICA, 2015). Além disso, apresenta-se altamente fragmentada, sendo 83% dos fragmentos menores que 50 ha (RIBEIRO et al., 2009).

A fragmentação florestal acarreta em diversas consequências para o meio ambiente. Entre estas, a extinção de espécies da fauna e da flora, mudanças climáticas locais, erosão dos solos e assoreamento dos cursos de água (RUDOLPHO et al., 2013), além de causar perda de habitat, efeitos de borda, isolamento de espécies, diminuição da biodiversidade, invasão de espécies exóticas e diminuição da polinização (CALEGARI et al., 2010). De modo geral, o processo de fragmentação altera a dinâmica das populações e das comunidades, as interações tróficas e os processos ecossistêmicos (LAURENCE e VASCONCELOS, 2009).

Dessa forma, torna-se necessária a realização de estudos relacionados a caracterização espacial dos fragmentos florestais de modo a estabelecer estratégias de conservação dos mesmos (PIROVANI, 2010). Neste âmbito insere-se a ecologia da paisagem, uma vez que a busca de conhecimento ecológico sobre os fragmentos florestais de uma determinada área permite aplicar uma gestão ambiental correta quanto ao manejo destas florestas (CALEGARI et al., 2010). Neste contexto estão inseridas as métricas de ecologia da paisagem, as quais são de suma importância, pois auxiliam no processo de compreensão da estrutura da paisagem (CARRÃO et al., 2001).

Com isso, as métricas colaboram para a manutenção da biodiversidade, uma vez que a análise destas contribui na definição de técnicas de manejo visando recuperar ou conservar os remanescentes florestais (JUVANHOL et al., 2011). Assim, avaliar a paisagem torna-se importante para diagnosticar os problemas atuais, estimar

influências futuras e indicar as mudanças necessárias para manter o equilíbrio natural do ecossistema (CALEGARI et al., 2010).

Neste contexto, diversas métricas têm sido utilizadas para descrever padrões espaciais, por meio da utilização das ferramentas de sensoriamento remoto e geoprocessamento (VIDOLIN et al., 2011), abrindo uma nova perspectiva para aplicação destas em prol da compreensão das transformações na paisagem (ROCHA, 2011). Estas ferramentas constituem-se nos Sistemas de Informações Geográficas (SIG).

Nos dias atuais, há diversos SIG para manipulação de dados provenientes de sensores remotos, sendo alguns destes utilizados para análise da fragmentação, no qual realizam cálculos de métricas de ecologia da paisagem. Recentemente, pesquisadores vêm utilizando o programa R para análise de dados espaciais, mas a utilização do mesmo para cálculo de métricas da paisagem apresenta-se incipiente, necessitando implementações.

Dessa forma, utilizar o R para análise da fragmentação florestal, por meio das métricas de paisagem, torna-se de grande importância, pois poderá auxiliar a comunidade R com a incorporação de um pacote específico para análise de dados espaciais. E além disso, com os resultados obtidos nesta pesquisa, será possível avaliar a capacidade desse programa para a obtenção de resultados dessa natureza.

O R possui diversas vantagens que o torna uma ferramenta promissora na área do sensoriamento remoto e geoprocessamento, pois é livre, flexível no tipo de dados que podem ser analisados, permite alteração nas funções disponíveis e é compatível com todas plataformas (MUENCHEN, 2011). Devido a essas características o R é uma linguagem de programação completa e extremamente poderosa (CASAJUS, 2013).

As funções criadas no programa R foram aplicadas na sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, Rio Grande do Sul, devido estar localizada em áreas de domínio do bioma Mata Atlântica, caracterizada por intensa atividade agrícola apresentando altas taxas de desmatamento e conseqüentemente apresentando-se em avançado processo de fragmentação. Entre os municípios da presente área destaca-se Segredo, onde em 2010 flagrou-se áreas sendo desmatadas para implementação agrícola conforme noticiado por Zero Hora (2010). Sendo assim, julgou-se importante analisar a estrutura da paisagem da referida área de modo a compreender o comportamento da mesma perante a utilização de métricas da paisagem e com isso

servir de base para o planejamento da região visando recuperar ou preservar os remanescentes florestais restantes.

Neste contexto, o presente estudo tem por objetivo geral desenvolver um pacote em linguagem R para cálculo de métricas de ecologia da paisagem, bem como, utilizar o mesmo para análise dos fragmentos florestais, sob domínio do bioma Mata Atlântica, localizados na sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, Rio Grande do Sul, para o ano de 2016.

Desse modo, foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

1. Desenvolver funções em linguagem R para cálculo de métricas de ecologia da paisagem para os fragmentos florestais contidos na sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana no ano de 2016;
2. Testar e compilar as funções em um pacote para utilização no programa R;
3. Mapear e quantificar as áreas de floresta nativa para o ano de 2016 na sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana;
4. Analisar as características dos fragmentos florestais presentes na área de estudo, por meio de métricas da paisagem, em termos de área, densidade, forma, borda, área central e proximidade.



## 2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

### 2.1 FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL

Nos dias atuais, devido ao processo de fragmentação dos ecossistemas brasileiros, ocorrido durante décadas, a maioria das espécies da flora e da fauna estão representadas por conjuntos de pequenas populações cada vez mais isoladas umas das outras (RAMBALDI, 2003). O processo global de fragmentação de habitats é uma das mais profundas alterações causadas pelo homem ao meio ambiente, muitos habitats naturais foram transformados em paisagens semelhantes a um mosaico, composto por manchas isoladas (CERQUEIRA et al., 2003).

A fragmentação caracteriza-se pela divisão em partes de uma unidade de paisagem, partes estas que passam a ter condições ambientais diferentes da original (CERQUEIRA et al., 2003). Desse modo, ocorre a formação de fragmentos isolados que funcionam como “ilhas” de matas cercadas por habitats não florestados (PÉRICO et al., 2005).

As intervenções antrópicas nas paisagens naturais foram as principais responsáveis pela perda de hábitat e a fragmentação dos ecossistemas (FAHRIG, 2003). Entre essas intervenções que desencadearam a fragmentação das florestas, destacando-se os desmatamentos e as queimadas, realizados para implementação da agricultura (KLEINPAUL, 2005), além desses, a extração vegetal, o lazer, a urbanização e a implantação de infraestrutura de transportes, energia e saneamento auxiliaram na aceleração do processo de fragmentação das florestas (FIZON et al., 2003).

As principais consequências da fragmentação englobam a perda de habitat, os efeitos de borda, o isolamento de espécies, diminuição da biodiversidade, invasão de espécies exóticas, diminuição da polinização e conseqüentemente desaparecimento de espécies (CALEGARI et al., 2010; LINDENMAYER et al., 2008; SILVA et al., 2007). Dessa forma, de modo geral, o processo de fragmentação altera a dinâmica das populações e das comunidades, as interações tróficas e os processos ecossistêmicos (LAURENCE e VASCONCELOS, 2009), resultando em mudanças na estrutura e na função das comunidades florestais (TABARELLI et al., 2010).

O processo de fragmentação das florestas acarreta na formação da paisagem em forma de mosaicos com a estrutura constituída por manchas ou fragmentos,

corredores e matriz (METZGER, 2001). Neste contexto está inserida a ecologia da paisagem, a qual estuda a estrutura, função e alterações no ecossistema (FORMAN e GODRON, 1986). Estudar esses elementos da paisagem, bem como suas interações, é de grande importância para compreender a dinâmica da paisagem, auxiliando nas técnicas de manejo que visem a recuperação e/ou conservação dos remanescentes florestais (PIROVANI, 2010).

### 2.1.1 Fragmentação da Mata Atlântica

A Mata Atlântica é um dos biomas de maior diversidade no mundo, porém, o processo intenso de colonização aliado à necessidade de expansão urbana e agrícola desencadeou em uma redução de sua cobertura original (SANTOS, 2014). Jenkins et al. (2013) ressaltam que a perda de habitat e a fragmentação representam uma realidade para as florestas tropicais, especialmente para a Mata Atlântica, um dos biomas mais ameaçados do mundo. Acarretando, dessa forma, na escassez de áreas preservadas (NEVES, 2006).

Neves (2006) destaca que embora tenha ocorrido uma brusca redução da cobertura florestal original, a Mata Atlântica é um dos importantes repositórios de biodiversidade de todo o planeta. Com isso, conforme a autora, foi conferida a Mata Atlântica o título de *hotspot*<sup>1</sup> por ser uma área ameaçada, porém rica em biodiversidade. Este bioma abriga diversas espécies endêmicas e vulneráveis a extinção tornando-o um dos biomas mais importantes e prioritários para a conservação da biodiversidade (SILVA et al., 2007).

Originalmente a Mata Atlântica cobria uma área de aproximadamente 1.315.460 km<sup>2</sup>, porém, atualmente, encontra-se em estado crítico, considerada a floresta mais ameaçada do Brasil, restando apenas 12,5% da sua área original, quando contabilizados os fragmentos acima de 3 hectares (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2015). A área original desse ecossistema correspondia a cerca de 16% do território brasileiro e estava espalhada por 17 estados das regiões sul, sudeste, centro-oeste e nordeste (NEVES, 2006), isso demonstra a dimensão da supressão dessas florestas.

---

<sup>1</sup> Conceito criado por Myers (1998) para referir-se às áreas de alta biodiversidade que estão ameaçadas devido à grande supressão da vegetação natural.

Segundo Ribeiro et al. (2009) a maior parte deste bioma está na forma de remanescentes secundários e altamente fragmentados, em que 83% dos fragmentos são menores que 50 ha. Essa devastação foi provocada por décadas de ação antrópica, que exercendo pressão sem restrição sobre os recursos florestais acarretou em sua escassez. Eisenlohr et al. (2011) complementam que a maioria dos fragmentos são de tamanho pequeno, isolados e com elevada perturbação, estando estes em caráter de Unidade de Conservação ou em áreas de elevada alteração resultante da ação antrópica.

A Mata Atlântica continua a deteriorar-se devido ao corte ilegal de madeira, retirada de lenha, introdução de espécies exóticas e à captura ilegal de plantas e animais (GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2005). Porém, desde o ano 2000 houve uma diminuição significativa nos desmatamentos, conforme indicam os dados da Fundação SOS Mata Atlântica (2016), ocorrendo um aumento entre os anos de 2012 e 2013, mas, voltando a diminuir nos anos subsequentes.

## 2.2 ECOLOGIA DA PAISAGEM

O termo ecologia da paisagem foi introduzido em 1939 pelo biogeógrafo alemão Carl Troll ao analisar as questões relacionadas ao uso da terra e a interpretação das imagens produzidas por esta relação (SIQUEIRA, 2013). Desde então diversas foram as definições estabelecidas por estudiosos da área.

Para Risser et al. (1984) a ecologia da paisagem é definida como uma área de conhecimento que considera as interações e trocas espaciais e temporais por meio de paisagens heterogêneas, o desenvolvimento e a dinâmica da heterogeneidade espacial, o manejo da heterogeneidade espacial e as influências da heterogeneidade espacial nos processos bióticos e abióticos. Naveh e Lieberman (1994) complementam que é uma ciência interdisciplinar que lida com as interações entre a sociedade humana e seu espaço de vida natural e construído.

A ecologia da paisagem caracteriza-se por duas visões distintas, a primeira teve influência da geografia humana, da fitossociologia e da biogeografia relacionadas com o planejamento regional, enquanto que a segunda, mais recente, teve influência da ecologia de ecossistemas, modelagem e análise espacial, dando maior ênfase às paisagens naturais e a conservação da biodiversidade (METZGER, 2001). Porém, segundo o autor, o reconhecimento das dependências espaciais entre as unidades



da paisagem é o ponto central da análise em ecologia da paisagem, sendo que, o funcionamento de uma determinada unidade depende das interações desta com sua vizinhança, ou seja, com os diferentes habitats.

A ecologia da paisagem apresenta uma grande relevância para a compreensão dos padrões e das dinâmicas da diversidade biológica, fornecendo bases conceituais e analíticas para o estudo e a gestão da biodiversidade em diversas escalas (HONRADO et al., 2012). Dessa forma, segundo os autores, ao permitir a descrição, previsão e a compreensão das alterações da paisagem, a ecologia da paisagem assume hoje um local de destaque no contexto das ciências aplicadas ao planejamento, ao ordenamento, à conservação da natureza e à gestão territorial.

Desse modo, a ecologia da paisagem vem gerando uma mudança de paradigma nos estudos sobre fragmentação e conservação de espécies e ecossistemas. Pois, permite a integração do conceito de escala e da heterogeneidade espacial na análise ecológica, tornando esses trabalhos ainda mais aplicados para resolução de problemas ambientais (METZGER, 2001).

Para Forman e Godron (1986) a ecologia de paisagens é compreendida como sendo o estudo da estrutura, função e alterações de áreas heterogêneas. Segundo os autores, a estrutura refere-se à relação espacial entre ecossistemas, a função, por sua vez, refere-se à interação entre os elementos espaciais, sendo estes o fluxo de materiais, organismos e informação genética, e as alterações, que correspondem as mudanças na função e estrutura do mosaico ecológico.

Segundo a ecologia da paisagem, a estrutura de uma paisagem é composta por três tipos distintos de elementos: manchas, corredores e matriz. Estes elementos base são a raiz cognitiva que permite a comparação entre paisagens diferentes (CASIMIRO, 2009).

As manchas são definidas como uma superfície não linear, diferindo em aparência da sua vizinhança, variando em termos de tamanho, forma, tipo, heterogeneidade e características de fronteira (CASIMIRO, 2009). Sendo resultantes das combinações dos processos de evolução da paisagem, dos quais derivam diferentes formas de relevo, vegetação e usos da terra, organizados em um mosaico que formam um grupo de ecossistemas em interação (FORMAN e GODRON, 1986).

Os corredores são estruturas lineares, estreitos e compostos basicamente de espécies de margem, ou mais largos com uma maior abundância de espécies ao longo do seu eixo (FORMAN e GODRON, 1986). Os mesmos autores destacam que uma

das principais características dos corredores é a conectividade, apresentando-se como um habitat único, parcialmente determinado pelo transporte ou movimento ao longo do mesmo.

A matriz constitui o elemento mais importante para a análise e compreensão da estrutura da paisagem, sendo definida como o tipo de paisagem mais conectado e extenso desempenhando um papel dominante no funcionamento da paisagem (CASIMIRO, 2009). Forman e Godron (1986) definiram a matriz como sendo um elemento estendido da paisagem, praticamente homogêneo, onde estão inseridos corredores e manchas, desse modo, desempenha um papel importante para o fluxo de energia, o regime de espécies e o ciclo de substâncias.

Na ecologia da paisagem, o principal objeto a ser medido é a estrutura e a complexidade da paisagem, sendo isso possível, por meio das métricas de paisagem. Essas, baseiam-se na análise da distribuição, forma e arranjo espacial das manchas (CASIMIRO, 2009).

### **2.2.1 Métricas de Ecologia da Paisagem**

As métricas de ecologia da paisagem consistem de diversas medidas quantitativas de composição da paisagem (CARRÃO et al., 2001). As quais avaliam a estrutura espacial e a composição da paisagem com base na análise da fragmentação, ao incorporar o resultado do uso dos recursos naturais e a ocupação humana formando territórios (SIQUEIRA et al., 2013). Juvanhol et al. (2011) destaca a importância do uso de métricas, pois auxiliam na manutenção da biodiversidade, uma vez que a sua análise contribui na definição de técnicas de manejo visando recuperar ou conservar os remanescentes florestais.

O cálculo das métricas pode ser realizado a nível de mancha, classe ou paisagem. Para as métricas à nível de manchas os cálculos são realizados para as manchas individualmente, sem dependência entre estas. As métricas à nível de classe são calculadas levando-se em consideração todos os fragmentos de uma determinada classe, dessa maneira, mensura o conjunto de fragmentos (ROCHA, 2011). Enquanto que para as métricas relativas à paisagem os resultados são obtidos para a área como um todo, sem especificação de classes.

Devido à variedade de métricas existentes, McGarigal e Marks (1995) dividiram-nas em grupos. Estes são formados por métricas de área, de densidade e

tamanho, de borda, de forma, de área central, de vizinho mais próximo, de diversidade e de contágio e intercalação.

### *2.2.1.1 Métricas de Área*

As métricas de área são as bases do conhecimento da paisagem, pois são utilizadas para a cálculo de outras métricas e, além disso, são muito úteis para estudos ecológicos, já que a abundância e riqueza de espécies dependem das dimensões dos fragmentos para existirem (VOLOTÃO, 1998). Forman e Godron (1986) também ressaltam a importância deste grupo de métricas, uma vez que retornam informações de grande valia para análise de uma determinada área. A diminuição da área de um fragmento florestal tende a reduzir o número de espécies que habitam este local, afetando a dinâmica de populações de plantas e animais, conseqüentemente, comprometendo a regeneração natural (HARRIS, 1984).

O grupo de métricas de área englobam as que quantificam os fragmentos na paisagem. Dessa forma, como índices de área tem-se: área total da paisagem, índice de similaridade da paisagem, porcentagem da classe na paisagem, índice de maior fragmento, área da classe e área de cada fragmento (MCGARIGAL e MARKS, 1995).

### *2.2.1.2 Métricas de Densidade e Tamanho*

O número de manchas de uma classe na paisagem pode ser importante para uma série de processos ecológicos (MCGARIGAL e MARKS, 1995). Os autores ressaltam que o número de manchas é o índice mais importante, por ser a base para cômputo de outras métricas.

As informações deste grupo de métricas são importantes por caracterizarem os fragmentos. Dessa forma, permitem que se ordene por heterogeneidade de fragmentos, grau de fragmentação, ou ainda, outros aspectos relacionados aos fragmentos na paisagem (VOLOTÃO, 1998).

Com a obtenção das métricas deste grupo, pode-se inferir sobre determinadas características importantes, como por exemplo, o estado de fragmentação florestal de uma determinada área. Fragmentos pequenos, geralmente, são pobres em diversidade, enquanto que, a riqueza de espécies e a complexidade aumenta em fragmentos maiores (VERONESE, 2009). Além disso, fragmentos pequenos sofrem

mais as consequências da fragmentação, como o efeito de borda, invasão de espécies exóticas, queimadas, aumento de interferência antrópica, da claridade, diminuição de umidade, entre outros (RICKLEFS, 2003).

Estas métricas são medidas da configuração da paisagem e incluem o número de fragmentos, a densidade de fragmentos, o tamanho médio dos fragmentos, o desvio padrão do tamanho médio dos fragmentos e o coeficiente de variação do tamanho médio dos fragmentos (MCGARIGAL e MARKS, 1995).

### *2.2.1.3 Métricas de Borda*

As métricas de borda representam a configuração da paisagem, uma vez que vários fenômenos ecológicos se caracterizam pela quantidade total de bordas existentes (VOLOTÃO, 1998). Segundo o autor, informações referentes à borda de fragmentos são importantes, e desta forma, muito estudado por investigadores ecólogos.

A borda de um fragmento é a região de maior influência da matriz, conseqüentemente, é a área que apresenta maior susceptibilidade às ações antrópicas, as quais contribuem para o processo de fragmentação (VALENTE e VETTORAZZI, 2002). Esta região mais externa dos fragmentos florestais são chamadas de efeito de borda e apresenta diversas consequências negativas para a flora e fauna existentes no local.

Volotão (1998) retrata que o efeito de borda em uma floresta resulta em diferentes intensidades de vento e iluminação solar, acarretando em taxas de distúrbios e produzindo diferentes microclimas na área. Além da alteração do microclima, segundo Bagliano e Luiz (2013) ocorre a eliminação de vegetação típica da área e invasão de espécies exóticas, as quais se estabelecem nas bordas disputando recursos com os indivíduos característicos do habitat, modificando a densidade de plantas. Com o aumento destas espécies, animais não típicos conseguem se adaptar nas bordas, e assim, competir com os demais que já habitam estes locais, ocorrendo a eliminação e/ou predação destes organismos típicos da floresta natural (PRIMACK e RODRIGUES, 2006).

As métricas que calculam o total de bordas, na qual representa a soma das bordas dos fragmentos da paisagem, e densidade de borda, que computa a proporção

de bordas por hectare, são as mais importantes (HENTZ, 2015). Porém, McGarigal e Marks (1995) englobaram diversas métricas nesta categoria.

#### *2.2.1.4 Métricas de Forma*

A forma dos fragmentos pode influenciar diversos processos ecológicos importantes, como a migração de pequenos mamíferos e a colonização de plantas de médio e grande porte, e interferir nas estratégias de fuga de certos animais (VOLOTÃO, 1998). Porém, o autor afirma que o principal aspecto da forma é a relação com o efeito de borda.

No mesmo âmbito, Lima e Rocha (2011) descrevem que o índice de forma indica o quanto o fragmento está vulnerável a influência externa, ou seja, está relacionado à intensidade do efeito de borda. Assim, a análise da forma de um fragmento não pode ser realizada de maneira isolada (VALENTE e VETTORAZZI, 2002).

Os fragmentos podem apresentar diferentes formatos. Contudo, o ideal são os que mais se aproximam da forma arredondada, pois esse formato minimiza a relação borda/interior, ocasionando menor interferência da borda (CUNHA et al., 2014). Áreas mais recortadas têm maior proporção de bordas, assim, fragmentos menos recortados e com maiores áreas são preferíveis por apresentar menor proporção borda/área (PIROVANI, 2010).

Dentre as métricas pertencentes a este grupo, tem-se: índice de forma da paisagem, índice de forma médio, índice de forma de área média ponderada, dimensão fractal do fragmento médio, dimensão fractal ponderada pela área (MCGARIGAL e MARKS, 1995).

#### *2.2.1.5 Métricas de Área Central*

As métricas de área central são consideradas medidas da qualidade de habitats, pois indicam quanto há realmente de área efetiva de um fragmento, após descontar-se o efeito de borda (VIDOLIN et al., 2011). Os autores relatam que em muitos casos os fragmentos possuem área central suficiente para manter uma determinada espécie animal, porém, não o bastante para permitir sua manutenção, especialmente tratando-se de espécies de interior.

Para a obtenção da área central é necessária a subtração da borda dos fragmentos, determinada de acordo com as características das manchas em estudo. Segundo Primack e Rodrigues (2006) o efeito de borda é notado mais intensamente nos primeiros trinta e cinco metros além da margem, mas, esse efeito pode atingir de cem a trezentos metros. Desse modo, diversos autores utilizaram diferentes tamanhos de borda para analisar os fragmentos florestais, entre os quais as distâncias de 20, 40, 60, 80, 100 e 140 m (ALMEIDA, 2008; JUVANHOL et al., 2011; PIROVANI et al., 2014).

A área central é um melhor indicativo da qualidade dos fragmentos se comparado a área total, pois demonstra a real capacidade do fragmento em manter espécies vivas dentro dele (HENTZ, 2015). Entre as métricas de área central, destacam-se: área central total, número de áreas centrais, área central média, índice de área central total, desvio padrão da área central e coeficiente de variação da área central (MCGARIGAL e MARKS, 1995).

#### *2.2.1.6 Métricas de Proximidade*

As métricas de proximidade baseiam-se na distância do vizinho mais próximo englobando os níveis de fragmento, classe e paisagem (PIROVANI, 2010). Segundo a autora, a distância do vizinho mais próximo é definida como a menor distância entre fragmentos, baseados na distância borda-borda.

A proximidade entre fragmentos é importante para os processos ecológicos e retorna implicitamente o grau de isolamento dos fragmentos (VOLOTÃO, 1998). Vidolin et al. (2011) complementam que as métricas pertencentes a este grupo são importantes, pois indicam o grau de isolamento da paisagem e conseqüentemente, indicam a necessidade de implantação ou existência de elementos de conexão, como os corredores ecológicos.

Estas métricas quantificam a configuração da paisagem. Entre as métricas deste grupo tem-se: índice de proximidade, distância do vizinho mais próximo, desvio padrão do vizinho mais próximo, distância média do vizinho mais próximo, coeficiente de variação do vizinho mais próximo, entre outros (MCGARIGAL e MARKS, 1995).

### 2.2.1.7 Métricas de Diversidade

As métricas de diversidade visam quantificar a composição da paisagem e conseqüentemente a sua diversidade, sendo influenciadas pela riqueza das classes e uniformidade destas (VOLOTÃO, 1998). A riqueza refere-se ao número de classes presentes na área, enquanto que a uniformidade refere-se à distribuição dos diferentes tipos de manchas na área (MCGARIGAL e MARKS, 1995). Segundo os mesmos autores, riqueza e uniformidade são geralmente referidos como os componentes de composição e estrutura, respectivamente.

Essas métricas fornecem dados de densidade, riqueza, heterogeneidade, entre outras (MCGARIGAL e MARKS, 1995). Os autores enfatizam que as métricas de diversidade são utilizadas com frequência em estudos ecológicos.

O índice de diversidade mais utilizado é o de Shannon, baseado na componente riqueza, e está disponível apenas a nível de paisagem (PIROVANI, 2010), dessa forma, não pode ser utilizado para análise a nível de mancha ou classe. O índice de Shannon é obtido por meio da soma de todas as classes multiplicada por sua porcentagem na área total da paisagem (PIROVANI, 2010), sendo igual a zero quando houver apenas uma mancha na paisagem (MCGARIGAL e MARKS, 1995).

### 2.2.1.8 Métricas de Contágio e Intercalação

As métricas de contágio e intercalação estão relacionadas ao grau de isolamento dos fragmentos. Por meio destes índices é possível obter informação acerca da extensão em que os fragmentos estão dispersos ou agregados na paisagem e além disto, quantificar a distribuição espacial de um tipo de fragmento ou classe na paisagem (VIDOLIN et al., 2011).

Essas métricas visam quantificar a configuração da paisagem como um todo considerando a disposição das classes na paisagem (VOLOTÃO, 1998). Segundo o autor, o índice de contágio varia com o número, o tamanho, a contiguidade e a dispersão dos fragmentos da paisagem, enquanto que o índice de intercalação, refere-se ao nível de intercalação dos fragmentos, e leva em consideração as classes dos fragmentos vizinhos.

### 2.3 BACIA HIDROGRÁFICA COMO UNIDADE DE ESTUDO

Bacia hidrográfica é conceituada por Rocha et al. (2009, p.10) como sendo uma “Área delimitada por um divisor de águas que drena águas de chuvas por ravinas, canais e tributários, para um curso principal, com vazão efluente, convergindo para uma única saída [...]”.

Nos últimos anos, tem se intensificado, a nível mundial, o planejamento ambiental em bacias hidrográficas (SILVA et al., 2011). A ecologia da paisagem insere-se no contexto do planejamento territorial, uma vez que permite descrever e compreender as alterações da paisagem (HONRADO et al., 2012). Dessa forma, adotar as bacias hidrográficas como área de estudo para análise espacial da fragmentação florestal torna-se importante para que seja possível estabelecer estratégias de planejamento da área e conseqüentemente mecanismos de conservação dos remanescentes.

A adoção de bacia hidrográfica como unidade de planejamento está prevista no Código Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul, na Lei nº 11.520/00, no Art. 18, onde está exposto que “O planejamento ambiental terá como unidades de referência as bacias hidrográficas [...]”. Ainda, a Lei Federal nº 9.433/97, no Art. 1, complementa que “A bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos”.

Com o estabelecimento das leis que definem a bacia hidrográfica como unidade de planejamento, órgãos ambientais vêm utilizando-as de forma recorrente. Dibieso (2013) retrata que estudos relacionados às bacias hidrográficas, atualmente, têm sido realizados dando enfoque a análise ambiental, relacionando o espaço físico com os grupos sociais que vivem nestas áreas, com isto, as bacias estão sendo utilizadas, cada vez mais, por órgãos governamentais, como unidades de gestão ambiental.

