

INSTITUTO DE TECNOLOGIA PARA O DESENVOLVIMENTO - LACTEC

WILSON ANDERSON HOLLER

**PROPOSTA METODOLÓGICA PARA A CLASSIFICAÇÃO, A ANÁLISE E O  
MONITORAMENTO DAS PAISAGENS RURAIS NO MUNICÍPIO DE CAÇADOR  
(SC), EM 2011 E 2014**

CURITIBA

2018

WILSON ANDERSON HOLLER

**PROPOSTA METODOLÓGICA PARA A CLASSIFICAÇÃO, A ANÁLISE E O  
MONITORAMENTO DAS PAISAGENS RURAIS NO MUNICÍPIO DE CAÇADOR  
(SC), EM 2011 E 2014**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento de Tecnologia, Área de Concentração Meio Ambiente e Desenvolvimento, do Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, em parceria com o Instituto de Engenharia do Paraná, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento de Tecnologia.

Orientadora: Prof. Dra. Isabella F. R. Figueira.  
Coorientador: Prof. Dr. Rodrigo Moraes da Silveira.

CURITIBA

2018

H737p Holler, Wilson Anderson  
Proposta metodológica para a classificação, a análise e o monitoramento das paisagens rurais no Município de Caçador (SC), em 2011 e 2014 / Wilson Anderson Holler. – Curitiba, 2018.  
141 f. il. ; 30 cm.

Orientador: Profa. Dra. Isabela Françaço Rebutini Figueira  
Dissertação (Mestrado) – Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, Institutos Lactec – Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento de Tecnologia, 2018.  
Inclui Referências bibliográficas.

1. Detecção de mudança. 2. Planejamento territorial. 3. Uso e cobertura da terra. I. Figueira, Isabela Françaço Rebutini. II. Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, Institutos Lactec – Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento de Tecnologia. III. Título.

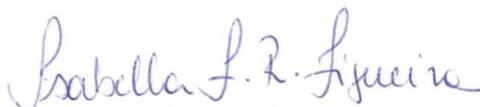
CDD 711.4

## TERMO DE APROVAÇÃO

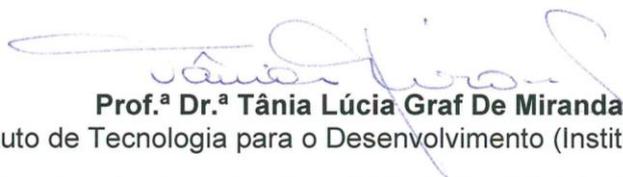
**WILSON ANDERSON HOLLER**

### **PROPOSTA METODOLÓGICA PARA CLASSIFICAÇÃO, ANÁLISE E MONITORAMENTO DAS PAISAGENS RURAIS NO MUNICÍPIO DE CAÇADOR, SC, ENTRE 2011 E 2014**

Trabalho de conclusão de curso aprovado como requisito para obtenção do grau de Mestre, no Mestrado Profissional do Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento de Tecnologia, realização do Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento (Institutos Lactec) em parceria com o Instituto de Engenharia do Paraná (IEP), pela seguinte banca examinadora:



**ORIENTADOR(A): Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Isabella Françoço Rebutini Figueira**  
Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento (Institutos Lactec)



**Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Tânia Lúcia Graf De Miranda**  
Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento (Institutos Lactec)



**Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Mariana D'Orey Gaivão Portella Bragança**  
Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento (Institutos Lactec)



**Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria Augusta Doetzer Rosot**  
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa)

Curitiba, 26 de fevereiro de 2018.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Deus por ter proporcionado esta oportunidade e a condição necessária para concluir este trabalho.

Em especial à Elisa, minha amada e querida esposa, maior incentivadora, pelo carinho, compreensão e paciência.

À minha família, mãe, pai e irmãos pelo apoio incondicional.

À Professora Dra. Isabella Françoso Rebutini Figueira por ter confiado na minha capacidade e pela sua dedicação e comprometimento na orientação deste trabalho.

Ao Instituto de Engenharia do Paraná pela oportunidade.

Aos professores do programa de mestrado do Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento (Lactec) que, de forma generosa, compartilharam seu conhecimento ao longo do curso.

Aos colegas da Embrapa Florestas que contribuíram, de forma significativa, com suas publicações, discussões, dicas e sugestões durante a realização deste trabalho (Jéssica, Augusta, Marilice, Natália, Luziane, Naíssa e Yeda).

Aos colegas de pós-graduação pela amizade, companheirismo e colaboração recebida durante o curso.

## RESUMO

A análise de paisagens rurais é um importante subsídio para planos de desenvolvimento rural, zoneamentos ecológicos e para a priorização de áreas no estabelecimento de corredores em paisagens fragmentadas. Nesse estudo foi apresentada uma sequência de procedimentos metodológicos para o mapeamento, a análise e o monitoramento das paisagens rurais no município de Caçador, SC, em dois momentos, o primeiro em 2011 e o segundo em 2014. Essa proposta está baseada no processamento digital de imagens de satélite da constelação RapiEye. Utilizou-se a classificação de imagem orientada a objeto para o mapeamento de uso e cobertura da terra, cujos os resultados conseguiram representar os delineamentos dos fragmentos florestais, bem como de outras classes presentes no município. O método de análise da acuracidade temática do mapeamento envolveu o cálculo de parâmetros ponderados pela área ocupada pelas oito classes consideradas: floresta natural, outras terras com árvores, gramíneas e herbáceas, floresta plantada, solo exposto, agricultura e pastagem, influência urbana e superfície com água. Foi possível detectar as mudanças de uso e cobertura da terra, quantitativamente, e onde elas ocorrem. Isso permitiu gerar uma análise de probabilidade de alterações para os segmentos da classe floresta natural. A partir do uso e cobertura da terra para 2011 e 2014 foram gerados indicadores, capazes de apresentar informações a respeito de sete grupos de índices de paisagem: composição, morfologia, mosaico da paisagem, interface de bordas, conectividade, fragmentação e situação das zonas ripárias. Derivados, em sua maioria, da Análise Morfológica de Padrões Espaciais. Os valores encontrados para os sete grupos de índices foram normalizados para que avaliação da qualidade da paisagem fosse baseada em um único score para cada ano. Considerando os dois cenários para as zonas ripárias (5 m e 30 m), o valor, desse índice único, encontrado para o cenário de 5 m foi de 3,79 em 2011 e 4,07 em 2014, um aumento normalizado de 3,5. Para o cenário de 30 m o valor encontrado em 2011 foi de 3,76 e em 2014 foi de 4,07, um aumento normalizado de 3,9. Esses aumentos indicaram que a qualidade da paisagem melhorou.

Palavras-chave: Detecção de mudanças. Planejamento territorial. Uso e cobertura da terra.

## ABSTRACT

The analysis of rural landscapes is an important subsidy for rural development plans, ecological zoning and for the prioritization of areas in the establishment of corridors in fragmented landscapes. This study was presented a sequence of methodological procedures for mapping, analysis and monitoring of rural landscapes in the Caçador, SC, on two occasions, the first in 2011 and second in 2014. This proposal is based on the digital processing of satellite images of the RapidEye constellation. Object-oriented image classification was used to map land use and land cover, whose results were able to represent the outlines of forest fragments, as well as other classes present in the municipality. The method of analysis of the thematic accuracy of the mapping involved the calculation of parameters weighted by the area occupied by the eight classes considered: natural forest, other lands with trees, grasses and herbaceous, planted forest, exposed soil, agriculture and pasture, urban influence and surface with Water. It was possible to detect changes in land use and land cover, quantitatively, and where they occur. This allowed to generate a change probability analysis for the segments of the natural forest class. Indicators were generated from land use and coverage for 2011 and 2014, capable of presenting information on seven groups of landscape indexes: composition, morphology, landscape mosaic, border interface, connectivity, fragmentation and situation of riparian zones. Derived, for the most part, from the Morphological Spatial Patterns Analysis. The values found for the seven index groups were normalized so that landscape quality assessment was based on a single score for each year. Considering the two scenarios for riparian zones (5 m and 30 m), the value of this single index found for the 5 m scenario was 3.79 in 2011 and 4.07 in 2014, a normalized increase of 3.5. For the 30 m scenario the value found in 2011 was 3.76 and in 2014 was 4.07, a normalized increase of 3.9. These increases indicate that the quality of the landscape has improved.

Keywords: Change detection. Territorial planning. Land use and land cover.

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - OBTENÇÃO DE IMAGENS POR SENSORIAMENTO REMOTO .....	21
FIGURA 2 - COMPRIMENTO DE ONDA DA REM.....	24
FIGURA 3 - CURVA DE REFLECTÂNCIA PARA VEGETAÇÃO E SOLO, DE ACORDO COM AS BANDAS PRESENTES NOS SENSORES DOS SATÉLITES RAPIDEYE .....	26
FIGURA 4 - LOCALIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE CAÇADOR .....	48
FIGURA 5 - SÍNTESE DAS ETAPAS E <i>SOFTWARE</i> UTILIZADOS.....	51
FIGURA 6 - FLUXO SIMPLIFICADO DA CLASSIFICAÇÃO ORIENTADA A OBJETOS .....	53
FIGURA 7 - LEGENDA ADOTADA PARA AS CLASSES DE USO E COBERTURA DA TERRA.....	54
FIGURA 8 - FLUXO DE DADOS E INFORMAÇÕES PARA O CÁLCULO DO CONJUNTO DOS ÍNDICES PROPOSTOS.....	61
FIGURA 9 - CLASSES DE PADRÕES MORFOLÓGICOS (MSPA) .....	67
FIGURA 10 - CLASSES DE MOSAICO DA PAISAGEM.....	71
FIGURA 11 - INTERFACE DE BORDAS .....	75
FIGURA 12 - CLASSES DE IMPORTÂNCIA DOS CONECTORES .....	78
FIGURA 13 - ÍNDICES DE FRAGMENTAÇÃO HIPSOMÉTRICOS.....	80
FIGURA 14 - CLASSIFICAÇÃO DO USO E COBERTURA DA TERRA DE 2011 E 2014 .....	87
FIGURA 15 - ALTERAÇÕES PORCENTUAIS DAS ÁREAS DAS CLASSES DE USO E COBERTURA ENTRE 2011 E 2014 .....	95
FIGURA 16 - CLASSES QUE MAIS CONTRIBUÍRAM PARA A ALTERAÇÃO DA CLASSE FLORESTA NATURAL.....	96
FIGURA 17 - LOCALIZAÇÃO DAS ALTERAÇÕES DAS CLASSES DE USO E COBERTURA DA TERRA ENTRE 2011 E 2014.....	97
FIGURA 18 - PROBABILIDADE DE MUDANÇA DA CLASSE FLORESTA NATURAL PARA A AGRICULTURA E PASTAGEM.....	98
FIGURA 19 - CLASSES DA ANÁLISE MORFOLÓGICA DE PADRÕES ESPACIAIS (MSPA) .....	101
FIGURA 20 - MOSAICO DE PAISAGEM 2011 E 2014 .....	103
FIGURA 21 - ÍNDICES DE INTERFACE DE BORDAS .....	105

FIGURA 22 - IMPORTÂNCIA DOS NÓS E CONEXÕES EM 2011 E 2014.....	107
FIGURA 23 - CURVA HIPSOMÉTRICA NORMALIZADA PARA 2011 (a) E 2014 (b) .....	109
FIGURA 24 - ÍNDICE DE CORREDORES ESTRUTURAIS ( $ICE_C$ ) PARA 2011 E 2014.....	111
FIGURA 25 - ÍNDICE DE CORREDORES ESTRUTURAIS SOB PRESSÃO ANTRÓPICA ( $ICE_{AC}$ ) PARA 2011 E 2014 .....	112
FIGURA 26 - ÍNDICE DE PROTEÇÃO EM CORREDORES ESTRUTURAIS SOB PRESSÃO ANTRÓPICA ( $ICE_{APC}$ ) PARA 2011 E 2014 COM APP DE 5 m.....	113
FIGURA 27 - ÍNDICE DE PROTEÇÃO EM CORREDORES ESTRUTURAIS SOB PRESSÃO ANTRÓPICA ( $ICE_{APC}$ ) PARA 2011 E 2014 COM APP DE 30 m.....	115

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS DA CONSTELAÇÃO DE SATÉLITES RAPIDEYE .....	23
TABELA 2 - ÍNDICES ESPECTRAIS MAIS COMUMENTE UTILIZADOS .....	31
TABELA 3 - INDICADORES PARA A ANÁLISE DA PAISAGEM .....	41
TABELA 4 - MATRIZ DE CONFUSÃO DE CLASSES TEMÁTICAS.....	56
TABELA 5 - MATRIZ DE ERRO PARA QUATRO CLASSES.....	57
TABELA 6 - DESCRIÇÃO E CODIFICAÇÃO DAS CLASSES DE COBERTURA DA TERRA.....	63
TABELA 7 - CODIFICAÇÃO DA LEGENDA DE CORES PARA ELABORAÇÃO DO MAPA DE USO E COBERTURA DA TERRA.....	64
TABELA 8 - CODIFICAÇÃO PARA A ANÁLISE MSPA DE ACORDO COM AS CLASSES DE USO E COBERTURA DA TERRA.....	68
TABELA 9 - CLASSES DE PADRÕES MORFOLÓGICOS (MSPA) .....	69
TABELA 10 - CÓDIGO DE CORES PARA AS CLASSES DO LM.....	72
TABELA 11 - CODIFICAÇÃO DAS CLASSES DE USO E COBERTURA DA TERRA DE ACORDO COM AS CLASSES DO LM.....	73
TABELA 12 - CODIFICAÇÃO MSPA E LM PARA A ANÁLISE DE INTERFACE DE BORDAS .....	75
TABELA 13 - LEGENDA DE CORES PARA O MAPA DE INTERFACE DE BORDAS .....	76
TABELA 14 - CLASSES DE USO E COBERTURA DA TERRA EM CAÇADOR .....	88
TABELA 15 - PONTOS DE CONTROLE EM CADA CLASSE.....	89
TABELA 16 - DADOS DOS SEGMENTOS E ÁREA DE CADA CLASSE.....	89
TABELA 17 - MATRIZ DE CONFUSÃO EM PIXELS .....	90
TABELA 18 - MATRIZ DE ERRO PONDERADA PELA ÁREA.....	91
TABELA 19 - PONTOS DE CONTROLE EM CADA CLASSE.....	92
TABELA 20 - DADOS DOS SEGMENTOS E ÁREA DE CADA CLASSE.....	92
TABELA 21 - MATRIZ DE CONFUSÃO EM PIXELS .....	93
TABELA 22 - MATRIZ DE ERRO PONDERADA PELA ÁREA.....	94
TABELA 23 - ÍNDICES DE COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM .....	99
TABELA 24 - TAXONOMIA DE PAISAGEM .....	100
TABELA 25 - ÍNDICES DE PADRÕES MORFOLÓGICOS .....	102

TABELA 26 - ÍNDICES DE MOSAICO DA PAISAGEM.....	104
TABELA 27 - ÍNDICES BASEADOS NA INTERFACE DE BORDAS.....	106
TABELA 28 - ÁREA EQUIVALENTE CONECTADA .....	106
TABELA 29 - ÍNDICES DE IMPORTÂNCIA DOS CONECTORES EXISTENTES NA PAISAGEM .....	108
TABELA 30 - ÍNDICES DE CONECTIVIDADE GERADOS PELO <i>SOFTWARE</i> CONEFOR .....	108
TABELA 31 - VALORES PARA OS ÍNDICES DE FRAGMENTAÇÃO.....	110
TABELA 32 - VALORES DOS ÍNDICES PARA AS ZONAS RIPÁRIAS .....	114
TABELA 33 - QUALIDADE DA PAISAGEM .....	116

## LISTA DE SIGLAS

APP	- Área de Preservação Permanente
EE	- Espectro Eletromagnético
Embrapa	- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Epagri	- Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
EVI	- <i>Enhanced Vegetation Index</i>
CAG	- <i>Connected Area Gain</i>
CAR	- <i>Cadastro Ambiental Rural</i>
dPC	- Decréscimo da Probabilidade de Conectividade
EC (PC)	- <i>Equivalent conneted area</i>
FAO	- <i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i>
IBGE	- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICE <sub>Ac</sub>	- Índice de corredores estruturais sob pressão antrópica
ICE <sub>APc</sub>	- Índice de proteção em corredores estruturais sob pressão antrópica
ICE <sub>C</sub>	- Índice de corredores estruturais
IFN-BR	- Inventário Florestal Nacional do Brasil
IPCC	- <i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
JRC	- <i>Joint Research Centre</i>
LM	- <i>Landscape Mosaic</i>
MMA	- Ministério do Meio Ambiente
MSPA	- <i>Morphological Spatial Pattern Analysis</i>
NDVI	- <i>Normalized Difference Vegetation Index</i>
NDWI	- <i>Normalized Difference Water Index</i>
NHMC	- <i>Normalized Hypsometric Curve</i>
NIR	- <i>Near-Infrared</i>
PBMC	- Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas
PC	- Probabilidade de Conectividade
PDI	- Processamento Digital de Imagens
PRH	- <i>Percentage of Reachable Habitat</i>
Radam	- Radar da Amazônia
RE	- <i>RapidEye</i>
REd	- <i>Red-Edge</i>