Botelho e Silva (2004) concluíram, por meio de levantamento bibliográfico, que é consenso entre os pesquisadores utilizar a bacia hidrográfica como espaço de planejamento e gestão, procurando compatibilizar as diversidades sociais, econômicas, culturais e demográficas de uma dada região. Segundo Megiato (2011), a bacia hidrográfica é considerada uma unidade apropriada para estudos de análise das características ambientais, considerando-se o meio físico e antrópico, pois é possível avaliar estas variáveis de forma integrada. O autor afirma que é necessário



estudar as dinâmicas naturais, além de analisar as ações humanas que colaboram para a degradação ambiental de uma determinada bacia hidrográfica.

A delimitação territorial por bacias hidrográficas, muitas vezes são diferentes da divisão administrativa, desse modo, a gestão por bacia pode proporcionar uma eficaz integração das políticas públicas e ações regionais (LIMA, 2012). Para Cunha e Guerra (2000) bacia hidrográfica consiste na unidade que integra as esferas naturais e sociais, desse modo, qualquer mudança ocorrida em um destas, pode gerar impactos à jusante e nos fluxos energéticos de saída.

Para o estudo de uma bacia hidrográfica é necessário o entendimento da dinâmica do meio natural, ou seja, entender como o meio se comporta sem as ações humanas e como as atividades antrópicas modificam o sistema natural (MEGIATO, 2011). Assim, o planejamento ambiental em bacias hidrográficas pode minimizar ou evitar a ocorrência de impactos ambientais provenientes da ação antrópica desenfreada, com o intuito de nortear o uso e ocupação da terra para que sejam resguardadas as áreas destinadas à preservação ambiental, tendo em vista a conservação dos recursos naturais (GUERRA, 1999).

Para o planejamento de uma bacia hidrográfica, segundo Padilha (2008), é necessário analisar e planejar todo o conjunto potencial oferecido pela bacia, incluindo seu potencial hidrológico, turístico, geológico, florístico, de produção e de conservação, além de sua fragilidade comumente oriunda dos danos advindos pelas ações do homem e/ou usos desordenados do solo. No mesmo âmbito Beltrame (1994) relata que alguns fatores são considerados importantes para avaliação da degradação ambiental de uma bacia hidrográfica, entre eles, a cobertura vegetal, as características pedológicas e geológicas, o clima e as características do relevo, que incluem a hipsometria e a geomorfologia.

Nas etapas de planejamento de bacias hidrográficas é indispensável que ocorra a participação da comunidade, para que essa possa negociar e cumprir as normas e diretrizes de uso, de conservação e desenvolvimento de sua região de forma sustentada (ARAÚJO et al., 2009). Os mesmos enfatizam que estudos relacionados às características fisiográficas das bacias hidrográficas, são de suma importância, assim como o seu uso e cobertura da terra, pois são fatores importantes na avaliação da degradação ambiental, este último necessita de imagens orbitais, obtidas por meio de técnicas de sensoriamento remoto, o qual está descrito na seção seguinte.

## 2.4 SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO À ECOLOGIA DA PAISAGEM

Os avanços tecnológicos ocorridos de forma acelerada nas últimas décadas acarretaram no desenvolvimento de inúmeros sensores remotos, estando estes a bordo de satélites. Este foi um grande salto tecnológico, pois induziu avanços em várias áreas do conhecimento, e, com o aumento da demanda, tornou-se necessário o desenvolvimento de sensores com regiões espectrais mais amplas, sensores mais sensíveis, o desenvolvimento de estação de recepção e transmissão de dados, entre outros (NOVO, 2010).

O sensoriamento remoto é definido como uma tecnologia que registra informações entre a radiação eletromagnética e as substâncias presentes na superfície terrestre, por meio de sensores a bordo de plataformas presentes em satélites (JENSEN, 2009). Novo (2010, p. 28) define o sensoriamento remoto como:

Utilização conjunta de sensores, equipamentos para processamento de dados, equipamentos de transmissão de dados coletados a bordo de aeronaves, espaçonaves, ou outras plataformas, com o objetivo de estudar eventos, fenômenos e processos que ocorrem na superfície do planeta Terra a partir do registro e da análise das interações entre a radiação eletromagnética e as substâncias que o compõem em suas mais diversas manifestações.

No mesmo âmbito, Meneses (2012) descreve que o sensoriamento é uma ciência que visa a obtenção de imagens da superfície terrestre por meio da detecção e medição quantitativa das respostas das interações da radiação eletromagnética e os materiais da superfície terrestre. Um dos principais objetivos desta ferramenta é a extração das informações presentes nas imagens e a sua codificação em documentos expressos nas formas de tabelas, gráficos ou mapas (MENESES e SANO, 2012).

As técnicas de sensoriamento remoto vêm sendo empregadas em estudos de ecologia da paisagem, pois, apresentam capacidade de caracterizar espacialmente e temporalmente a configuração e a composição dos tipos de uso e cobertura da terra, sendo possível a obtenção de medidas quantitativas dos padrões da paisagem (VALENTE, 2001). Além disso, permite agilizar a extração e análise dos indicadores espaciais relacionados às condições ecológicas de fragmentos florestais (LIMA e ROCHA, 2011).

De modo geral, o sensoriamento remoto apresenta inúmeras opções de aplicações no meio ambiente, dentre elas, citam-se aplicação: agrícola, urbana,

ecológica, geológica, florestais, cartográficas, hidrológicas, militares, oceanográficas, limnológicas, entre outras (NOVO, 2010). É uma ferramenta muito utilizada para o estudo da Terra, uma vez que fornece visão panorâmica de uma dada região, sendo esta uma característica muito importante para a realização de estudos de fenômenos dinâmicos (CENTENO, 2003).

Para que seja possível obter e manipular dados provenientes do sensoriamento remoto, este é organizado em dois subsistemas: subsistema de aquisição de dados de sensoriamento remoto, e subsistema de produção de informação. O primeiro é formado por componentes como, fonte de radiação, plataforma (satélites, aeronaves), sensor e centro de dados (estação de recepção e processamento de dados de satélites e aeronaves), enquanto que o segundo, é composto por sistemas de aquisição de informações de solo para calibragem dos dados, sistemas de processamento de imagens e de geoprocessamento (NOVO, 2010). Os processos inerentes à produção de informações oriundas dos sensores orbitais incluem o geoprocessamento e os sistemas de informação geográficas (SIG) para processamento das imagens provenientes destes sensores remotos.

#### **2.4.1 Processamento digital de imagens**

O processamento digital de imagens consiste na execução de operações matemáticas dos dados, objetivando transformar em imagens de melhores qualidades espaciais e espectrais, adequando-as a determinadas aplicações (MENESES e ALMEIDA, 2012). Em sensoriamento remoto, o principal objetivo do processamento digital de imagens é extrair informações de ocupação do solo por meio da categorização automática de todos *pixels* de uma cena, com base nas diferenças de níveis de cinza ou da reflectância aparente (MOREIRA, 2005).

Algumas funções são inerentes ao processamento digital de imagens: pré-processamento (correção geométrica e radiométrica), filtragem, realce, estatística, segmentação e classificação (MENESES e ALMEIDA, 2012). Pré-processamento de imagens é o conjunto de técnicas e métodos que permitem a correção dos erros provenientes do processo de aquisição dos dados (NOVO, 2010). As correções geométricas são necessárias para corrigir erros geométricos, os quais originam-se de falhas instrumentais e limitações do processo de imageamento, já as correções geométricas são utilizadas para corrigir erros radiométricos, causados por diversos

fatores, entre eles o posicionamento de satélite, curvatura da Terra, largura da faixa imageada, entre outros (NOVO, 2010).

Após o pré-processamento dos dados, as técnicas de realce e classificação são as que procedem. O realce consiste em um conjunto de procedimentos para melhorar a qualidade visual das imagens que apresentam contraste espectral de baixa qualidade visual (MOREIRA, 2005).

As técnicas de classificação temática tratam a imagem por meio de complexos modelos estatísticos e probabilísticos, com o objetivo de gerar mapas temáticos, por meio da extração de informações das imagens (MENESES e ALMEIDA, 2012). Para Moreira (2005) esta técnica consiste em rotular cada *pixel* de uma imagem segundo a ocupação do solo, semelhante ao que se faz na abordagem visual. Para tal, utilizam-se programas computacionais denominados algoritmos de classificação ou classificadores, estes utilizam algoritmos estatísticos que reconhecem padrões espectrais realizando a rotulação dos valores dos níveis de cinza (MOREIRA, 2005).

A forma mais comum entre os usuários de sensoriamento remoto e que foi adotada pelos aplicativos de processamento de imagens, separa os classificadores em supervisionados e não-supervisionados (MENESES e SANO, 2012). A classificação supervisionada necessita que o usuário tenha um conhecimento prévio da área de estudo, desse modo cada classe espectral é descrita a partir de amostras adquiridas pelo analista, já na classificação não-supervisionada os *pixels* são alocados em classes sem que o usuário tenha conhecimento prévio de sua existência (NOVO, 2010), sendo indicado quando este não possui conhecimento da área de estudo (MOREIRA, 2005).

Na classificação supervisionada o algoritmo deve ser treinado para conseguir diferenciar as classes existentes, desse modo, o processo deve ser controlado pelo analista, em que o mesmo escolhe regiões, ou seja, áreas compostas por conjunto de *pixels*, que serão utilizadas como amostras para o processo de classificação da imagem, as quais devem ser bem representativas espectralmente, abrangendo diferentes padrões e feições (MENESES e SANO, 2012). Os autores retratam que não há restrição no número de classes que possam ser utilizadas, mas o importante é realizar uma seleção de classes bem distintas para que não ocorra confusão entre as classes.

Após o processo de classificação é necessário avaliar a exatidão da mesma (NOVO, 2010), por meio da utilização de uma matriz de erros, também conhecida

como matriz de confusão ou tabela de contingência (FIDALGO, 1995). Esta matriz compara classe por classe, analisa os dados de verdade terrestre (dados de referência) com os resultados da classificação, expressando a concordância entre a imagem classificada e o conjunto de amostras de referência (MENESES e SANO, 2012).

Por meio da matriz de confusão já citada pode-se gerar outras medidas descritivas que avaliam a acurácia da classificação, como o índice *Kappa* (COHEN, 1960) e o índice Tau (KLECKA, 1980). O índice Tau é facilmente calculado e independente da matriz de erros, considera o número de categorias ou classes presentes na classificação (BRITES et al., 1996).

Porém, o índice *Kappa* é um dos parâmetros mais utilizados e eficientes na determinação da exatidão do levantamento de uso das terras (MANGABEIRA et al., 2003), pois considera todos os elementos da matriz de erros e não apenas os que estão na diagonal principal da mesma, desse modo, estima a soma da coluna e linha marginais (ANTUNES e LINGNAU, 1997; COHEN, 1960). A equação que fornece o valor do índice *Kappa* é apresentada a seguir (Equação 1):

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^r X_{ij} - \sum_{i=1}^r X_{i+} X_{+i}}{N^2 - \sum_{i=1}^r X_{i+} X_{+i}} \quad (1)$$

Em que:

$r$  = número de classes;

$X_{ij}$  = número de elementos classificados corretamente;

$X_{i+}$  = total de elementos classificados para uma categoria  $i$ ;

$X_{+i}$  = total de elementos de referência amostrados para uma categoria  $i$ ;

$N$  = número total de amostras.

Para avaliar a qualidade da classificação Landis e Koch (1977) propuseram intervalos de valores *Kappa* (Tabela 1).

Tabela 1 – Qualidade da classificação segundo intervalos do coeficiente *Kappa*

Valor do <i>Kappa</i>	Qualidade da classificação
< 0,00	Péssima
0,0 – 0,20	Ruim
0,20 – 0,40	Razoável
0,40 – 0,60	Boa
0,60 – 0,80	Muito Boa
0,80 – 1,00	Excelente

Fonte: Landis e Koch (1977).

Como já visto, a finalidade do processo de classificação é mapear o uso e cobertura da terra, tornando possível quantificar as áreas referentes a cada uso para inúmeras finalidades. Desse modo, o índice *Kappa* torna-se um importante parâmetro para expressar a qualidade dos mapeamentos, os quais destinam-se a representar a paisagem. Além deste, tem-se o índice de Exatidão Global (Equação 2), calculado por meio da matriz de confusão, relacionando os elementos da diagonal principal com o total de pontos amostrados (CHUVIECCO, 1995).

$$F_m = \frac{\sum x_{ii}}{\sum \sum x_{ij}} \quad (2)$$

Em que:

$F_m$  = exatidão global;

$x_{ii}$  = elementos da diagonal;

$\sum \sum x_{ij}$  = soma dos elementos.

#### 2.4.2 Sistema RapidEye

Em 2008 foi lançada a constelação de satélites RapidEye, composta por 5 satélites, os quais carregam a bordo sensores multiespectrais idênticos, denominados REIS (*RapidEye Earth Imaging System*). Estes ocupam o mesmo plano orbital de modo que a cobertura de varredura de cada sensor é de 77km, além disso, permitem coletar imagens em 5 bandas com a mesma resolução espacial de 5 metros. Entre os diferenciais dos satélites RapidEye está a capacidade de revisita, coletando até 5

milhões de km<sup>2</sup> por dia com revisita diária, fato que aumenta a probabilidade de adquirir imagens sem cobertura de nuvens (SANTIAGO e CINTRA CONSULTORIA, 2016). As características gerais dos satélites RapidEye estão expostas na Tabela 2.

Tabela 2 – Especificações gerais dos satélites da constelação RapidEye

Número de satélites	5
Altitude da órbita	630 Km, órbita síncrona com o Sol
Hora de Passagem no Equador	11:00 hs
Velocidade	27.000 km/h
Tempo de revisita	Diariamente (off-nadir); 5,5 dias (nadir)
Capacidade de coleta	4,5 milhões de km <sup>2</sup> /dia
Tipo de Sensor	Multiespectral
Bandas espectrais	5 (Blue, Green, Red, <i>Red Edge</i> e Near IR*)
Resolução espacial (nadir)	6,5 m
Tamanho do pixel (ortorretificado)	5 m
Armazenamento de dados a bordo	1.500 km de dados de imagem por órbita
Resolução radiométrica	12 bits

\*Infravermelho próximo.

Fonte: Adaptado de Felix et al. (2009).

O sensor REIS dispõe da banda *Red Edge* (Tabela 3), localizada em uma faixa do espectro eletromagnético que apresenta alta correlação com a fluorescência da clorofila, dessa forma, pode ser utilizada para discriminar tipos diferentes de vegetação e de uso e cobertura da terra com mais detalhe e precisão (SANTIAGO e CINTRA CONSULTORIA, 2016). Essa banda tem sido utilizada com a finalidade de aperfeiçoar o resultado da classificação do uso e cobertura da terra em comparação ao uso das bandas multispectrais (SCHUSTER et al., 2012).

Por meio da combinação de bandas é possível a obtenção de resultados que permitem o monitoramento de áreas vegetadas, visando controlar as atividades antrópicas (MOURA et al., 2013). Segundo os autores, com a combinação de bandas somadas à resolução espacial e radiométrica é possível obter resultados de classificação do uso e cobertura da terra, com alta qualidade, podendo obter

diferenciação dos cursos d'água, das áreas de solos exposto e de ocupação urbana, bem como a diferenciação entre níveis de cobertura vegetal.

Tabela 3 – Bandas espectrais do sensor REIS

<b>Banda</b>	<b>Resolução Espectral (nm)</b>
Azul	440-510
Verde	520-590
Vermelho	630-685
<i>Red Edge</i>	690-730
Infravermelho próximo	760-850

Fonte: Adaptado de Felix et al. (2009).

As imagens podem ser utilizadas para estudos voltados às florestas, agricultura, meio ambiente, entre outros (FELIX et al., 2009). Desse modo, as imagens RapidEye/REIS oferecem aplicações no âmbito do sensoriamento remoto nas diversas áreas, auxiliando na tomada de decisão e no planejamento territorial (FELIX et al., 2009; MOURA et al., 2013).

## 2.5 GEOPROCESSAMENTO E SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS

Os avanços tecnológicos abriram espaço para o surgimento do geoprocessamento, o qual possibilitou armazenar e representar informações espaciais em ambiente computacional (CÂMARA e DAVIS, 2004). Segundo os autores, o geoprocessamento utiliza técnicas computacionais e matemáticas para a manipulação de informações geográficas, o qual vem influenciando de maneira crescente diferentes áreas, como a cartografia, transporte, análise de recursos naturais, entre outros.

Hendges (2007, p. 48) descreve que “o geoprocessamento não é considerado uma ciência e sim um conjunto de técnicas em prol desta”. Desse modo, o autor destaca que as técnicas de geoprocessamento compreendem atividades de aquisição, tratamento e análise de dados, para isto, o geoprocessamento incorpora tecnologias de última geração, envolvendo satélites de observações da Terra, técnicas de mensuração por sistemas de posicionamento, além de sofisticados



sistemas e equipamentos de informática. Victoria et al. (2014, p.94) conceituou o geoprocessamento da seguinte forma:

Consiste no uso de ferramentas computacionais para tratamento e análise de dados geográficos. O conjunto dessas ferramentas, integrado em sistemas de Informação Geográfica, permite analisar e cruzar dados oriundos de diversas fontes, facilitando a extração de informação e a tomada de decisão.

Os instrumentos computacionais do geoprocessamento são conhecidos como Sistemas de Informações Geográficas (SIG). Estes referem-se àqueles que efetuam tratamento computacional dos dados geográfico, armazenando a geometria e os atributos dos dados que estão georreferenciados (KLEINPAUL, 2005).

As principais características de um SIG, segundo a concepção de Câmara e Medeiros (1998), são: capacidade de inserir e integrar dados em um mesmo banco de dados, derivados de dados geográficos, de cadastro urbano e rural, de imagens de satélite, redes e modelos numéricos do terreno, e ainda oferecer subsídio para combinar as diversas informações, através de algoritmos de manipulação e análise. Os SIGs possuem como componente básico de sua arquitetura um Sistema Gerenciador de Base de Dados (SGBD), o qual garante a consistência e integridade do armazenamento dos dados e de seus inter-relacionamentos, é possível ainda, consultar e recuperar dados e computar informações contidas na base (RAMIREZ e SOUZA, 2007).

As técnicas de geoprocessamento inseridas no campo do sensoriamento remoto se mostram decisivas para planejar e gerenciar o uso de uma determinada área, além disso, essas técnicas são indispensáveis para se analisar as mudanças temporais do uso da terra (SARTORI et al., 2013). Devido à complexidade dos sistemas ambientais, Rockett (2014) relata que a aplicação dos SIG torna-se indispensável, pois permitem a integração e o processamento de múltiplos planos de informação, e a avaliação e o estabelecimento de relações sistemáticas do ambiente, tornando assim, uma importante ferramenta de análise ambiental e apoio as tomadas de decisão.

Os estudos ambientais apoiados em SIGs proporcionam uma caracterização e um entendimento da organização do espaço com o objetivo de estabelecer relações de base na forma de futuros estudo e ações (RODRÍGUEZ, 2005). Desse modo, segundo Pereira (2014), o geoprocessamento pode ser considerado uma ferramenta

de estudo do ambiente, auxiliando na tomada de decisões futuras para preservação do meio ambiente. A autora reforça que com o avanço da tecnologia, esta ferramenta, no estudo da história ambiental, torna o processo de levantamento de dados ambientais, algo mais simples, rápido e seguro.

Diversos SIG estão disponíveis para manipulação de dados provenientes de sensores remotos, os quais tem se transformado em um instrumento insubstituível para análise do território (TRAFICANTE, 2007). Porém, recentemente pesquisadores vêm utilizando o programa R para análise de dados espaciais, contudo, ainda há muito a ser explorado, principalmente no que tange a manipulação destes dados.

### **2.5.1 Linguagem R**

A linguagem R foi influenciada pela linguagem S, desenvolvida por John Chambers e colegas no ano de 1960 (VERZANI, 2011), e no ano de 1993 o programa R foi criado por Ross Ihaka e por Robert Gentleman, ambos do departamento de Estatística da Universidade de Auckland, Nova Zelândia. Desde meados de 1997 existe um grupo responsável pela implementação de códigos (R PROJECT, 2016).

O R é uma linguagem computacional que permite à usuários programar algoritmos e utilizarem ferramentas que foram programadas por outras pessoas (ZUUR et al., 2009). Desse modo, permite manipular dados, fazer cálculos e construir gráficos estatísticos (MURRELL, 2006).

Por ser um programa livre, seu código pode ser modificado e redistribuído livremente nos termos da Licença Pública Geral (GNU), a qual define as condições legais de distribuição de programa livre com disponibilidade do código-fonte (CASAJUS, 2013). O R compila e executa em Windows, Mac OS X e diversas plataformas UNIX (como Linux), sendo distribuído em formato binário para facilidade de instalação (VERZANI, 2011).

Com o uso do R soluciona-se problemas de indisponibilidade de pacotes específicos para determinados fins, por meio da colaboração de usuários, permitindo que estes criem pacotes e os disponibilizem para a comunidade, o que o torna uma linguagem de programação completa e extremamente poderosa (CASAJUS, 2013).

Nos últimos anos, o R teve um número crescente de pacotes contribuintes para análise de dados espaciais, com diferentes finalidades (BIVAND et al., 2008). Entre

os quais pode-se destacar, os que permitem definir classes de objetos (*raster*<sup>2</sup>, *sp*<sup>3</sup>), manipular dados espaciais (*rgdal*<sup>4</sup>), operar dados vetoriais (*rgeos*<sup>5</sup>) e realizar estatística espacial (*geoR*<sup>6</sup>) (CASAJUS, 2013).

O R consiste em duas partes principais: o sistema base e uma coleção de pacotes contribuídos por usuários, sendo a linguagem R implementada no sistema base, enquanto que a manipulação de dados, cálculos e gráficos estatísticos são organizados sob a forma de pacotes, em que este compreende um conjunto de funções, acompanhadas por documentação sobre as mesmas e exemplos de aplicação (BIVAND et al., 2008; EVERITT e HOTHORN, 2005). Tanto o sistema base quanto os pacotes contribuídos estão disponíveis no site da *Comprehensive R Archive Network* (CRAN).

O programa R foi projetado em linguagem própria, mas também permite a integração com código escrito em C, C ++, Fortran, Java, entre outros, para tarefas computacionalmente intensivas ou para alavancar ferramentas fornecidas para outros idiomas (VERZANI, 2011). Assim, o autor ressalta que o R, atualmente, apresenta grande capacidade de resolver problemas variados, porém, ainda há espaço para crescer.

De modo a facilitar o trabalho e manipulação dos dados, desenvolveu-se interfaces gráficas para o R. Atualmente destaca-se o RStudio, um ambiente de desenvolvimento integrado com o R, que inclui um console, editor de sintaxe com suporte para execução de código direto, bem como ferramentas para plotagem, histórico, depuração e gerenciamento de espaço de trabalho (RSTUDIO, 2016a).

Este programa foi desenvolvido em duas edições. A edição desktop, de acesso livre, com código aberto, disponível para Microsoft Windows, Mac OS X, e Linux, e uma edição comercial, o RStudio Server, que permite acesso utilizando um navegador web em Linux (VERZANI, 2011).

O RStudio por apresentar interface interativa permite a execução de diversas funções de forma fácil. Assim, permite gerenciar o espaço de trabalho, integrar ferramentas em um único ambiente, navegar rapidamente para arquivos e funções,

---

<sup>2</sup> Leitura, manipulação, escrita, análise e modelagem de dados espaciais (HIJMANS et al., 2016).

<sup>3</sup> Proporciona funções para confecção de mapas, seleção espacial, bem como métodos para recuperar coordenadas, entre outros (PEBESMA et al., 2016).

<sup>4</sup> Possibilita ler e escrever objetos espaciais (BIVAND et al., 2016).

<sup>5</sup> Manipulação de dados vetoriais com diversas funções disponíveis (BIVAND e RUNDEL, 2016).

<sup>6</sup> Análise geoestatística incluindo métodos tradicionais, Bayesianos e baseados na verossimilhança (RIBEIRO e DINGGLE, 2016).

criar projetos facilmente e também encontrar projetos existentes, possui depurador interativo para diagnosticar e corrigir erros, ferramentas de desenvolvimento de pacotes, além de apresentar suporte para criação de HTML, PDF, documentos de texto e slides (RSTUDIO, 2016b).

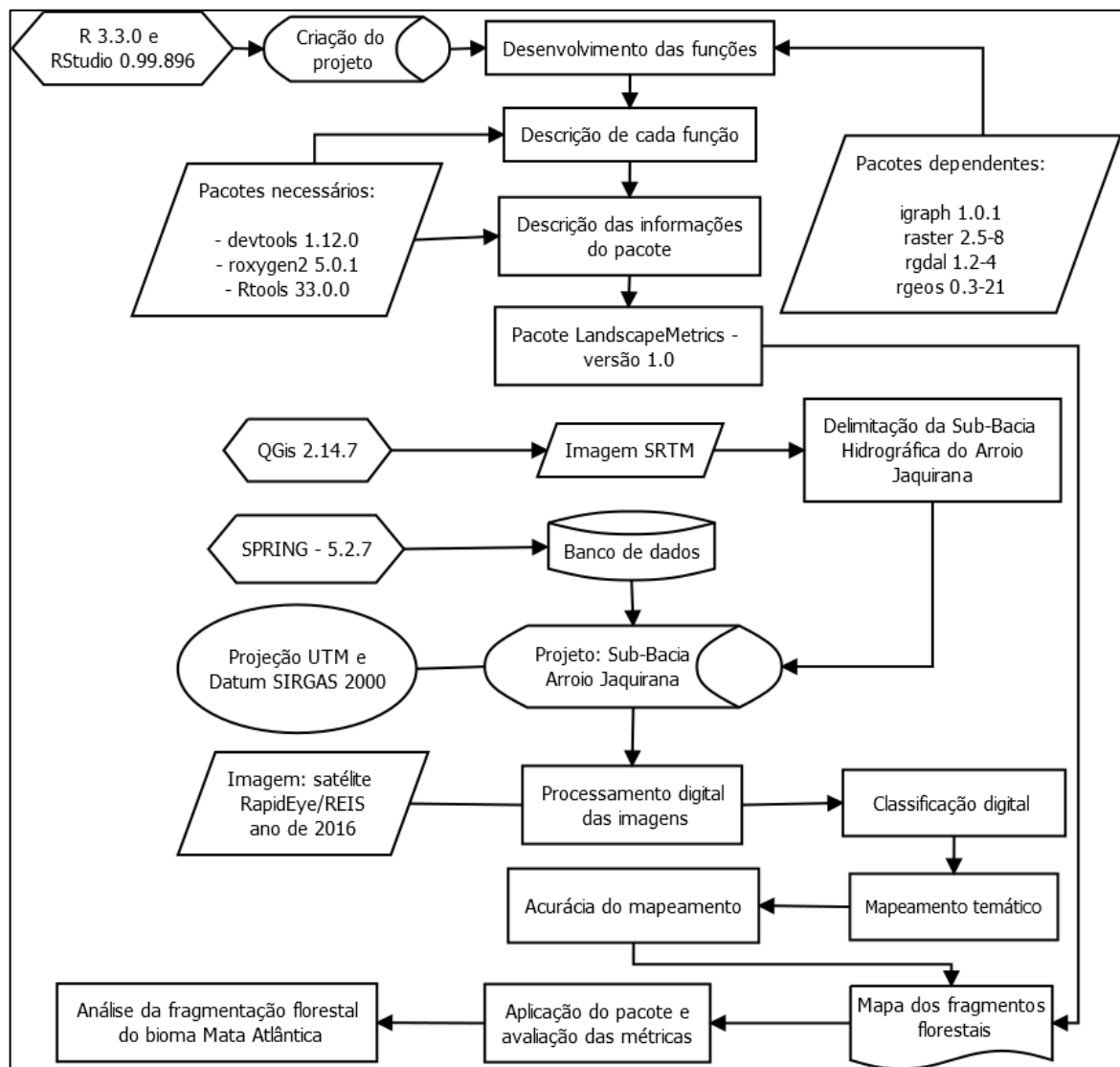
De modo geral, cabe ressaltar que o R possui diversas vantagens, entre as quais: oferece frequentemente novas implementações; proporciona um vasto conjunto de métodos para análise de dados, apresenta uma vasta lista de bibliotecas recomendadas; se transformou rapidamente em uma linguagem universal para tratamento de dados; possui flexibilidade no tipo de dados que podem ser analisados; permite alteração nas funções disponíveis; é um programa livre, além de ser compatível com todas plataformas (MUENCHEN, 2011). Assim, por permitir a implementação de novos pacotes e conseqüentemente abranger diferentes áreas do conhecimento, o presente programa torna-se uma ferramenta promissora para análise e manipulação de imagens digitais provenientes de sensores remotos.