- REM - Região do Espectro Eletromagnético
- RGB - *Red/Green/Blue*
- RVI - *Ratio Vegetation Index*
- SAVI - *Soil Adjusted Vegetation Index*
- SFB - Serviço Florestal Brasileiro
- SIG - Sistema de Informações Geográficas
- SIRGAS - Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas
- SR - Sensoriamento Remoto
- TVI - *Transformation Vegetation Index*

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>13</b>
1.1	OBJETIVOS .....	17
1.1.1	Objetivo Geral.....	17
1.1.2	Objetivos Específicos .....	18
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>19</b>
2.1	SISTEMA DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS .....	19
2.2	SENSORIAMENTO REMOTO.....	19
2.2.1	Espectro Eletromagnético .....	23
2.2.2	Classificação de Imagens Orientada a Objetos .....	26
2.2.3	Índices Espectrais .....	29
2.3	ANÁLISE DA QUALIDADE TEMÁTICA.....	32
2.3.1	Desenho Amostral.....	34
2.3.2	Estratégia de Verificação.....	34
2.3.3	Análise e Estimativa dos Resultados.....	35
2.3.4	Reambulação.....	35
2.4	PAISAGEM.....	36
2.4.1	Indicadores de Paisagem .....	38
2.5	DETECÇÃO DE MUDANÇAS .....	44
<b>3</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>47</b>
3.1	LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....	47
3.2	MATERIAIS.....	49
3.2.1	Imagens da Constelação de Satélites RapidEye .....	49
3.2.2	Software Utilizados .....	49
3.3	MÉTODOS.....	51
3.3.1	Classificação Orientada a Objetos .....	52
3.3.2	Análise da Qualidade Temática .....	55
3.3.3	Índices de Paisagem .....	60
3.3.3.1	Composição da paisagem .....	62

3.3.3.1.1 Índices de composição da paisagem.....	64
3.3.3.1.2 Taxonomia da paisagem .....	65
3.3.3.2 Análise morfológica de padrões espaciais (MSPA) .....	66
3.3.3.3 Mosaico de paisagem .....	70
3.3.3.4 Interface de bordas .....	74
3.3.3.5 Conectividade dos remanescentes de floresta natural .....	76
3.3.3.5.1 Índices de conectividade gerados pelo Conefor .....	78
3.3.3.6 Fragmentação .....	79
3.3.3.7 Zonas ripárias .....	82
3.3.4 Detecção de Mudanças.....	85
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>86</b>
4.1 CLASSIFICAÇÃO DO USO E COBERTURA DA TERRA PARA OS ANOS DE 2011 E 2014 .....	86
4.1.1 QUALIDADE TEMÁTICA .....	88
4.1.1.1 Avaliação da acurácia para o ano de 2011 .....	88
4.1.1.2 Avaliação da acurácia para o ano de 2014.....	91
4.2 DETECÇÃO DE MUDANÇAS ANALISANDO AS CLASSES DE USO E COBERTURA DA TERRA EM 2011 E 2014 .....	94
4.3 DETECÇÃO DE MUDANÇAS ANALISANDO OS INDICADORES DE PAISAGEM.....	98
4.3.1 Composição da Paisagem.....	98
4.3.2 Análise Morfológica de Padrões Espaciais (MSPA) .....	100
4.3.3 Mosaico de Paisagem (LM).....	103
4.3.4 Interface de Bordas .....	104
4.3.5 Conectividade .....	106
4.3.5.1 Índices de Importância dos Conectores Existentes na Paisagem.....	107
4.3.5.2 Índices de conectividade gerados pelo Conefor .....	108
4.3.6 Fragmentação .....	109
4.3.7 Zonas Ripárias .....	110
4.4 QUALIDADE DA PAISAGEM RURAL .....	115
<b>5 CONCLUSÕES .....</b>	<b>118</b>

<b>6</b>	<b>RECOMENDAÇÕES E TRABALHOS FUTUROS .....</b>	<b>120</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>121</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Diversos fatores como as alterações climáticas, as mudanças no uso e cobertura da terra e a adoção de práticas de manejo inadequadas têm, ao longo do tempo, exercido pressões sobre os recursos naturais, comprometendo a qualidade dos solos, da água e a quantidade de florestas. (PAINEL BRASILEIRO DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS (PBMC), 2014).

O Brasil é um país essencialmente florestal, com aproximadamente 58% do seu território coberto por florestas naturais e plantadas - o que representa a segunda maior área de florestas do mundo, atrás apenas da Rússia (SFB, 2017). São estimados 485,8 milhões de hectares de florestas nativas (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO), 2015) e 10 milhões de hectares de florestas plantadas (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE), 2017a).

As florestas, de forma geral, encontram-se nas áreas rurais e constituem um dos mais valiosos recursos naturais (BACKES, 2009). São centros de biodiversidade, abrigando dezenas de milhares de espécies de plantas, animais e microrganismos; constituem importantes reguladores do clima, da drenagem da água da chuva, além de serem eficientes protetores do solo; adicionalmente, são imprescindíveis fontes de recursos para o homem, provendo madeira, celulose, resinas, taninos e óleos essenciais, entre outros produtos florestais não madeireiros. (PARRON et al., 2015).

O planejamento e a execução de ações relativas ao planejamento da paisagem rural dependem da disponibilidade de instrumentos de diagnóstico e análise que permitam mapear e avaliar ecossistemas e os respectivos serviços que provêm em seus territórios, ambos espacialmente explícitos. Daí, advém a necessidade de estudos como o Inventário Florestal Nacional do Brasil (IFN-BR) também considerar dados e indicadores espaciais na análise. (LUZ et al., 2018a, no prelo).

Dallabrida, Birkner e Cogo (2013) explicam que a gestão territorial é um processo que visa a tomada de decisão dos atores sociais, econômicos e institucionais de um determinado âmbito espacial, sobre a apropriação e uso dos territórios. Estudos em escala de paisagem, por sua vez, também têm adquirido importância fundamental dentro desse contexto, por permitirem a avaliação da dinâmica de uso e cobertura da terra e das interações entre padrões espaciais e processos ecológicos, envolvendo florestas e outros usos da terra, como a agricultura

(LUZ et al., 2018a, no prelo). Muitas são as metodologias utilizadas no Brasil e no exterior para a realização dessas avaliações e monitoramento da sustentabilidade de áreas rurais. Nesses estudos é comum a utilização de indicadores conhecidas como indicadores ou índices, permitindo melhor compreensão dos resultados e fornecendo subsídios à tomada de decisão (LUZ, 2018d, no prelo; CHAER, 2010; MENEZES et al., 2010; RODRIGUES, 2010). No entanto ainda são deficitárias iniciativas que busquem padronizá-las, por exemplo, indicadores comuns entre diferentes regiões que permitam a realização de análises comparativas.

Uma paisagem pode variar de tamanho, podendo compreender grandes regiões, extensões com apenas alguns quilômetros ou dimensões centimétricas, observando que o conceito de padrão espacial de manchas depende do ponto de vista do organismo em questão (MCGARIGAL; MARKS, 1995). Isso significa que para diferentes escalas, podem ser observados diferentes mosaicos. Dessa maneira o padrão de manchas, gerados pelos diferentes processos (usos e cobertura da terra) atuando em várias escalas temporais e espaciais, representa a paisagem (URBAN; O'NEILL; SHUGART, 1987). Segundo Goerl et al. (2011), a paisagem pode ser considerada uma unidade espacial, cuja heterogeneidade é modificada principalmente pela relação estabelecida entre sociedade e natureza, produzindo, assim, uma configuração marcada pela fragmentação ou conexão entre seus elementos. Esse conceito de paisagem é apropriado para aplicação de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), pois será por meio do mapeamento desses padrões, por sensoriamento remoto, e da análise de suas relações espaciais, que se procura caracterizar diferentes paisagens.

Na construção de uma metodologia para o monitoramento da paisagem rural, é necessário, em primeiro lugar, mapear os padrões de uso e cobertura da terra, classificando-os em função de suas características. Posteriormente é realizada a avaliação de como cada elemento da paisagem se relaciona com o outro espacial e temporalmente (HESSEL et al., 2012).

A importância da quantificação e monitoramento das mudanças no uso e cobertura da terra tem sido amplamente reconhecida pela comunidade científica internacional como um elemento chave no estudo de mudanças globais (SMITH et al., 2014; FOLEY et al., 2005; FEARNSIDE, 2001). Uma das tecnologias mais adequadas ao monitoramento das mudanças nos recursos naturais em largas escalas espaciais e temporais é o imageamento por satélite (WASHINGTON-ALLEN; RAMSEY; WEST,

2004). Moreira (2007) relata que o Sensoriamento Remoto (SR) assume um papel importante no monitoramento e na estimativa de diversos fenômenos da superfície terrestre, servindo de suporte para a tomada de decisões e análises. O SR permite mapear grandes áreas, ao longo do tempo e otimizando recursos econômicos. O monitoramento de grandes áreas, utilizando técnicas de sensoriamento remoto, é importante para entender as relações de interações entre os ambientes urbanos e rurais e subsidiar ações para gerenciar os recursos naturais de maneira sustentável (LU et al., 2004).

Em âmbito mundial o *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) (SMITH et al., 2014) destaca o uso do sensoriamento remoto para análise do potencial de sequestro de carbono da vegetação/solo e mapeamento da mudança no uso da terra. Para o Brasil existem duas políticas públicas embasadas em informações obtidas por imagens de satélite que já estão sendo utilizadas em todo o território nacional:

- Cadastro Ambiental Rural (CAR): instituído pela Lei nº 12.651/2012 e regulamentado pela Instrução Normativa MMA nº 2, de 5 de maio de 2014 (BRASIL, 2012). Essa lei determinou a implantação do CAR, que é um registro público eletrônico de âmbito nacional, obrigatório para todos os imóveis rurais, com a finalidade de integrar as informações ambientais das propriedades e posses rurais referentes às Áreas de Preservação Permanente - APP, de uso restrito, de Reserva Legal, de remanescentes de florestas e demais formas de vegetação nativa, e das áreas consolidadas, compondo base de dados para controle, monitoramento, planejamento ambiental e econômico e combate ao desmatamento;
- Operações de crédito do Programa de Garantia da Atividade Agropecuária (Proagro): Resolução Nº 4.427 do Banco Central do Brasil (BACEN, 2015). Desde 2016 as imagens de satélite podem ser utilizadas para fiscalizar operações de crédito.

Os trabalhos de mapeamento do uso do solo e cobertura da terra normalmente são focados nas mudanças das classes analisadas (classes de vegetação, antropizada e áreas agrícolas) ao longo do tempo (BEUCHLE et al., 2015; ZHAN et al., 2002), desconsiderando a análise das relações espaciais entre as classes. O uso dos índices de paisagem abordados em Luz et al. (2018d, no prelo) e

Gaiad et al. (2018b, no prelo) enriquecem a caracterização e a descrição das paisagens, já que expressam, quantitativamente, os elementos presentes no ambiente a ser estudado e avaliam a forma como estão interagindo.

A metodologia abordada em Luz et al. (2018a, 2018b, 2018c, 2018d, no prelo), foi concebida para oferecer um ferramental que permita ao usuário a visualização de aspectos da paisagem conjugados sob a forma de indicadores e seus respectivos índices. Ela incorpora - além de indicadores tradicionais, como a composição da paisagem - também a fragmentação de maneira pouco convencional, adotando um índice normalizado, que possibilita comparações, baseado na distância euclidiana global do habitat. Outra abordagem envolve a avaliação da qualidade das zonas ripárias, com base na conectividade estrutural desses ambientes como corredores de vegetação e no grau de pressão antropogênica que os atinge (CLERICI; VOGT, 2013), com referência à prioridade de conservação dessas áreas. Tal abordagem é especialmente importante devido às recentes mudanças na legislação florestal brasileira (BRASIL, 2012) no que diz respeito à extensão da vegetação florestal a ser mantida ou restaurada ao longo dos rios e corpos d'água (FREITAS et al., 2016; ACHARD; OLIVEIRA, 2016).

A região escolhida para testar e validar a proposta metodológica foi o município de Caçador no estado de Santa Catarina. A escolha do município deve-se à disponibilidade das imagens de satélite, com alta resolução espacial referentes aos anos de 2011 e 2014 e sem a presença de nuvens. O município de Caçador faz parte da rede Iberoamericana de Bosques Modelo (FARO, 2014). No município, também se encontram as seguintes áreas com dados de projetos de instituições de pesquisa:

- Estação Experimental da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) com dados históricos de campo provenientes de projetos de pesquisa relacionados à paisagem da região (ROSOT et al., 2013);
- Floresta Nacional de Caçador (IBDF, 1968);
- Estação Experimental de Caçador da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri);
- Estudo sobre a caracterização do entorno da reserva florestal Embrapa/Epagri de Caçador (SC) usando imagem Ikonos (KURASZ et al., 2008);

- Estudo sobre a caracterização do uso e cobertura da terra como subsídio para análise de paisagem e de vulnerabilidade da área de influência da Estação Experimental da Embrapa (ALBERGONI, 2011).

A base para o cálculo dos índices de paisagem foi o mapa de uso e cobertura da terra. Imagens ortorretificadas obtidas pelos satélites da constelação RapidEye (RE), para os anos de 2011 e 2014, e disponibilizadas pelo Ministério do Meio Ambiente foram utilizadas para a elaboração do mapa de uso e cobertura da terra, obtido empregando-se processos de classificação e análise de imagens orientada a objeto. A partir da classificação, foram utilizados índices de paisagem para avaliar a composição e a estrutura espacial da paisagem do município de Caçador em cada ano e sua evolução no período considerado.

Um método para caracterização e classificação das paisagens rurais que aborde a divisão da paisagem em classes territoriais, com base em variáveis físicas e a aplicação de uma taxonomia de paisagens baseada na dominância dos tipos de uso do solo e cobertura da terra, ainda inexistente no Brasil. Diante desse cenário, essa dissertação concentrou-se na análise das mudanças na cobertura da terra e no uso do solo e quais impactos essas transformações podem acarretar em escala de paisagem, como, por exemplo, a redução de habitats naturais.

Essa proposta de metodologia representa uma estratégia para o monitoramento contínuo da paisagem, podendo ser usada na elaboração e revisão de zoneamentos e para a definição de políticas públicas ligadas ao desenvolvimento rural, restauração de paisagens, zoneamentos ecológicos e priorização de áreas para o estabelecimento de corredores em paisagens fragmentadas.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo Geral

O presente trabalho teve por objetivo sistematizar uma sequência de procedimentos metodológicos para a classificação, a análise e o monitoramento das paisagens rurais com base em processamento digital de imagens e cálculo de índices espaciais para o município de Caçador, estado de Santa Catarina, nos anos de 2011 e 2014.

### 1.1.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos deste trabalho foram:

- Sistematizar procedimentos para o mapeamento de uso e cobertura da terra com base em imagens RapidEye e classificação orientada a objetos;
- Analisar temporalmente, com ênfase na detecção de mudanças, o uso e cobertura da terra entre os anos de 2011 e 2014;
- Verificar a probabilidade de alteração de determinada classe entre 2011 e 2014;
- Analisar os padrões espaciais da paisagem entre os anos de 2011 e 2014, por meio de indicadores de paisagem.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 SISTEMA DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS

De acordo com Cowen (1988), um Sistema de Informação Geográfica (SIG) pode ser definido como um sistema de suporte à decisão que integra dados referenciados espacialmente em um ambiente de respostas a problemas. Com o uso de SIG é possível coletar, visualizar, combinar, cruzar, analisar dados visuais e numéricos, como imagens de satélite sob a superfície terrestre, dados sobre o clima e interpretá-los para compreender as relações, padrões e tendências existentes no território.

SIG tem sido abertamente empregado no desenvolvimento de ferramentas e métodos para planejamento territorial, com incorporação de modelos de previsão e criação de mapas temáticos. Esses mapas temáticos, por meio de análises espaciais, podem ter aplicação direta em planos de ação e estratégias de planejamento territorial (STEWART; JANSSEN, 2014).

Um SIG integra ferramentas que são capazes de armazenar e processar dados espaciais e quaisquer outros conjuntos de dados a eles vinculados ou atribuídos. A aplicação de um SIG permite um maior controle e reconhecimento dos parâmetros locais e regionais, bem como maior controle sobre a aquisição, integração, conversão e difusão de dados (STEINIGER; HUNTE, 2013).

### 2.2 SENSORIAMENTO REMOTO

Florenzano (2002) define Sensoriamento Remoto (SR) como uma tecnologia que permite adquirir imagens e outros tipos de dados da superfície terrestre, por meio da captação e do registro da energia refletida, ou emitida pela superfície. Para Lillesand, Kiefer e Chipman (2015), o SR é a arte de obter informação sobre um objeto, área ou fenômeno a partir de dados coletados sem que haja o contato direto com os mesmos. O termo sensoriamento refere-se à obtenção dos dados; e remoto, significa distante, pois essa nomenclatura está relacionada à obtenção dos dados que é feita à distância, ou seja, sem o contato físico entre o sensor e a superfície terrestre.

O SR pode ser dividido em orbital e suborbital. Nos sistemas orbitais as imagens são obtidas por equipamentos localizados em órbita ao redor do planeta

Terra e nos sistemas suborbitais os equipamentos são transportados por aviões, balões ou outros veículos de transporte na atmosfera, não localizados em órbitas (JENSEN, 2011).

O SR constitui uma importante ferramenta de aquisição de dados para estudos de detecção de mudanças de uso e cobertura da terra. Dentre os dados de SR, aplicados à detecção de mudanças, destacam-se os dados obtidos por sensoriamento remoto orbital, a partir dos quais, informações atualizadas do uso do solo e de uso e cobertura da terra são obtidas de forma remota e recorrente (MYERS, 1988).

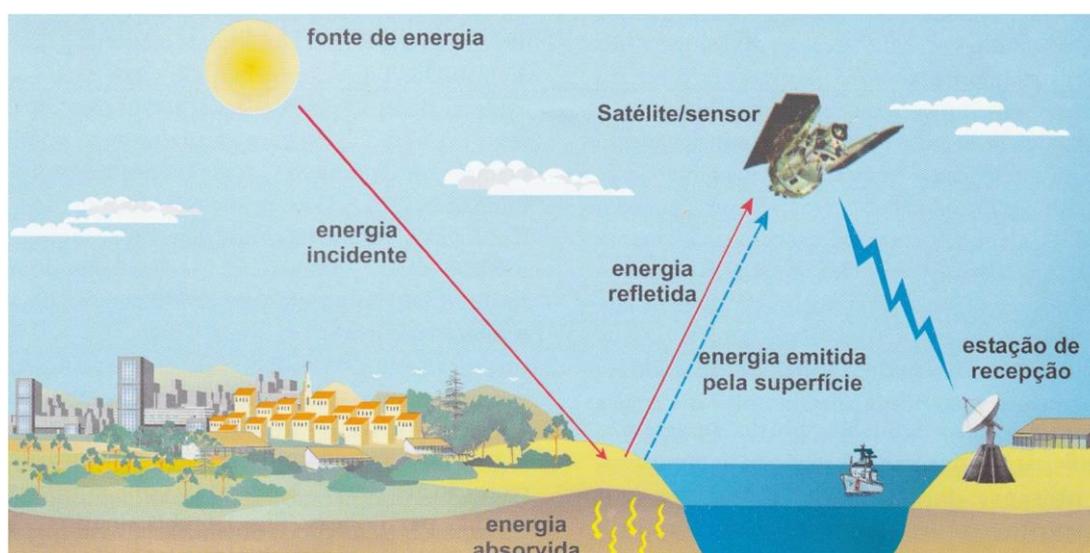
Os dados de sensores orbitais apresentam características fundamentais para a aplicação nos estudos de uso e cobertura da terra como a capacidade de observação e monitoramento de forma sinóptica, dinâmica e em diferentes escalas espaço-temporais, que possibilitam quantificar as taxas de conversão e mudança no uso e cobertura da terra (TURNER II; LAMBIN; REENBERG, 2007). O formato digital de suas imagens possibilita o emprego de algoritmos computacionais para o realce e classificação de padrões, facilitando assim o mapeamento de grandes extensões de um modo rápido e objetivo, o que faz com que essa tecnologia represente uma importante fonte de dados para o desenvolvimento, refinamento e calibração de indicadores de paisagem (SOARES FILHO, 1998).

Segundo Myers (1988), os sensores podem ser classificados em dois tipos: ativos e passivos. Os sensores ativos são aqueles que produzem energia própria de radiação, como, por exemplo, os radares, enquanto os passivos detectam a radiação refletida ou emitida pelos objetos, dependendo, portanto, de uma fonte de energia externa, como, por exemplo, o sol. Os sensores passivos são conhecidos como sensores óticos. Dentre os sensores óticos, passivos, destacam-se as imagens da constelação RapidEye (RE) que é composta por cinco satélites que coletam dados diariamente (visada lateral) ou semanalmente (visada vertical) de qualquer área do globo terrestre (PLANET, 2016).

Em um sensor passivo é registrado o fluxo radiante (energia incidente) que é refletido (energia refletida) de determinada superfície/objeto. Após o registro dos dados o sensor encaminha as informações para uma estação de recepção na Terra, como pode ser observado na Figura 1. O fluxo radiante, ao incidir sobre a superfície terrestre, apresenta três formas de interação: absorvância, refletância e transmitância (NOVO, 2010). A radiação absorvida, no caso de vegetação, pelos pigmentos da

folha, corresponde a aproximadamente 50% do total que chega até a planta, auxiliando na fotossíntese, alterando estruturas moleculares e acelerando reações. A refletância é definida pela quantidade de energia refletida em razão da energia que incide nos objetos sobre a superfície terrestre, e a transmitância, para vegetação, é a razão entre o fluxo transmitido através do dossel - estrato superior das florestas - e das camadas que constituem a folha pelo fluxo incidente sobre ele (JENSEN, 2011; PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2012).

FIGURA 1 - OBTENÇÃO DE IMAGENS POR SENSORIAMENTO REMOTO



FONTE: Florenzano (2002)

No sensoriamento remoto é registrada a Radiação Eletromagnética (REM) refletida ou emitida dos alvos sob a superfície terrestre, que é uma combinação de um campo elétrico com um campo magnético que se propagam no espaço (JENSEN, 2011). A utilização das imagens obtidas por meio do Sensoriamento Remoto é feita empregando-se a técnica do Processamento Digital de Imagens (PDI), que por sua vez, tem a finalidade de facilitar a análise e interpretação das imagens para um melhor entendimento do usuário. Crósta (1992) define o PDI como a análise e manipulação de imagens por computador com a finalidade de identificar e extrair informações da imagem, transformando-a de tal modo que a informação seja mais facilmente discernível por um analista humano.

Em SR, os sensores podem ser classificados quanto às suas características principais ou resoluções. São elas:

- Resolução espectral: refere-se à faixa espectral em que o sensor opera e aos comprimentos de onda da Região do Espectro Eletromagnético (REM), ou seja, a largura da faixa espectral em que o sensor opera (JENSEN, 2011);
- Resolução espacial: é o campo de visada instantâneo e a capacidade de distinguir os alvos entre si, sendo a menor área de um terreno que o sensor consegue discriminar (JENSEN, 2011);
- Resolução temporal: indica o intervalo de tempo que o satélite leva para voltar a recobrir a mesma área (FLORENZANO, 2002);
- Resolução radiométrica: é caracterizada pela sensibilidade que um sensor tem para discriminar as diferenças de radiação dos alvos. Essa característica está associada ao modo de armazenamento da energia. A REM é gravada em *bits*, de maneira que para cada intensidade de sinal atribuem-se tons de cinza, que variam de escuro para sinal igual a zero a cinza claro para a máxima intensidade (JENSEN, 2011).

O Ministério do Meio Ambiente (MMA) utiliza e disponibiliza o conjunto de imagens orbitais, adquiridas pelos satélites RapidEye para apoiar a obtenção das informações geospaciais temáticas relacionadas ao Programa de Regularização Ambiental. O programa fornece o conhecimento sobre a ocupação rural do País e sobre sua situação ambiental, por meio do levantamento de dados e informações geospaciais atualizadas e de estatísticas ambientais. (MMA, 2017).

O Governo Brasileiro adquiriu quatro recobrimentos completos (2011 a 2014) de todo o território nacional de imagens RapidEye. As imagens desses recobrimentos apresentam uma licença especial que permite que todos os órgãos federais, além dos órgãos estaduais de meio-ambiente, possam usá-las livremente e em diversas aplicações como fusão (SILVA et al., 2011), classificação de áreas agrícolas (SOUZA et al., 2011), predição de biodiversidade (JARDIM et al., 2011), entre outras. A Tabela 1 apresenta as especificações técnicas da constelação de satélites RapidEye.

TABELA 1 - ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS DA CONSTELAÇÃO DE SATÉLITES RAPIDEYE

Características	Informação
Número de satélites	5
Altitude orbital	630 km (sol-síncrona)
Hora de cruzamento com o Equador	11:00 ± 0:15
Tipo do sensor	Imageador <i>push broom</i> (varredura eletrônica) multispectral
Bandas espectrais	Azul: 440 – 510 nm; Verde: 520 – 590 nm; Vermelho: 630 – 685 nm; <i>Red Edge</i> : 690 – 730 nm; InfraVermelhoPróximo: 760 – 850 nm.
Tamanho do pixel (nadir)	6,5 m
Tamanho do pixel (ortorretificado)	5 m
Resolução radiométrica	12 <i>bits</i> (4.096 níveis de cinza)
Largura da faixa imageada	77 km
Capacidade do gravador de bordo	120.000km <sup>2</sup>
Revisita	5,5 dias (nadir) e diária ( <i>off-nadir</i> )
Capacidade de imageamento:	+4.000.000 km <sup>2</sup> /dia

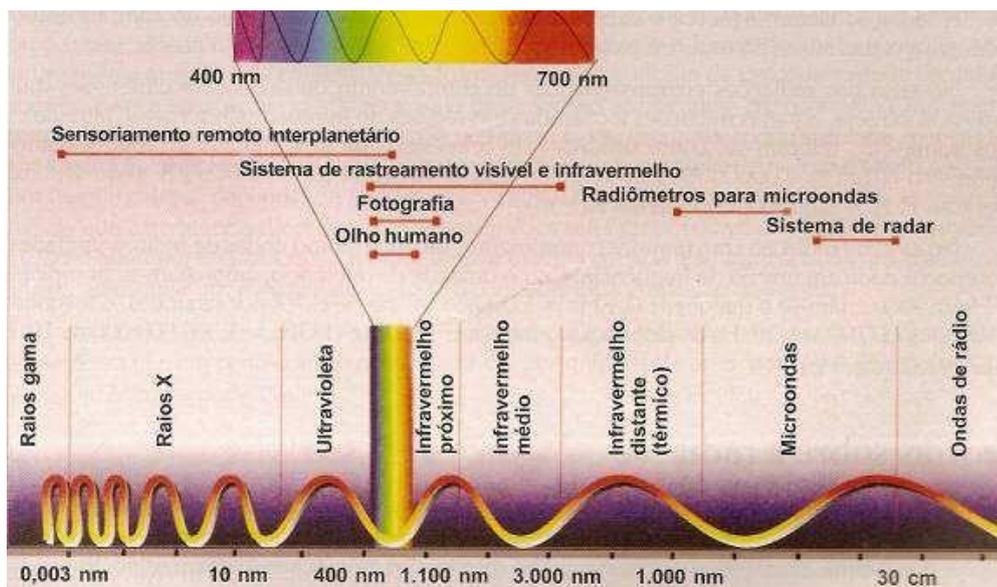
FONTE: Planet (2016).

### 2.2.1 Espectro Eletromagnético

Denomina-se espectro eletromagnético as regiões espectrais da Radiação Eletromagnética (REM) conhecidas pelo homem (MENESES; ALMEIDA, 2012). Um dos intervalos ou faixas de comprimentos de onda mais familiares é a faixa de luz visível da radiação solar, por ser aquela que o olho humano é capaz de detectar. Sabendo que a radiação eletromagnética de cada comprimento de onda interage de formas distintas e com intensidades diferentes com os objetos terrestres, um dos parâmetros mais importantes para definir as características de um sensor são os comprimentos de onda das imagens que o sensor irá adquirir. As imagens não são definidas em um comprimento de onda específico, mas abrangendo pequenos intervalos, chamados de bandas ou faixas espectrais (MENESES; ALMEIDA, 2012).

A REM varia em função da frequência e do comprimento de onda, recebendo as denominações apresentadas na Figura 2.

FIGURA 2 - COMPRIMENTO DE ONDA DA REM



FONTE: Moreira (2007).

Em função da absorção da radiação eletromagnética pela atmosfera, os intervalos de comprimento de onda em que se podem obter imagens a partir de sensores instalados em aeronaves ou satélites (MENESES; ALMEIDA, 2012), são descritos brevemente, de acordo com as características mais importantes desses intervalos espectrais:

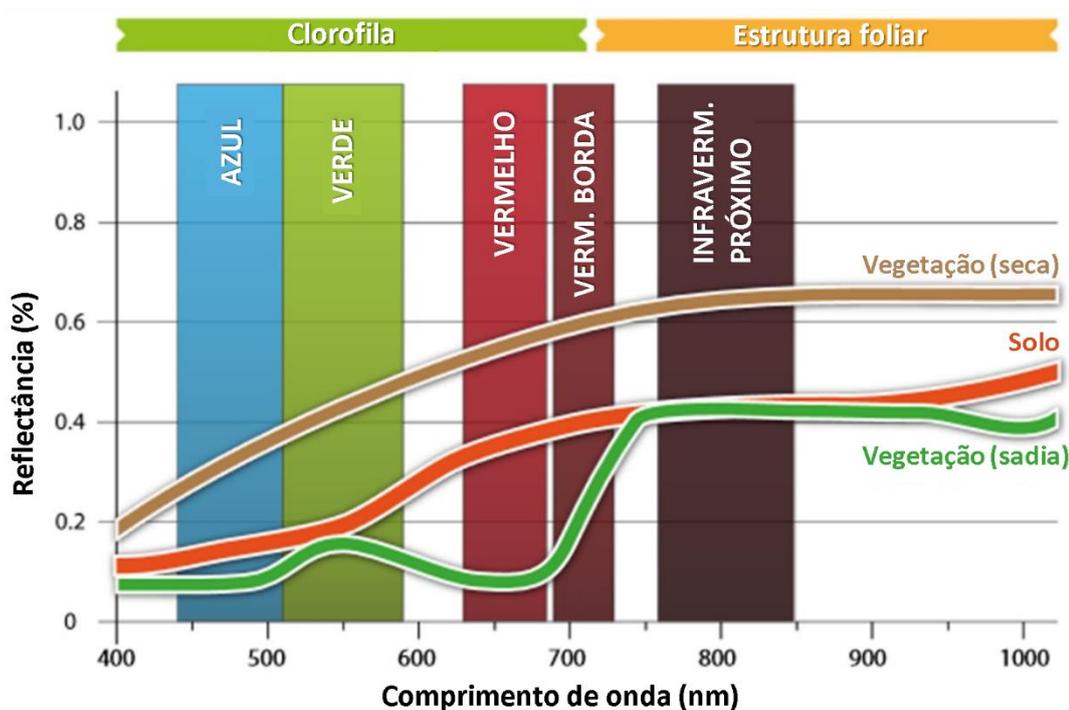
- Visível (0,45 - 0,76  $\mu\text{m}$ ): é a região do espectro solar com a mais alta intensidade de fluxo radiante e onde há a melhor janela atmosférica, bastante transparente, deixando passar uma grande quantidade de radiação. Por isso, é muito usada em sensoriamento remoto. É a região responsável pela interação com os minerais e que dá origem às suas cores e com os pigmentos da vegetação. É chamada de visível, porque o olho humano é sensível a essa região espectral;
- Infravermelho próximo (0,76 - 1,2  $\mu\text{m}$ ): região do espectro solar onde a atmosfera também é bastante transparente, mas ocorrem algumas bandas de absorção, impedindo que todo o intervalo possa ser continuamente utilizado por sensoriamento remoto;
- Infravermelho de ondas curtas (1,2 - 3,0  $\mu\text{m}$ ): é a região onde os comprimentos de onda em 1,4  $\mu\text{m}$  e em 1,9  $\mu\text{m}$  são totalmente absorvidos pelas moléculas de vapor d'água da atmosfera, proibindo o uso do

sensoriamento remoto e, por consequência, de se determinar nos materiais terrestres a presença de água molecular nas suas estruturas;

- Infravermelho médio (3,0 - 5,0  $\mu\text{m}$ ): região onde o Sol e a Terra não emitem quantidades suficientes de energia que possam ser detectadas pelos sensores. Somente alvos com elevadas temperaturas, como vulcões e incêndios, podem ser detectados, pois agem como fontes próprias de emissão de radiação. É uma região espectral pouco usada no sensoriamento remoto, à exceção de sensores meteorológicos ou atmosféricos;
- Infravermelho termal (5,0 – 1,0 mm): é conhecido como a região termal, devido à radiação emitida pelos objetos terrestres em função das suas temperaturas. Indicada para detecção de quartzo de veios nas rochas;
- Micro-ondas (3,0 - 100 cm): região de uso de sensores ativos (radar), que utilizam fontes artificiais para a geração da REM. Devido ao tamanho do comprimento de onda, o radar tem a habilidade de operar em condições atmosféricas adversas, com coberturas de nuvens ou chuvas, e pode operar tanto de dia como à noite. É importante para a geologia estrutural e mapeamento geológico porque a interação das micro-ondas com as rochas é controlada pelas texturas de relevo.