### 3 MATERIAL E MÉTODOS

Os procedimentos metodológicos utilizados no presente estudo dividem-se no desenvolvimento de um pacote<sup>7</sup> em linguagem R, no mapeamento dos fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, e na aplicação desse pacote para obtenção de métricas de ecologia da paisagem para a área de estudo. A metodologia pode ser visualizada no fluxograma exposto na Figura 1.

Figura 1 – Procedimentos metodológicos



Fonte: Autora.

<sup>7</sup> Denominado *LandscapeMetrics*, o qual contém funções para cálculo de métricas de ecologia da paisagem.

### 3.1 DESENVOLVIMENTO DE UM PACOTE EM LINGUAGEM R PARA O CÁLCULO DE MÉTRICAS DE ECOLOGIA DA PAISAGEM

Nesta etapa foram desenvolvidas funções no R para realização do cálculo de métricas de ecologia da paisagem, as quais englobaram os grupos de área e densidade, forma, borda, área central e de proximidade. As funções foram posteriormente compiladas em um pacote, o qual foi denominado *LandscapeMetrics*.

#### 3.1.1 Material

Os materiais utilizados na execução desta etapa estão distribuídos em imagens digitais, dados vetoriais, material de processamento e programas.

- Programas: R versão 3.3.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2016) e a interface gráfica RStudio® versão 0.99.896 (RSTUDIO TEAM, 2015);
- Pacotes necessários para desenvolvimento das funções: *igraph* (CSARDI e NEPUSZ, 2006) versão 1.0.1, *raster* (HIJMANS et al., 2016) versão 2.5-8, *rgdal* (BIVAND et al., 2016) versão 1.2-4 e *rgeos* (BIVAND e RUNDEL, 2016) versão 0.3-21;
- Pacotes necessário para criação do pacote para cálculo de métricas de ecologia da paisagem: *devtools* (WICKHAM e CHANG, 2016) versão 1.12.0, *roxygen2* (WICKHAM et al., 2016) versão 5.0.1 e *Rtools* versão 3.3.0.

#### 3.1.2 Métodos

Para o cálculo de determinadas métricas de ecologia da paisagem, desenvolveu-se um pacote em linguagem R, nomeado *LandscapeMetrics* (Métricas da Paisagem) versão 1.0. Os passos executados para a obtenção do mesmo estão dispostos na Figura 1. Para tanto, o primeiro passo consistiu na escolha das métricas a serem utilizadas, de modo a evitar a utilização de métricas redundantes e que englobassem diferentes grupos: métricas de área e densidade, forma, borda, área central e de proximidade (Tabela 4).

Tabela 4 – Métricas de ecologia da paisagem implementadas no pacote *LandscapeMetrics*

(continua)

Grupo	Sigla	Métrica	Unidade	Descrição
Área e densidade	CA	<i>Class Area</i> (Área da Classe)	ha	Somatório das áreas de todos os fragmentos de uma mesma classe presentes na área
	NP	<i>Number of Patches</i> (Número de Fragmentos)		Somatório do número total de fragmento de uma mesma classe
	MPS	<i>Mean Patch Size</i> (Tamanho Médio dos Fragmentos)	ha	Soma das áreas dos fragmentos dividido pelo número de fragmentos totais
	MedPS	<i>Median Patch Size</i> (Mediana da Classe)	ha	O tamanho do fragmento encontrado na mediana
	PSSD	<i>Patch Size Standard Deviation</i> (Desvio Padrão do Tamanho do Fragmento)	ha	Mede a variação absoluta no tamanho do fragmento, sendo afetado pelo fragmento de tamanho médio
	PSCov	<i>Patch Size Coefficient of Variation</i> (Coeficiente de Variação do Tamanho do Fragmento)	%	Desvio padrão do tamanho da mancha dividido pelo tamanho médio das manchas (MPS) multiplicado por 100
Borda	TE	<i>Total Edge</i> (Total de Borda)	m	Soma do perímetro de todos os fragmentos de mesma classe
	ED	<i>Edge Density</i> (Densidade de Borda)	m/ha	Total de bordas da classe ponderada pela área total da paisagem



Tabela 4 – Métricas de ecologia da paisagem implementadas no pacote *LandscapeMetrics*

(continuação)

Grupo	Sigla	Métrica	Unidade	Descrição
Forma	LSI	<i>Landscape Shape Index</i> (Índice de Forma da Paisagem)	-	Soma das bordas de todos os fragmentos, dividido pela raiz quadrada da área total destes, ajustado por uma constante para um padrão quadrado ( <i>raster</i> )
	MSI	<i>Mean Shape Index</i> (Índice de Forma Médio)	-	Somatório da razão do perímetro de cada fragmento dividido pela raiz quadrada da área correspondente, ajustado por uma constante, dividido pelo número de fragmentos
	AWMSI	<i>Area-Weighted Mean Shape Index</i> (Índice de Forma de Área Média Ponderada)	-	Soma do perímetro de cada fragmento dividido pela raiz quadrada da área de cada fragmento, ajustado pela constante para um padrão quadrado, ponderado pela área
	MPFD	<i>Mean Patch Fractal Dimension</i> (Dimensão Fractal do Fragmento Médio)	-	Soma de 2 vezes o logaritmo do perímetro dividido pelo logaritmo da área de cada fragmento, dividido pelo número de fragmentos da classe correspondente
	AWMPFD	<i>Area-Weighted Mean Patch Fractal Dimension</i> (Dimensão Fractal Ponderada pela Área)	-	Soma de 2 vezes o logaritmo do perímetro dividido pelo logaritmo da área de cada fragmento, dividido pelo número de fragmentos da classe correspondente ponderado pela área
	MPAR	<i>Mean Perimeter-Area Ratio</i> (Razão Perímetro-Área Média)	m/ha	Soma de cada relação perímetro/área dividido pelo número de fragmentos da classe correspondente

Tabela 4 – Métricas de ecologia da paisagem implementadas no pacote *LandscapeMetrics* (conclusão)

Grupo	Sigla	Métrica	Unidade	Descrição
Área Central	<b>TCA</b>	<i>Total Core Area</i> (Área Central Total)	ha	Somatório das áreas de todos os fragmentos com área central
	<b>NCA</b>	<i>Number of Core Areas</i> (Número de Áreas Centrais)	-	Soma do número total de fragmentos com área central
	<b>MCA</b>	<i>Mean Core Area</i> (Área Central Média)	ha	Somatório das áreas centrais divididas pelo número de fragmentos correspondentes
	<b>TCAI</b>	<i>Total Core Area Index</i> (Índice de Área Central Total)	%	Porcentagem de área central em relação a área total da classe
	<b>CASD</b>	<i>Core Area Standard Deviation</i> (Desvio Padrão da Área Central)	ha	Raiz quadrada da variância da média das áreas centrais
	<b>CACV</b>	<i>Core Area Coefficient of Variation</i> (Coeficiente de Variação da Área Central)	%	Representa a variação em tamanho das áreas centrais da classe
Proximidade	<b>MNN</b>	<i>Mean Nearest-Neighbor Distance</i> (Distância Média do Vizinho mais Próximo)	m	Soma da distância entre fragmentos mais próximos com base borda-borda para cada fragmento, dividido pelo número de fragmentos

Fonte: Adaptado de McGarigal e Marks (1994).

### 3.1.2.1 Detalhamento das funções implementadas no pacote

O pacote *LandscapeMetrics* consiste em um conjunto de funções, que representam o cálculo das métricas de ecologia da paisagem. Para o desenvolvimento

utilizou-se o programa R versão 3.3.0 e a interface gráfica RStudio versão 0.99.896. Para a execução das funções foi necessária a instalação dos pacotes *igraph* versão 1.0.1, *raster* versão 2.5-8, *rgdal* versão 1.2-4 e *rgeos* versão 0.3-2.

As funções foram desenvolvidas de modo que necessitam apenas do arquivo *raster* (contendo as classes temáticas que se deseja calcular as métricas) como parâmetro de entrada, com exceção da densidade de borda que requer ainda o valor da área total de estudo em hectare. Assim, para obtenção de uma determinada métrica é necessário digitar a sigla correspondente, conforme as siglas expostas na Tabela 4. A seguir tem-se o detalhamento das funções criadas.

### 3.1.2.1.1 Funções para o cálculo das métricas de área e densidade

Para as funções que englobam as métricas de área e densidade, utilizou-se o comando *clump*, disponível no pacote *igraph*, o qual detecta aglomerados de células de mesma classe. Em seguida, verifica o número de *pixels* existentes em cada fragmento, e assim realiza o cálculo da área por meio da multiplicação do número de *pixels* pela resolução espacial da imagem.

O cálculo da área da classe (CA) foi realizado utilizando-se o somatório do número de *pixels* correspondentes a classe desejada multiplicando a área dos *pixels* e dividindo por 10.000 para obtenção do resultado em hectares, com base na Equação 3:

$$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left( \frac{1}{10000} \right) \quad (3)$$

Em que:

CA = soma das áreas de todos os fragmentos que pertencem a uma determinada classe em hectares;

$j = 1$  a  $n$  número de fragmentos;

$a_{ij}$  = área do fragmento  $i$  na classe  $j$  em metros quadrados.

Para a obtenção do número de fragmentos (NP) transformou-se o *raster* para polígono e desta forma aplicou-se o comando *length*, o qual retorna o número de polígonos existentes (Equação 4).

$$NP = \sum n_i \quad (4)$$

Em que:

NP = número total de fragmentos dentro de uma mesma classe ou paisagem;

$n_i$  = quantidade de fragmentos de uma classe.

O tamanho médio dos fragmentos (MPS), por sua vez, calculou-se utilizando o resultado do cálculo da área da classe dividido pelo número de fragmentos (Equação 5).

$$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \quad (5)$$

Em que:

MPS = tamanho médio dos fragmentos em hectares;

$a_{ij}$  = área do fragmento  $i$  na classe  $j$  em metros quadrados;

$j = 1$  a  $n$  número de fragmentos;

$n_i$  = número de fragmentos da classe.

A mediana representa o valor central de um conjunto de dados (Equação 6). Desse modo, o cálculo da mediana da classe (MedPS) realizou-se utilizando uma tabela contendo os valores das áreas dos fragmentos em hectares, aplicando nesta o comando *median*, disponível no R.

$$\text{MedPS} = \sum a_{ij \ 50\%} \quad (6)$$

Em que:

MedPS = mediana da classe em hectares;

$a_{ij}$  = área do fragmento  $i$  na classe  $j$  em hectares.

Para a obtenção da métrica de desvio padrão do tamanho médio dos fragmentos, com base na Equação 7, implementou-se a função descrevendo a referida equação, utilizando como parâmetros de entrada a área em metros quadrados e o número de fragmentos, por fim dividiu-se por 10.000 para obtenção do resultado em hectares. Cabe ressaltar que o desvio padrão calculado refere-se ao da população e não da amostra, conforme McGarigal e Marks (1994).

$$PSSD = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n \left[ a_{ij} - \left( \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \right) \right]^2}{n_i}} \left( \frac{1}{10000} \right) \quad (7)$$

Em que:

PSSD = desvio padrão do tamanho médio dos fragmentos em hectares;

$a_{ij}$  = área do fragmento  $i$  na classe  $j$  em metros quadrados;

$j = 1$  a  $n$  número de fragmentos;

$n_i$  = número de fragmentos da classe.

O coeficiente de variação do tamanho médio dos fragmentos, utilizado para quantificar a variação dos dados em função da média, foi implementado na função PSCov. Para o cálculo do mesmo utilizou-se a Equação 8, sendo necessário dividir o desvio padrão do tamanho médio dos fragmentos pelo tamanho médio dos fragmentos, ambos em hectares.

$$PSCov = \frac{PSSD}{MPS} \times 100 \quad (8)$$

Em que:

PSCov = coeficiente de variação do tamanho médio dos fragmentos em porcentagem;

PSSD = desvio padrão do tamanho dos fragmentos em hectares;

MPS = tamanho médio dos fragmentos em hectares.

### 3.1.2.1.2 Funções para o cálculo das métricas de borda

Em um primeiro momento necessitou-se utilizar o comando *clump*, disponível no pacote *igraph*, o qual detecta aglomerados de células de mesma classe. O total de borda (Equação 9), obtido por meio da função TE, retorna valores em metros, que quantificam o somatório do perímetro de todas as manchas de uma mesma classe. Para que isso fosse possível, utilizou-se o comando *clump* e em seguida transformou-se o *raster* em polígono, por meio da função *rasterToPolygons*, disponível no pacote *raster*, desse modo, com o comando *gLength*, (pacote *rgeos*), obteve-se o valor final do total de borda presente na classe, em metros.

$$TE = \sum_{k=1}^{m'} e_{ik} \quad (9)$$

Em que:

TE = soma de todas as bordas da classe em metros;

k = 1 a m' número de classes;

e<sub>ik</sub> = borda (perímetro) do i-ésimo fragmentos em metros.

A densidade de borda (ED) representa a quantidade de borda em função da área da paisagem (Equação 10). Assim, para o cálculo da mesma, obteve-se o total de bordas, em metros, da mesma forma calculada na função anterior, dividindo-se pela área total da paisagem em hectares.

$$ED = \frac{TE}{A} \quad (10)$$

Em que:

ED = densidade de bordas em metros por hectare;

TE = total de bordas em metros;

A= área total da paisagem em hectares.

### 3.1.2.1.3 Funções para o cálculo das métricas de forma

Para as funções que englobam as métricas de forma, utilizou-se no primeiro momento o comando *clump*, disponível no pacote *igraph*, o qual detecta aglomerados de células de mesma classe. Para o cálculo do índice de forma da paisagem, por meio da função LSI (Equação 11), necessitou-se transformar o *raster* em polígono por meio da função *rasterToPolygons*, disponível no pacote *raster*, sendo assim possível o cálculo da borda total e da área de cada fragmento.

Desse modo, dividiu-se o total de borda pela raiz quadrada da área, multiplicando por uma constante para padrão quadrado, devido estar-se utilizando um arquivo *raster*. O resultado deve ser igual a 1 quando a paisagem contém apenas um fragmento com forma regular (quadrado para *raster* e circular para vetor) e aumenta sem limite conforme maior desagregação e irregularidade (MCGARIGAL e MARKS, 1994).

$$LSI = \frac{0,25 \times \sum_{k=1}^m e_{ik}}{\sqrt{A}} \quad (11)$$

Em que:

LSI = índice de forma da paisagem;

k = 1 a m' número de classes;

$e_{ik}$  = borda (perímetro) do i-ésimo fragmento em metros;

A = área total dos fragmentos em metros quadrados.

Para obtenção do índice de forma médio (MSI), conforme a Equação 12, procedeu-se o cálculo do número de bordas (perímetro) e da área em número de *pixels* de cada fragmento, ao final, somou-se os resultados e posteriormente dividiu-se pelo número de fragmentos da classe correspondente. O resultado final é igual a 1 quando todas as manchas forem quadradas (para *raster*) e aumenta, sem limite, quando as manchas se tornam mais irregulares (MCGARIGAL e MARKS, 1994).

$$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \frac{0,25p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}}{n_i} \quad (12)$$

Em que:

MSI = índice de forma médio;

$p_{ij}$  = perímetro do fragmento *i* na classe *j* em metros;

$a_{ij}$  = área do fragmento *i* na classe *j* em metros quadrados;

j = 1 a n número de fragmentos;

$n_i$  = número de fragmentos da classe.

O índice de forma de área média ponderada (AWMSI), é calculado de forma semelhante ao MSI, porém, a média é ponderada de acordo com a área dos fragmentos. Os cálculos foram baseados na Equação 13:

$$AWMSI = \sum_{j=1}^n \left[ \left( \frac{0,25p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right) \left( \frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right] \quad (13)$$

Em que:

AWMSI = índice de forma de área média ponderada;

$p_{ij}$  = perímetro do fragmento *i* na classe *j* em metros;

$a_{ij}$  = área do fragmento *i* na classe *j* em metros quadrados;

j = 1 a n número de fragmentos.

A dimensão fractal da mancha média (MPFD) foi obtida utilizando a área em metros quadrados e o perímetro em metros, correspondente a cada fragmento, ambos aplicados na fórmula deste índice (Equação 14). Posteriormente, somou-se os valores obtidos para cada fragmento seguido da divisão do valor final pelo número total de fragmentos da classe correspondente. A MPFD se diferencia do índice de forma médio (MSI) por variar de 1 a 2 (MCGARIGAL e MARKS, 1994).

$$MPFD = \frac{\sum_{j=1}^n \left( \frac{2 \ln(0,25p_{ij})}{\ln a_{ij}} \right)}{n_i} \quad (14)$$

Em que:

MPFD = dimensão fractal da mancha média;

$p_{ij}$  = perímetro do fragmento  $i$  na classe  $j$  em metros;

$a_{ij}$  = área do fragmento  $i$  na classe  $j$  em metros quadrados;

$j = 1$  a  $n$  número de fragmentos;

$n_i$  = número de fragmentos da classe.

A dimensão fractal ponderada pela área (AWMPFD), por sua vez, difere da MPFD por utilizar a área ponderada. O presente índice foi calculado de acordo com a Equação 15.

$$AWMPFD = \sum_{j=1}^n \left[ \left( \frac{2 \ln(0,25p_{ij})}{\ln a_{ij}} \right) \left( \frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right] \quad (15)$$

Em que:

AWMPFD = dimensão fractal ponderada pela área;

$p_{ij}$  = perímetro do fragmento  $i$  na classe  $j$  em metros;

$a_{ij}$  = área do fragmento  $i$  na classe  $j$  em metros quadrados;

$j = 1$  a  $n$  número de fragmentos.

A razão perímetro-área média (MPAR) foi determinada pela divisão entre o perímetro (em metros) de cada fragmento e a área (em hectares) do mesmo, seguido da soma dos valores resultantes e em seguida dividindo-se pelo número total de fragmentos. Conforme a Equação 16.



$$\text{MPAR} = \frac{\sum_{j=1}^n \left( \frac{p_{ij}}{a_{ij}} \right)}{n_{ij}} \quad (16)$$

Em que:

MPAR = razão perímetro-área média;

$p_{ij}$  = perímetro do fragmento  $i$  na classe  $j$  em metros;

$a_{ij}$  = área do fragmento  $i$  na classe  $j$  em hectares;

$j = 1$  a  $n$  número de fragmentos.

#### 3.1.2.1.4 Funções para o cálculo das métricas de área central

As funções relacionadas a área central foram desenvolvidas utilizando-se diferentes distâncias de faixa de borda, com o intuito de verificar a que exerce maior influência na área central dos fragmentos. Desse modo, optou-se por utilizar as faixas de 20, 40, 60, 80, 100, 140 e 200 metros, as quais são utilizadas da mesma forma por outros autores (JUVANHOL et al., 2011; PIROVANI et al., 2014). Essas faixas de borda estão disponíveis no pacote *LandscapeMetrics*, possibilitando que o usuário exerça análise da área desejada escolhendo a faixa de borda de interesse.

Para a construção das funções relacionadas às métricas de área central, os fragmentos da classe em estudo foram submetidos a aplicação da função *clump*, disponível no pacote *igraph*. Posteriormente, o *raster* foi transformado para polígono, por meio do comando *rasterToPolygons* (pacote *raster*) seguido da utilização do resultado para a geração de uma área de entorno (comando *gBuffer* disponível no pacote *rgeos*), neste caso utilizando-se distâncias negativas de 20 m, 40 m, 60 m, 80 m, 100 m, 140 m e 200m, representando respectivamente faixas de borda de 20, 40, 60, 80, 100, 140 e 200 m. Desse modo, para cada polígono correspondente aos fragmento existente na área, gerou-se uma área de entorno. Com a geração de uma função de recorte, chamada de *clip*, utilizou-se a are de entorno gerada e recortou-se os fragmentos originais em formato *raster*, assim sendo, foi possível a delimitação da área central desejada.

O cálculo da área central total (TCA) procedeu-se realizando o somatório do número de *pixels* multiplicando a área do *pixels* e posteriormente dividindo por 10.000 para representar o resultado em hectares. Conforme a Equação 17.

$$TCA = \sum_{j=1}^n a_{ij}^c \left( \frac{1}{10000} \right) \quad (17)$$

Em que:

TCA = área central total em hectares;

$a_{ij}^c$  = área central, em metros quadrados, com base na largura da área de entorno especificada em metros;

$j = 1$  a  $n$  número de fragmentos.

O número de áreas centrais (NCA), conforme a Equação 18, foi calculado por meio do comando *length*, no qual retorna o número de polígonos presentes. Para tal, após o recorte da faixa de borda indicada, em que restam apenas as áreas centrais desejadas, transformou-se os fragmentos em polígonos, sendo possível realizar o cálculo.

$$NCA = \sum_{j=1}^n n_{ij}^c \quad (18)$$

Em que:

NCA = número de áreas centrais;

$n_{ij}^c$  = área central, em metros quadrados, com base na largura da área de entorno especificada em metros;

$j = 1$  a  $n$  número de fragmentos.

A área central média (MCA), por sua vez, necessitou da obtenção a área central total, por meio do cálculo do número de *pixels* representados pela classe multiplicado pela área dos *pixels* (resolução espacial), dividida por 10.000 para a obtenção em hectares. Por fim, dividiu-se o resultado pelo número de fragmentos (Equação 19).

$$MCA = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^c \left( \frac{1}{10000} \right)}{n_i} \quad (19)$$

Em que:

MCA = área central média em hectares;

$a_{ij}^c$  = área central, em metros quadrados, com base na largura da área de entorno especificada em metros;

$j = 1$  a  $n$  número de fragmentos;

$n_i$  = número de fragmentos da classe.

O índice de área central total (TCAI) quantifica a porcentagem da classe ocupada com área central quando retirada uma faixa de borda específica. Dessa forma, necessitou-se do resultado obtido para a área central total (TCA) dividindo pela área total dos fragmentos (sem a retirada da faixa de borda), ambas em hectares, e por fim, multiplicando por 100. Como mostra a Equação 20.

$$TCAI = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^c}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} (100) \quad (20)$$

Em que:

TCAI = índice de área central total em porcentagem;

$a_{ij}^c$  = área central, em metros quadrados, com base na largura da área de entorno especificada em metros;

$a_{ij}$  = área do fragmento  $i$  na classe  $j$  em hectares;

$j = 1$  a  $n$  número de fragmentos.

O desvio padrão da área central (CASD), conforme a Equação 21, foi calculado utilizando-se como parâmetros de entrada a área em metros quadrados e o número de fragmentos, por fim dividiu-se por 10.000 para obtenção do resultado em hectares. O desvio padrão calculado refere-se ao da população e não da amostra.

$$CASD = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n \left[ a_{ij}^c - \left( \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^c}{n_i} \right) \right]^2}{n_i}} \left( \frac{1}{10000} \right) \quad (21)$$

Em que:

CASD = desvio padrão da área central em hectares;

$a_{ij}^c$  = área central, em metros quadrados, com base na largura da área de entorno especificada em metros;

$j = 1$  a  $n$  número de fragmentos;

$n_i$  = número de fragmentos da classe.

O coeficiente de variação da área central (CACV), utilizado para quantificar a variação dos dados em função da média, foi implementado na função CACV. Para o cálculo do mesmo utilizou-se a Equação 22. Dessa forma, necessitou-se dos resultados obtidos para o desvio padrão da área central em hectares (CASD) e a área central média em hectares (MCA).

$$CACV = \frac{CASD}{MCA} \times 100 \quad (22)$$

Em que:

CACV = coeficiente de variação da área central em porcentagem;

CASD = desvio padrão da área central em hectares;

MCA = área central média em hectares.

### 3.1.2.1.5 Função para o cálculo da métrica de proximidade

A distância do vizinho mais próximo consiste na distância entre fragmentos que estejam mais próximos entre si, com base na distância entre as bordas, calculada do centro da célula para o centro da célula dos fragmentos (MCGARIGAL e MARKS, 1994). Dessa forma, para a implementação da função MNN (distância média do vizinho mais próximo), necessitou-se aplicar o comando *clump*, disponível no pacote *igraph*, e posteriormente, transformar os fragmentos em polígonos, por meio do comando *rasterToPolygons* (pacote *raster*), seguido da aplicação do comando *gDistance* (pacote *rgeos*), o qual retorna uma matriz com as distâncias mínimas, em metros, entre as geometrias (BIVAND e RUNDEL, 2016).

Nessa matriz, o valor mínimo gerado é zero, o qual refere-se a distância do fragmento com ele mesmo, assim, aplicou-se uma função de modo a retornar a menor distância diferente de zero. Posteriormente, os valores foram organizados em forma de tabela e assim, somados ao valor equivalente ao centro dos *pixels* (apótema do *pixel*), gerando os valores finais, que correspondem as distâncias mínimas entre polígonos, conforme o método de McGarigal e Marks (1994). Estes valores somados e na sequência divididos pelo número de fragmentos, retornam o valor referente ao MNN (Equação 23).

$$MNN = \frac{\sum_{j=1}^{n'_i} h_{ij}}{n'_i} \quad (23)$$

Em que:

MNN = distância média do vizinho mais próximo em metros;

$h_{ij}$  = distância (metros) mínima do fragmentos *ij* ao vizinho mais próximo de mesma classe com base na distância borda-borda;

$n' = n'_i$  = número de fragmentos da classe *i* na paisagem, que tenham vizinho próximo.

### 3.1.2.2 Criação do pacote no programa R

Após o desenvolvimento das funções relativas as métricas de ecologia da paisagem, fez-se necessária a criação do pacote. Para tal, necessitou-se a instalação dos pacotes *devtools* versão 1.12.0, *roxygen2* versão 5.0.1 e *Rtools* versão 3.3.0. Os mesmos foram necessários para descrever as funções e as características do pacote e ainda, compilar o código e a documentação em um único arquivo. O pacote foi denominado *LandscapeMetrics* versão 1.0.