Os satélites da constelação RapidEye (RE) são equipados com sensores idênticos que capturam imagens em cinco regiões do espectro eletromagnético (EE) com resolução espacial de 5 m (PLANET, 2016). Além da aquisição de informações nas regiões do espectro eletromagnético correspondente ao visível e ao infravermelho próximo, os sensores do RE possuem a banda *Red Edge*, ou vermelho de borda, desenvolvida especialmente para caracterização da vegetação, contribuindo para uma melhor discriminação de diferentes tipologias (SOUSA et al., 2012; SCHUSTER; FÖRSTER; KLEINSCHMIT, 2012; SON; CHEN, 2013), conforme apresentado na Figura 3. A Figura 3 apresenta ainda a curva espectral característica para a vegetação seca e sadia e para solo exposto.

FIGURA 3 - CURVA DE REFLECTÂNCIA PARA VEGETAÇÃO E SOLO, DE ACORDO COM AS BANDAS PRESENTES NOS SENSORES DOS SATÉLITES RAPIDEYE



FONTE: Adaptado de Planet (2016).

### 2.2.2 Classificação de Imagens Orientada a Objetos

O conceito de uso e cobertura da terra está intimamente relacionado à forma como a paisagem se altera, e de que maneira tais alterações se manifestam na esfera socioambiental. Assim, é importante a correta percepção e avaliação da intensidade, tipo e direção das mudanças em determinadas regiões. Além de fornecer as informações necessárias para o reconhecimento da estrutura da paisagem e da organização espacial dos elementos que a compõem, bem como analisar as pressões socioeconômicas atuais, o mapeamento de uso e cobertura da terra possibilita a compreensão do período em que essas mudanças ocorreram e torna viável a determinação de vetores e tendências de cada classe de cobertura da terra.

Segundo Di Gregorio (2016), o uso e cobertura da terra pode ser determinado por meio da análise de imagens de satélite e aéreas. Mapas de cobertura da terra fornecem informações que auxiliam os gestores a melhor entender a paisagem atual. Para visualizar as alterações ao longo do tempo, são necessários mapas de cobertura da terra correspondentes a vários anos. Os mapas de cobertura da terra podem ajudar os gestores a avaliar o crescimento urbano, problemas de qualidade da água, prever

e avaliar os impactos de inundações e tempestades, os impactos potenciais do aumento do nível do mar, priorizar áreas para os esforços de conservação, e comparar as mudanças de cobertura da terra com efeitos no meio ambiente ou para conexões em mudanças socioeconômicas, tais como o aumento da população.

Os termos uso do solo e cobertura da terra possuem algumas diferenças fundamentais. O uso do solo é comumente definido como uma série de operações na superfície terrestre, realizada por seres humanos, com a intenção de obter produtos e/ou benefícios por meio da utilização de recursos terrestres. Refere-se ao propósito a que a terra serve como, por exemplo, recreação, habitat dos animais selvagens ou a agricultura. Cobertura da terra diz respeito à cobertura da superfície, se vegetação, infraestrutura urbana, água, solo nu ou outro. De forma resumida, o uso do solo indica como as pessoas estão usando a superfície terrestre. Ambos os tipos de dados são frequentemente obtidos na análise de imagens de satélite ou aéreas (DI GREGORIO, 2016).

A obtenção de mapas com as alterações de uso e cobertura da terra envolvem a classificação de imagens por técnicas pixel-a-pixel ou orientada a objetos, análises multitemporais de imagens e produtos derivados (e.g., índices de vegetação) para a detecção de mudanças e a geração de indicadores sintéticos da fragmentação da paisagem (indicadores da paisagem) (LANG; BLASCHKE, 2009). Figueiredo (2005) enfatiza a classificação de imagens como um processo de reconhecimento de classes ou grupos cujos membros exibem características comuns. Essa classificação é dividida em supervisionada e não supervisionada. A supervisionada é utilizada quando se tem algum conhecimento prévio sobre as classes na imagem, de modo a permitir ao analista definir áreas amostrais das classes. Essas áreas amostrais são utilizadas pelos algoritmos de classificação para identificar, na imagem, os pontos representativos das classes.

Informações semânticas necessárias para a interpretação de imagens estão, em grande parte, representadas em objetos significativos da imagem e em suas relações mútuas e não em pixels individuais (BAATZ; SCHÄPE, 1999). Sobretudo em imagens de alta resolução espacial é bastante provável que um pixel e seu vizinho pertençam a uma mesma classe de uso e de cobertura da terra, ainda que a resposta espectral não seja idêntica, já que nesse tipo de imagem, pixels de uma mesma classe apresentam certa heterogeneidade ou textura (BLASCHKE; STROBL, 2001).

Na análise de imagens com orientação a objeto, os processamentos para sua

classificação são elaborados além do valor de brilho, podendo-se utilizar a forma (área, perímetro), textura, tipologia com relação a outras camadas ou níveis dos objetos e informações adicionais como atributos (BAATZ; SCHÄPE, 1999).

Em trabalho pioneiro com classificação orientada a objetos no Brasil, Antunes (2003) buscou mapear tipologias vegetais em ambiente ciliar do Rio Paracatu, no Paraná, a partir do uso de imagens Ikonos. O autor comparou os resultados obtidos por métodos tradicionais de classificação automática baseados em pixels, como máxima verossimilhança, lógica *fuzzy* e classificação orientada a objetos, e verificou a superioridade deste último.

A classificação de imagens orientada a objeto utiliza a informação espectral de cada pixel da imagem e a informação espacial que envolve a relação entre o pixel e seus vizinhos. Estes classificadores procuram simular o comportamento de um fotointérprete, ao reconhecer áreas homogêneas, baseados nas propriedades espectrais e espaciais dessas áreas na imagem. Desta forma, as fases para a classificação de imagens, com direcionamento ao objeto, iniciam-se pela segmentação, onde pixels vizinhos homogêneos são agrupados formando-se objetos; a etapa seguinte é a extração de informações a respeito dos objetos e, em seguida, a classificação, que consiste em identificar e rotular, em uma classe, os objetos que apresentam mesma similaridade de acordo com uma dada estrutura de árvore de decisão (ROLIM, 2003).

Segundo Goldschmidt e Passos (2005), uma árvore de decisão é uma estrutura em que cada nó interno da árvore representa uma decisão sobre um atributo que determina como os dados são particionados pelos seus nós filhos. Para classificar um objeto, começa-se pela raiz da árvore, faz-se o teste de decisão usando os atributos associados àquele nó e seleciona-se o ramo da árvore cujo teste foi positivo. O processo continua até encontrar uma folha que indica a classe à qual o objeto, ou segmento, pertence.

As etapas básicas para construção de uma árvore de decisão são: escolher atributos significativos que representem o conjunto de dados de treinamento; estender a árvore adicionando um ramo para cada valor de atributo encontrado, determinando o conjunto de condições (regras); passar os exemplos para as folhas, tendo em conta o valor do atributo escolhido; e para cada folha verificar: se todos os exemplos são da mesma classe, associar essa classe à folha; senão, repetir o processo até encontrar a classe associada à folha (MITCHELL, 1997).

A classificação orientada a objetos tem como base um fluxo determinado de procedimentos, que se inicia pelo emprego de técnicas de segmentação para a criação dos objetos. A segmentação de uma imagem consiste na divisão ou separação da imagem em regiões de atributos similares ou de mesmas características, executada até quando os objetos de interesse tiverem sido isolados (AMIT, 2002). O processo de segmentação pode ser aplicado por três parâmetros definidos pelo usuário: escala, forma e compacidade. O parâmetro de escala determina a heterogeneidade máxima permitida para os objetos da imagem, e seu valor varia de acordo com o tamanho dos objetos resultantes; assim, um parâmetro de escala com valores maiores produz objetos maiores. O parâmetro de forma consiste na união dos parâmetros de compacidade e suavidade, em que o parâmetro compacidade é definido pela razão da área do objeto e o raio da circunferência abrangente, e o parâmetro de suavidade expressa o limite entre objetos, que, quanto mais fractal, maior o índice de forma (ESCH et al., 2008; EVANS et al., 2010). Definidos os objetos, extraem-se informações espectrais e geoindicadores por meio das regras implementadas na árvore de processos (BLASCHKE, 2005; TSO; MATHER, 2001).

Abordagens de análise de imagens orientada a objetos (OBIA) oferecem boas soluções para classificar imagens de satélite (KAMAGATA et al., 2006; MARANGOZ; ORUC; BUYUKSALIH, 2004). Lindquist e D'Annunzio (2016) realizaram um trabalho com OBIA, com uma rede amostral global de imagens da série de satélites Landsat (1990, 2000 e 2005) para classificação de uso e cobertura de terra. Os autores descreveram e analisaram a aplicação de uma segmentação automatizada de imagens. A OBIA forneceu um meio eficiente de processamento de mais de 11.000 locais de amostragem, 33.000 recortes Landsat de 20 x 20 km e mais de 6,5 milhões de polígonos individuais. A classificação orientada a objetos pode ser utilizada em conjunto com outras técnicas de processamento digital de imagens, como as matemáticas de bandas espectrais como o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) e o índice da água da diferença normalizada (NDWI) (FERNANDES; NUNES; SILVA, 2012).

### 2.2.3 Índices Espectrais

Os índices espectrais de vegetação, solo e água, podem ser definidos como

a combinação de dados de duas ou mais bandas espectrais de uma imagem, selecionadas com o objetivo de melhorar a relação desses dados com os parâmetros da vegetação, solo e água (GAO, 1996; HUETE, 1988; ROUSE et al., 1974). Esses índices melhoram a qualidade da classificação quando utilizados na árvore de decisão para a classificação orientada a objetos de uma imagem (TAKEUCHI; YASUOKA, 2004). As matemáticas de bandas espectrais podem ser inseridas como parâmetros de entrada no processo de classificação orientada a objetos, para ampliar o grau de informação para caracterização dos alvos no mapeamento de uso do solo e cobertura da terra. Na Tabela 2 estão apresentados os índices espectrais mais comumente utilizados no processo de classificação das imagens.

TABELA 2 - ÍNDICES ESPECTRAIS MAIS COMUMENTE UTILIZADOS

Índice	Equação	Descrição	Referência
<b>RVI</b> (Ratio Vegetation Index – índice de Vegetação por Razão Simples entre Bandas)	$RVI = \frac{IVP}{V}$	Quanto mais claro o tom de cinza, maior a densidade de vegetação. Tons de cinzas médios indicam pouca vegetação e tons de cinza totalmente escuros indicam ausência de vegetação, o que só pode ocorrer nas áreas de corpos de água, de solos expostos, áreas com nuvens.	Jordan (1969)
<b>NDVI</b> (Normalized Difference Vegetation Index – Índice de Vegetação da Diferença Normalizada)	$NDVI = \frac{IVP - V}{IVP + V}$	O valor de NDVI varia de -1 a +1. Em geral os valores negativos representam as nuvens e ao redor de zero representam solo exposto ou sem vegetação. Em uma superfície de vegetação em pleno vigor do crescimento vegetativo, o grau de verde alcança o valor máximo. A vegetação densa tenderá a valores positivos (em torno de 0,3 a 0,8), enquanto a água, as nuvens serão caracterizadas por valores negativos.	Rouse et al. (1974)
<b>SAVI</b> (Soil Adjusted Vegetation Index – Índice de Vegetação Ajustado ao Solo)	$SAVI = \frac{IVP - V}{(IVP + V) * (1 + L)}$	A primeira parte da equação SAVI é idêntica ao índice NDVI; se L for igual a zero o SAVI é igual ao NDVI. Para áreas de cobertura vegetal intermediária, L é tipicamente em torno de 0,5. Indicado para separar vegetação de solo exposto/agricultura. Otimiza a resposta espectral da vegetação em relação ao solo	Huete (1988)
<b>EVI</b> (Enhanced Vegetation Index - Índice de Vegetação Melhorado)	$EVI = G \left( \frac{IVP - V}{(IVP + C_1 V - C_2 * A + L)} \right)$ G=2.5, C1=6, C2=7.5 e L=1	O EVI foi desenvolvido para promover a redução das influências atmosféricas e do solo de fundo do dossel no monitoramento da vegetação.	Justice et al. (1998)
<b>NDWI</b> (Normalized Difference Water Index - Índice de Água da Diferença Normalizada)	$NDWI = \frac{VERDE - IVP}{VERDE + IVP}$	Valores positivos são tipicamente corpos d'água, enquanto valores negativos são tipicamente características não-hídricas. O valor de NDWI varia de -1 a 1.	McFeeters (1996)
<b>TVI</b> (Transformation Vegetation Index - Índice de Vegetação Transformada)	$TVI = \sqrt{\frac{IVP - V}{IVP + V}} * 0,5$	Utilizado quando a densidade da vegetação é baixa e a diferença normalizada pode resultar em valores negativos. Evita os valores negativos gerados pela normalização do NDVI	Rouse et al. (1974)

FONTES: Elaborado pelo autor (2018).

LEGENDA: IVP = Infravermelho próximo, V = vermelho, VERDE = verde, A, C<sub>1</sub>, C<sub>2</sub> e L são constantes adimensionais.

O índice mais utilizado é o NDVI, proposto por Rouse et al. (1974). Esse índice tornou possível – por sua simplicidade e relativa alta sensibilidade à densidade de uso e cobertura vegetal – comparações espaciais e temporais da atividade fotossintética

terrestre, bem como o monitoramento sazonal, interanual e de variações de longo prazo de parâmetros estruturais, fenológicos e biofísicos da vegetação em escala global (WANG; LIU; HUETE, 2003).

### 2.3 ANÁLISE DA QUALIDADE TEMÁTICA

Apesar da utilização de técnicas sofisticadas para o mapeamento temático, algumas limitações ainda são encontradas, de forma que nas classificações decorrentes de processos automatizados, como é o caso da elaboração dos mapas de uso e cobertura da terra, erros resultantes de interações complexas entre as estruturas espaciais da paisagem, a resolução do sensor, os algoritmos de pré-processamento e os procedimentos da própria classificação podem ocorrer (CAMPBELL, 1996). Assim, a acuracidade dos mapas de uso e cobertura da terra deve ser conhecida, tendo em vista que o cálculo dos indicadores e índices de paisagem derivam diretamente deste produto. A qualidade dos resultados gerados pelos índices de paisagem está diretamente atrelada à qualidade temática dos mapas de uso e cobertura da terra.

A validação de um mapa de uso e cobertura da terra refere-se a um conjunto de técnicas necessárias à determinação da sua qualidade, que se divide em três pontos principais: o desenho amostral, a estratégia de verificação e o protocolo de análise e estimativa dos resultados (STEHMAN; CZAPLEWSKI, 1998). Inclui a avaliação da acurácia por meio da comparação entre os resultados da imagem classificada e outras fontes de informação, em observações baseadas em um desenho amostral probabilístico, permitindo a estimativa da acurácia global, da acurácia do produtor e do usuário e dos erros de omissão e comissão (STRAHLER et al., 2006). A avaliação da acurácia é um requisito básico no processo de elaboração e distribuição de mapas temáticos e uma condição necessária para a comparação de resultados e o uso dos produtos de um mapeamento (STEHMAN; WICKHAM, 2011; RADOUX; BOGAERT, 2017). Pontos de controle verificados em campo ou em imagens de melhor resolução espacial permitem quantificar a qualidade dos resultados gerados (STEHMAN; CZAPLEWSKI, 1998; STEHMAN, 2009).

Muito se discute sobre recomendações a serem adotadas para a avaliação da qualidade de classificações temáticas, sobretudo quando a análise orientada a objetos é adotada. De acordo com Radoux e Bogaert (2017), as boas práticas de avaliação

da acuracidade temática envolvendo a avaliação de matrizes de erro descritas por Olofsson et al. (2014) e Strahler et al. (2006) podem ser adotadas em muitos dos casos, mesmo quando a segmentação de imagens e a classificação orientada a objetos são utilizadas. As boas práticas de Olofsson et al. (2014) também são adotadas no guia prático elaborado por Finegold et al. (2016), publicado pela *Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO/ONU)*.

Olofsson et al. (2014) recomendam que a avaliação da acurácia leve em consideração a proporção de área com base na amostragem dos pontos de referência ou controle. As boas práticas incluem:

- I. a implementação de um desenho amostral probabilístico selecionado para atingir os objetivos prioritários da estimativa de área e de acurácia ao mesmo tempo em que existem restrições práticas como os custos e a disponibilidade de fontes de referências;
- II. a implementação de um protocolo de verificação baseado em fontes de dados de referência que forneçam informações suficientemente detalhadas em termos de resolução espacial e temporal para a correta rotulagem de cada segmento (objeto na superfície terrestre);
- III. a implementação de uma forma de análise consistente com o desenho amostral e o protocolo de verificação;
- IV. sumarização da avaliação da acurácia por meio da matriz de erros em termos da proporção de área e estimativa da acurácia global, acurácia do usuário (ou erro de comissão) e acurácia do produtor (ou erro de omissão);
- V. estimativa da área por classe baseada na classificação de segmentos de referência;
- VI. quantificação da incerteza pela inclusão do intervalo de confiança para os parâmetros de acurácia e área;
- VII. avaliação da variabilidade e do erro potencial na referência da classificação;
- VIII. documentação dos desvios das boas práticas que podem substancialmente afetar os resultados.

A seguir são apresentados os conceitos básicos adotados em consonância com as boas práticas propostas por Olofsson et al. (2014) e os procedimentos

necessários para a validação do mapeamento de uso e cobertura da terra.

### 2.3.1 Desenho Amostral

O desenho amostral consiste no protocolo para a seleção de pontos de controle, sendo que a recomendação mais crítica é a de que as amostras sejam selecionadas de forma randômica onde a probabilidade de inclusão de cada amostra seja conhecida e maior do que zero para cada uma das classes (OLOFSSON et al., 2014).

A seleção sistemática de pontos de controle é capaz de fornecer estimativas mais precisas do que a seleção randômica simples e o desenho amostral sistemático é bastante apropriado para comparações com outros estudos, já que as amostras de campo podem seguir a mesma configuração, permitindo a coleta de informações durante campanhas de campo para a validação da imagem classificada (OLOFSSON et al., 2014).

### 2.3.2 Estratégia de Verificação

No contexto da avaliação de acurácia, a estratégia de verificação compreende todos os aspectos do protocolo que determinam a concordância entre a classe atribuída à unidade amostral na imagem classificada e a mesma área na referência. Os principais elementos da estratégia de verificação são as dimensões dos segmentos das classes, a fonte de informações utilizada como referência, o protocolo de rotulagem e as definições de concordância entre as classificações da imagem e da referência (OLOFSSON et al., 2014).

Devido à disponibilidade de um amplo acervo de imagens de satélite de alta resolução espacial e temporal, o uso do Google Earth consta nas boas práticas citadas por Olofsson et al. (2014). Uma prática recomendada pelos autores quando imagens do Google Earth são utilizadas é a verificação da data de aquisição das cenas, que consta na parte inferior da tela. Deve-se utilizar a imagem com a data mais próxima possível da data de aquisição da(s) imagem(s) RapidEye. Outra fonte de dados consiste na coleta de novos pontos em campo. Nesta etapa são empregados índices como acurácia geral, índice de Kappa, acurácia do produtor e acurácia do usuário.

### 2.3.3 Análise e Estimativa dos Resultados

Esta etapa inclui os protocolos de como quantificar a acurácia, a formulação e a abordagem de inferência a serem adotadas para a estimativa da acurácia e da área e a quantificação da incerteza dessas estimativas. A matriz de erros tem papel principal nesta etapa (OLOFSSON et al., 2014).

As matrizes de erro são o meio mais comum de se expressar a acuracidade de uma classificação temática (FOODY, 2002), fornecendo a base para descrever a precisão da classificação e caracterizar os erros, ajudando a refinar a classificação ou estimativas que possam derivar dessa (FIGUEIREDO; VIEIRA, 2007; FOODY, 2002). Tais matrizes comparam, classe a classe, a relação entre os dados de referência conhecidos e os respectivos resultados de uma classificação. A partir dessas matrizes a avaliação da acurácia é obtida por meio de coeficientes de concordância, que podem ser expressos como concordância total ou para classes individuais (LILLESAND; KIEFER; CHIPMAN, 2015).

Especificar uma única medida para todos os fins de avaliação da acurácia da classificação, apesar de ser o desejado, ainda não é possível, pois um único coeficiente sozinho ainda não é capaz de fornecer uma avaliação satisfatória quanto à qualidade de uma classificação (FOODY, 2002). Assim, recomenda-se que, ao invés de simplesmente fornecer um coeficiente básico para avaliação da acurácia da classificação de imagens (como, por exemplo, o índice percentual de exatidão global de cada classe), sejam adotadas mais medidas de acurácia, além de fornecer a matriz de confusão como uma descrição mais completa da qualidade da classificação.

Além disso, nas avaliações clássicas de acurácia de mapas temáticos todas as atribuições incorretas têm o mesmo peso. Muitas vezes, no entanto, alguns erros são mais importantes, ou prejudiciais, do que outros. Em muitos casos, erros observados numa classificação ocorrem entre classes similares e, por vezes, estes podem não ter importância para o produto final, enquanto outros podem ser muito significativos (FOODY, 2002).

### 2.3.4 Reambulação

Hoje inúmeros sensores satelitários e aerotransportados, bem como múltiplas fontes de dados auxiliares, encontram-se disponíveis para mapeamentos de uso e

cobertura da terra, em diferentes escalas e com classes estabelecidas de acordo com distintos objetivos. Uma componente fundamental da atividade, entretanto, é a verificação da concordância entre as classes mapeadas durante a execução do processo cartográfico e as classes observadas no terreno (verdade terrestre). Já em 1990, Dicks e Lo (1990) comentavam o fato de que, por dificuldades orçamentárias, falta de tempo ou de treinamento adequado, muitos mapas de uso e cobertura eram produzidos sem que se quantificasse e documentasse sua acuracidade temática.

Segundo Rosot et al. (2017), os levantamentos de campo ou verificação *in situ* na área objeto de mapeamento podem servir a três propósitos: adquirir pontos de controle que serão usados como amostras de treinamento no processo de classificação de imagens digitais; adquirir pontos amostrais independentes, destinados à avaliação da acuracidade temática do mapa produzido ou; coletar informações sobre o uso e cobertura das feições já mapeadas, porém somente sobre as quais se tem dúvidas que podem comprometer a qualidade do mapeamento. Tratando-se desse último caso, o processo de verificação em campo é conhecido, genericamente, pelo nome de reambulação. Esse processo é demandado quando as feições ou objetos mapeados e a classe à qual pertencem geraram alguma dúvida. Eventualmente uma determinada feição pode ser classificada como agricultura e pastagem, mas, na verdade, pertencer à classe gramínea, por exemplo. Esses casos são verificados no trabalho de campo denominado reambulação.

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2017b), o processo de reambulação é definido como sendo o trabalho realizado em campo, com base em fotografias aéreas, destinado à identificação, localização, denominação e esclarecimentos de acidentes geográficos naturais e artificiais existentes na área da fotografia, mesmo que nela não apareçam por qualquer motivo (nuvens, sombra, vegetação, existência mais recente e outros). A reambulação tem como objetivo verificar a qual classe de uso e cobertura pertencem determinados polígonos gerados pela classificação digital de imagens.

## 2.4 PAISAGEM

O estudo da paisagem fomenta o planejamento, o incentivo e a implementação de políticas públicas que integrem a restauração florestal com aspectos antrópicos de uso e cobertura da terra (PERES; LAQUES; GURGEL, 2016;

WEISS et al., 2015; FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007). Esse estudo pode, ainda, ser mencionado como análise da paisagem ou - conforme termo adotado por muitos autores -, ecologia da paisagem. A ecologia de paisagem, segundo a escola europeia, se tornou uma ciência base para o planejamento do uso do solo, conservação e uso dos recursos florestais, dentre outros (LANG; BLASCHKE, 2009).

Existem múltiplas definições para o termo paisagem, mas, em sua concepção ecológica, trata-se de um território heterogêneo composto por um grupo de ecossistemas que interagem e se repetem de forma similar por toda a sua superfície (FORMAN; GODRON, 1986). Pode-se dizer que a paisagem é a escala adequada para o planejamento sustentável por duas razões principais (LEITÃO et al., 2006). Em primeiro lugar, sua extensão possibilita conter vários ecossistemas diferentes, com suficiente redundância em composição, estrutura e função para sustentar a variabilidade natural enquanto mantém os fluxos do ecossistema. Em segundo lugar, a paisagem é consistente com a escala de percepção humana, tomada de decisões e gestão física (FORMAN, 1995).

Forman (1995) define a paisagem como um mosaico onde a mistura de ecossistemas locais ou usos da terra são repetidos de forma similar em uma área ampla. Esta abordagem enfatiza a heterogeneidade espacial e efeitos ecológicos do padrão espacial de ecossistemas em grandes áreas de mosaicos de paisagens. Comparada com a abordagem europeia, que é mais voltada para o planejamento do uso da terra e processos de tomada de decisão (TURNER; GARDNER, 1990), a abordagem norte-americana enfatiza os processos ecológicos.

No Brasil, o reconhecimento formal do termo paisagem remonta à década de 40 (GUIMARÃES, 1942) quando surgiram as primeiras tentativas de se estabelecer divisões regionais do território baseadas nas características da paisagem descrevendo-as (BRASIL, 1968). A ecologia de paisagem no Brasil está voltada à busca de estratégias para a conservação da biodiversidade e ao estudo das relações entre padrões espaciais e processos ecológicos (TAMBOSI et al., 2014; LIRA et al., 2012; METZGER et al., 2007; OLIVEIRA FILHO; METZGER, 2006).

Turner et al. (1998) afirmam que a estrutura da paisagem decorre de complexas interações entre fatores físicos, biológicos, políticos, econômicos e sociais, definindo uma estrutura fragmentada por usos do solo distintos. O entendimento sobre os impactos das alterações antrópicas em processos de origem natural recorre à análise da estrutura da paisagem, que é fundamental para designar sua configuração

e que corresponde à estrutura espacial explícita do mosaico de usos do solo (LANG; BLASCHKE, 2009). A detecção e a caracterização de como essas paisagens estão configuradas e compostas espacialmente pode ser efetuada por programas computacionais como o GidosToolbox (VOGT; RIITERS, 2017), que, por meio de índices, apresentam indicadores sobre o grau de fragmentação, a conectividade entre áreas, a interface de bordas e o mosaico da paisagem, dentre outros aspectos.

#### 2.4.1 Indicadores de Paisagem

A análise de paisagens envolve a execução de medições de sua estrutura para poder quantificar e especificar os efeitos dos processos ecológicos (O'NEILL et al., 1997). Normalmente é realizada por meio de índices, ou indicadores, conhecidos como indicadores da paisagem, que possibilitam a quantificação de sua composição e configuração e têm sido empregadas para caracterizações quantitativas, pois permitem a comparação entre paisagens, a identificação das principais diferenças e a determinação das relações entre seus processos funcionais e padrões (TURNER; GARDNER, 1990). Segundo McGarigal e Marks (1995), a composição refere-se às feições associadas à presença ou à ausência dos elementos na paisagem, enquanto a configuração está relacionada à distribuição física desses elementos na paisagem.

Os indicadores de paisagem, de acordo com Kupfer (2012), são índices quantitativos que descrevem os aspectos espaciais e de como estão compostas as paisagens, tendo como base as imagens de satélite e informações de um sistema de informações geográficas. Os elementos da paisagem, ou seja, suas composições, são caracterizados por manchas e os padrões da paisagem podem ser descritos usando indicadores que quantificam o tamanho, o formato e o isolamento dessas composições.

Uma vantagem de aplicação dos índices de estrutura em estudos de paisagem deve-se ao fato de que eles foram deliberadamente projetados para minimizar a necessidade de informação adquirida em campo (O'NEILL, 1988). Os índices podem ser empregados na forma de camadas em um sistema de informações geográficas, com o objetivo de se facilitar uma análise da paisagem (RIPPLE; BRADSHAW; SPIES, 1991; LAGRO, 1991).

O uso e a combinação de mais de um grupo de indicadores e índices é altamente recomendável por fornecer mais informações para a conservação da

paisagem (LINDENMAYER et al., 2008) uma vez que apenas o mapeamento do uso e cobertura da terra por si só, e a quantificação das respectivas superfícies não proveem informações sobre o padrão da paisagem florestal, sua fragmentação e conectividade. De fato, nenhuma medida única, analisada isoladamente, pode capturar integralmente a complexidade do arranjo espacial dos fragmentos em uma paisagem (ESTREGUIL; DE RIGO; CAUDULLO, 2014). De tal maneira, um conjunto de índices pode constituir uma ferramenta para o planejamento estratégico da paisagem e a possibilidade de se quantificar avanços no estabelecimento de determinadas políticas voltadas à gestão territorial e ao uso e conservação de florestas.

Para tanto, Estreguil, De Rigo e Caudullo (2014) afirmaram que os índices devem ser organizados dentro de componentes do padrão da paisagem que sejam significativos e de fácil entendimento. Além disso, é necessário definir diretrizes e padronizações a respeito das análises de paisagens Estreguil, Caudullo e Whitmore (2012).

O estudo de Martinez del Castillo et al. (2015) mostrou o potencial das técnicas e indicadores de paisagem para fornecer medições precisas que podem ser reproduzidas em outras áreas. O trabalho analisou as mudanças espaciais e temporais da cobertura florestal no Parque Natural de Moncayo (Espanha) de 1987 a 2010. Quatro imagens Landsat foram usadas para mapear nove classes de cobertura da Terra. Esse estudo foi capaz de destacar informações sobre a estrutura e dinâmica da floresta ao longo de um período em termos espaciais e quantitativos, reafirmando o valor da abordagem de indicadores de paisagem para fins de gestão. Os resultados revelaram que as mudanças globais podem ser quantificadas, e este tipo de abordagem é necessária para que os gestores avaliem as suas ações.

Estreguil, De Rigo e Caudullo (2014) apresentaram uma caracterização genérica, reprodutível e integrada de padrões de paisagem em uma estrutura de modelagem. A metodologia proposta pelos autores foi validada utilizando sessenta e cinco mapas de uso e cobertura da terra do projeto europeu EBONE (*European Biodiversity Observation Network*). As classes dos mapas foram simplificadas para somente quatro classes. Foram aplicados doze índices de paisagem agrupados em quatro categorias: composição geral da paisagem, morfologia do habitat, interface de borda e conectividade. O trabalho também promoveu a derivação de um conjunto pequeno, simples e integrado de índices, facilmente customizados, cujo o uso está

condicionado ao foco e à semântica do usuário.

Luz et al. (2018c, no prelo) apresentaram uma metodologia para a caracterização genérica, concisa e desenhada para ser reproduzível, dos padrões de habitat e se baseia numa descrição matemática harmonizada que classifica índices conhecidos. Os autores se basearam na premissa de que existe uma forte conexão entre os padrões, funções e processos que ocorrem dentro das paisagens, sendo de particular relevância no contexto da elaboração de relatórios públicos a respeito dos padrões de habitats, fragmentação e conectividade da componente florestal das paisagens brasileiras. No trabalho, os modelos apresentados foram revistos de forma a apresentar novos índices, quando combinados e integrados, podendo ser espacialmente explícitos, representando tanto a composição quanto a configuração da paisagem.

Luz et al. (2018d, no prelo) selecionaram sete indicadores para avaliar a paisagem de unidades amostrais piloto no estado do Paraná, bem como sua forma de cálculo e composição de índices e scores. Essas amostras de paisagem constituem uma nova fonte de dados do Inventário Florestal Nacional do Brasil (IFN-BR) (LUZ et al., 2018a, no prelo; LUZ et al., 2018c, no prelo), complementando os elementos biofísicos e socioambientais coletados com outras abordagens. A partir da análise do uso e cobertura da terra nessas unidades amostrais foram gerados índices de paisagem, capazes de apresentar informações a respeito da sua composição, morfologia, padrão de mosaico, similaridade de habitats adjacentes, conectividade, fragmentação e situação das zonas ripárias. Os índices podem ser fornecidos individualmente para cada região ou sumarizados por classes, considerando diferentes ecorregiões ou unidades político-administrativas.