## 3.2 MAPEAMENTO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS NA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO JAQUIRANA - RS

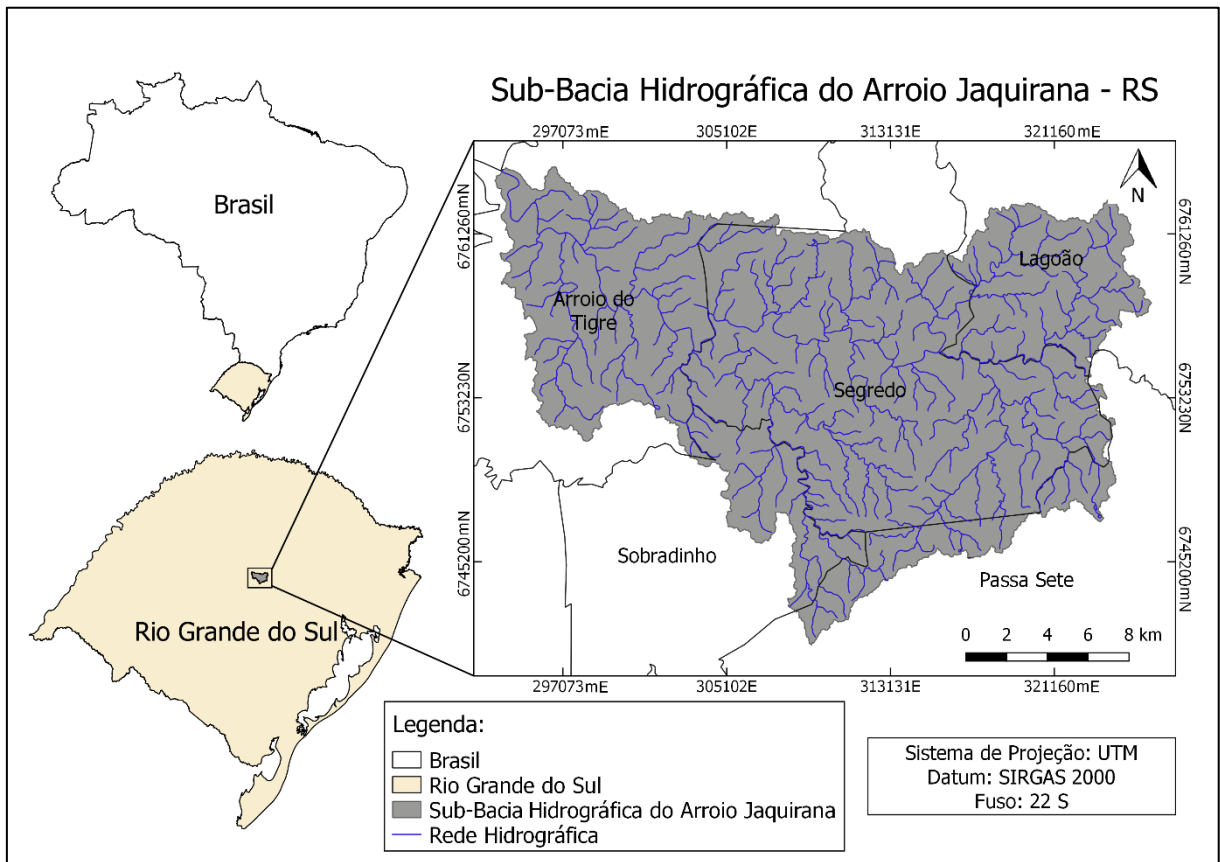
### 3.2.1 Caracterização da área de estudo

A área de estudo consiste na sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, a qual abrange os municípios de Arroio do Tigre, Lagoão, Segredo, Sobradinho e Passa Sete, situados no Estado do Rio Grande do Sul. Localiza-se entre as coordenadas 6.765.314,6 a 6.740.101,1 m de Latitude e 326.965,2 a 293.051,3 m de Longitude (Figura 2). Em extensão territorial, a área total de estudo ocupa aproximadamente 41.460 ha.

A sub-bacia do Arroio Jaquirana é afluente do rio Jacuizinho, que por sua vez, deságua no rio Jacuí, estando assim inserida na bacia hidrográfica do Alto Jacuí. Diversos tributários fazem parte da sub-bacia, destacando-se o arroio Segredo, Lajeado Sapopema, Lajeado Umbu, Lajeado Seco, Miracema e Carazinho (CARMO, 2003).

De acordo com a classificação de Köppen o clima é Subtropical Úmido (Cfa), com temperaturas médias que variam de 16°C a 20°C. As precipitações são bem distribuídas durante o ano, com variações entre 1.600 mm e 1.900 mm (ALVARES et al., 2014).

Figura 2 – Mapa de localização da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, Rio Grande do Sul, Brasil



Fonte: Autora.

A área de estudo está compreendida na região fisiográfica do Planalto Médio, alcançando altitudes de aproximadamente 700 m na porção leste e 400 a 500 m a oeste, incluindo a bacia do Alto Jacuí, cujo vale possui altitudes inferiores a 200 metros. O principal tipo fitogeográfico é a Floresta Estacional Decidual (SEMA, 2003), a qual, segundo Rambo (1956) limita as pastagens da campanha sul e o planalto ao norte, e caracteriza-se pela presença de árvores de grande porte, como angico-vermelho (*Parapiptadenia rígida*), canafístula (*Peltophorum dubium*), grápia (*Apuleia leiocarpa*), maria-preta (*Diatenopteryx sorbifolia*), entre outras. Ainda, encontram-se na região árvores pequenas e arbustos, destacando-se em frequência, o cincho (*Sorocea bonplandii*), a laranjeira-do-mato (*Gymnanthes concolor*) e catiguá (*Trichilia clausenii*).

A área de estudo está inserida no Conselho Regional de Desenvolvimento (COREDE) Vale do Rio Pardo, na segunda região funcional. Nesta região predominam

propriedades coloniais, sendo a economia dos municípios de base agrícola, tendo como principais cultivos fumo, milho, arroz e soja. Segundo Farias (2010), a região do Vale do Rio Pardo, caracterizou-se por estabelecer um modelo de ocupação fundiária, baseado nas pequenas propriedades rurais, devido à topografia que dificultava a implantação de lavouras mais extensivas.

No mesmo âmbito, Carmo (2003) retrata que as condições naturais da vegetação se mantiveram, ao longo dos anos, apenas nas áreas impróprias para os cultivos agrícolas, devido a região possuir relevo acidentado, afloramentos rochosos e em áreas de preservação de matas ciliares. Contudo, o autor destaca que, em região de encostas de morros, ocorreu a eliminação da maior parte da vegetação natural em consequência das queimadas e dos cortes da madeira para utilização em construções e como combustível.

Na região destaca-se, além da agricultura, áreas com plantio florestais, principalmente pinus e eucalipto, os quais são utilizados como combustível. Farias (2010) descreve que os plantios florestais apresentam importância econômica nesta região, pois a lenha constitui matéria-prima na secagem do tabaco.

A sub-bacia do Arroio Jaquirana está localizada na bacia sedimentar do Paraná, compondo a formação geológica Serra Geral. A qual é composta principalmente de rochas ígneas vulcânicas como andesitos basálticos e basaltos toleíticos. As principais estruturas primárias são contatos interderrames e zonas de basalto preenchidas principalmente por calcita, quartzo e zeólitas (MANASSES, 2011). A formação Serra Geral representa a área de estudo pelas Fácies Caxias e Gramado. As rochas da Fácies Caxias são de composição ácida apresentando-se mais resistentes devido ao alto teor de sílica em sua composição mineralógica enquanto que as rochas da Fácies Gramado são de composição básica sendo representadas pelos basaltos (LEMOS, 2013).

Os solos presentes na área compreendem os Argissolos Bruno-acinzentado alítico abrupto, Vermelho-amarelo distrófico e Vermelho-alumínico típico (EMBRAPA, 2006), caracterizados pela presença de argila e geralmente poucos profundos (IBGE, 2007). E os Neossolos Regolítico húmico léptico ou típico, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006), compostos por material orgânico pouco espesso, profundos e arenoso com presença considerável de minerais primários de fácil intemperização (IBGE, 2007).

### 3.2.2 Material

Os materiais utilizados na execução desta etapa estão distribuídos em imagens digitais, dados vetoriais, material de processamento e programas.

- Imagens digitais: imagens digitais do sensor REIS (*RapidEye Earth Imaging System*), satélite RapidEye, com resolução espacial de 5 metros, composta de 5 bandas multiespectrais, capturadas em 29 de fevereiro de 2016. As mesmas foram obtidas por meio de um projeto entre a Universidade Federal de Santa Maria e o Sindicato Interestadual da Indústria do Tabaco. O projeto visa o monitoramento automatizado da cobertura florestal em áreas de floresta estacional decidual na região Centro-Serra do RS, que abrange fragmentos florestais do bioma Mata Atlântica. Duas imagens de radar SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), abordo do ônibus espacial Endeavour, com resolução espacial de 30 m, disponibilizadas gratuitamente pelo USGS (*United States Geological Survey*);
- Dados vetoriais: *shapefile* da rede hidrográfica na escala 1:50.000 (HASENACK e WEBER, 2010), obtido junto ao laboratório de Geoprocessamento da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS);
- Programas: SPRING versão 5.2.7 (CÂMARA et al., 1996), QGis® versão 2.14.7 (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2016), Google Earth Pro™ (Google Inc., 2016).

### 3.2.3 Métodos

O método empregado compreendeu as etapas dispostas no fluxograma apresentado na Figura 1. As atividades realizadas englobam os procedimentos para delimitação da área de estudo e para o mapeamento dos fragmentos florestais contidos na mesma.

#### 3.2.3.1 Delimitação da área de estudo

No programa QGis - *Quantum GIS Geographic Information System* (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2016), versão 2.14.7, importou-se o arquivo vetorial da hidrografia do Rio Grande do Sul, na escala 1.50.000, e as imagens SRTM, com



resolução de 30 metros. Necessitou-se realizar o mosaico das imagens de modo a abranger o curso do Arroio Jaquirana como um todo.

Por meio dos módulos do GRASS, versão 7.0.4, acoplados ao QGis, foi possível a delimitação da bacia hidrográfica de forma automatizada (FERREIRA, 2014), utilizando como parâmetro de entrada o mosaico gerado. Neste procedimento a bacia foi gerada em formato *raster*, assim, fez-se necessária a conversão para vetor. A rede hidrográfica foi utilizada para conferir a veracidade do resultado obtido para a delimitação automática da sub-bacia de estudo.

### 3.2.3.2 Mapeamento dos fragmentos florestais na sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana

No programa SPRING - Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas, versão 5.2.7, foi criado um banco de dados espaciais com projeção cartográfica UTM (*Universal Transverse Mercator*) e Datum SIRGAS 2000. Neste foram importadas as imagens do satélite RapidEye sensor REIS e o arquivo vetorial correspondente ao polígono limite da área de estudo.

De modo a abranger a área de estudo como um todo necessitou-se de quatro cenas RapidEye/REIS, todas capturadas em 29 de fevereiro de 2016. O processamento das imagens incluiu a realização de mosaico, aplicação de contraste e recorte das imagens para a área de estudo.

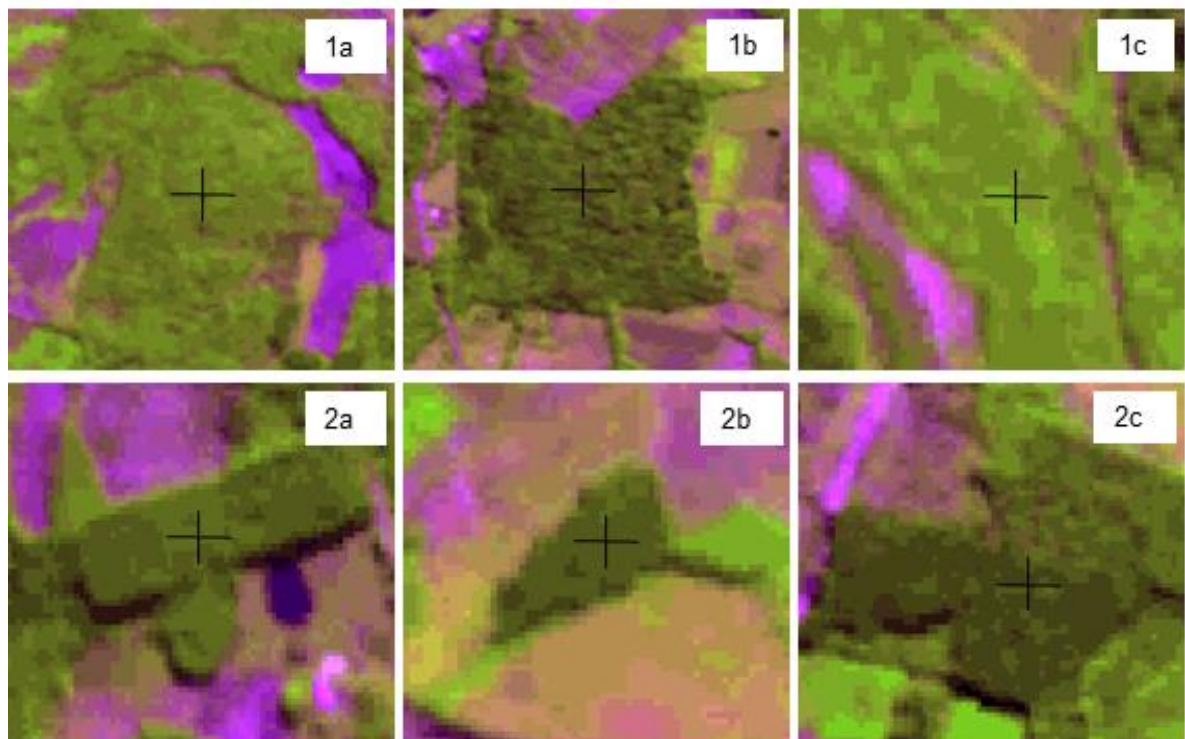
Para que fosse possível amostrar a área de estudo e assim classificar as imagens, foi necessário realizar testes de composição de bandas, com o objetivo de selecionar as melhores combinações para diferenciar os alvos de interesse. A estas composições aplicou-se contraste linear de modo a realçar os detalhes e assim facilitar a aquisição de amostras no processo de classificação. As imagens foram submetidas ao processo de recorte para a área de estudo. Dessa forma, utilizou-se o polígono vetorial correspondente à sub-bacia do Arroio Jaquirana.

A segmentação, processo que antecede a classificação, tem a finalidade de dividir a imagem em regiões que correspondam aos objetos de interesse de trabalho, dessa forma, representam conjuntos de *pixels* contíguos uniformes (INPE, 2016). Dentre as técnicas de segmentação escolheu-se o método de crescimento de regiões, sendo necessária a definição de dois parâmetros: similaridade, baseada na distância Euclidiana entre os valores médios dos níveis de cinza de cada região, e área, regiões

com área menor que o mínimo escolhido são absorvidas pelas regiões adjacentes mais similares a essas (INPE, 2016). Dessa forma, optou-se pela similaridade 10 e área 100, visto que esses parâmetros melhores se adequaram à área de estudo.

Foram definidas duas classes de uso e cobertura da terra, para posterior classificação, sendo elas: floresta nativa e outros usos. Na primeira estão inseridas apenas as áreas de floresta nativa, englobando floresta em estágio inicial médio e avançado, excluindo-se áreas de floresta plantada. Para diferenciá-las definiu-se padrão amostrais, conforme exposto na Figura 3.

Figura 3 – Padrões amostrais utilizados para diferenciação de floresta nativa e plantada



Fonte: Autora.

Sendo que: 1 e 2 representam os padrões em relação a composição falsa cor, RGB 453, imagem RapidEye/REIS;

1 = Floresta nativa;

2 = Floresta plantada.

A classe outros usos, englobou o restante dos usos e cobertura da terra, na qual referem-se, principalmente, às áreas de campos nativos, pastagens, agricultura, solo exposto, água e floresta plantada. A área urbana foi delimitada manualmente e posteriormente recortada da área de estudo, evitando que esta interferisse na análise

e quantificação dos fragmentos florestais, e para avaliar sua influência na disposição dos remanescentes florestais na área de estudo.

A classificação foi realizada de forma supervisionada utilizando o algoritmo *Bhattacharyya* com limiar de aceitação de 99%. Neste, a medida da distância de *Bhattacharyya* é utilizada para medir a separabilidade estatística entre os pares de classes espectrais, dessa forma, mede a distância média entre as distribuições de probabilidades de classes espectrais (BRITES et al., 2012).

Com o processo de classificação foi gerado um mapa temático dos fragmentos florestais para o ano de 2016. Este processo permitiu a quantificação das classes temáticas estabelecidas.

A eficiência do mapeamento realizado foi comprovada por meio do índice *Kappa* proposto por CONGALTON e GREEN (1999). A qualidade dos dados gerados foi avaliada segundo os limites propostos por Landis e Koch (1977), conforme demonstrados na Tabela 1. Utilizou-se ainda o cálculo da exatidão global dos mapas, a qual relaciona os elementos da diagonal principal com o total de pontos amostrados (CHUVIECCO, 1995).

A distribuição dos pontos foi de forma aleatória estratificada, utilizando 200 pontos sobre a área de floresta nativa e 200 pontos sobre o restante da área, optou-se por utilizar este número de pontos baseando-se na metodologia de Congalton (1991), o qual sugeriu o tamanho mínimo de 50 amostras para cada categoria em áreas que tenham uma abrangência territorial de até aproximadamente 4.050 Km<sup>2</sup>, dessa forma, para uma maior representatividade da área utilizou-se um número maior que o estipulado pelo autor. Para verificação da veracidade da classificação utilizou-se imagens de alta resolução espacial do Google Earth (MOREIRA et al., 2008).

### 3.3 APLICAÇÃO DO PACOTE PARA ANÁLISE DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO JAQUIRANA - RS

#### 3.3.1 Material

Para o desenvolvimento desta etapa foram necessários os seguintes materiais:

- Programas: R versão 3.3.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2016) e a interface gráfica RStudio® versão 0.99.896 (RSTUDIO TEAM, 2015);

- Pacote: *LandscapeMetrics*, versão 1.0, criado para cálculo de métricas de ecologia da paisagem;
- Imagem digital: Arquivo matricial dos fragmentos florestais da área de estudo, para o ano de 2016, obtidos por meio da classificação supervisionada das imagens RapidEye/REIS.

### 3.3.2 Métodos

Após o desenvolvimento do pacote (*LandscapeMetrics*) e do mapeamento dos fragmentos florestais na sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, exportou-se o arquivo em formato matricial do SPRING, para posterior importação no R. Conforme exposto na Figura 4, o arquivo foi importado no R, utilizando o comando *raster*. Posteriormente, realizou-se o cálculo da área correspondente a cada fragmento, em hectares, os quais foram organizados em uma tabela, para posterior separação dos fragmentos em classes de tamanho.

Figura 4 – Importação e cálculo de área no programa R

```
#Importação da imagem:
raster <- raster("Fragmentos_Floresta_2016.tif")

#Indicar que o valor 1 representa a classe floresta:
class_forest <- raster == 1

#Detectar os fragmentos de floresta:
fragment_forest <- clump(class_forest)

#Verificar o número de pixels em cada fragmento:
freq_forest <- freq(fragment_forest)

#Organizar os valores em um tabela:
freq_forest <- as.data.frame(freq_forest)

#Calcular a área dos fragmentos em ha:
area_pixel <- res(raster)[1] * res(raster)[2]
freq_forest$area_ha <- (freq_forest$count*area_pixel/10000)
```

Fonte: Autora.

Os fragmentos de floresta foram agrupados em classes de tamanho, adaptadas de Ribeiro et al. (2009) e Hentz (2015), de modo a comparar os diferentes tamanhos de fragmentos existentes na área de estudo, sendo possível analisar tanto fragmentos pequenos (menores que 5 ha) quanto grandes (maiores que 1.000 ha). Os intervalos de classe estão dispostos na Tabela 5.

Tabela 5 – Classes de tamanho de fragmentos de florestal adotadas para análise das métricas de paisagem

<b>Classe de tamanho</b>	<b>Tamanho dos fragmentos (ha)</b>
1	< 5
2	5  – 50
3	50  – 100
4	100  – 250
5	250  – 500
6	500  – 1.000
7	≥ 1.000

Fonte: Autora.

Para a separação dos fragmentos em classes utilizou-se uma sequência de comandos no R, conforme exemplo exposto na Figura 5, na qual estão descritas as etapas realizadas para a seleção dos fragmentos menores que 5 ha. Para a obtenção das demais classes realizou-se os mesmos procedimentos alterando apenas os valores, em hectares, que se desejava excluir da seleção.

Figura 5 – Comandos utilizados no programa R para permanência dos fragmentos com tamanhos menores que 5 hectares

```
#Permanecer apenas os fragmentos com tamanho menor que 5 hectares:

#Verificar quais linhas da tabela são representadas pelos fragmentos maiores ou iguais à 5 ha:
str(which(freq_forest$area_ha>=5))

#Verificar quais os valores que essas correspondem:
str(freq_forest$value[which(freq_forest$area_ha>=5)])

#Criar uma variável para que seja possível excluir os valores determinados, neste caso,
#os fragmentos maiores ou iguais à 5 ha:
exclusão_pixels_5 <- freq_forest$value[which(freq_forest$area_ha>=5)]

#Criação de uma nova camada para exclusão dos fragmentos selecionados:
fragmentos_5 <- raster

#Atribuir NA para todos os fragmentos cujas identificações são encontrados em "exclusão_pixels_5":
fragmentos_5[fragment_forest %in% exclusão_pixels_5] <- NA

#Representação visual dos fragmentos que restaram:
plot(fragmentos_5)

#Exportação do arquivo gerado:
writeRaster(fragmentos_5, 'fragmentos_5.tif')
```

Fonte: Autora.

Desse modo, permitiu-se o cálculo das métricas desenvolvidas no pacote *LandscapeMetrics*. Sendo estas relativas à área e densidade, forma, borda, área central e proximidade, para cada classe de tamanho.



## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

De modo a atender os objetivos propostos neste trabalho, ao longo desta seção serão apresentados os resultados referentes ao pacote desenvolvido para calcular métricas de ecologia da paisagem, ao mapeamento temático e à quantificação dos fragmentos florestais na sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, Rio Grande do Sul, no ano de 2016. E ainda, os resultados da análise espacial dos fragmentos florestais por meio das métricas da paisagem utilizando o pacote *LandscapeMetrics*.

### 4.1 PACOTE DESENVOLVIDO EM LINGUAGEM R PARA CÁLCULO DE MÉTRICAS DE ECOLOGIA DA PAISAGEM

As funções implementadas no R foram desenvolvidas de modo a tornar o pacote de fácil utilização. Dessa forma, digitando-se a sigla corresponde a métrica que se deseja, adicionando como parâmetro de entrada o arquivo matricial contendo os fragmentos florestais, é possível a obtenção do resultado da mesma.

Na Figura 6, está exposto o cálculo da área total (CA) e do tamanho médio (MPS) dos fragmentos florestais presentes na área de estudo, com o intuito de demonstrar como deve-se proceder para obter os resultados das métricas implementadas no pacote.

Figura 6 – Procedimento para obtenção das métricas de área total (CA) e do tamanho médio dos fragmentos (MPS) no programa R utilizando o pacote *LandscapeMetrics*

```
> raster <- raster("Fragmentos_Floresta_2016.tif")
> plot(raster)
> CA(raster)
  sum_area total_area_class_ha
1  6274137          14099.89
>
> MPS(raster)
[1] 7.067616
> |
```

Fonte: Autora.



Analisando a Figura 6, tem-se no primeiro comando a importação da imagem. O comando “CA” foi utilizado para calcular a área total dos fragmentos de floresta, dessa forma, obter como resultado o total de *pixels*, correspondentes à floresta nativa e a respectiva área em hectares.

Para o cálculo do tamanho médio dos fragmentos utilizou-se o comando MPS, o qual retornou um valor único referente à respectiva métrica. Desse modo, para as demais métricas seguiu o mesmo padrão, necessitando informar a sigla referente a métrica que se desejava obter.

O cálculo da densidade de borda (ED) difere das demais métricas por necessitar informar a área da paisagem, como exposto na Figura 7. Assim, após digitar a sigla referente a métrica deve-se digitar o nome do arquivo matricial e também a área da paisagem, ou seja, a área total de estudo, em hectare, uma vez que esta métrica representa a quantidade de borda em função da área da paisagem que se está analisando.

Figura 7 – Procedimento para obtenção da densidade de borda (ED) no programa R utilizando o pacote *LandscapeMetrics*

```
> raster <- raster("Fragmentos_Floresta_2016.tif")
> plot(raster)
>
> ED(raster,41460.27)
[1] 117.75
> |
```

Fonte: Autora.

O cálculo das métricas baseou-se nas fórmulas descritas por McGarigal e Marks (1994). Assim, de modo a verificar se o resultado de cada função estava condizente com a realidade, utilizou-se uma área conhecida que permitiu realizar o cálculo manualmente para posterior comparação com os resultados obtidos pelas funções no R.

#### 4.2 MAPEAMENTO E QUANTIFICAÇÃO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS NA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO JAQUIRANA - RS

A acurácia do mapeamento temático dos fragmentos florestais na sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana para o ano de 2016 foi medida por meio da matriz

de confusão e dos índices *Kappa* e Exatidão Global. Os resultados obtidos para os mesmos estão dispostos na Tabela 6.

Tabela 6 – Matriz de confusão e índices *Kappa* e Exatidão Global obtidos para as classes temáticas mapeadas na sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016

<b>Matriz de Erros de Classificação</b>			
Referência \ Classificação	Floresta Nativa	Outros Usos	$\Sigma$ Linha
Floresta Nativa	178	22	200
Outros Usos	9	191	200
$\Sigma$ Coluna	187	213	400
Cálculo dos índices <i>Kappa</i> e Exatidão Global das amostras adquiridas			
$\Sigma$ Linha x $\Sigma$ Coluna			80.000
$\Sigma$ Linha <sup>2</sup>			160.000
$\Sigma$ Diagonal			369
Índice <i>Kappa</i>			0,85
Índice de Exatidão Global			0,92

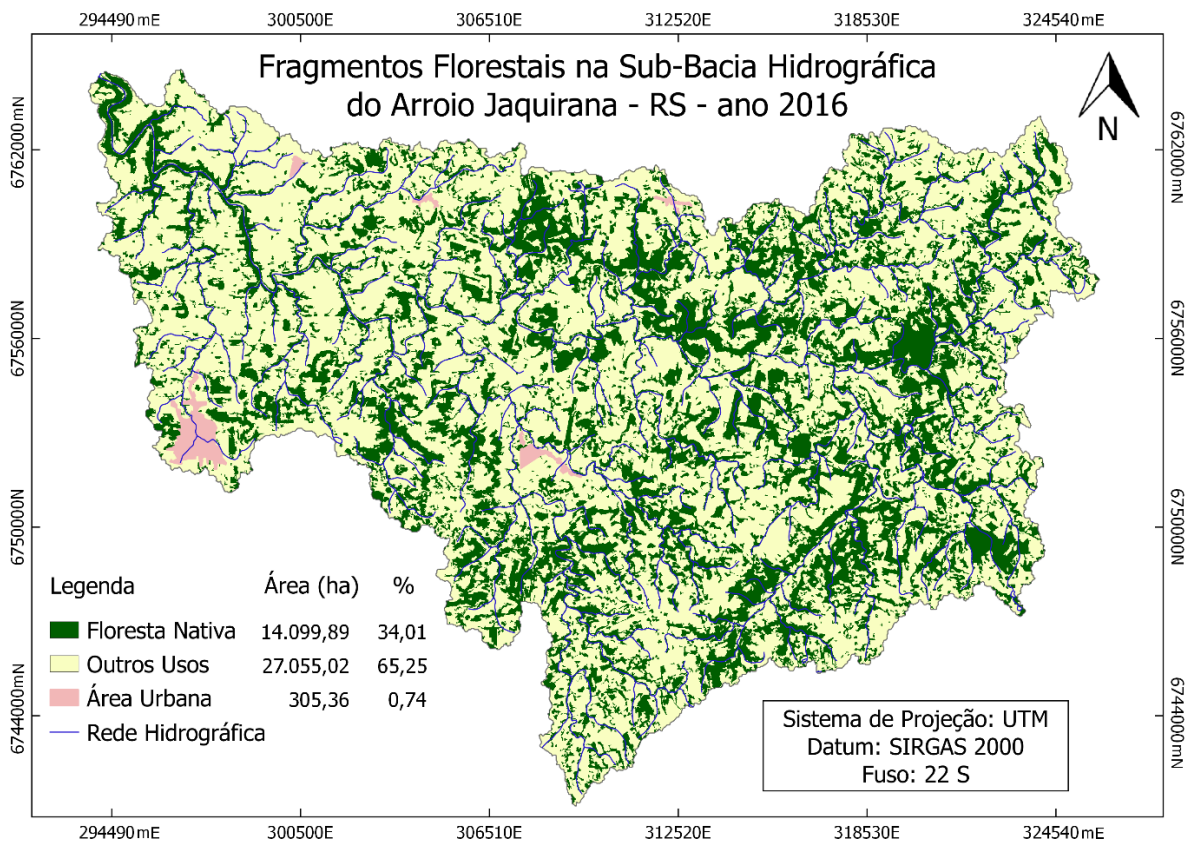
Fonte: Autora.