Para escolha dos indicadores devem ser considerados tantos os objetivos do trabalho quanto a extensão espacial da área de estudo. Luz et al. (2018d, no prelo) estabeleceram sete categorias de indicadores de qualidade da paisagem de acordo com o tema de análise e tendo-se em vista que nenhuma medida única pode captar integralmente a complexidade dos arranjos espaciais dos componentes das paisagens do território nacional. Dessa maneira, os indicadores da qualidade da paisagem se referem à sua composição, morfologia, mosaico, interface de bordas, conectividade, fragmentação e zonas ripárias. Na Tabela 3 está apresentada uma breve descrição dos indicadores empregados, por distintos autores para a análise de paisagem.

TABELA 3 - INDICADORES PARA A ANÁLISE DA PAISAGEM

MÉTRICA	DESCRIÇÃO	Fonte
<b>Composição da Paisagem</b>	Porcentagem da superfície ocupada pelas classes de uso e cobertura para cada ano (2011 e 2014).	Luz et al. (2018d, no prelo; 2018c, no prelo)
<b>Análise Morfológica de Padrões Espaciais (MSPA)</b>	Categorização das áreas de floresta conforme se localizam no interior, borda ou porções lineares dos fragmentos.	Wickham et al. (2010), Soille e Vogt (2008)
<b>Mosaico de Paisagem (LM)</b>	Determinação das classes de uso predominantes na vizinhança dos fragmentos de floresta.	Riitters; Wickham e Wade (2009), Wickham e Norton (1994)
<b>Interface de Bordas</b>	Deriva da integração do LM com o MSPA. Representa o percentual de interface de bordas, ou similaridade de habitats adjacentes, dos fragmentos com outras classes de uso e cobertura.	Estreguil, De Rigo e Caudullo (2014)
<b>Conectividade</b>	Probabilidade de que dois pontos, colocados aleatoriamente dentro da paisagem, se localizem em áreas que são acessíveis entre si.	Saura e Rubio (2010), Saura e Torné (2009)
<b>Fragmentação</b>	Grau de fragmentação da floresta.	Vogt e Riitters (2017), Mcgarigal e Mccomb (1999)
<b>Zonas Ripárias</b>	Proporção de corredores estruturais sob pressão antrópica sob alguma forma de proteção (APP).	Clerici et al. (2011)

FONTE: O autor (2018).

A configuração das paisagens tem sido abordada no contexto da análise morfológica de padrões espaciais (MSPA) (LUZ et al., 2018d, no prelo; VOGT; RIITTERS, 2017; SAURA et al., 2011a) e de índices de conectividade desenvolvidos com base no conceito de acessibilidade à escala de paisagem tais como o índice integral de conectividade e a probabilidade de conectividade (SAURA; RUBIO, 2010; SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007; PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006). Esses dois últimos permitem avaliar a contribuição de cada nó (fragmento) e conector (corredor) para a manutenção da conectividade da rede, quantificando o impacto de sua remoção (SAURA et al., 2011a).

Segundo Vogt e Riitters (2017), a MSPA é um processo aplicado para detectar áreas intactas de florestas, diferenciar entre área de interior e áreas de borda e encontrar as conexões entre elas. A abordagem MSPA baseia-se na segmentação dos objetos que estão em *foreground*, conjunto das classes de interesse consideradas

na análise, em uma dada imagem binária, dividindo-os em sete classes MSPA (SOILLE; VOGT, 2008; WICKHAM et al., 2010). Segundo Luz et al. (2018d, no prelo), a MSPA faz uma descrição da geometria (tamanho e forma) e da conectividade (classes de fragmentação) dos componentes de uma imagem de entrada. A segmentação MSPA é realizada somente na classe *foreground* e a classe de dados ausentes será ignorada durante o processo. As operações morfológicas, tais como erosão e dilatação, são transformações que resultam na alteração da forma da imagem, aplicando-se um operador sobre a imagem original conhecido como elemento estruturante. De acordo com Gonzalez e Woods (2007), a erosão basicamente encolhe uma imagem e pode ser vista como uma transformação morfológica que combina dois conjuntos usando vetores de subtração. A dilatação é uma transformação morfológica que combina dois conjuntos usando adição vetorial.

A esqueletização, ou afinamento, pode ser vista como uma erosão condicional onde um objeto é erodido até atingir o menor tamanho possível ou a condição imposta para a esqueletização (JONKER, 2002). Um método básico para esqueletização (em inglês, *skeletons*) é o afinamento (em inglês, *thinning*) que consiste em remover todos os pixels do contorno do objeto exceto aqueles ao longo do esqueleto. É processo de redução do objeto original para uma versão simplificada que ainda retém as características essenciais do mesmo. A versão afinada do objeto original é chama de esqueleto (GONZALEZ; WOODS, 2007).

O mosaico da paisagem (LM) classifica um determinado local de acordo com a quantidade (superfície) de agricultura e de áreas urbanizadas ao seu redor. O objetivo geral dessa abordagem é gerar informações sobre riscos de isolamento de habitats e efeitos de borda naquele determinado local devido a atividades antrópicas. Mais especificamente, pode-se estimar a proporção de florestas ou campos naturais em paisagens com predominância de classes de uso e cobertura naturais, urbanizadas ou agrícolas (LUZ et al., 2018d, no prelo).

O modelo de interface de bordas é derivado da integração do mosaico da paisagem (LM) e do modelo morfológico (MSPA) (ESTREGUIL; DE RIGO; CAUDULLO, 2014), sendo caracterizado de acordo com a similaridade de habitats adjacentes (bordas de cobertura arbórea/arbustiva ao longo de áreas naturais ou semi-naturais, ou mais antrópicas ou artificiais). Segundo Luz et al. (2018d, no prelo), a importância da análise de Interface de Bordas reside no fato de que a fragmentação está relacionada à mudança do uso e cobertura da terra de áreas adjacentes a

fragmentos florestais, de forma que esse indicador permite avaliar a susceptibilidade a que estão submetidas as bordas dos fragmentos, quanto à pressão antrópica imposta por outros tipos de uso e cobertura. A permeabilidade das zonas de interface para a dispersão de espécies depende da similaridade dos tipos de habitat adjacentes e é provavelmente maior no caso de interfaces de bordas naturais. Assim, índices de proporção de bordas, conectores e ramificações e ilhas de vegetação com interfaces naturais mais altos, representam situações mais favoráveis.

A análise MSPA pode ser convertida em uma rede para posterior análise no *software* Conefor (SAURA; TORNÉ, 2009), baseada na teoria dos grafos (ramo da matemática que estuda as relações entre objetos de um determinado conjunto, a partir de estruturas denominadas grafos,  $G(V,E)$ , onde  $V$  é um conjunto não vazio de objetos denominados vértices e  $E$  é um conjunto de pares não ordenados de  $V$ , chamado arestas). Segundo Luz et al., (2018d, no prelo), uma rede é composta de nós (Classe *Core*, Núcleo, da segmentação MSPA) e conexões (Classe *Bridge*, Ponte, da segmentação MSPA, que representa conectores entre áreas *Core* diferentes), as demais classes MSPA são negligenciadas. Um conjunto de nós conectados e suas conexões denomina-se componente.

O Índice de Probabilidade de Conectividade (PC – *Probability of connectivity index*) é um indicador de paisagem que quantifica a conectividade funcional do habitat (SAURA; RUBIO, 2010). É adimensional, baseada em um modelo de conexão probabilística, onde uma certa probabilidade de dispersão (no caso de flora) ou de movimento (no caso de fauna) caracteriza as conexões (conectores) entre dois nós (áreas de habitat interior). Dessa forma, este índice pode ser definido como a probabilidade de que dois pontos, colocados aleatoriamente dentro da paisagem, se localizem em áreas que são acessíveis entre si (interligadas), dado um conjunto de  $n$  fragmentos e conectores (conexões diretas) entre eles (SAURA, 2006).

Por sua vez, o Índice de Área Equivalente (EC (PC) – *Equivalent connected area*), corresponde a um índice geral de conectividade, assim como o PC. No entanto, seu uso é preferível a esse, no sentido de ser expresso em unidades de área. Este índice pode ser definido como sendo o tamanho que um único fragmento (área de habitat interior) maximamente conectado deveria ter, para ser capaz de prover o mesmo valor do índice PC que o padrão real dos fragmentos da paisagem está provendo. Quanto maior os valores de PC e EC (PC), maior a importância das conexões existentes.

Fragmentação é um processo em nível de paisagem no qual um habitat específico é progressivamente subdividido em fragmentos menores, geometricamente alterados e mais isolados, como resultado tanto de atividades humanas quanto causas naturais. Esse processo envolve alterações na composição, estrutura e função da paisagem em variadas escalas, ocorrendo no âmbito de um mosaico natural criado por mudanças na morfologia do terreno e perturbações naturais (MCGARIGAL; MCCOMB, 1999).

A fragmentação pode ser vista como a heterogeneidade espacial, ou a composição e arranjo espacial de objetos no *foreground* de uma imagem (VOGT; RIITTERS, 2017). Leva em consideração o número de objetos e a distância entre eles, abordando, portanto, características do primeiro e segundo planos, ao mesmo tempo. Devido à sua natureza holística, a descrição da fragmentação é bastante complexa e, no caso de paisagens, normalmente definida com base em determinada espécie de interesse e, como tal, pode ser muito específica. Além disso, as definições de fragmentação existentes são apenas descritivas e, por esta razão, não permitem quantificar o grau ou mudanças na fragmentação para uma dada imagem (LUZ et al., 2018d, no prelo).

Os indicadores que avaliam a situação das zonas ripárias quanto a presença de corredores estruturais são baseados em uma metodologia desenvolvida por Clerici et al., (2011). Aplicados também no IFN-BR, foram adaptados (LUZ et al., 2018a, 2018b, no prelo; LUZ et al., 2018c, no prelo), já que não se dispõe de um mapa compreensivo de zonas ripárias para o território nacional. Insumos para o processamento dos índices incluem resultados da análise MSPA e mapas de uso e cobertura da terra.

## 2.5 DETECÇÃO DE MUDANÇAS

A detecção de mudanças é definida como o processo de identificar diferenças no estado de um objeto ou fenômeno por meio de sua observação no tempo (SINGH, 1989). Três aspectos são importantes quando se discute mudanças: detectar alterações que ocorreram, identificar a natureza das mudanças e quantificar a mudança (MALILA, 1980 apud RODRIGUEZ-GALIANO; CHICA-OLMO, 2012). As mudanças de uso e cobertura da terra são os fatores essenciais para a interpretação da dinâmica da paisagem e impactos ambientais associados, pois o uso da terra seria

a forma de expressão espacial da influência humana sobre a paisagem (LANG; BLASCHKE, 2009).

Segundo Clark Labs (2017), a análise de mudanças no uso e cobertura da terra é crucial para o meio ambiente e gerenciamento de recursos naturais, planejamento do uso e cobertura da terra, conservação da biodiversidade e redução das emissões de CO<sub>2</sub> por desmatamento e degradação florestal. Os tipos de mudanças de uso e cobertura da terra podem envolver conversões, ou seja, a substituição completa de um tipo de cobertura por outro, ou modificações, que são mudanças mais sutis (ex. degradação florestal, intensificação agrícola), sem resultar em uma mudança de classe (COPPIN et al., 2004). Avaliar essas mudanças por meio da aplicação de indicadores de padrões de paisagem de imagens satélite tem sido uma prática comum (ESTREGUIL; DE RIGO; CAUDULLO, 2014; COLOMBO et al., 2004). Para Lang e Blaschke (2009), a observação do desenvolvimento de paisagens no tempo é importante para entender os processos que estão ocorrendo e para geração de cenários.

Segundo Bayfield (1997) apud Lang e Blaschke (2009), monitorar é registrar uma mudança. Para monitorar é necessário, em um momento inicial -  $t_0$ , obter os dados de um recorte de paisagem, com uma metodologia estabelecida. Em um tempo posterior -  $t_1$ , repete-se o registro da mesma área e com a mesma metodologia. Dentre as etapas de um processo de detecção de mudanças, a escolha do método utilizado merece especial atenção. Lu et al., (2004) dividem mais de 30 métodos de detecção de mudanças em sete categorias: Álgebra, Transformação, Classificação, Modelos Avançados, Abordagens por meio de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), Análise Visual de Imagens e Outras Abordagens. Hussain et al. (2013) as dividem em dois grupos descrevendo 15 técnicas baseadas em pixels e 3 técnicas baseadas em análise orientada a objetos.

Os métodos pertencentes à categoria classificação por pixel têm sido os mais comumente aplicados aos estudos de detecção de mudanças (HUSSAIN et al., 2013). Tais métodos apresentam a possibilidade de tipificar a mudança, gerando informação do tipo “de-para”. Entretanto, também podem apresentar desvantagens. Dentre estas desvantagens é possível destacar a completa dependência da precisão das classificações envolvidas no estudo no resultado obtido, a necessidade de um registro de alta qualidade, além da possibilidade de apresentar uma alta variação de classes dentro de uma mesma área, principalmente quando aplicados a dados de alta

resolução espacial classificados sem influência da vizinhança (LU; LI; MORAN, 2014).

A detecção de mudança baseada na classificação orientada a objetos possui algumas vantagens em relação à classificação pixel-a-pixel, pois permite a segmentação e extração de feições de imagens de alta resolução espacial e facilita a integração de processamentos de dados matriciais, como as imagens de satélite, com os dados vetoriais em um SIG (BLASCHKE, 2010). Com os segmentos gerados na classificação orientada a objetos é possível obter mais informações sobre cada região segmentada. São fornecidas informações sobre textura, forma e relações espaciais com os segmentos vizinhos (AGUIRRE-GUTIÉRREZ et al., 2012; BOCK et al., 2005).

Song et al., (2016) realizaram uma análise multitemporal, utilizando OBIA, replicável para outras regiões. O trabalho se mostrou muito efetivo para detecção de mudanças em áreas urbanas, muito fragmentadas. Os autores destacam seu uso para área urbanas, mas não excluem a possibilidade de uso em áreas rurais.

Grecchi et al., (2016) realizaram um estudo na bacia hidrográfica localizada na Chapada dos Parecis, no estado de Mato Grosso. No trabalho foi utilizada a classificação orientada a objetos (OBIA) para mapear o uso e cobertura da terra para quatro anos (1981, 1991, 2001 e 2011), com base em imagens Landsat. Foi constatado que 38% dos Cerrados foram convertidos em terras agrícolas.

A partir dos mapas de uso e cobertura da terra de diferentes anos é possível estimar tendências de mudança, utilizando a análise de superfície de tendência. Trata-se de um procedimento de interpolação que desagrega os padrões gerais regionais de padrões não sistemáticos, obtendo-se uma variação de maior refinamento nos dados. Essa análise foi projetada para extrair uma componente regional de um mapa, como a localização de uma tendência de mudança de uso e cobertura da terra específica (VÁCLAVIK; ROGAN, 2013).

Para a detecção de mudança, a extensão *Land Change Modeler* (LCM - Modelador de Mudanças da Terra), para o ArcGis usa como dados de entrada do modelo dois mapas de uso e cobertura da terra. A partir destes mapas, o LCM calcula a quantidade de mudanças, com base em cadeias markovianas, resultando em matrizes de transição. Nas cadeias markovianas, o modelo de simulação assume que os estados e condições anteriores são irrelevantes para a predição dos estados seguintes, desde que o estado inicial seja conhecido (MARKOV, 1971). Segundo Ruhoff, Fantin-Cruz e Collischonn (2010), esse método assume que toda informação do passado está concentrada no presente estado do sistema.

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

De forma resumida a sequência de procedimentos consistiu em pré-processar as imagens para normaliza-las e gerar os mosaicos do município de Caçador, SC, para os anos de 2011 e 2014. As imagens foram, então, segmentadas e classificadas por meio da orientação a objetos. Também foram inseridos índices espectrais na classificação para cada ano. Os resultados foram mapas de uso e cobertura da terra, a partir dos quais foram gerados os índices de paisagem. Com os mapas, e os índices foram realizados os cálculos para verificar possíveis alterações das classes de uso e cobertura da terra no município de Caçador (SC). E por fim, foi gerado um índice único, chamado de *score*, para a qualidade espacial da paisagem do município.