Para o índice *Kappa* obteve-se o valor de 0,85, desse modo, a classificação enquadra-se como “excelente” de acordo com a escala proposta por Landis e Koch (1997), conforme a Tabela 1. O índice de Exatidão Global, por sua vez, foi de 0,92.

Brites et al. (1996) retratam que o índice *Kappa* é recomendado como uma medida apropriada da exatidão por representar inteiramente a matriz de confusão, levando em consideração todos os elementos presentes nesta. Enquanto que o índice de Exatidão Global considera apenas os elementos da diagonal principal, ignorando a ocorrência de concordância casual entre as classes, dessa forma, o valor deste índice será maior se comparado ao anterior.

O mapa da espacialização dos remanescentes florestais na sub-bacia em estudo, para o ano de 2016, é representado na Figura 8. Por meio da obtenção do mesmo foi possível quantificar a área ocupada pela floresta nativa.

Figura 8 – Mapa dos fragmentos florestais na sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016



Fonte: Autora.

Analisando visualmente a área de estudo nota-se que há predominância de áreas não florestais, englobando a classe área urbana e outros usos, esta última abrangendo principalmente campos nativos, pastagens, agricultura, solo exposto, água e floresta plantada. Entre estas, as áreas de agricultura são as mais representativas na região (DESSBESELL et al., 2015). Segundo Farias (2010) a economia da região é de base agrícola, com predomínio de pequenas propriedades rurais, decorrente da topografia que dificulta a implantação de lavouras extensivas.

A floresta nativa, por sua vez, encontrou-se em menor quantidade e altamente fragmentada, apresentando-se em estado de maior conservação na área abrangida pelos municípios de Segredo, Lagoão, Passa Sete e Sobradinho. Visualmente, foi possível notar que na região da sub-bacia ocupada por estes municípios os fragmentos apresentam-se maiores e relativamente próximos uns aos outros. A conservação dos remanescentes florestais pode estar associada à presença de áreas declivosas em alguns locais e também à ausência de área urbana próxima, o que

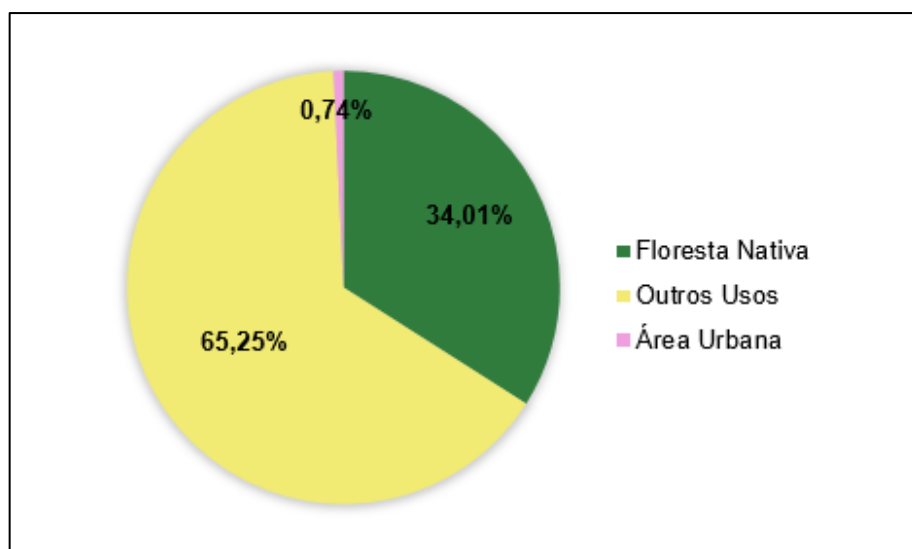
acarreta em menor população rural nestas áreas, uma vez que a população rural tente a povoar áreas que não sejam situadas muito distantes da área urbana.

Na porção da sub-bacia abrangida pelo município de Arroio do Tigre os remanescentes florestais encontraram-se em maior fragmentação, com predomínio de fragmentos ocupando pequenas áreas e, além disso, dispersos uns dos outros, sendo a maioria associados à rede de drenagem. Nesta porção não há predomínio de áreas declivosas o que propiciou a implementação de plantios agrícolas.

Estes resultados vêm de encontro com o descrito por Carmo (2003). O autor salienta que na região onde está inclusa a sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana as condições naturais da vegetação se mantiveram, ao longo dos anos, apenas nas áreas impróprias para os cultivos agrícolas e em áreas de preservação de matas ciliares.

Quantitativamente, a floresta nativa ocupou 14.099,89 ha, correspondendo a 34,01% da área de estudo, no ano de 2016. Enquanto que as classes que abrangem a área urbana e outros usos, compreenderam um total de 27.360,38 ha, ou seja, 65,99% da área total da sub-bacia. A área urbana é pouco expressiva na região devido os municípios serem pouco populosos devido ao elevado número da população de reside no meio rural. Os resultados obtidos estão representados graficamente na Figura 9.

Figura 9 – Quantificação das classes temáticas mapeadas na sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016



Fonte: Autora.

A perda de cobertura florestal da região ocorreu por diversos fatores, de modo que os principais foram a expansão agrícola, construção estrutural das propriedades e também pelo corte das árvores para a secagem do fumo, um dos principais produtos cultivados na região (REDIN, 2011). Porém, o autor enfatiza que as pressões sobre a mata nativa foram diminuindo à medida que se acelerou o processo de reflorestamento por eucalipto, apesar de ainda existirem cortes casuais na região.

Dessbesell et al. (2015) analisando o uso e cobertura da terra no município de Segredo, o qual está presente na área de estudo, com o uso de imagens RapidEye/REIS, verificaram alta fragmentação da floresta, corroborando com os resultados obtidos neste estudo. Os autores citam ainda que, as áreas com maior concentração de floresta nativa sofrem, atualmente, pressão por áreas de agricultura e de campo, fato este evidenciado pelos recortes presentes nos maciços florestais.

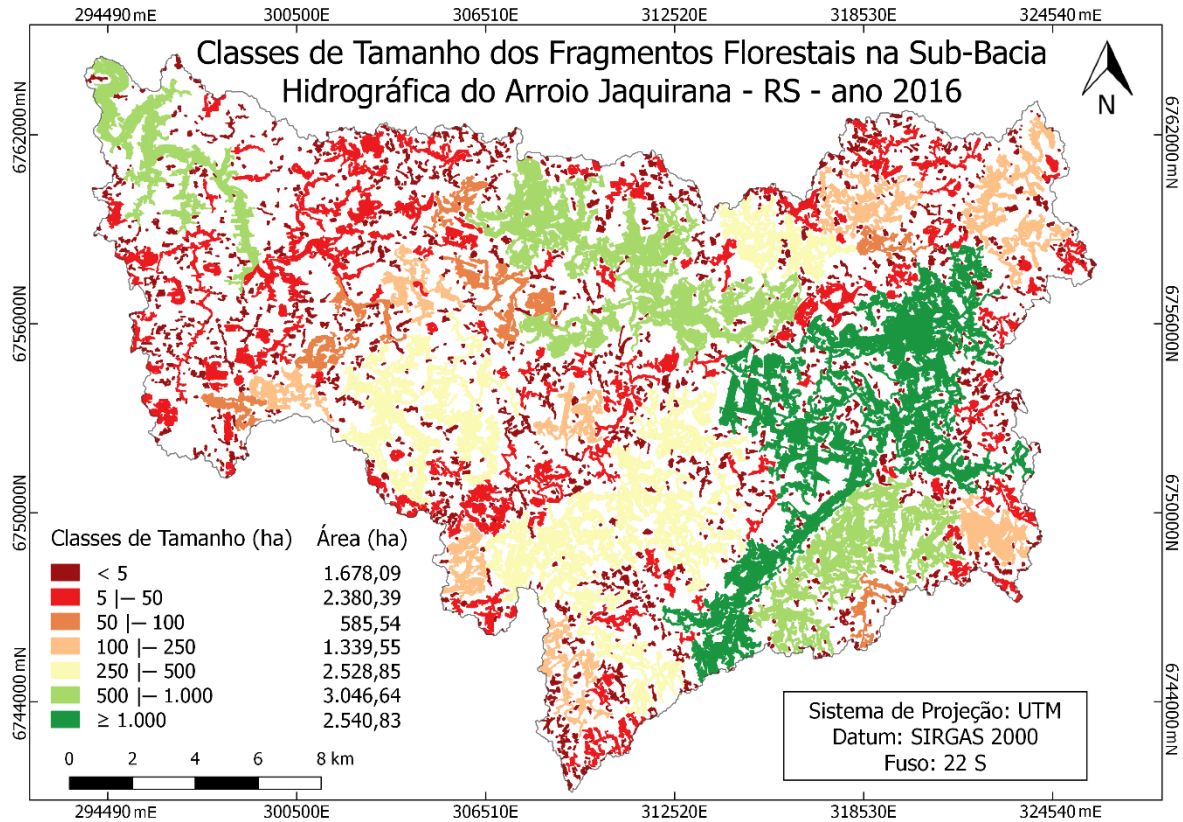
Utilizando imagens do mesmo sensor, Tramontina et al. (2015) concluíram que as áreas de floresta nativa vêm aumentando na região, especialmente pela regeneração de áreas anteriormente ocupadas por campo e agricultura. Os autores salientam ainda, que devido ao desmatamento realizado durante anos nesta região, as áreas de regeneração ainda são incipientes para suprirem a perda de vegetação.

#### 4.3 APLICAÇÃO DO PACOTE PARA ANÁLISE DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO JAQUIRANA - RS

Após o mapeamento dos fragmentos florestais contidos na sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, realizou-se a análise da fragmentação florestal utilizando o pacote *LandscapeMetrics* versão 1.0. A análise foi realizada separadamente para cada grupo de métrica da paisagem, a saber: métricas de área e densidade, de borda, de forma, de área central e de proximidade.

De modo a analisar os fragmentos de forma detalhada, dividiu-se em classes de tamanho conforme Hentz (2015) e Ribeiro et al. (2009). A representação espacial dos fragmentos florestais e suas respectivas classes de tamanho podem ser visualizadas na Figura 10.

Figura 10 – Mapa da distribuição das classes de tamanho dos fragmentos florestais na sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016



Fonte: Autora.

O número de fragmentos de floresta nativa existentes na área de estudo, no ano de 2016, totalizaram 1.995, os quais abrangeram 14.099,89 ha, equivalente à 34,01% do total da área de estudo. A maioria dos fragmentos pertenceram a menor classe de tamanho, estando estes bem distribuídos na área de estudo. Notou-se que com o aumento da área dos fragmentos estes diminuíram seu número de ocorrência, chegando a 2 fragmentos na classe de maior tamanho ( $\geq 1.000$  ha).

Como mencionado anteriormente, nos municípios de Segredo, Lagoão, Passa Sete e Sobradinho encontram-se os fragmentos em maior estado de conservação, pois, além de apresentarem maior área de floresta nativa, é neste local que estão localizados os fragmentos de maiores dimensões.

### 4.3.1 Métricas de área e densidade

Os resultados obtidos para as métricas de área e densidade calculadas para os fragmentos de floresta nativa estão dispostos na Tabela 7. Os cálculos foram realizados separadamente para as 7 classes de tamanho.

Tabela 7 – Valores das métricas de área e densidade para os fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016

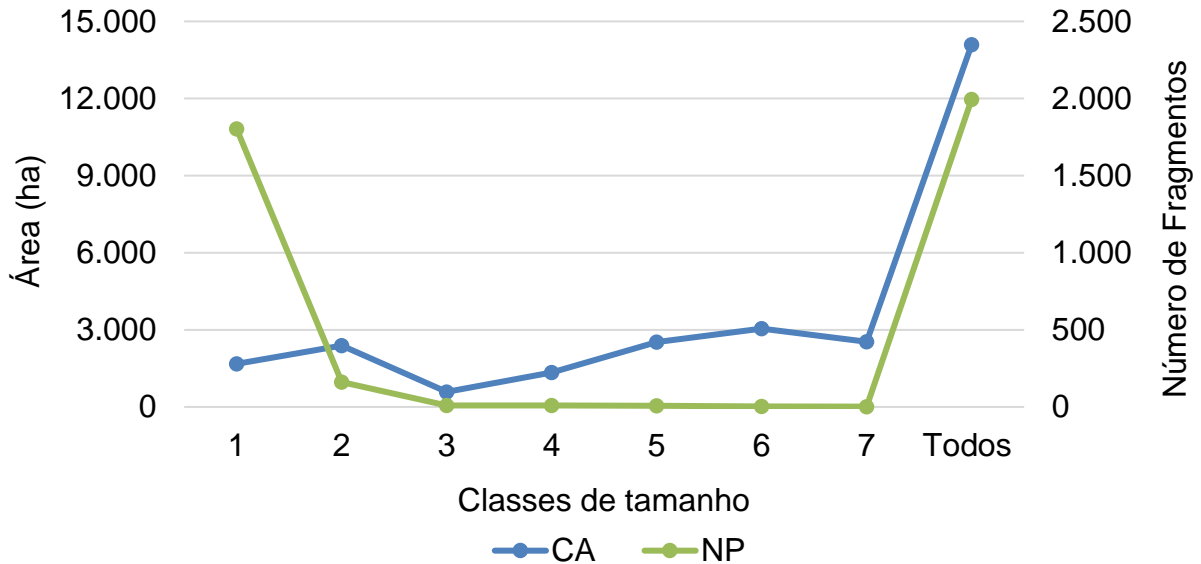
<b>Classes de tamanho</b>	<b>CA</b>	<b>NP</b>	<b>MPS</b>	<b>MedPS</b>	<b>PSSD</b>	<b>PSCov</b>
1 (< 5 ha)	1.678,09	1.804	0,93	0,55	0,96	102,82
2 (5  — 50 ha)	2.380,39	160	14,88	9,85	11,51	77,40
3 (50  — 100 ha)	585,54	9	65,06	61,53	12,15	18,68
4 (100  — 250 ha)	1.339,55	9	148,84	130,79	42,80	28,76
5 (250  — 500 ha)	2.528,85	7	361,26	329,00	80,12	22,18
6 (500  — 1.000 ha)	3.046,64	4	761,66	777,89	94,93	12,46
7 ( $\geq$ 1.000 ha)	2.540,83	2	1.270,42	1.270,42	38,93	3,06
Todos (0 a $\geq$ 1.000 ha)	14.099,89	1.995	7,07	0,63	58,22	823,71

Fonte: Autora.

Em que: CA: Área da classe em hectare; NP: Número de fragmentos; MPS: Tamanho médio dos fragmentos em hectare; MedPS: Mediana da classe em hectare; PSSD: Desvio padrão do tamanho médio dos fragmentos em hectare; PSCov: Coeficiente de variação do tamanho médio dos fragmentos em porcentagem.

Analisando a Tabela 7 notou-se que a classe 1 de tamanho dos fragmentos, composta por fragmentos menores que 5 ha, abrangeu o maior número de fragmentos da área de estudo, um total de 1.804, representando 93,43% do número total de fragmentos. A classe de tamanho 2, por sua vez, englobou 160 fragmentos, sendo a segunda classe com o maior número de fragmentos, porém, este valor é muito inferior ao número encontrado na primeira classe, representando apenas 8,02% do total de fragmentos. As demais classes de tamanho totalizaram 31 fragmentos, ou seja, 1,55% dos fragmentos pertenceram às classes 3 a 7. Na Figura 11 é possível uma melhor visualização destes resultados.

Figura 11 – Relação entre a área (CA) e o número de fragmentos florestais (NP) correspondentes a cada classe de tamanho na sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016



Fonte: Autora.

Alguns fatores podem ter influenciado diretamente na formação de um grande número de fragmentos pequenos (menores que 5 ha) presentes na área de estudo. Entre estes, tem-se a economia da região, a qual é de base agrícola, desse modo, áreas de floresta nativa foram cedendo espaço, ao longo dos anos, para implementação agrícola. Além disso, o elevado número de fragmentos pequenos relaciona-se em partes ao Novo Código Florestal, a lei 12.651/12, o qual impõem que todo imóvel rural deve manter um percentual mínimo de 20% de sua vegetação nativa, em relação à área do imóvel, à título de Reserva Legal. Desse modo, como a área de estudo é composta por pequenas propriedades rurais, as áreas de floresta nativa à serem preservadas também são pequenas, além do que, não necessariamente necessita ser um fragmento apenas, mas sim, o somatório de diversos fragmentos que estejam situados dentro da propriedade. Costa (2003) ressalta que o Código Florestal, mesmo que tenha auxiliado na preservação de determinadas áreas de floresta nativa, favoreceu a fragmentação dos remanescentes florestais, uma vez que, prioriza a permanência de áreas de reserva legal e preservação permanente.



Almeida (2008) analisando a fragmentação em áreas do bioma Mata Atlântica no estado do Paraná verificou que a maioria dos fragmentos presentes na área de estudo, equivalente à 91,40% destes, faziam parte da classe de tamanho inferior à 5 ha. Juvanhol et al. (2011) avaliando o mesmo bioma, no Estado do Espírito Santo, também verificaram que a maior parte dos fragmentos encontram-se na menor classe de tamanho, ou seja, menores que 5 ha, abrangendo 83,00% dos fragmentos existentes. O mesmo comportamento foi observado também por Fiori et al. (2014) em áreas de Mata Atlântica no Estado do Rio Grande do Sul.

Os resultados obtidos por estes autores corroboram com os demonstrados neste trabalho, verificando que independentemente do local em que a Mata Atlântica está situada, o estado de fragmentação é semelhante. Calegari et al. (2010) ressaltam que a existência de uma grande quantidade de fragmentos pequenos de floresta nativa é comum no bioma Mata Atlântica.

A relação entre o número de fragmentos e a área que eles ocupam são inversamente proporcionais, ou seja, classes de tamanho menores incluem maior número de fragmentos, porém, a área abrangida por estes é pequena, ao passo que, fragmentos grandes, apresentam baixo número de ocorrências, contudo, ocupam áreas extensas. Pirovani (2010) ao dividir os fragmentos em 3 classes de tamanhos confirmou esta tendência, sendo observado o mesmo por Juvanhol et al. (2011).

Conforme exposto na Tabela 7 a área total dos fragmentos aumentou com a classe de tamanho, com exceção das classes 3, 4 e 7. Nas classes 3 e 4 observou-se uma diminuição brusca no número de fragmentos quando comparados as classes que antecederam, fato este que auxiliou na diminuição da área abrangida por estes fragmentos. Na última classe também houve diminuição da área ocupada pelos fragmentos, a qual englobou apenas 2 fragmentos, porém, apesar disso, representou 18,02% do total de área de floresta nativa. Exceções foram obtidas também por Hentz (2015), a autora dividiu os fragmentos em classes de tamanho e observou a mesma tendência do presente trabalho. Mello et al. (2014) ao analisar a fragmentação em áreas de floresta estacional decidual no Rio Grande do Sul também obtiveram resultados semelhantes.

A atual situação da fragmentação na área de estudo, com elevado número de fragmentos com até 5 ha, torna-se fator preocupante. Uma vez que fragmentos pequenos contêm menor riqueza de espécies e muitas vezes, uma menor densidade de espécies, devido ao fato de serem influenciados pelo efeito de borda (LAURENCE

e VASCONCELOS, 2009). Porém, Forman e Godron (1986) salientam que fragmentos pequenos podem funcionar como elementos de ligação entre as grandes áreas, além disso, funcionam com abrigo para espécies que requerem ambientes singulares que ocorrem apenas nessas áreas, os fragmentos grandes, por sua vez, são importantes para a manutenção dos processos ecológicos e da biodiversidade.

Com os resultados obtidos para o tamanho médio dos fragmentos (MPS), nota-se que este cresce conforme aumenta a classe de tamanho. A classe 1 apresentou um valor de área média de 0,93 ha, indicando que um elevado número de fragmentos contidos na classe apresenta área menor que 1 ha. Aliado a este resultado, calculou-se a mediana da classe (MedPS), na qual obteve-se um valor de 0,55 ha, demonstrando que a metade dos fragmentos desta classe apresentam área inferior à 0,55 ha.

Analisando os fragmentos como um todo, sem estratificação, o tamanho médio dos fragmentos foi de 7,07 ha, devido ao alto número de fragmentos pequenos presentes na área. A MedPS, por sua vez, foi de 0,63 ha mostrando que a metade dos fragmentos (997 fragmentos) apresentam área inferior à 0,63 ha. Desse modo, é possível inferir que além da maioria dos fragmentos apresentarem área inferior à 5 ha, mais da metade destes abrangem áreas menores que 0,63 ha, fator este que torna a área de estudo um local com alta fragmentação e baixo índice de conservação dos remanescentes florestais, indicando que a floresta foi alvo de intensos desmatamentos.

Estes resultados são preocupantes e nos indicam que a maioria dos fragmentos apresentam-se em estado crítico, devido às pequenas áreas ocupadas pelos mesmo, uma vez que estes tendem a ter uma menor riqueza de espécies, o que irá acarretar em diminuição de determinadas populações da fauna e da flora, pois estas, em muitos casos, acabam não suportando as características que o meio passa a ter. Dessa forma, torna-se relevante avaliar estes fragmentos, de modo a encontrar alternativas de manejo para preservar as espécies existentes evitando que estes fragmentos venham a diminuir ainda mais suas áreas.

O cálculo dos índices de desvio padrão (PSSD) e coeficiente de variação (PSCov) são realizados para analisar a variabilidade da fragmentação. O menor PSSD foi obtido para a classe 1, com valor de 0,96 ha, em contrapartida, para a mesma classe obteve-se o maior valor do PSCov, o qual foi de 102,82%. Resultados semelhantes foram encontrados por Pirovani (2010), para a menor classe de tamanho, composta por fragmentos inferiores à 5 ha, foi obtido o menor PSSD (1,21 ha) e

elevado valor de PSCov (85,54%). Hentz (2015) também obteve a mesma tendência observada no presente estudo.

Hentz (2015) explica que o baixo valor obtido para o PSSD se deve ao fato da maioria dos fragmentos estarem próximos à média, que neste caso é baixa, e também a amplitude da classe de tamanho ser menor que as demais, no caso do presente trabalho foi de 5 ha. De forma geral, se o desvio padrão for muito alto, é possível que haja grandes fragmentos (PIROVANI, 2010).

O PSCov, por sua vez, teve seu maior valor na menor classe de tamanho (PSCov = 102,82%), isto se deve pelo fato da média ser baixa decorrente da presença de muitos fragmentos pequenos aliados à existência de poucos fragmentos maiores que chegam próximos ao limite superior da classe (PIROVANI, 2010). A autora complementa que elevados PSCov indicam a existência de fragmentos com valores de área muito abaixo e/ou muito acima do valor médio.

A mesma interpretação equivale para a análise do resultado obtido para os fragmentos como um todo, avaliados conjuntamente, em que se obteve valor equivalente à 823,71%. Este em comparação aos demais valores obtidos, apresentou uma elevação de forma brusca. Este fato é explicado pela grande quantidade de fragmentos pequenos, inseridos principalmente na primeira classe de tamanho.

#### **4.3.2 Métricas de borda**

Por meio das métricas de total de borda (TE) e densidade de borda (ED), é possível inferir sobre o efeito de borda em que os fragmentos estão sujeitos. Na Tabela 8 estão expostos os valores obtidos para cada classe de tamanho dos fragmentos.

Realizando o cálculo destas métricas para os fragmentos de floresta nativa como um todo, obteve-se um total de borda (TE) de 4.882.155,80 m que correspondem à densidade de borda de 117,75 m/ha. Este último indica que a cada hectare da paisagem há 117,75 metros de borda, ou seja, de floresta que está em contato com os outros usos.

Do total de borda, 1.204.409,00 m representaram a classe 1, valor este equivalente a densidade de borda de 29,05 m/ha. Esta classe englobou os fragmentos de menor tamanho, dessa forma, abrangeram a maioria dos fragmentos presentes na área de estudo, o que acarretou em maior valor de borda, se comparada as demais

classes. Hentz (2015) analisando fragmentos da Mata Atlântica também encontrou o maior valor de borda para a classe de menor tamanho.

Tabela 8 – Valores das métricas de borda para os fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016

<b>Classes de tamanho</b>	<b>TE</b>	<b>ED</b>
1 (< 5 ha)	1.204.409,00	29,05
2 (5  – 50 ha)	941.411,60	22,71
3 (50  – 100 ha)	196.648,50	4,74
4 (100  – 250 ha)	412.050,70	9,94
5 (250  – 500 ha)	744.639,90	17,96
6 (500  – 1.000 ha)	734.893,30	17,72
7 ( $\geq$ 1.000 ha)	648.102,80	15,63
Todos (0 a $\geq$ 1.000 ha)	4.882.155,80	117,75

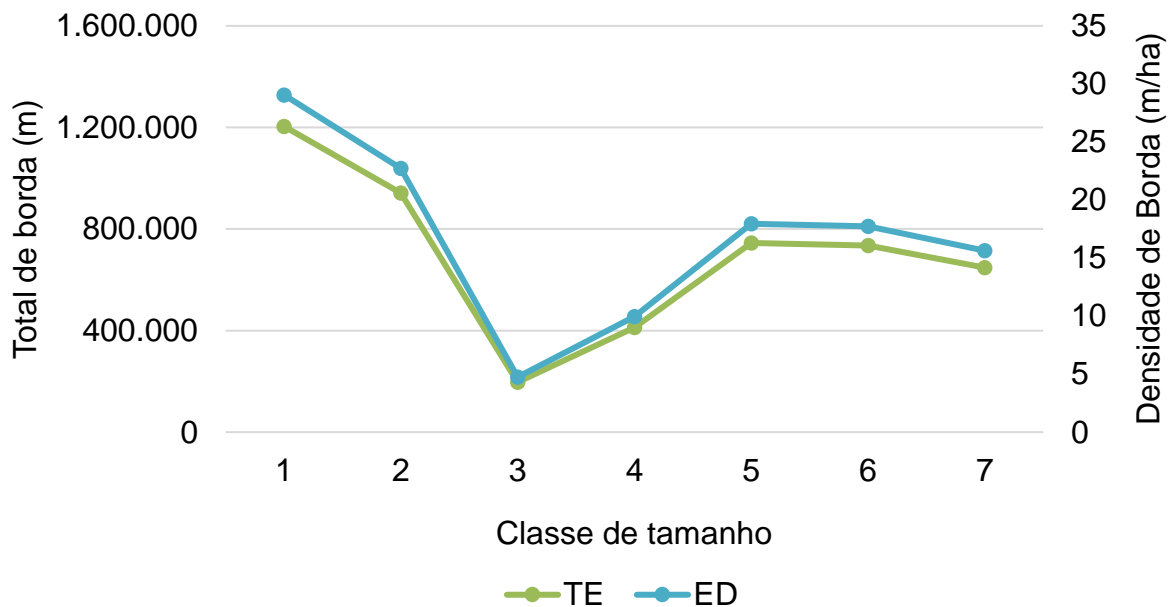
Fonte: Autora.

Em que: TE: Total de borda em metros; ED: densidade de borda em m/ha.

Juvanhol et al. (2011) destacam que fragmentos pequenos, onde a transição entre a floresta e a matriz é muito abrupta, cria-se uma borda que expõem a floresta às conduções encontradas em suas adjacências. Dessa maneira, quanto maior o contraste entre a estrutura dos fragmentos e da matriz, maior a intensidade dos efeitos de borda, tanto sobre a flora quanto sobre a fauna (COLLI et al., 2003), permitindo a ocorrência de mudanças microclimáticas, como o aumento de temperatura e o estresse hídrico, alterando a composição de espécies e a estrutura da vegetação (JUVANHOL et al., 2011).

A classe 2 representou a segunda classe com o maior valor de borda, com total de 941.411,60 m e densidade de borda de 22,71 m/ha. Estes altos valores de borda, uma vez que a classe possui poucos fragmentos, indicam que as áreas são muito recortadas e desse modo, suscetíveis aos efeitos da matriz externa, conforme comenta Hentz (2015). A variação dos valores obtidos para cada classe de tamanho é melhor visualizada na Figura 12.

Figura 12 – Comportamento do total de borda (TE) e densidade de borda (DE) para as classes de tamanho dos fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016



Fonte: Autora.

O menor valor para o total de borda e densidade de borda foram encontrados para a classe de tamanho 3, com 196.648,50 m e 4,74 m/ha, respectivamente. Porém, estes valores não indicam que os fragmentos desta classe se encontram mais regulares, uma vez que, a classe apresentou a menor área se comparada às demais, o que influenciou nos menores valores de borda.

Estudos realizados por diversos pesquisadores, entre eles Calegari et al. (2010), que analisaram a fragmentação de áreas da Mata atlântica, e Pirovani et al. (2015), que estudaram a paisagem do entorno de uma reserva particular também localizada no bioma Mata Atlântica, mostram que a densidade de borda está aumentando com o passar dos anos. Este fato comprova o incremento da fragmentação florestal e também a presença de áreas altamente recortadas no bioma em análise.

Em complemento aos resultados de borda tem-se as métricas de forma, uma vez que ambos indicam a regularidade ou irregularidade dos fragmentos. Pirovani et al. (2014) destaca que a borda aumenta quanto mais irregular for o formato, estando

este diretamente ligado à relação entre o perímetro e a área, dessa forma, quanto menor esta relação, menor será a borda e vice-versa (PIROVANI et al., 2014).

#### 4.3.3 Métricas de forma

A forma pode ser avaliada por meio de proporções entre a borda e a área dos fragmentos, podendo estes serem regulares ou irregulares (HERRMANN et al., 2005). Com isso, por meio dos índices de forma é possível averiguar o quão vulneráveis estão os fragmentos às influências do meio externo. As métricas de forma analisadas, no presente estudo, e seus respectivos valores estão dispostos na Tabela 9.

Tabela 9 – Valores das métricas de forma para os fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016

<b>Classes de tamanho</b>	<b>LSI</b>	<b>MSI</b>	<b>AWMSI</b>	<b>MPFD</b>	<b>AWMPFD</b>	<b>MPAR</b>
1 (< 5 ha)	73,47	1,75	2,06	1,12	1,14	976,66
2 (5  — 50 ha)	48,22	3,69	4,44	1,21	1,23	420,40
3 (50  — 100 ha)	20,31	6,72	6,87	1,23	1,28	334,03
4 (100  — 250 ha)	28,13	9,43	9,49	1,31	1,31	317,26
5 (250  — 500 ha)	37,01	14,01	14,13	1,35	1,35	299,54
6 (500  — 1.000 ha)	33,28	16,59	16,75	1,35	1,35	240,98
7 ( $\geq$ 1.000 ha)	32,14	22,71	22,74	1,38	1,38	254,92
Todos (0 a $\geq$ 1.000 ha)	102,78	2,06	12,43	1,13	1,30	921,61

Fonte: Autora.

Em que: LSI: Índice de forma da paisagem; MSI: Índice de forma médio; AWMSI: Índice de forma de área média ponderada; MPFD: Dimensão fractal do fragmento médio; AWMPFD: Dimensão fractal ponderada pela área; MPAR: Razão perímetro-área média em m/ha.

A menor classe de tamanho, a classe 1, apresentou o maior índice de forma da paisagem (LSI = 73,47), seguida da segunda classe, com valor correspondente a 48,22, sendo o menor valor encontrado na classe 3 (LSI = 20,31). O LSI mede a relação perímetro-área para a paisagem como um todo, em função de uma forma padrão, sendo igual a um quando a paisagem contém apenas um fragmento com forma regular (no caso de um *raster* a forma padrão é um quadrado), aumentando conforme maior desagregação da classe indicando maior heterogeneidade da

paisagem (MCGARIGAL e MARKS, 1995). Assim, notou-se que a classe 1 obteve o maior valor, devido ao elevado número de fragmentos indicando um alto grau de desagregação e apontando maior heterogeneidade da paisagem.

O índice de forma médio, por sua vez, teve seu menor valor na classe 1 (MSI = 1,75), isto deve-se ao fato da grande quantidade de fragmentos desta classe, uma vez que o MSI leva em consideração, além da razão perímetro-área, o número de fragmentos presentes na classe. Assim, por meio do MSI é possível inferir que os fragmentos com até 5 ha possuem formato mais regular quando comparados aos outros tamanhos, sendo a última classe com maior valor, equivalente à 22,71.

Pirovani et al. (2014) obtiveram valores próximos ao encontrado neste trabalho, com MSI igual a 1,85 para fragmentos menores que 5 ha, apresentando formato mais regular das demais classes de tamanho adotadas pelos autores. Juvanhol et al. (2011) também obtiveram o menor valor para MSI para fragmentos inferiores à 5 ha, porém, o resultado encontrado (MSI = 1,56) é menor que do presente trabalho, indicando que naquela área de estudo, os fragmentos apresentaram-se com forma mais regular.

Conforme a classe de tamanho aumenta, ocorre também um acréscimo no valor do MSI, atingindo um valor de 22,71 ha na última classe. A mesma tendência foi observada por diversos autores como Juvanhol et al. (2011), Pirovani et al. (2015), Silva et al. (2015), entre outros.

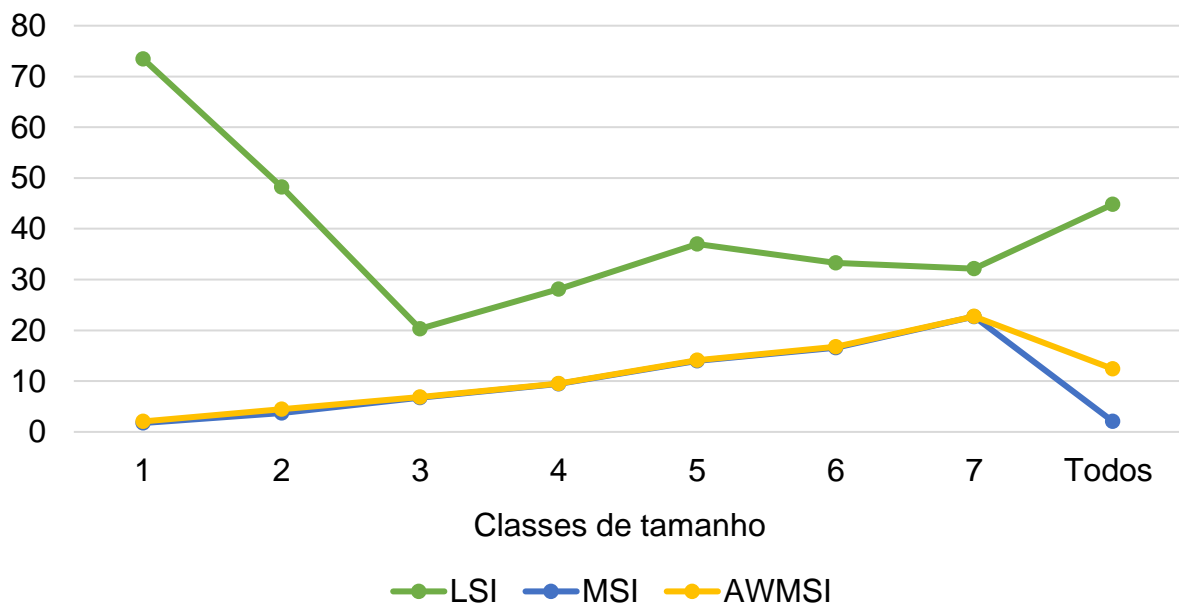
Os índices de forma médio ponderado pela área (AWMSI) foram superiores ao observado para o MSI, contudo os valores não apresentaram grandes diferenças (Figura 13), pois o AWMSI calcula o índice de forma e o pondera em relação a área dos fragmentos.

O aumento do AWMSI em relação ao MSI também foi observado por Silva et al. (2015) em áreas do bioma Mata Atlântica. Juvanhol et al. (2011) retratam que este aumento do AWMSI em relação ao MSI indica que fragmentos de maior área apresentam formas mais irregulares que a média.

A dimensão fractal do fragmento médio (MPFD) também é uma medida do índice de forma, o qual varia entre 1 e 2, assim, quando o valor de MPFD é igual a 1 significa que o mesmo tem forma regular e conforme aproxima-se de 2 aumenta a irregularidade. Analisando os resultados obtidos para o MPFD notou-se diferença pouco significativa entre as classes de tamanho, variando entre 1,12 e 1,38, na primeira e última classe, respectivamente. Isto indica que os fragmentos menores se apresentam como formas mais regulares, diferentemente da classe de maior

tamanho, com formas de maior irregularidade, dessa forma, estes resultados corroboram com os obtidos para o MSI.

Figura 13 – Comportamento dos índices de forma (LSI), forma médio (MSI) e forma médio ponderado pela área (AWMSI) para as classes de tamanho dos fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016



Fonte: Autora.

A dimensão fractal do fragmento médio quando submetida a ponderação obteve-se resultados levemente superiores apenas nas 3 primeiras classes, no restante os valores não sofreram alterações, dessa forma, a ponderação pela área não influenciou os resultados de forma significativa. É notável também que os valores deste índice seguem a mesma tendência do índice de forma médio ponderado pela área. Resultados semelhantes foram obtidos por Hentz (2015), a autora não encontrou resultados discrepantes quando os dados foram submetidos à ponderação indicando que esta não influenciou de forma significativa os resultados.

Para a razão perímetro-área média (MPAR) obteve-se o valor de 976,66 m/ha para a classe de fragmentos inferiores à 5 ha, diminuindo gradativamente até a classe 6, na última classe houve um pequeno aumento, porém, a classe 1 foi a que apresentou o maior valor. Hentz (2015) também obteve o maior valor para a classe de



menor tamanho (inferior à 5 ha), observando a mesma tendência do presente trabalho, em que os valores vão diminuindo conforme aumenta a classe de tamanho.

Colli et al. (2003) destacam que a redução dos efeitos de borda pode ser adquirida pela diminuição da razão perímetro/área dos fragmentos. Uma vez que, quanto mais alongado for o fragmento, maior será a área exposta aos efeitos das ações antrópicas e as condições ambientais do entorno (MARTINS et al., 2002).

Os resultados obtidos para a razão perímetro-área média, foi diretamente proporcional ao perímetro dos fragmentos, dessa forma, valores elevados de perímetro acarretam em altos valores de MPAR. Os resultados obtidos no presente estudo corroboram com os dados referentes aos valores de borda, na classe de tamanho 1, por exemplo, no cálculo das métricas de borda obteve-se o maior valor de densidade de borda e também de total de borda se comparados as demais classes, para a mesma classe obteve-se o maior valor de MPAR.

Oliveira e Mattos (2014) retratam que o grande número de fragmentos aliado a alta concentração de área com índices de forma muito irregular indica que a maioria dos fragmentos sofrem influências externas intensas nas bordas, uma vez que, sua irregularidade determina maior razão perímetro/área e dessa forma, maior efeito de borda. Assim, os autores afirmam ainda que quando existe uma maior área de contato entre os fragmentos e os usos externos, acarretando em uma maior intensidade de ações deletérias sobre os remanescentes.

#### **4.3.4 Métricas de área central**

Analisar a área central dos fragmentos florestais é um melhor indicativo da qualidade destes ao invés de avaliar sua área como um todo, uma vez que a área central é afetada pela borda e forma dos fragmentos (MCGARIGAL e MARKS, 1995). As métricas de área central foram analisadas para diferentes faixas de borda, conforme Juvanol et al. (2011), Pirovani (2010) e Silva et al. (2015), de modo a analisar qual distância de borda exerce maior influência nos índices de área central. Os resultados obtidos para a área de estudo estão expostos na Tabela 10.

Tabela 10 – Valores das métricas de área central para os fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, 2016

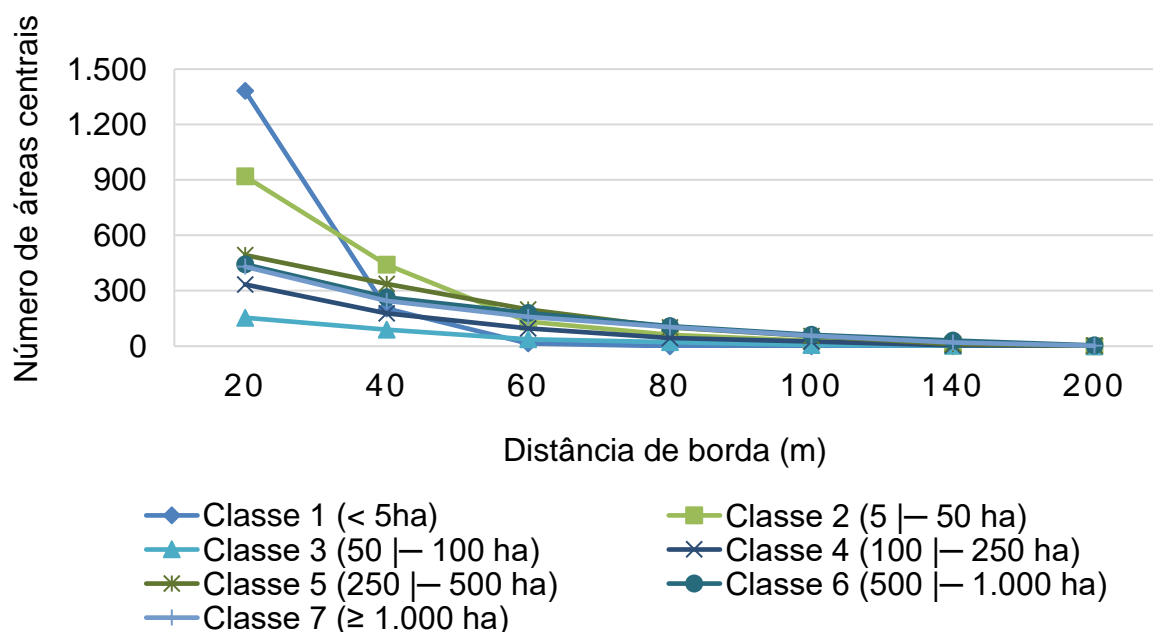
Distância de Borda (m)	Classe de Tamanho 1 (< 5 ha)						Classe de Tamanho 2 (5  – 50 ha)					
	TCA	NCA	MCA	TCAI	CASD	CACV	TCA	NCA	MCA	TCAI	CASD	CACV
<b>20</b>	264,80	1.382	0,19	15,78	0,34	176,27	987,98	919	1,07	41,50	2,77	257,51
<b>40</b>	26,89	203	0,13	1,60	0,21	157,98	380,63	442	0,86	15,99	1,91	222,40
<b>60</b>	0,70	14	0,05	0,04	0,07	134,16	123,78	133	0,93	5,20	1,62	174,67
<b>80</b>	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	48,50	61	0,79	2,04	1,30	164,09
<b>100</b>	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	17,73	28	0,63	0,74	1,06	167,88
<b>140</b>	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1,76	3	0,59	0,07	0,39	66,38
<b>200</b>	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>Classe de Tamanho 3 (50  – 100 ha)</b>						<b>Classe de Tamanho 4 (100  – 250 ha)</b>						
<b>20</b>	288,37	154	1,87	49,25	6,17	329,32	705,30	334	2,11	52,65	9,36	443,52
<b>40</b>	132,28	90	1,47	22,59	4,17	238,74	376,00	178	2,11	28,07	9,23	436,82
<b>60</b>	49,69	38	1,31	8,49	2,69	205,86	180,98	97	1,86	13,51	8,53	457,25
<b>80</b>	21,63	21	1,03	3,69	1,59	154,41	108,65	45	2,41	8,11	9,94	411,70
<b>100</b>	8,83	6	1,47	1,51	0,72	48,71	70,50	25	2,82	5,26	10,36	367,26
<b>140</b>	0,04	2	0,02	0,01	0,02	90	32,28	4	8,07	2,41	11,81	146,32
<b>200</b>	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	9,87	3	3,29	0,74	4,63	140,89
<b>Classe de Tamanho 5 (250  – 500 ha)</b>						<b>Classe de Tamanho 6 (500  – 1.000 ha)</b>						
<b>20</b>	1.372,43	493	2,78	54,27	11,18	401,49	1.897,58	443	4,28	62,28	31,52	735,92
<b>40</b>	719,29	337	2,13	28,44	6,76	316,88	1.169,18	264	4,43	38,37	22,58	509,94
<b>60</b>	296,31	199	1,49	11,72	3,56	239,15	616,90	179	3,45	20,25	12,29	356,72
<b>80</b>	137,06	101	1,36	5,42	2,82	208,24	360,24	108	3,33	11,82	9,14	274,04
<b>100</b>	63,28	54	1,17	2,50	2,31	197,33	210,68	62	3,40	6,91	7,58	223,06
<b>140</b>	11,90	12	0,99	0,47	1,73	174,52	57,55	30	1,92	1,89	4,60	239,77
<b>200</b>	1,09	2	0,55	0,04	0,37	67,90	9,79	4	2,45	0,32	1,46	59,90
<b>Classe de Tamanho 7 (≥ 1.000 ha)</b>												
<b>20</b>	1.515,75	430	3,52	59,65	27,98	793,92						
<b>40</b>	921,78	245	3,76	36,28	16,24	431,80						
<b>60</b>	499,64	159	3,14	19,66	12,92	410,90						
<b>80</b>	311,36	103	3,02	12,25	11,49	380,17						
<b>100</b>	199,60	56	3,56	7,85	12,69	356,11						
<b>140</b>	87,90	20	4,39	3,46	14,19	322,92						
<b>200</b>	40,83	2	0,09	1,61	16,58	174,63						

Fonte: Autora. Em que: TCA: Área central total em hectare; NCA: Número de áreas centrais; MCA: Área central média em hectare; TCAI: Índice de área central total em porcentagem; CASD: Desvio padrão da área central em hectare; CACV: Coeficiente de variação da área central em porcentagem.

Com os resultados expostos na Tabela 10, notou-se que para a borda de 20 m a classe de tamanho 1 apresentou um total de 1.382 fragmentos, os quais abrangeram uma área total (TCA) de 264,80 ha, correspondente à 15,78% (índice de área central total – TCAI), ou seja, este percentual do total de fragmentos desta classe está sob efeito de borda de 20 metros. A segunda classe com maior número de fragmentos é a 2, a qual abrange um total de 919 fragmentos, correspondente a uma área de 987,98 ha, equivalente à um índice de área central de 41,50%.

Por meio da Figura 14 é possível visualizar a variação do número de fragmentos em cada classe de tamanho. É perceptível que na distância de borda de 20 metros encontraram-se os maiores números de remanescentes florestais, conforme citado anteriormente. Entre as distâncias de 20 e 40 m ocorreu redução abrupta para as duas primeiras classes de tamanho, nas demais classes o número de fragmentos decaíram gradativamente conforme aumento da distância de borda.

Figura 14 – Comportamento do número de áreas centrais (NCA) com o aumento da distância de borda para as classes de tamanho dos fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016



Fonte: Autora.

Cabe destacar que em todas classes de tamanho dos fragmentos, com exceção da classe 1 (< 5 ha), o número de fragmentos encontrados para determinadas

distâncias de borda, foram superiores ao número de fragmentos sem a retirada de borda. Os maiores valores foram verificados na distância de 20 m, ocorrendo diminuição nas demais. O mesmo padrão foi encontrado por Pirovani (2010), a autora destaca que este fato se deve à irregularidade do formato destes fragmentos, o que acarreta em diversas áreas centrais.

Assim, analisando os fragmentos da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana é possível inferir que estes são compostos por diversas áreas de florestas dispostas de forma alongada, ocupando pequenas áreas, que funcionam como corredores ecológicos, entre as áreas de maiores dimensões. Dessa forma, por meio da análise após a retirada de determinadas distâncias de borda, essas áreas alongadas desaparecem, restando apenas as áreas de maiores dimensões. Estas áreas maiores, por sua vez, tendem a abrigar uma maior variabilidade de animais e plantas.

As classes 3 e 4, quando analisadas sem a retirada de borda apresentaram o mesmo número de fragmentos, contudo por meio da retirada da borda de 20 m, notou-se que o número de fragmentos foi diferente entre as duas. Na classe 3 obteve um total de 154 fragmentos, enquanto que na classe 4, 334 fragmentos foram encontrados. Com isso, é possível perceber que a os fragmentos presentes na classe de tamanho 4 apresentam maior irregularidade com indícios de áreas florestais mais alongadas, uma vez que gerou um elevado número de fragmentos com áreas centrais.

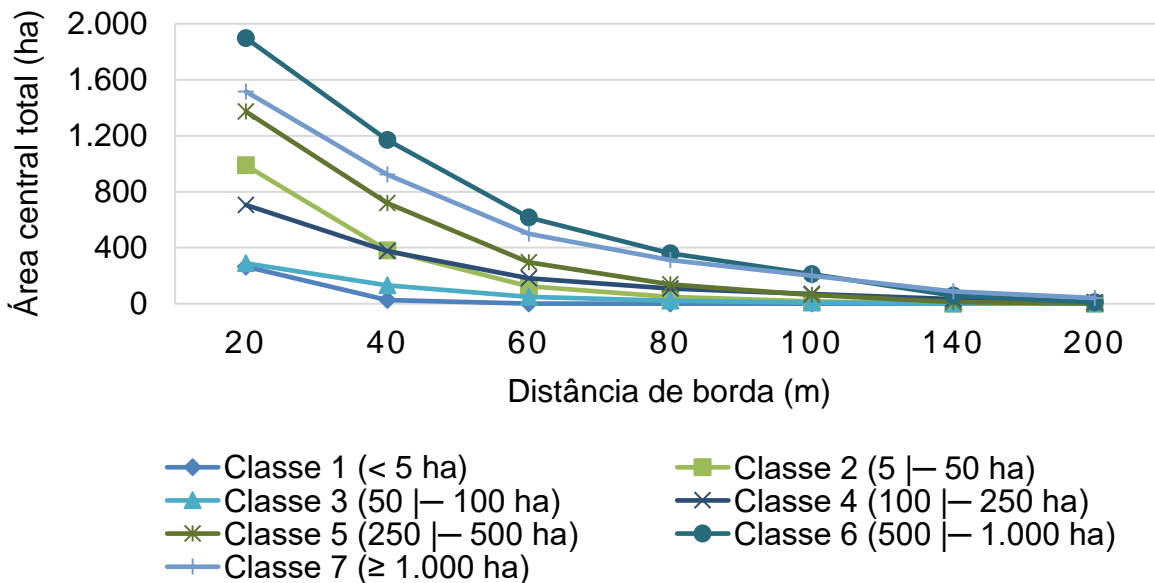
Callegari et al. (2010) ao analisar séries temporais em áreas de Mata Atlântica aplicando efeito de borda de 35 m verificou que o número de fragmentos com área central vêm aumentando, indicando aumento na fragmentação da área. O mesmo resultado foi obtido por Périco e Cemin (2006) no município de Arvorezinha, RS.

Analisando a área central total (TCA), na Figura 15, foi possível perceber que os maiores valores ocorrem na borda de 20 m, nessa distância de borda, conforme aumenta a classe de tamanho, aumenta também a área central. Porém, a medida que aumenta a distância de borda, independente da classe de tamanho, a área central tende a diminuir, atingindo o menor valor, na borda de 200 m.

Esta tendência dos resultados ocorre pelo fato dos fragmentos de maior tamanho apresentarem maiores áreas centrais. À medida que se subtrai maiores valores de bordas, os fragmentos tendem a diminuir suas áreas, assim, percebeu-se que, na área de estudo, os fragmentos de floresta nativa apresentaram pouca área central quando avaliou-se elevadas distâncias de borda. Este fator vem à acarretar diversas consequências negativas para as espécies nativas que habitam estes

ambientes, uma vez que, existem espécies intolerantes aos efeitos causados pela borda, entre os quais, as mudanças climáticas e a ocupação por espécies exóticas.

Figura 15 – Comportamento da área central total (TCA) com o aumento da distância de borda para as classes de tamanho dos fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016



Fonte: Autora.

De modo geral, as menores classes de tamanho dos fragmentos de floresta nativa são as mais atingidas pelo efeito de borda, uma vez que, aplicando as distâncias de borda, há uma maior diminuição das áreas ocupadas por estas classes. Hentz (2015) aplicando distância de borda de 50 m obteve a mesma tendência do presente trabalho. Resultados semelhantes foram encontrados por Pirovani et al. (2014). Dessa forma, cabe inferir que os fragmentos pequenos de floresta, os quais são mais representativos da área de estudo, estão mais vulneráveis aos efeitos da matriz externa necessitando de atenção quanto ao manejo destes, evitando que as áreas venham a diminuir, de modo a evitar perdas de espécies presentes nestes ambientes.

Resultados semelhantes foram obtidos também por Juvanhol et al. (2011). Os autores retratam que quanto maior o tamanho do fragmento, maior será sua área central total, dessa forma, menor sua área afetada pelo efeito de borda. Segundo os

autores, devido a fragmentação excessiva há ocorrência de aumento da área da borda em relação à área do fragmento, com isso aumenta a relação perímetro/área e conseqüentemente, o fragmento pode acabar se tornando um habitat inteiramente de borda.

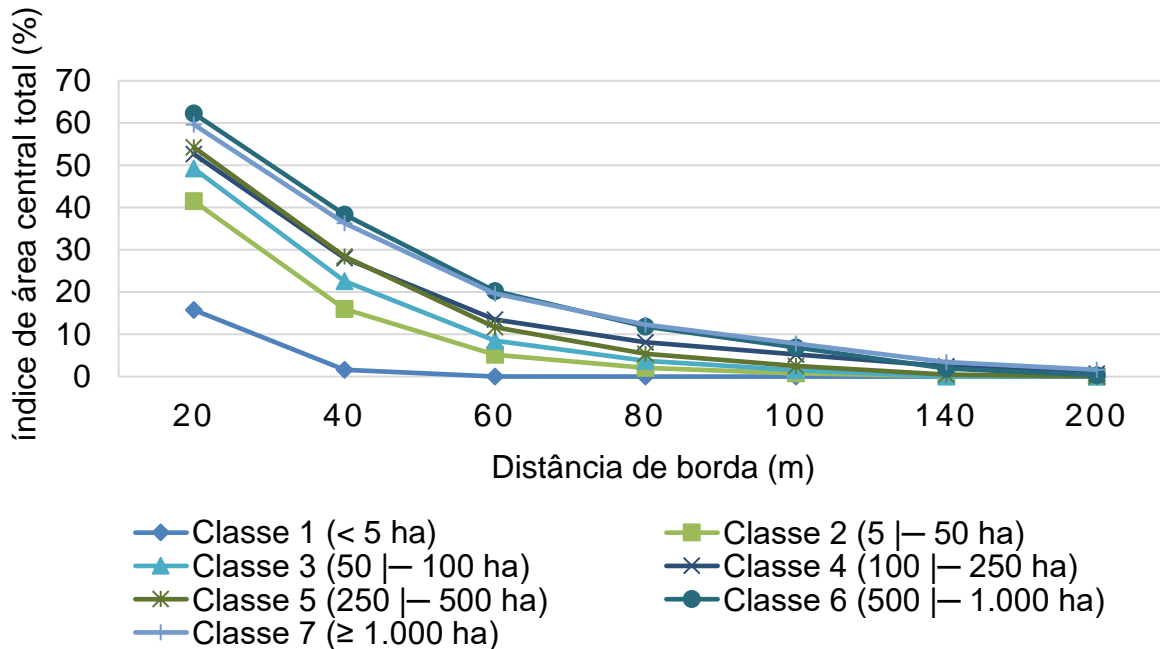
Este fato foi observado nos fragmentos pequenos, inferiores à 5 ha, os quais quando submetidos a distâncias de borda acima 80 m, ocorre total dominação pelo efeito de borda, resultando em fragmentos nulos, o mesmo ocorreu para as classes 2 e 3 quando submetidos à distância de borda de 200 m. Dessa forma, significa que essas classes (de 1 a 3) estão totalmente dominada pelo efeito de borda, estando todos os fragmentos susceptíveis à influência da matriz (JUVANHOL et al., 2011). O mesmo foi obtido por Silva et al. (2015), no qual os autores obtiveram fragmentos nulos, para os fragmentos inferiores à 5 ha, nas distâncias de borda a partir de 80 m.