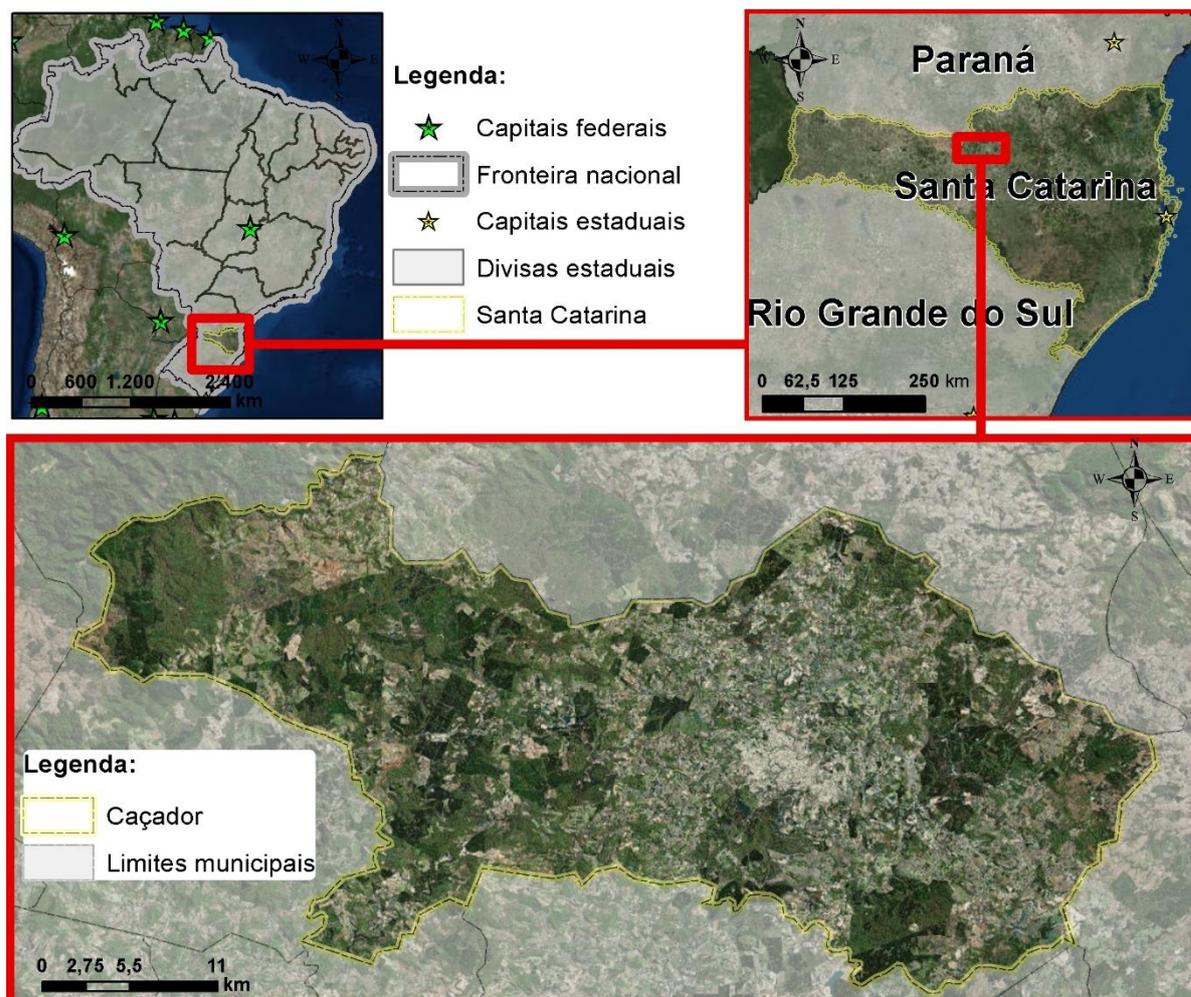
Todos os cálculos de áreas foram apresentados em hectares e realizados, utilizando-se a Projeção Cônica Equivalente de Albers, em virtude de ser esta a projeção apropriada para tal finalidade (IBGE, 2014). Foi adotado o Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (SIRGAS 2000), sistema oficial do Brasil (IBGE, 2015), com os seguintes parâmetros para o país: longitude origem:  $-54^{\circ}$ ; latitude origem:  $-12^{\circ}$ ; paralelo padrão 1:  $-2^{\circ}$ ; paralelo padrão 2:  $-22^{\circ}$ .

Por tratar-se de uma proposta metodológica que possa ser replicável, a sistematização foi necessária, buscando-se protocolos que permitissem a operacionalização e a padronização de processos. Dessa forma, os procedimentos descritos permitem a replicação das análises em qualquer região diferente do município de Caçador.

#### 3.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O município de Caçador, localizado no estado de Santa Catarina (Figura 4) foi escolhido para esse trabalho por possuir uma Estação Experimental da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) onde são desenvolvidas pesquisas desde 2003. Dessa forma, existem dados históricos de campo provenientes de projetos de pesquisa relacionados à paisagem da região (ROSOT et al., 2013) que auxiliaram a validação da metodologia. O município também faz parte da rede ibero-americana de Bosques Modelo (FARO, 2014).

FIGURA 4 - LOCALIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE CAÇADOR



FONTE: O autor (2018).

Segundo o IBGE (2017c), o município de Caçador possui 77.323 habitantes e área de 984,285 km<sup>2</sup> (densidade demográfica de 72 habitantes por km<sup>2</sup>). A indústria é o setor responsável por grande parte do movimento financeiro do município, e deu a Caçador o título da Capital industrial do Oeste, no estado de Santa Catarina. Com mais de 230 estabelecimentos industriais, Caçador destaca-se como uma das cidades com maior potencial industrial. A madeira é a principal fonte econômica na região. Com recursos de suas próprias florestas plantadas, o município produz madeira serrada, celulose, papel, papelão, mobília, entre outros derivados, contando, ainda, com indústrias de produção metal-mecânica, plástica, couro/calçadista e confecções. Na agricultura, destaca-se na cultura do tomate, sendo o maior produtor do Sul do Brasil, além da uva, vinho, pêssigo, pimentão e milho (PREFEITURA MUNICIPAL DE CAÇADOR, 2017). Essas informações indicam que a paisagem no município é

marcada pelo uso e cobertura da terra de classes que se relacionam com o uso antrópico como floresta plantada e agricultura.

## 3.2 MATERIAIS

### 3.2.1 Imagens da Constelação de Satélites RapidEye

O MMA (2017), pelo mecanismo GeoCatálogo, disponibiliza as coberturas nacionais anuais RapidEye, de 2011 a 2014, para livre acesso por órgãos governamentais de ensino e pesquisa. As imagens RapidEye podem ser adquiridas em dois níveis de processamento: 1B (N1B) e 3A (N3A) (PLANET, 2016). O nível 1B é o mais básico, com a imagem apresentando apenas correção radiométrica e registro entre bandas espectrais. Não há correção geométrica. A imagem está orientada pela órbita, com os pixels apresentando o tamanho original (6,5 x 6,5 m<sup>2</sup>). As imagens apresentam largura de 77 km e comprimento variável. O nível 3A é o produto mais comumente adquirido, pois já vem ortorretificado. As imagens apresentam pixels de 5 x 5 m<sup>2</sup>, sem que isto signifique uma melhora na resolução espacial. O processo de correção geométrica do nível 3A faz uso dos dados de efemérides e atitude do satélite, do modelo de visada da câmera, além de pontos de controle e modelo de elevação do terreno. As bandas espectrais são registradas entre si. As imagens nível 3A apresentam cinco bandas com 5000 x 5000 pix<sup>2</sup>, com 2 *bytes* (16 *bits*) por pixel, totalizando 50 MB por banda e 250 MB por imagem.

Para o mapeamento do uso e cobertura da terra de Caçador, foram utilizadas 5 imagens da constelação de satélites RapidEye (RE) nível 3A disponíveis no Geocatálogo do MMA, para cada ano, totalizando somente 10 imagens (5 para 2011 e 5 para 2014).

### 3.2.2 *Software* Utilizados

Os *software* e respectivos processos utilizados no desenvolvimento do trabalho, foram:

- Impact Toolbox (versão 3.8): a conversão das imagens brutas que contém valores de radiância (níveis de cinza) para reflectância no topo da atmosfera e uma classificação pixel-a-pixel foi realizada de forma automática e

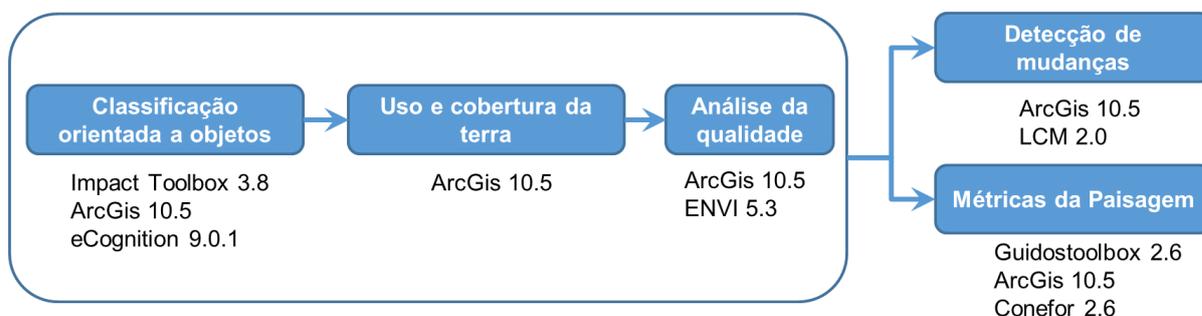
sequencial para as imagens RE, com a utilização do *software* IMPACT Toolbox, desenvolvido e disponibilizado pela equipe do *Joint Research Centre* (JRC) (SIMONETTI; MARELLI; EVA, 2015);

- ENVI (versão 5.3): no *software* ENVI foi realizada a análise de qualidade por meio dos pontos de referência e da matriz de confusão (SULSOFT, 2017);
- eCognition (versão 9.0.1): foi utilizado para a segmentação e a classificação das imagens. O *software* analisa o pixel baseado no seu contexto, e não isoladamente, reconhecendo os grupos de pixels como objetos (TRIMBLE, 2017);
- ArcGis Desktop (versão 10.5): ferramenta GIS para a edição de dados vetoriais e matriciais (ESRI, 2017). Foi utilizado para a validação temática dos mapas de uso e cobertura da terra, para validação de 985 pontos de controle e uso do LCM;
- *Land Change Modeler* (LCM), Modelador de Mudanças no Uso da Terra (versão 2.0): o LCM é uma extensão para o *software* ArcGis. O LCM foi desenvolvido pelos Laboratórios e Clark Labs (2017), e contém ferramentas para análise de mudanças de cobertura da terra. Permite mapear as mudanças na paisagem, identificar transições de classes e tendências;
- Guidostoolbox (versão 2.6): o GuidosToolbox (*Graphical User Interface for the Description of image Objects and their Shapes*) contém uma grande variedade de rotinas de processamento de imagem, incluindo *software* livre relacionados tais como GDAL (para processar dados geoespaciais) e FWTools (pré e pós-processamento e visualização de dados raster ou vetor). Todas as ferramentas são baseadas em princípios geométricos e podem ser aplicadas em qualquer escala. GuidosToolbox também inclui Análise Morfológica de Padrões Espaciais (MSPA) (VOGT; RITTERS, 2017). O *software* foi utilizado para avaliar os padrões das relações espaciais dos segmentos/objetos das imagens segmentadas e classificadas;
- Conefor (versão 2.6): permite quantificar a importância de manchas de habitats e *links* para a manutenção ou aprimoramento da conectividade da paisagem (SAURA; TORNÉ, 2009).

Na Figura 5 está apresentada a síntese das etapas dos processamentos, das imagens e análises, e em qual etapa os *software* foram utilizados. O ArcGis foi

utilizado em todas as etapas do trabalho. Na etapa de classificação orientada a objetos, foram utilizados o Impact Toolbox, ArcGis e o eCognition. Na etapa da detecção de mudanças do uso e cobertura da terra, considerando os dois anos analisado, foi utilizado o ArcGis com a extensão LCM. Na etapa de geração das indicadores da paisagem foram utilizados o Guidostoolbox, Conefor e ArcGis.

FIGURA 5 - SÍNTESE DAS ETAPAS E SOFTWARE UTILIZADOS



FONTE: O autor (2018).

### 3.3 MÉTODOS

Para a sistematização de uma metodologia de classificação, análise e monitoramento da paisagem, foi necessário o mapeamento dos elementos que podem sofrer alterações, ou seja, quais classes de uso e cobertura da terra existentes em uma determinada paisagem são passíveis de mudanças ao longo do tempo. Nesse sentido, são necessários métodos de levantamento que possibilitem detectar as mudanças na paisagem e, por conseguinte, nos indicadores de sua qualidade espacial. Podem ser utilizados como fonte de dados: levantamentos de campo, mapas previamente existentes, fotografias aéreas, imagens de satélite, entre outros.

A metodologia abordada neste trabalho seguiu as diretrizes do que foi desenvolvido pela EMBRAPA Florestas, no âmbito do Inventário Florestal Nacional (IFN-BR) no que se refere ao seu componente de paisagem (LUZ et al., 2018a, no prelo; LUZ et. al., 2018b, no prelo; LUZ et al., 2018c, no prelo), havendo modificações em relação as comparações ao longo do tempo e área de aplicação. Assim, as maiores contribuições do presente estudo estão na:

- Padronização dos procedimentos para o mapeamento de uso e cobertura da terra;
- Análise temporal com ênfase na detecção de mudanças no uso e cobertura

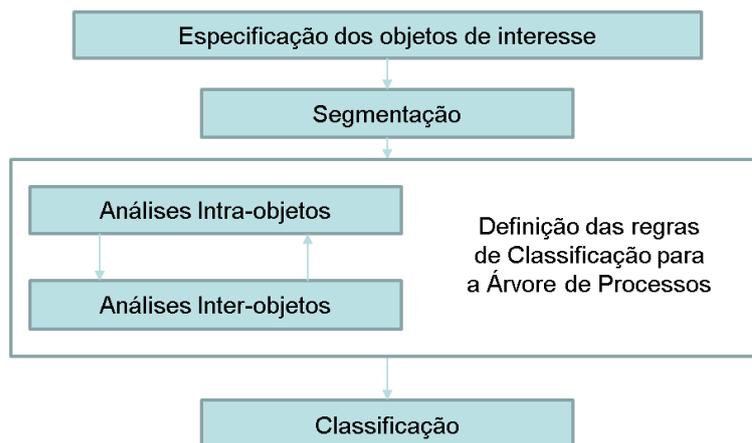
da terra entre os anos de 2011 e 2014;

- Análise de tendência de alteração da classe floresta natural para uso antrópico entre 2011 e 2014;
- Comparação temporal dos índices de paisagem entre 2011 e 2014;
- Comparação temporal de um índice único entre 2011 e 2014.

### 3.3.1 Classificação Orientada a Objetos

A classificação orientada a objetos (OBIA) também é conhecida como GEOBIA (*Geographic Object Based Image Analysis*) que é análise baseada a objetos geográficos, ou seja, aglomerados de pixels georreferenciados. A análise da classificação orientada a objetos levou em consideração o contexto espacial e as características de textura das imagens, além de informações espectrais. Inicialmente foi efetuada a segmentação das imagens RE no *software* eCognition utilizando árvore de decisão, sendo a unidade mínima de mapeamento igual a 500 m<sup>2</sup> ou 0,05 ha. A unidade mínima foi definida em função da definição de floresta adotada pela FAO (2012). As imagens RapidEye foram segmentadas usando uma árvore de processos, desenvolvida pelo *Joint Research Centre* (JRC) da comissão europeia, que garantiu o tamanho mínimo da unidade de mapeamento (MMU) dos objetos de imagem. A partir dos polígonos, ou objetos, gerados na segmentação foram utilizadas informações referentes à resposta espectral, contexto, geometria, posição, textura e também resultados dos índices espectrais (RVI, NDVI, SAVI, NDWI e TVI), visando avaliar seu potencial de discriminação das diferentes classes de cobertura da terra, conforme exposto na Figura 6.

FIGURA 6 - FLUXO SIMPLIFICADO DA CLASSIFICAÇÃO ORIENTADA A OBJETOS



FONTE: Florenzano (2002).