Périco e Cemin (2006) ao caracterizarem paisagens sob domínio do bioma Mata Atlântica observaram que com o passar dos anos ocorreu diminuição na área central dos fragmentos florestais. Ribeiro et al. (2009) ao analisarem a Mata Atlântica como um todo observaram que quase a metade desta está sob efeito de borda inferior à 100 m. Calegari et al. (2010) aplicando distância de borda de 35 m verificaram que a área central dos fragmentos vêm aumentando devido à elevação do número de fragmentos. Os autores salientam, que quanto maior a área total do fragmento, maior a sua área central, porém, quando ocorre alto índice de forma, fragmentos de mesmo tamanho podem apresentar grande diferença na área central.

A área central média (MCA), por sua vez, para os fragmentos sujeitos ao efeito de borda de 20 m, foi de 0,19 ha para a menor classe de tamanho. Esta foi aumentando gradativamente até a classe 6, obtendo-se um valor de 4,28 ha voltando a diminuir na classe 7 com o valor de 3,52 ha. Estes resultados complementam os outros índices, indicando também o alto grau de irregularidade dos fragmentos, além disso, é possível inferir que apresentam valores muito baixos para fins de conservação, conforme descreve Juvanhol et al. (2011).

O índice de área central total (TCAI) indica a porcentagem de área central total em relação à área total da classe de tamanho dos fragmentos. Desse modo, o comportamento deste índice segue a mesma tendência do TCA, ou seja, conforme diminui a área central total, diminui também o TCAI. Na Figura 16 é possível observar o seu comportamento ao longo das distâncias de borda.

Figura 16 – Comportamento do índice de área central total (TCAI) com o aumento da distância de borda para as classes de tamanho dos fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016



Fonte: Autora.

Analisando a Figura 16 notou-se que a variação do TCAI, em porcentagem, aumentou com o acréscimo do tamanho dos fragmentos. Os fragmentos inseridos na primeira classe de tamanho obtiveram os menores valores de TCAI, em todas as distâncias de borda. A grande maioria das classes de tamanho dos fragmentos teve redução de praticamente a metade das áreas centrais quando submetidos ao efeito de borda de 40 m, com exceção das classes 1 e 2 que sofreram mudanças mais drásticas, em que passaram de 15,75% para 1,60% e 41,50% para 15,99%, respectivamente.

Os resultados apresentados na Figura 16 indicam que os fragmentos de floresta nativa de maior tamanho apresentam maiores índices de área central, como seria o esperado. Porém, os fragmentos de menor tamanho apresentam índices baixos, e quando submetidos a distância de borda de 40 m retornam valores, muitas vezes, irrisórios. Este resultado complementa os anteriores indicando a baixa área ocupada pelos fragmentos pequenos e ao efeito de borda que estes estão submetidos.

O desvio padrão (CASD) e o coeficiente de variação da área central (CACV) têm a função de analisar a variabilidade referente aos tamanhos de áreas centrais. Na distância de borda de 20 m, o menor desvio padrão foi obtido na classe de tamanho 1 (CASD = 0,34 ha), o coeficiente de variação, por sua vez, foi menor também na classe 1 (CACV = 176,27%). Os valores de ambos os índices aumentaram gradativamente, atingindo seus maiores valores na classe 7, com CASD de 27,98 ha e CACV de 793,92%. Cabe ressaltar ainda que os valores diminuem conforme aumenta a distância de borda, essa tendência é evidente em todas as classes de tamanho.

Pirovani (2010) retrata que altos valores de coeficiente de variação, como os encontrados na classe de tamanho 7, indicam que há uma grande variabilidade no tamanho das áreas centrais. Dessa forma, é possível inferir que, no presente trabalho, as maiores classes de tamanho de fragmentos apresentam maior variabilidade nos tamanhos das áreas centrais, diferentemente das classes de tamanho menores.

De forma geral, analisando os resultados obtidos para as métricas de área central, pode-se observar que com o aumento do tamanho dos fragmentos obteve-se maior área central total, conseqüentemente, essas áreas sofrem menor efeito de borda e apresentam-se em melhor estado de conservação. Porém, em todas classes de tamanho nota-se um elevado número de fragmentos que são gerados quando submetidos ao efeito de borda, indicando a alta irregularidade do formato destes fragmentos.

Segundo Pires (1995) quanto maior a distância entre as bordas e o centro do fragmento, maior a proteção das espécies do interior destas áreas em relação às ameaças externas. Périco e Cemin (2006) destacam que diversas conseqüências biológicas têm sido resultado da criação de bordas, porém os efeitos não são permanentes e evoluem com o tempo à medida que a borda se fecha devido a regeneração da vegetação.

#### **4.3.5 Métrica de proximidade**

O isolamento dos fragmentos é determinado por meio da métrica do vizinho mais próximo (ALMEIDA, 2008). Esta métrica é importante, pois indica o grau de isolamento da paisagem e conseqüentemente, a necessidade de implantação ou



existência de elementos de conexão, como os corredores ecológicos (VIDOLIN et al., 2011).

Os resultados obtidos para a métrica de proximidade, calculada para os fragmentos de floresta nativa, estão dispostos na Tabela 11. Os cálculos foram realizados separadamente para as 7 classes de tamanho dos fragmentos e também para o conjunto de fragmentos de toda área.

Tabela 11 – Valor da métrica de proximidade para os fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016

<b>Classes de tamanho</b>	<b>Distância média do vizinho mais próximo (m)</b>
1 (< 5 ha)	103,57
2 (5  – 50 ha)	244,34
3 (50  – 100 ha)	2.568,26
4 (100  – 250 ha)	2.696,45
5 (250  – 500 ha)	566,88
6 (500  – 1.000 ha)	3.022,66
7 ( $\geq$ 1.000 ha)	13,41
Todos (0 a $\geq$ 1.000 ha)	43,15

Fonte: Autora.

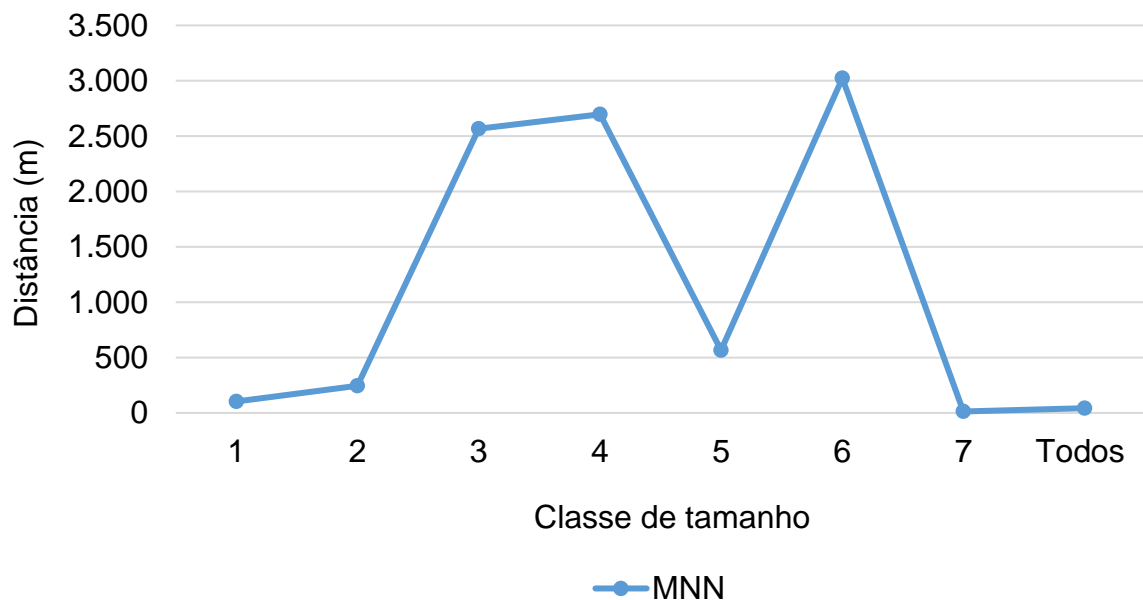
De acordo com a Tabela 11, a distância média do vizinho mais próximo (MNN), obtida para cada classe de tamanho, apresentou o menor valor entre os fragmentos da maior classe de tamanho (Classe 7) totalizando 13,41 m. Estes fragmentos localizam-se em áreas declivosas da sub-bacia, resultando em regiões impróprias para o cultivo agrícola, dessa forma, encontraram-se fragmentos maiores localizados próximos uns aos outros, quando comparados aos demais fragmentos da área de estudo.

A maior distância, por sua vez, foi obtida para a classe de tamanho 6, a qual enquadra fragmentos com tamanho entre 100 e 1.000 ha, resultando em 3.022,66 m de distância média entre os fragmentos. Por outro lado, a menor classe de tamanho, ocupada pelos fragmentos inferiores a 5 ha, apresentaram valor de distância relativamente baixo, de 103,57 m, seguida da classe 2 com 244, 34 m. As classes 3 e

4 apresentaram valores de 2.568,26 e 2.696,45 m, respectivamente, se aproximando da classe 6.

Analisando os fragmentos como um todo, sem estratificar por classes de tamanho, obteve-se uma distância média de 43,15 m, considerada baixa se comparada com a maioria das classes de tamanho. Na Figura 17 é possível visualizar o comportamento dos resultados obtidos para todas as classes de tamanho.

Figura 17 – Comportamento da distância média do vizinho mais próximo (MNN) para as classes de tamanho dos fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Arroio Jaquirana, RS, 2016



Fonte: Autora.

Cabe destacar os fragmentos que apresentam área maior que 1.000 ha, ambos estão localizados extremamente próximos, como dito anteriormente. Por meio do mapeamento destes remanescentes florestais foi possível perceber pequenos rompimentos de áreas florestais para plantios agrícolas e também construção de estradas. Dessa forma, estes locais, mesmo que tenham sido realizados rompimentos que não distanciaram de forma abrupta os fragmentos, irão sofrer consequências no fluxo gênico entre estes fragmentos, além do mais, devido a pressão exercida pela agricultura, estes fragmentos tenderão a se distanciarem ainda mais caso não sejam

realizadas ações de gestão visem avaliar o uso adequado desta área de modo a evitar supressão de áreas florestais, visando assim, preservar estes fragmentos.

Almeida (2008) propôs uma classificação para o isolamento dos fragmentos florestais, sendo classificado como baixo, médio, alto e muito alto para as distâncias menores que 60 m, entre 60 e 120 m, entre 120 e 200, e maiores que 200 m, respectivamente. Assim, analisando os resultados do presente estudo, é possível inferir que os fragmentos com até 5 ha são considerados com isolamento médio, os fragmentos com área acima de 1.000 ha apresentam baixo isolamento, enquanto que as demais classes, ou seja, entre 5 e 1.000 ha contêm isolamento muito alto.

Contudo, avaliando os fragmentos como um todo, estes apresentam isolamento baixo, devido, aos pequenos fragmentos que amenizam a distância entre os fragmentos maiores, devido sua alta densidade e por estarem bem distribuídos na área de estudo. Assim, estes fragmentos têm função ecológica importante, uma vez que reduzem o isolamento dos fragmentos maiores.

Pirovani et al. (2014) também encontraram a menor distância quando analisado os fragmentos como um todo. Dessa forma, os autores ressaltam a importância de considerar-se os fragmentos de menor tamanho, como trampolins ecológicos. No mesmo contexto, Zanella (2011) descreve que os fragmentos pequenos são importantes para reduzir o isolamento, uma vez que, os maiores fragmentos apresentam-se de forma mais isolada.

Cemin et al. (2009) ao analisar a distância do vizinho mais próximo em áreas de floresta estacional decidual, no Vale do Taquari, Rio Grande do Sul, encontraram distância média de 59,62 m, valores próximos ao obtido no presente estudo, o qual totalizou 43,15 m. Resultado semelhante foi obtido também por Almeida (2008), com aproximadamente 56 m de distância em área de Mata Atlântica do Paraná e por Périco e Cemin (2006) em estudo no município de Arvorezinha, Rio Grande do Sul, com a distância de 66,09 m.

Pirovani et al. (2015) ao estudar a fragmentação florestal, em um período de 27 anos, em áreas próximas à Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) Cafundó, Espírito Santo, verificou que a distância média entre fragmentos diminuiu. Porém, os autores retratam que este não é um indício de melhoria na conservação dos remanescentes, uma vez que o processo de fragmentação faz com que o cálculo do índice de vizinho mais próximo considere uma área como vizinha a outras, mas que anteriormente fazia parte de um mesmo fragmento.

Cerqueira et al. (2003) relatam que a distância entre fragmentos e o isolamento entre estes são responsáveis pelo estado de conectividade entre os fragmentos e o habitat contínuo. Da mesma forma, Zanella (2011) descreve que a distância pode ser considerada uma barreira para diversas espécies que não possuem habilidade para cruzar matrizes de grandes distâncias. Analisando os remanescentes presentes na área de estudo, foi possível perceber que a maioria dos fragmentos de tamanhos maiores encontram-se distantes entre si, o que irá acarretar, no decorrer dos anos, em fragmentos com menor diversidade de espécies.

Neste âmbito, fragmentos que estão localizados distantes uns dos outros tendem a sofrer mudanças em sua composição tanto vegetal quanto animal com o passar dos anos. Pois, conforme citado por Cerqueira et al. (2003) em fragmentos isolados a taxa de migração e dispersão torna-se menor e dessa forma, com o tempo sofrem problemas de troca gênica e diminuição da população.

O isolamento dos fragmentos florestais causa consequências negativas para as espécies da flora e da fauna. Silva e Souza (2014) complementam que o isolamento diminui a diversidade biológica, bem como as taxas de imigração, assim, quanto maior o grau de fragmentação, mais elevados são os riscos de fixação de espécies exóticas, acelerando ainda mais a perda de biodiversidade.

Porém, os fragmentos de tamanho pequeno, os quais totalizaram a maioria dos remanescentes presentes na área de estudo, diminuem a distância entre os fragmentos maiores, dessa forma, estes podem ser utilizados como corredores ecológicos. Uma vez que, segundo Zanella (2011), os corredores ecológicos desempenham papel importante, sendo uma das principais unidades de ligação que favorecem o aumento de conectividade entre fragmentos.



## 5 CONCLUSÃO

O programa R mostrou-se uma ferramenta promissora e eficiente para análise de dados espaciais. O pacote desenvolvido na presente pesquisa, denominado *LandscapeMetrics*, é prático e de fácil utilização, uma vez que, as funções implementadas para calcular métricas de ecologia da paisagem foram desenvolvidas de modo que necessitam apenas da imagem como parâmetro de entrada, com exceção da densidade de borda na qual deve-se informar ainda o valor da área total de estudo. Os resultados gerados são confiáveis, pois foram testados em áreas conhecidas de modo a comparar com os valores obtidos pelo pacote criado.

Com a aplicação do pacote *LandscapeMetrics* para análise da fragmentação florestal, foram obtidos os resultados referentes às métricas de ecologia da paisagem. Por meio destas pode-se concluir que a maioria dos fragmentos florestais existentes na área de estudo, no ano de 2016, apresentam tamanho inferior à 5 ha, os quais encontram-se bem distribuídos na área, indicando o alto grau de fragmentação da floresta presente neste local.

A relação entre o número de fragmentos e a área que eles ocupam são inversamente proporcionais, ou seja, classes de tamanho menores incluem maior número de fragmentos, porém, a área abrangida por estes é pequena, ao passo que, fragmentos grandes, apresentam baixo número de ocorrências, contudo, ocupam extensas áreas. Esta tendência foi observada na maioria das classes de tamanho.

Analisando o total de borda encontrou-se maior valor para a menor classe de tamanho, fator que também indicou alto grau de fragmentação da área de estudo. Concomitantemente, analisando as demais classes de tamanho, é notável valores elevados de borda, demonstrando áreas bastante recortadas e desse modo, suscetíveis aos efeitos da matriz externa. Porém, a menor classe de tamanho obteve o menor índice de forma médio, indicando que estes fragmentos se encontram mais regulares se comparados aos demais. Com o intuito de minimizar os efeitos de borda é necessário aumentar as áreas de entorno dos fragmentos pequenos, ou realizar a ligação destes com os de maiores áreas por meio de corredores ecológicos, visto que, os fragmentos pequenos estão bem distribuídos na área de estudo e em grande quantidade.

Apesar dos fragmentos presentes na classe de menor tamanho serem mais regulares, estes apresentam maior razão perímetro-área, assim, as áreas centrais destes remanescentes estão expostas aos efeitos da matriz externa. Este fato é comprovado pelo cálculo das métricas de áreas centrais, pois, quando submetidos a distâncias de borda a partir de 80 m, ocorre total dominação pelo efeito de borda, resultando em fragmentos nulos, o mesmo ocorreu para as classes de tamanho dos fragmentos 2 e 3 na distância de 200 m.

Desse modo, para estudos voltados à análise de área central desta região recomenda-se utilização de borda com distância máxima de 60 metros, pois utilizando valores superiores não foram encontradas áreas centrais para os fragmentos pequenos que são a maioria na área. Os quais, merecem atenção, pois apresentam funções ecológicas importantes, uma vez que podem funcionar como corredores ecológicos.

Avaliando os fragmentos como um todo, verificou-se isolamento baixo devido aos pequenos fragmentos que amenizam a distância entre os fragmentos maiores, uma vez que apresentam alta densidade e estão bem distribuídos na área de estudo. Dessa forma, é notável a importância destes fragmentos, uma vez que reduzem o isolamento dos fragmentos maiores.

A análise da fragmentação florestal, realizadas nesta pesquisa, indica que a conservação dos remanescentes depende, dentre diversas variáveis, da proximidade entre os fragmentos, da forma, da área total e central que estes apresentam. Dessa maneira, avaliando estas variáveis é possível inferir sobre o grau de fragmentação da região, permitindo estudar estratégias de conservação a fim de minimizar as consequências da fragmentação.

Desse modo, espera-se que este trabalho venha contribuir aos estudos de ecologia da paisagem, em especial relacionados às métricas de ecologia da paisagem em áreas do bioma Mata Atlântica utilizando imagens orbitais. Espera-se ainda, colaborar com o desenvolvimento de métodos para obtenção de métricas da paisagem, entre estes utilizando o programa R, uma vez que, o mesmo mostrou-se promissor na área do sensoriamento remoto realizando a manipulação de dados espaciais.

Neste contexto, a presente pesquisa pode embasar estudos que visem conservar os remanescentes florestais existentes, estabelecendo corredores ecológicos ou outras maneiras de aumentar a conectividade entre fragmentos. Ainda,

fundando medidas de reduzir os efeitos de borda dos fragmentos pequenos, bem como diminuindo a irregularidade destes, contribuindo para o desenvolvimento de políticas públicas e pesquisas para gestão da região de modo a preservar os fragmentos florestais restantes.





## PERSPECTIVAS FUTURAS

Como continuidade a este estudo, serão implementadas outras funções no pacote *LandscapeMetrics* de modo a abranger maior variedade de métricas de ecologia da paisagem que possam atender a um público com diferentes necessidades. Além disso, serão ajustadas as funções que calculam as métricas de área central, de modo a permitir que o usuário defina a distância de borda desejada, uma vez que, no presente trabalho, foram desenvolvidas funções para cálculo de bordas específicas.

Ainda, será implementada uma função que englobe todas as métricas, de modo a gerar os resultados com um único comando sendo estes organizado automaticamente em uma tabela, para fins de facilitar a organização dos resultados. Por fim, o pacote será disponibilizado no CRAN (*Comprehensive R Archive Network*) de modo que usuários de qualquer local possam ter acesso.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, C. G. **Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerias, Paraná**. 2008. 74 p. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território)–Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, PR, 2008.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's Climate Classification Map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2014. Disponível em: <[http://www.lerf.eco.br/img/publicacoes/Alvares\\_etal\\_2014.pdf](http://www.lerf.eco.br/img/publicacoes/Alvares_etal_2014.pdf)>. Acesso em: 02 dez. 2016.

ANTUNES, A. F. B.; LINGNAU, C. Uso de índices de acurácia para avaliação de mapas temáticos obtidos por meio de classificação digital. In: CONGRESSO E FEIRA PARA USUÁRIOS DE GEOPROCESSAMENTO, 3., 1997, Curitiba. **Anais...** Curitiba, 1997. Disponível em: <<http://www.geomatica.ufpr.br/docentes/felippe/pessoal/acuraccy.pdf>>. Acesso em: 04 jan. 2017.

ARAÚJO, L. E. de et al. Bacias hidrográficas e impactos ambientais. **Qualitas Revista Eletrônica**, v. 8, n. 1, 2009. Disponível em: <<http://revista.uepb.edu.br/index.php/qualitas/article/view/399/366>>. Acesso em: 08 mar. 2017.

BAGLIANO, R. V.; LUIZ, F. Fragmentação florestal retratado como perda da biodiversidade sobre os princípios científicos dos Códigos Florestais Brasileiro. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 3, n. 2, p. 66-79, 2013. Disponível em: <<http://www.uninter.com/revistameioambiente/index.php/meioAmbiente/article/view/159/63>>. Acesso em: 27 dez. 2016.

BELTRAME, Â. V. **Diagnóstico do meio físico de bacias hidrográficas**: modelo e aplicações. Florianópolis: Ed. UFSC, 1994, 112 p.

BENEDETTI, A. C. P. **Modelagem dinâmica para simulação de mudanças na cobertura florestal das Serras do Sudeste e Campanha do Grande do Sul**. 2010. 166 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal)–Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2010.

BIVAND, R. S.; KEITT, T.; ROWLINGSON, B. **rgdal**: Bindings for the Geospatial Data Abstraction Library. R package v. 1.2-4. 2016. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=rgdal>>. Acesso em: 08 dez. 2016.

BIVAND, R. S.; PEBESMA, E. J.; GÓMEZ-RUBIO, V. **Applied Spatial Data Analysis with R**. Springer: New York, 2008, 374 p.

BIVAND, R.; RUNDEL, C. **rgeos**: Interface to Geometry Engine - Open Source (GEOS). R package, v. 0.3-21. 2016. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=rgeos>>. Acesso em: 08 dez. 2016.

BRITES, R. S.; BIAS, E. S.; ROSA, A. N. C. R. Classificação por regiões. In: MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. (Org.). **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. Brasília: CNPQ, 2012. cap.13, p. 209-220. Disponível em: <<http://www.cnpq.br/documents/10157/56b578c4-0fd5-4b9f-b82a-e9693e4f69d8>>. Acesso em: 09 dez. 2016.

BRITES, R. S.; SOARES, V. P.; RIBEIRO, C. A. A. Comparação de Desempenho entre Três Índices de Exatidão Aplicados a Classificações de Imagens Orbitais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., 1996, Salvador. **Anais...** Salvador: INPE, 1996, p. 813-821. Disponível em: <<http://marte.dpi.inpe.br/col/sid.inpe.br/deise/1999/02.01.15.33/doc/T51.pdf>>. Acesso em: 10 dez. 2016.

BOTELHO, R. G. M.; SILVA, A. S. da. Bacia hidrográfica e qualidade ambiental. In: VITTE, A. C.; GUERRA, A. J. T (Org.). **Reflexões sobre a geografia física no Brasil**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004, cap. 6, p. 153-192.

CALEGARI, L. et al. Dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, v. 34, n. 5, p. 871-880, 2010. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-67622010000500012](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622010000500012)>. Acesso em: 12 dez. 2016.

CÂMARA, G. et al. Spring: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. **Computers & Graphics**. v. 20, n. 3, p. 395-403, 1996. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0097849396000088>>. Acesso em: 07 dez. 2016.

CÂMARA, G.; DAVIS, C. Introdução. In: CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M. V.; MEDEIROS, J. S (Org.). **Introdução à ciência da geoinformação**. São José dos Campos, SP: INPE, 2004. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/introd/cap1-introducao.pdf>>. Acesso em: 08 mar. 2017.

CÂMARA, G.; MEDEIROS, J. S. de. Princípios básicos em Geoprocessamento. In: ASSAD, E. D.; SANO, E. E. **Sistema de Informações Geográficas: aplicações na agricultura**. 2. ed. Brasília: EMBRAPA, 1998. cap. 1, p. 3-11.

CARMO, L. E. A. do. **Impactos de políticas públicas na sustentabilidade socioambiental: o caso do pró-guaíba no município de Segredo – RS**. 2003. 215 p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Rural)–Universidade do Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2003.

CARRÃO, H.; CAETANO, M.; NEVES, N. LANDIC – Cálculo de indicadores de paisagem em ambiente SIG. In: Encontro de utilizadores de Informações Geográficas (ESIG), 6., 2001. **Anais...** Oeiras-Portugal, 2001. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/publication/228987633\\_LANDIC\\_calculo\\_de\\_indicadores\\_de\\_paisagem\\_em\\_ambiente\\_SIG](https://www.researchgate.net/publication/228987633_LANDIC_calculo_de_indicadores_de_paisagem_em_ambiente_SIG)>. Acesso em: 26 dez. 2016.

CASAJUS, N. **Analyses spatiales sous R**. Université du Québec à Rimouski, Département de Biologie, Chimie et Géographie. 2013. Disponível em: <[http://qcbs.ca/wiki/\\_media/gisonr.pdf](http://qcbs.ca/wiki/_media/gisonr.pdf)>. Acesso em: 22 dez. 2016.

CASIMIRO, P. C. Estrutura, composição e configuração da paisagem conceitos e princípios para a sua quantificação no âmbito da ecologia da paisagem. **Revista portuguesa de estudos regionais**, n. 20, p. 75-99, 2009. Disponível em: <<http://www.apdr.pt/siterper/numeros/RPER20/20.6.pdf>>. Acesso: 18 dez. 2016.

CEMIN, G.; PERICO, E.; RAMPEL, C. Composição e configuração da paisagem da sub-bacia do Arroio Jacaré, Vale do Taquari, RS, com ênfase nas áreas de florestas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 33, n. 4, p. 705-711, 2009. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rarv/v33n4/v33n4a13.pdf>>. Acesso em: 18 jan. 2017.

CENTENO, J. S. **Sensoriamento Remoto e Processamento de Imagens Digitais**. Curitiba: Ed. UFPR, 2003. 210 p.

CERQUEIRA, R. et al. Fragmentação: Alguns conceitos. In: RAMBALI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. de. (Org.). **Fragmentação de ecossistemas**: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF, 2003. cap.1, p. 23-40.

CHUVIECCO, E. **Fundamentos de Teledetección Espacial**. Madri, España: 2 ed. Ediciones Rialp, 1995. 449p.

COHEN, J. A coefficient of agreement for nominal scales. **Educational and Measurement**, v. 20, n. 1, p. 37-46, 1960. Disponível em: <<http://www.garfield.library.upenn.edu/classics1986/A1986AXF2600001.pdf>>. Acesso em: 18 dez. 2016.

COLLI, G. R. et al. **A fragmentação dos ecossistemas e a biodiversidade brasileira**: Uma síntese. In: RAMBALI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. de. (Org.). **Fragmentação de ecossistemas**: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF, 2003. cap.12, p. 316-324.

CONGALTON, R.G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment**, v. 37, n.1, p. 35-46, 1991. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/003442579190048B>>. Acesso em: 18 dez. 2016.

CONGALTON, R. G.; GREEN, K. **Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data**: Principles and Practices. Nova York: Lewis Publishers, 1999, 137 p.

COSTA, R. B. **Fragmentação florestal e alternativas de desenvolvimento rural na região Centro-Oeste**. Campo Grande: UCDB, 2003. 246 p.

CSARDI G.; NEPUSZ T. The igraph software package for complex network research. InterJournal, Complex Systems 1695. 2006. Disponível em: <<http://igraph.org>>. Acesso em: 08 dez. 2016.

CUNHA, M. I. A. et al. Métricas da paisagem e geotecnologias na avaliação da fragmentação da vegetação na microbacia da Casca, no estado de Mato Grosso. In: SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS DO PANTANAL, 5., 2014, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: INPE, 2014, p. 609-621. Disponível em: <<https://www.geopantanal.cnptia.embrapa.br/2014/cd/p99.pdf>>. Acesso em: 27 dez. 2016.

CUNHA, S. B.; GUERRA, A. J. T. Degradação ambiental. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, E. S. B. (Org.). **Geomorfologia e meio ambiente**. 3. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2000, p. 337-370.

DESSBESELL, L. et al. Classificação do uso e cobertura da terra a partir de imagens RapidEye para o município de segredo – RS – Brasil. **Geografia**, Rio Claro, v. 40, n. 2, p. 291-304, 2015.

DIBIESO, E. P. **Planejamento ambiental e gestão dos recursos hídricos: estudo aplicado à bacia hidrográfica do manancial do alto curso do rio Santo Anastácio - São Paulo/Brasil**. 2013. 301 f. Tese (Doutorado em Geografia)–Universidade Estadual Paulista, SP, 2013.

EISENLOHR, P. V. et al. Floristic variations in a woody plant community along a trail in a Semideciduous Seasonal Forest, Viçosa, Minas Gerais State, Brazil. **Hoehnea**, v. 38, p. 61-71, 2011. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/hoehnea/v38n1/a06v38n1.pdf>>. Acesso em: 24 jan. 2017.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2. ed. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 306 p., 2006.

EVERITT, B. S.; HOTHORN, T. A handbook of statistical analyses using R. London and Erlangen, 2005. Disponível em: <<http://www.ecostat.unical.it/tarsitano/Didattica/LabStat2/Everitt.pdf>>. Acesso em: 22 dez. 2016.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematic**, n. 34, p. 487-515, 2003. Disponível em: <<http://www.unemat.br/prppg/ppgca/docs/disciplina/Fahrig2003.pdf>>. Acesso em: 15 dez. 2016.

FARIAS, A. J. **Atividade Florestal no Contexto da Fumicultura: Oportunidade de Desenvolvimento Regional, Diversificação, Geração de Emprego e Renda**. 2010. 168 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2010.

FELIX, I. M.; KAZMIERCZAK, M. L.; ESPINDOLA, G. M. de. RapidEye: a nova geração de satélites de observação da Terra. In: SIMPOSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal, RN. **Anais...** Natal: INPE, 2009. p. 7619-7622. Disponível em: <<http://marte.sid.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.17.14.18/doc/7619-7622.pdf>>. Acesso em: 19 dez. 2016.

FERREIRA, S. P. **Elementos para enquadramento da classe de uso da água do córrego Curral de Arame, Dourados – MS**. 43 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Gestão Ambiental)–Universidade Federal da Grande Dourados, MS, 2014.

FIDALGO, E. C. C. **Exatidão no processo de mapeamento temático da vegetação de uma área de Mata Atlântica no estado de São Paulo, a partir de imagens TM-Landsat**. 1995. 167 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto)–Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, SP, 1995.

FIORI, D.; SCHNEIDER, V. E.; PÉRICO, E. Avaliação da fragmentação ambiental no município de Cotiporã – RS. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE TECNOLOGIAS PARA O MEIO AMBIENTE, 4., 2014, Bento Gonçalves, RS. **Anais...** Bento Gonçalves, 2014. p. 1-8. Disponível em: <<http://vbaco01.ucs.br/congressoAnais2014/getArtigo.php?id=674>>. Acesso em: 15 jan. 2017.

FISZON, J. T. et al. Causas antrópicas. In: RAMBALI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. de. (Org.). **Fragmentação de ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. cap.3, p. 64-99.

FORMAN, R. T. T; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York, John Wilwy e Sons, 619 p., 1986.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATALÂNTICA. **Relatório Anual 2015**. 2015. Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/projeto/atlas-da-mata-atlantica/dados-mais-recentes/>>. Acesso em: 17 dez. 2016.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATALÂNTICA. **Atlas da Mata Atlântica**. 2016. Disponível em: <[https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2016/08/RA\\_SOSMA\\_2015-Web.pdf](https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2016/08/RA_SOSMA_2015-Web.pdf)>. Acesso em: 14 dez. 2016.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. Atlantic Forest hotspot status: an overview. In: GALINDO-LEAL, C; CÂMARA, I. G. (eds). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook**. Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, Washington, 2005. p. 3-11.

Google - Inc. Google Earth. Disponível em: <<https://www.google.com/earth/>>. Acesso em: 09 dez. 2016.

GUERRA, A. T. **Erosão e Conservação dos Solos: Conceitos Temas e Aplicações**. 1. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999.

HARRIS, L. D. **The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity**. Chicago: University of Chicago, 1984. 229 p.

HASENACK, H.; WEBER, E. (org.) **Base cartográfica vetorial contínua do Rio Grande do Sul - escala 1:50.000**. Porto Alegre: UFRGS Centro de Ecologia. 2010. 1 DVD-ROM. (Série Geoprocessamento n.3). ISBN 978-85-63483-00-5 (livreto) e ISBN 978-85-63843-01-2 (DVD).



HENDGES, E. R. **Modelos estocásticos da dinâmica da paisagem florestal e simulação de cenários para o estado do Rio Grande do Sul no período de 1988 a 2020**. 2007. 209 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal)–Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2007.

HENTZ, A. M. K. **Mapeamento, fragmentação florestal e influência das áreas de borda para a comunidade arbórea no Alto Iguaçu - estado do Paraná**. 2015. 199 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal)–Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2015.

HERRMANN, B. C.; RODRIGUES, E.; LIMA, A. A paisagem como condicionadora de bordas de fragmentos florestais. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 35, n. 1, 2005.

HIJMANS, R. J. et al. **raster**: Geographic Data Analysis and Modeling. R package v. 2.5-8, 2016. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=raster>>. Acesso em: 08 dez. 2016.

HONRADO, J. et al. Ecologia da paisagem e biodiversidade: da investigação à gestão e à conservação. **Revista Ecologi@**, v. 5, p 36-51, 2012. Disponível em: <[http://speco.fc.ul.pt/revistaecologia\\_5\\_art\\_3\\_3.pdf](http://speco.fc.ul.pt/revistaecologia_5_art_3_3.pdf)>. Acesso em: 18 dez. 2016.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Manuais**. Tutorial de geoprocessamento. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/spring/portugues/tutorial/segmentacao.html>>. Acesso em: 09 dez. 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. **Manual Técnico de Pedologia**. Manuais Técnicos em Geociências. 2. ed. Rio de Janeiro, 2007. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv37318.pdf>>. Acesso em: 18 dez. 2016.

JENKINS, C. N.; PIMM, S. L.; JOPPA, L. N. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. **PNAS**, v. 110, n. 28, p.1-9, 2013. Disponível em: <<http://www.pnas.org/content/110/28/E2602.full.pdf>>. Acesso em: 16 dez. 2016.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente**: uma perspectiva em recursos terrestres. 2. ed. São José dos Campos, SP: Parêntese, 2009. 672 p.

JUVANHOL, R. S. et al. Análise espacial de fragmentos florestais: caso dos parques estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, estado do Espírito Santo. **Floresta e Ambiente**, v. 14, n. 4, p. 353-364, 2011. Disponível em: <<http://www.mundogeomatica.com.br/Publicacoes/Artigo27.pdf>>. Acesso em: 04 dez. 2016.

KLECKA, W. R. **Discriminant Analysis**. Beverly Hills, California: SAGE Publications, 1980. 71 p.

KLEINPAUL, J. J. **Análise multitemporal da cobertura florestal da Microbacia do Arroio grande, Santa Maria, RS.** 2005. 80 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal)–Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2005.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v.33, n.1, p.159-174, 1977.

LAURENCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, p. 343-451, 2009. Disponível em: <[http://portal.unemat.br/media/oldfiles/ppgca/docs/consequencias\\_ecologicas\\_da\\_fragmentacao.pdf](http://portal.unemat.br/media/oldfiles/ppgca/docs/consequencias_ecologicas_da_fragmentacao.pdf)>. Acesso em: 14 dez. 2016.

LEMOS, A. C. C. A utilização de dados geológicos e geomorfológicos na identificação de áreas suscetíveis a desastres naturais. Estudo de caso: bacia hidrográfica do rio Paranhana/RS. **Para Onde!?**, v. 7, n. 2, p. 11-18, 2013. Disponível em: <<http://seer.ufrgs.br/index.php/paraonde/article/view/49924/31473>>. Acesso em: 04 dez. 2016.

LIMA, L, F. **Efeito de borda sobre a assembleia de plantas herbáceas em um fragmento de floresta Atlântica, Alagoas, Brasil.** 2012. 93 p. Dissertação (Mestrado em Botânica)–Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE, 2012.

LIMA, R. N. S.; ROCHA, C. H. B. Técnicas de sensoriamento remoto e métricas de ecologia da paisagem aplicadas na análise da fragmentação florestal no município de Juiz de Fora – MG em 1987 e 2008. In: SIMPOSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15., 2011, Curitiba, PR. **Anais...** Curitiba: INPE, 2011. p. 2067-2074. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2011/files/p0492.pdf>>. Acesso em: 27 dez. 2016.

LINDENMAYER, D. B. et al. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. **Ecology Letters**, Oxford, v. 11, n. 1, p. 78-91, 2008. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1461-0248.2007.01114.x/full>>. Acesso em: 14 dez. 2016.

LOCH, C. **Noções básicas para a interpretação de imagens aéreas, bem como algumas de suas aplicações nos campos profissionais.** Florianópolis: Ed. da UFSC. 1984. 92 p.

MANASSES, F. et al. Estudo hidrogeológico da Formação Serra Geral na região sudeste do estado do Paraná. **Boletim Paranaense de Geociências**, v.64-65, p. 59-67, 2011. Disponível em: <<http://revistas.ufpr.br/geociencias/article/view/13558/20615>>. Acesso em: 05 dez. 2016.

MANGABEIRA, J. A. de C.; AZEVEDO, E. C. de.; LAMPARELLI, R. A. C. **Avaliação do levantamento do uso das terras por imagens de satélite de alta e média resolução espacial.** Comunicado técnico, 11., Campinas, SP, 2003, 15 p. Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/17125>>. Acesso em: 07 mar. 2017.

MARTINS, I. C. M.; SOARES, V. P.; SILVA, E.; BRITES, R. S. Diagnostico ambiental no contexto da paisagem de fragmentos florestais naturais "Ipucas" no municipio de Lagoa da Confusao, Tocantins. **Revista Árvore**, v. 26, n. 3, p. 299-309, 2002. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rarv/v26n3/a05v26n3>>. Acesso em: 16 jan. 2017.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **Fragstats**: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Reference manual. Forest Science Department Oregon State University. Corvallis Oregon 1994. 60 p. Disponível em: <<http://www.umass.edu/landeco/pubs/mcgarigal.marks.1995.pdf>>. Acesso em: 14 abr. 2016.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **Fragstats**: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Department of Agriculture, United States, 1995. 59 p. Disponível em: <[https://www.fs.fed.us/pnw/pubs/pnw\\_gtr351.pdf](https://www.fs.fed.us/pnw/pubs/pnw_gtr351.pdf)>. Acesso em: 27 dez. 2016.

MEGIATO, E. I. **Análise da Fragilidade Ambiental da Bacia Hidrográfica do Arroio Pelotas, RS**. 2011. 140 p. Dissertação (Mestrado em Geografia)–Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2011.

MELLO, E. P. et al. Estudo da evolução da fragmentação em Floresta Estacional Decidual após 22 anos utilizando métricas de paisagem. In: SIMPOSIO BRASILEIRO DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS, 8., 2014, Recife, PE. **Anais... Recife: UFRPE, 2014. p. 277-281. Disponível em: <<http://www.simposfloresta.pro.br/sistema/ocs-2.3.5/index.php/viiiimposfloresta/viiispfc/paper/viewFile/80/247>>. Acesso em: 10 jan. 2017.**

MENESES, P. R. Princípios de sensoriamento remoto. In: MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. (Org.). **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. Brasília: CNPQ, 2012. cap.1, p. 1-33. Disponível em: <<http://www.cnpq.br/documents/10157/56b578c4-0fd5-4b9f-b82a-e9693e4f69d8>>. Acesso em: 15 fev. 2016.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. Distorções e correções dos dados da imagem. In: MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. (Org.). **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. Brasília: CNPQ, 2012. cap.6, p. 82-102. Disponível em: <<http://www.cnpq.br/documents/10157/56b578c4-0fd5-4b9f-b82a-e9693e4f69d8>>. Acesso em: 15 fev. 2016

MENESES, P. R.; SANO, E. E. Classificação pixel a pixel de imagens. In: MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. (Org.). **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. Brasília: CNPQ, 2012. cap.12, p. 191-208. Disponível em: <<http://www.cnpq.br/documents/10157/56b578c4-0fd5-4b9f-b82a-e9693e4f69d8>>. Acesso em: 15 fev. 2016.

METZGER, J. P. O que é ecologia de Paisagem?. **Biota Neotropica**, v. 1, n. 12, p. 1-9, 2001. Disponível em:

<<http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/fullpaper?bn00701122001+pt>>. Acesso: 17 dez. 2016.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação**. 3. ed. Viçosa: Ed. UFV, 2005. 320 p.

MOREIRA, M. A.; BARROS, M. A.; RUDORFF, B. F. T. Geotecnologias no mapeamento da cultura do café em escala municipal. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 20, n. 1, p. 101-110, 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/sn/v20n1/a07v20n1.pdf>>. Acesso em: 11 mar. 2017.

MOURA, A. C. M. et al. Uso de imagens RapidEye como apoio à tomada de decisões no planejamento e gestão da paisagem do município de Bom Sucesso-MG. In: SIMPOSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16., 2013, Foz do Iguaçu, PR. **Anais...** Foz do Iguaçu: INPE, 2013. p. 802-809. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2013/files/p1127.pdf>>. Acesso em: 19 dez. 2016.

MUENCHEN, R. A. **R for SAS and SPSS Users**. 2 ed., Nova York: Springer, 2011, 685 p.

MURRELL, P. **R Graphics: Computer Science and Data Analysis Series**. Londres: Chapman & Hall/CRC, 2006, 301 p.

MYERS, N. Threatened biotas: "Hot spots" in tropical forests. **The Environmentalist**, v. 8, n. 3, p. 1–20, 1988.

NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A. **Landscape ecology: theory and application**. Springer-Verlag, New York, 1994, 360 p.

NEVES, A. C. M. **Determinantes do desmatamento na Mata Atlântica: Uma análise econômica**. 83 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Econômicas)–Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

NOVO, E. M. L. de M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 4. ed. São Paulo: Blucher, 2010. 387 p.

OLIVEIRA, F. F. G.; MATTOS, J. T. Análise ambiental de remanescentes do bioma Mata Atlântica no litoral sul do Rio Grande do Norte, NE do Brasil. **Espaço e Tempo (Online)**, São Paulo, v. 18, n. 1, p. 165-183, 2014. Disponível em: <<http://www.revistas.usp.br/geosp/article/viewFile/81095/84737>>. Acesso em: 15 jan. 2016.

PADILHA, D. G. **Geoprocessamento aplicado na caracterização da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Arroio Grande, RS**. 2008. 87 p. Dissertação (Mestrado em Geomática)–Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2008.

PEBESMA, E. et al. **Package sp**. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/sp/sp.pdf>>. Acesso em: 09 mar. 2017.

PEREIRA, N. S. et al. A Importância do Geoprocessamento para a História e o Saber Ambiental. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, Anápolis-Goiás, v.3, n.2, p.132-144, jul./dez. 2014. Disponível em: <<http://revistas2.unievangelica.edu.br/index.php/fronteiras/article/view/1008/96>>. Acesso em: 22 jan. 2016.

PÉRICO, E.; CEMIN, G. Caracterização da paisagem do município de Arvorezinha, RS, com ênfase na dinâmica dos fragmentos florestais, por meio de sistemas de informações geográficas (SIGs). **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 70, p. 09-21, 2006. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr70/cap01.pdf>>. Acesso em: 16 jan. 2016.

PÉRICO, E. et al. Efeitos da fragmentação de habitats sobre comunidades animais: utilização de sistemas de informação geográfica e de métricas de paisagem para seleção de áreas adequadas a testes. In: SIMPOSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia, GO. **Anais...** Goiânia: INPE, 2005. p. 2339-2346. Disponível em: <<http://marte.sid.inpe.br/col/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.18.20.25/doc/2339.pdf>>. Acesso em: 16 dez. 2016.

PIRES, J. S. R. **Análise ambiental voltada ao planejamento e gerenciamento do ambiente rural: abordagem metodológica aplicada ao município de Luiz Antônio, SP**. 1995. 232 f. Tese (Doutorado em Ciências)–Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, 1995.

PIROVANI, D. B. **Fragmentação florestal, dinâmica e ecologia da paisagem na bacia hidrográfica do Rio Itapemirim, ES**. 2010. 121 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais)–Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES, 2010.

PIROVANI, D. B. et al. Análise especial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n.2, 2014. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-67622014000200007](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622014000200007)>. Acesso em: 09 jul. 2016.

PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G. da; SANTOS, A. R. dos. Análise da paisagem e mudanças no uso da terra no entorno da RPPN Cafundó, ES. **Cerne**, v. 21, n. 1, p. 27-35, 2015. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0104-77602015000100027&lng=pt&nrm=iso&tlng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-77602015000100027&lng=pt&nrm=iso&tlng=en)>. Acesso em: 11 jan. 2017.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2006. 327p.

QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2016. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponível em: <<http://www.qgis.org/>>. Acesso em: 09 dez. 2016.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. 2016. Available online at: <<http://www.R-project.org/>>.

R PROJECT. **Contributors**. 2016. Disponível em: <<https://www.r-project.org/contributors.html>>. Acesso em: 22 dez. 2016.

RAMBALDI, D. M. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. de. (Org.). **Fragmentação de ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003.

RAMBO, B. **A fisionomia do Rio Grande do Sul**. 2. ed. Porto Alegre: Selbach, 1956.

RAMIREZ, M. R; SOUZA, J. M. de. Sistema gerenciador de banco de dados em sistemas de informações geográficas. In: MEIRELLES, M. S. P.; CÂMARA, G; ALMEIDA, C. M. de (Ed.). **Geomática: modelos e aplicações ambientais**. Brasília: Embrapa Informações Tecnológicas, 2007. cap. 2, p. 55-103.

REDIN, E. **Entre o produzir e o reproduzir na agricultura familiar fumageira de Arroio do Tigre/RS**. 2011. 261 p. Dissertação (Mestrado em Extensão Rural)– Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2011.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320709000974>>. Acesso em: 17 dez. 2016.

RIBEIRO, P. J.; DIGGLE, P. J. **Package geoR**. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/geoR/geoR.pdf>>. Acesso em: 09 mar. 2017.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. 5 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003. 503 p.

RISSER, P. G.; KAR, J. R.; FORMAN, R. T. T. Landscape ecology, directions and approaches. Illinois Natural History Surveys. **Special Publications**, n. 2, p. 1-18, 1984. Disponível em: <[http://www.edc.uri.edu/nrs/classes/nrs534/nrs\\_534\\_readings/RISSER.pdf](http://www.edc.uri.edu/nrs/classes/nrs534/nrs_534_readings/RISSER.pdf)>. Acesso em: 17 dez. 2016.

ROCHA, J. G. **Modelagem de conhecimento e métricas de paisagem para identificar e analisar padrões espaciais em ambientes de Caatinga**. 2011. 153 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação)– Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2011.

ROCHA, J. S. M. da. et al. **Manejo integrado de bacias hidrográficas**. 4. ed. Santa Maria: Ed. UFSM/CCR, 2009. 302 p.

ROCKETT, G. C. et al. Geoprocessamento aplicado à análise ambiental: vulnerabilidade natural à perda de solo no morro do osso, Porto Alegre/RS. **Geografia**, Rio Claro, v. 39, n. 3, p. 465-481, set./dez. 2014.

RUDOLPHO, L. S. et al. Aplicação de técnicas de geoprocessamento e métricas da paisagem na análise temporal da cobertura florestal da Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC. In: SIMPOSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16., 2013, Foz do Iguaçu, PR. **Anais...** Foz do Iguaçu: INPE, 2013. p. 1742-1749. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2013/files/p1573.pdf>>. Acesso em: 30 dez. 2016.

RODRÍGUEZ, A. C. M. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados na análise da legislação ambiental no município de São Sebastião (SP)**. 2005. 217 p. Dissertação (Mestrado em Geografia)–Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2005.

RSTUDIO TEAM. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA. 2015. Disponível em: <<http://www.rstudio.com/>>. Acesso em: 11 dez. 2016.

RSTUDIO. **Take control of your R code**. 2016a. Disponível em: <<https://www.rstudio.com/products/rstudio/>>. Acesso em: 26 dez. 2016.

RSTUDIO. **RStudio IDE features**. 2016b. Disponível em: <<https://www.rstudio.com/products/rstudio/features/>>. Acesso em: 26 dez. 2016.

SANTIAGO E CINTRA CONSULTORIA. **Imagens RapidEye**. 2016. Disponível em: <<http://www.scon.com.br/produtos/imagens/rapideye>>. Acesso em: 19 dez. 2016.

SANTOS, P. Z. F. S. **Estudo da fragmentação florestal na Mata Atlântica com base em princípios da ecologia da paisagem**: subsídio à elaboração do plano municipal de conservação e recuperação da mata atlântica em Niterói – RJ. 2014. 55 f. Monografia (Curso de Engenharia Florestal)–Universidade Federal Rural do Rio Janeiro, Seropédica, RJ, 2014.

SARTORI, A. A. da C. et. al. Modelagem da dinâmica do uso e ocupação do solo (1985–2011) na Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Novo-SP: Land Change Modeler-LCM. In: SIMPOSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16., 2013, Foz do Iguaçu, PR. **Anais...** Foz do Iguaçu: INPE, 2013. p. 6222-6229. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2013/files/p1219.pdf>>. Acesso em: 25 jan. 2016.

SEMA – Secretaria Estadual do Meio Ambiente do RS. **Inventário florestal contínuo**. Porto Alegre: UFSM / SEMA – RS, 2003. Disponível em: <<http://coralx.ufsm.br/ifcrs/frame.htm>>. Acesso em: 06 dez. 2016.

SCHUSTER, C.; FORSTER, M.; KLEINSCHIMIT, B. Testing the red edge channel for improving land-use classifications based on high-resolution multi-spectral satellite data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 33, n. 17, p. 5583 – 5599, 2012. Disponível em <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01431161.2012.666812>>. Acesso em: 19 dez. 2016.

SIQUEIRA, M. N.; CASTRO, S. S.; FARIA, K. M. S. Geografia e ecologia da paisagem: pontos para discussão. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia. v. 25, n.3, p. 557-566, 2013. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/sn/v25n3/v25n3a09.pdf>>. Acesso em: 18 dez. 2016.

SILVA, M. S. F. da; SOUZA, R. M. Padrões espaciais de fragmentação florestal na Flona do Ibura – Sergipe. **Mercator**, Fortaleza, v. 13, n. 3, p. 121-137, 2014. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/mercator/v13n3/1676-8329-mercator-13-03-0121.pdf>>. Acesso em: 18 jan. 2017.

SILVA, E. V. da. et al. **Planejamento Ambiental e Bacias Hidrográficas: Planejamento e gestão de Bacias Hidrográficas**. Fortaleza: Ed. UFC, 2011. 149 p.

SILVA, S. F. et al. Análise espacial dos fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Rio da Prata em Ibirajú e Aracruz – ES, Brasil. **Vértices**, Campos dos Goytacazes, v. 17, n. 1, p. 121-132, 2015. Disponível em: <<http://essentiaeditora.iff.edu.br/index.php/vertices/article/view/1809-2667.20150008/3756>>. Acesso em: 16 jan. 2017.

SILVA, W. G. S. et al. Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover at the Ibiúna Plateau, SP. **Brazilian Journal of Biology**, Rio de Janeiro, v. 67, n. 3, p. 403-411, 2007. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/bjb/v67n3/03.pdf>>. Acesso em: 13 jan. 2016.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, 2010. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320710000443>>. Acesso em: 26 dez. 2016.

TRAFICANTE, C. **Ecologia da paisagem para avaliação da idoneidade de redes ecológicas, como subsídio para o planejamento territorial**. 2007. 142 f. Tese (Doutorado em Agronomia, Irrigação e Drenagem)–Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Botucatu, SP, 2007.

TRAMONTINA, et al. Modelagem Dinâmica do uso e cobertura da terra do município de Sobradinho-RS. In: SIMPOSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17., 2015, João Pessoa, PB. **Anais...** João Pessoa: INPE, 2015. p. 4239-4246. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2015/files/p0833.pdf>>. Acesso em: 09 jan. 2017.

VALENTE, R. O. A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do Rio Corumbataí, SP**. 2001. 144 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais)–Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, 2001.

VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Análise da estrutura da paisagem na Bacia do Rio Corumbataí, SP. **Scientia Florestalis**, n. 62, p. 114-129. 2002. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr62/cap10.pdf>>. Acesso em: 27 dez. 2016.



VERONESE, J. V. **Análise de fragmentos florestais e proposição de corredores ecológicos com base no Código Florestal – Lei 4.771/65**: aplicação na Serra do Brigadeiro – MG. 2009. 45 f. Monografia (Especialização em Análise Ambiental)– Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, MG, 2009.

VERZANI, J. **Getting started with RStudio**. Sebastopol: O’Reilly Media, 2011, 92 p. Disponível em: <<http://www.cs.utexas.edu/~cannata/dataVis/Class%20Notes/Getting%20Started%20with%20RStudio.pdf>>. Acesso em: 26 dez. 2016.

VICTORIA, D. de C. et al. Geoprocessamento. In: TÔSTO, S. G. et al. **Geotecnologias e Geoinformação**: o produtor pergunta, a Embrapa responde. Brasília: Embrapa, 2014. cap. 6, p. 94-105.

VIDOLIN, G. P.; BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A. Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de floresta com araucária, Paraná, Brasil. **Revista Árvore**, v. 35, n. 3, 2011. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-67622011000300014](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622011000300014)>. Acesso em: 27 dez. 2016.

VOLOTÃO, C. F. S. **Trabalho de análise espacial**: métricas do Fragstats. São José dos Campos: INPE, 1998, 45 p. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/cursos/ser431/trabalhos/fragstats.pdf>>. Acesso em: 27 dez. 2016.

WICKHAM, H.; CHANG, W. devtools: Tools to Make Developing R Packages Easier. R package v. 1.12.0. 2016. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=devtools>>. Acesso em: 08 dez. 2016.

WICKHAM, H.; DANENBERG, P.; EUGSTER, M. **roxygen2**: In-Source Documentation for R. R package v. 5.0.1. 2016. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=roxygen2>>. Acesso em: 08 dez. 2016.

ZANELLA, L. **Análise da interferência antrópica na fragmentação da Mata Atlântica e modelos de simulação da paisagem na microrregião da Serra da Mantiqueira do estado de Minas Gerais**. 2011. 114 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada)–Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, 2011.

ZERO HORA. **Ibama flagra desmatamento de oito hectares de mata atlântica no Vale do Rio Pardo**. 2010. Disponível em: <<http://zh.clicrbs.com.br/rs/noticias/noticia/2010/11/ibama-flagra-desmatamento-de-oito-hectares-de-mata-atlantica-no-vale-do-rio-pardo-3113228.html>>. Acesso em: 29 dez. 2016.

ZUUR, A.; IENO, E. N.; MEESTERS, E. H. W.G. **A beginner’s guide to R**. Nova York: Springer, 2009, 218 p. Disponível em: <<http://ibi.cqupt.edu.cn/download/computer/R/R+for+beginners.pdf>>. Acesso em: 23 dez. 2016.