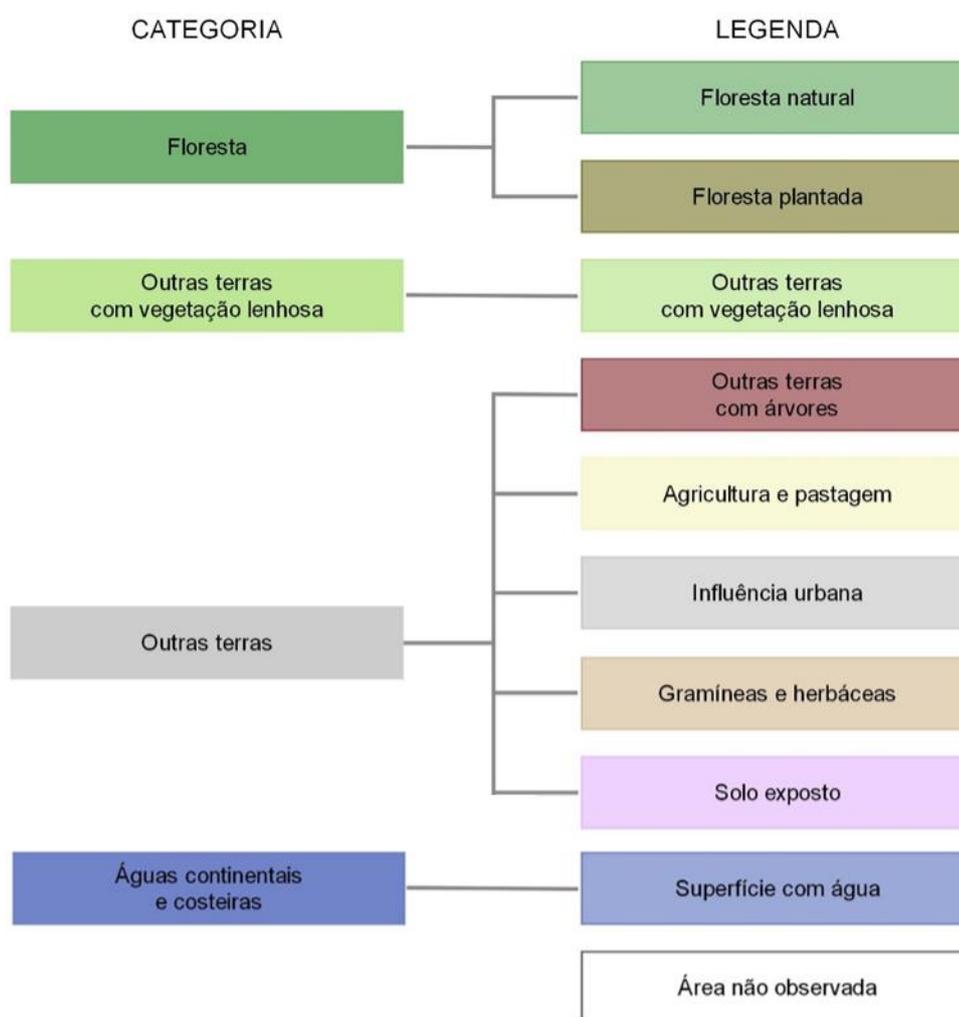
Dados auxiliares foram fundamentais para ampliar a capacidade de discriminar as classes de uso e cobertura da terra no processo de classificação de imagens orientada a objetos. Foram utilizados como dados auxiliares as informações a respeito das mudanças na cobertura florestal mundial (*Global Forest Change*) (HANSEN et al., 2013), consistindo de resultados do mapeamento da extensão, além das perdas e do ganho ocorridos nesta cobertura anualmente, para o período de 2000 a 2014. Esses dados contribuíram para discriminar a vegetação de outros tipos de uso e cobertura, como solo exposto ou áreas urbanas. No entanto, a resolução espacial desses dados é de 30 m, o que implica em não apresentar adequadamente a discriminação de objetos quando comparada com imagens RE, que possuem resolução espacial de 5 m. Para diminuir esse problema, foi adotado outro dado auxiliar, resultado da classificação pixel-a-pixel, gerada pelo *software* Impacttoolbox, utilizando as imagens RE. Embora a classificação pixel-a-pixel não seja tão precisa quanto a orientada a objetos, contribuiu na discriminação de áreas com cobertura vegetal, corpos d'água e solo exposto ou áreas urbanas.

A estratégia de rotulagem das classes de uso e cobertura da terra seguiu a classificação e a descrição fornecida no Manual de Execução do Uso e Cobertura da Terra do IFN-BR (LUZ et al., 2018a, no prelo). A classificação de tipologias de vegetação adotada neste trabalho, seguem a padronização da FAO (2012) e do Manual Técnico da Vegetação Brasileira, do IBGE (2012).

As classes temáticas adotadas nesse estudo (Figura 7) podem ser divididas em quatro categorias. As áreas não observadas estão relacionadas à ocorrência de nuvens e sombras de nuvens, assim designadas quando da impossibilidade de

inferência da classe ou substituição da imagem. A categoria floresta contempla formações florestais e plantadas. A categoria outras terras com vegetação lenhosa contempla ela mesma como legenda. A categoria outras terras contempla as legendas outras terras com árvores, agricultura e pastagem, influência urbana, gramíneas e herbáceas e solo exposto. A categoria águas continentais e costeiras contempla as legenda superfície d'água composta por rios, lagos, lagoas e represas.

FIGURA 7 - LEGENDA ADOTADA PARA AS CLASSES DE USO E COBERTURA DA TERRA



FONTE: Adaptado de Luz et al. (2018a, no prelo).

As classes foram definidas de acordo com diversos critérios, de acordo com Luz et al., (2018a, no prelo), iniciando com a escala possível de ser adotada face à resolução espacial das imagens que embasam o mapeamento e, por sua vez, as feições que podem ser individualizadas. Envolve, também, os objetivos estabelecidos, que priorizaram o levantamento de informações a respeito dos recursos florestais sem

desconsiderar os demais tipos de uso e cobertura, já que a interação espaço-temporal entre estes elementos da paisagem constitui, também, um objetivo fundamental no âmbito deste trabalho.

### 3.3.2 Análise da Qualidade Temática

A base para o cálculo dos índices de paisagem e análises posteriores foi o mapa de uso e cobertura da terra, obtido empregando-se processos de classificação de imagens orientada a objetos. A impossibilidade de visitas a campo em todos os locais do município de Caçador e pela necessidade de intensificação dos pontos amostrais para a avaliação da acurácia da classificação do uso e cobertura da terra tornou necessária a seleção de fonte alternativa de referência. A primeira fonte de dados de referência consistiu no próprio mosaico das imagens RapidEye (RE), utilizado para a elaboração do mapa de cobertura. Porém, dados de maior resolução espacial e temporal foram necessários como fonte de referência complementar às imagens RE, tendo-se selecionado as imagens do Google Earth para tal finalidade. Além de estarem disponíveis para praticamente todo o país, têm melhor qualidade para a interpretação visual pois a resolução espacial é maior e a resolução temporal permite a análise de informações pretéritas, essenciais em algumas classes de uso e cobertura da terra, como os plantios florestais, por exemplo.

A avaliação do mapa de cobertura da terra foi realizada por meio de um *grid* de 985 pontos de controle sistematicamente distribuídos a cada 1000 m, estabelecido de acordo com a área e os limites do município de Caçador. Também foi criada uma grade vetorial de 1000 x 1000 m para ser utilizada como guia para garantir que toda a cobertura da imagem passe por essa avaliação qualitativa, na forma de uma varredura sistemática.

Os pontos de controle gerados foram classificados de acordo com a legenda pré-definida (Figura 7), para avaliação e validação do mapa de cobertura, representando a verdade de campo a ser utilizada no cálculo da matriz de confusão e demais coeficientes de concordância. Para cada ponto de controle foi verificado, por interpretação visual, se a classe em que ele se situava, determinada na classificação orientada a objetos, estava de acordo com o que havia de uso e cobertura da terra provenientes dos dados auxiliares. Após a classificação de todos os pontos gerados, empregando-se o software ENVI, foram calculados estimadores de acurácia tais como

exatidão global, acurácia do produtor e do usuário, em percentagem de área de classe de uso e cobertura da terra. Os procedimentos adotados são os definidos por Luz et al. (2018c, no prelo).

Uma das formas de realizar a avaliação do mapa de cobertura da terra é por meio da matriz de confusão. A matriz de confusão é quadrada, de dimensão  $c \times c$ , onde  $c$  é o número de classes. A somatória de cada coluna representa o número de pontos, segundo a verdade de campo, amostrado para cada classe. Na somatória de cada linha, se encontra o número de pontos amostrais de cada classe, segundo a classificação automática. Dessa forma, a diagonal principal da matriz conterá o número de pixels classificados corretamente para cada categoria (Tabela 4). Na Tabela 4, os elementos em destaque representam a diagonal principal da matriz que contém os casos em que a classe representada na classificação da imagem e os pontos de controle representando a verdade de campo coincidem, enquanto os elementos que estiverem fora desta diagonal contemplam os casos em que existe divergência.

TABELA 4 - MATRIZ DE CONFUSÃO DE CLASSES TEMÁTICAS

		Pontos de controle				
		Classe A	Classe B	Classe C	Classe D	Total
Classificação	Classe A	<b><math>n_{AA}</math></b>	$n_{AB}$	$n_{AC}$	$n_{AD}$	$n_{A+}$
	Classe B	$n_{BA}$	<b><math>n_{BB}</math></b>	$n_{BC}$	$n_{BD}$	$n_{B+}$
	Classe C	$n_{CA}$	$n_{CB}$	<b><math>n_{CC}</math></b>	$n_{CD}$	$n_{C+}$
	Classe D	$n_{DA}$	$n_{DB}$	$n_{DC}$	<b><math>n_{DD}</math></b>	$n_{D+}$
	Total	$n_{+A}$	$n_{+B}$	$n_{+C}$	$n_{+D}$	$n$

FONTE: Adaptado de Foody (2002).

De acordo com Luz et al. (2018b, no prelo), a contagem absoluta do número de pixels na amostra  $n_{ij}$  (Tabela 4) pode ser convertida na proporção de área estimada  $\hat{p}_{ij}$  (Tabela 5) com a Equação 1, quando o estrato corresponde às classes do mapa quando a amostragem aleatória simples, sistemática simples ou estratificada aleatória é utilizada. Dessa forma, os valores na matriz de erros representam a proporção da área e não a contagem de pixels.

$$\hat{p}_{ij} = W_i \frac{n_{ij}}{n_i} \quad \text{Equação 1}$$

Em que:

- $W_i$ : proporção de área classificada como classe  $i$ , calculada pela divisão do número de pixels por classe pelo número de pixels da área do município;
- $n_{ij}$ : contagem absoluta do número de pixels na amostra;
- $\hat{p}_{ij}$ : proporção de área estimada;
- $n_i$ : número total de pixels para a classe  $i$ .

Na Tabela 5, as entradas das células ( $p_{ij}$ ) representam a proporção da área da população (amostra) que tem classe da imagem classificada  $i$  e classe da referência  $j$ .

TABELA 5 - MATRIZ DE ERRO PARA QUATRO CLASSES

		Referência				Total
		Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	
Classificação	Classe 1	$p_{11}$	$p_{12}$	$p_{13}$	$p_{14}$	$p_{1.}$
	Classe 2	$p_{21}$	$p_{22}$	$p_{23}$	$p_{24}$	$p_{2.}$
	Classe 3	$p_{31}$	$p_{32}$	$p_{33}$	$p_{34}$	$p_{3.}$
	Classe 4	$p_{41}$	$p_{42}$	$p_{43}$	$p_{44}$	$p_{4.}$
	Total	$p_{.1}$	$p_{.2}$	$p_{.3}$	$p_{.4}$	<b>1</b>

FONTE: Luz et al. (2018b, no prelo).

Segundo Luz et al. (2018b), a acurácia global, a do produtor (por classe) e do usuário (por classe) podem ser estimadas, respectivamente, pelas equações 2, 3 e 4 a seguir.

**a) Acurácia Global:** proporção de área classificada corretamente.

$$\hat{A} = \sum_{j=1}^q \hat{p}_{jj} \quad \text{Equação 2}$$

Em que:

- $\hat{A}$ : estimativa de acurácia global para cada classe  $j$ , onde  $j$  varia de 1 a  $q$ ;
- $\hat{p}_{jj}$ : proporção estimada para a classe  $j$  ponderada pela proporção de área estimada.

**b) Acuracidade do produtor para a classe  $j$ :** proporção da área da referência para a classe  $j$  que é mapeada como a classe  $j$  na imagem; tem como medida complementar o **erro de omissão da classe  $j$ ,  $1 - \hat{p}_{jj}/\hat{p}_{.j}$**

$$\hat{P}_j = \frac{\hat{p}_{jj}}{\hat{p}_{.j}} \quad \text{Equação 3}$$

Em que:

$\hat{P}_j$ : estimativa da acuracidade do produtor para a classe  $j$ ;

$\hat{p}_{jj}$ : proporção estimada para a classe  $j$  ponderada pela proporção de área estimada;

$\hat{p}_{.j}$ : total da proporção estimada para a classe  $j$  ponderada pela proporção de área estimada.

**c) Acuracidade do usuário para a classe  $i$ :** proporção da área mapeada como classe  $i$  que tem na referência a classe  $i$ ; tem como medida complementar o **erro de comissão da classe  $i$ ,  $1 - \hat{p}_{ii}/\hat{p}_i$** .

$$\hat{U}_i = \frac{\hat{p}_{ii}}{\hat{p}_i} \quad \text{Equação 4}$$

Em que:

$\hat{U}_i$ : estimativa da acuracidade do usuário para a classe  $i$ ;

$\hat{p}_{ii}$ : proporção estimada para a classe  $i$  ponderada pela proporção de área estimada ( $W_i$ );

$\hat{p}_i$ : total da proporção estimada para a classe  $i$  ponderada pela proporção de área estimada.

O coeficiente de Kappa apresenta diversos problemas (PONTIUS; MILLONES, 2011). Sua utilização não é recomendada por Olofsson et al. (2014) e, portanto, não deverá ser reportado. Com relação à acurácia global, deve ser informado seu valor e o respectivo intervalo de confiança, dado pela Equação 5 (Olofsson et al., 2014).

**a) Intervalo de confiança para a Acurácia Global**

$$IC = \hat{A} \pm t_{tab} * \sqrt{\hat{V}(\hat{A})} \quad \text{Equação 5}$$

Em que:

$IC$ : intervalo de confiança para a acurácia global;

$\hat{A}$ : estimativa da acurácia global;

$t_{tab}$ : valor do teste t para 95% de probabilidade encontrado na tabela t de Student ( $t_{tab}=1,96$ );

$\hat{V}(\hat{A})$ : variância estimada para a acurácia global, dada pela Equação 6.

**b) Variância estimada para a Acurácia Global**

$$\hat{V}(\hat{A}) = \sum_{i=1}^q W_i^2 \hat{U}_i (1 - \hat{U}_i) / (n_i - 1) \quad \text{Equação 6}$$

Em que:

$\hat{V}(\hat{A})$ : variância estimada para a acurácia global;

$W_i$ : proporção de área da classe da imagem classificada  $i$ ;

$\hat{U}_i$ : estimativa da acuracidade do usuário para a classe  $i$ ;

$n_i$ : número total de *pixels* para a classe  $i$ .

Também foram realizados levantamentos de campo, ou verificação *in situ*. O processo de verificação em campo é conhecido, genericamente, pelo nome de reambulação. A reambulação foi realizada no período de 09 a 11 de maio de 2017. Durante o período, uma equipe formada por quatro pessoas (três engenheiras florestais e um engenheiro cartógrafo) percorreu o município de Caçador tomando fotos e vídeos georreferenciados obtidos por drone. O objetivo do trabalho de campo foi verificar a qual classe de uso e cobertura da terra pertenciam determinados polígonos gerados pela classificação digital de imagens. Esse processo foi executado após uma primeira edição da classificação, realizada com base em imagens de altíssima resolução espacial disponíveis no Google Earth. Os detalhes sobre os procedimentos de campo estão publicados em Rosot et al. (2017). Os dados de campo foram obtidos pelo componente 3 do projeto GEF/FAO (Fortalecimento do Marco Nacional de Conhecimento e Informação para Subsidiar Políticas de Manejo Sustentável dos Recursos Florestais) e do projeto macroprograma 3 da Embrapa Florestas (Métodos para análise, classificação e monitoramento das Paisagens Rurais Brasileiras no âmbito do Inventário Florestal Nacional do Brasil (IFN-BR)).

O coeficiente de Kappa apresenta diversos problemas (PONTIUS; MILLONES, 2011), e sua utilização não é recomendada por Olofsson et al., (2014), por não fazer uma ponderação adequada para os totais de área para cada classe. A análise da qualidade temática é imprescindível para a apresentação dos resultados, pois define se o resultado, dos mapas, pode ser aceito ou não.

### 3.3.3 Índices de Paisagem

Com base nas feições mapeadas para dois momentos no tempo ( $t_0$  e  $t_1$ ), foi possível caracterizar a composição e a configuração da paisagem em ambas as ocasiões e sistematizar os procedimentos de monitoramento. A base para o cálculo dos índices de paisagem foram os mapas de cobertura da terra dos anos de 2011 e 2014.

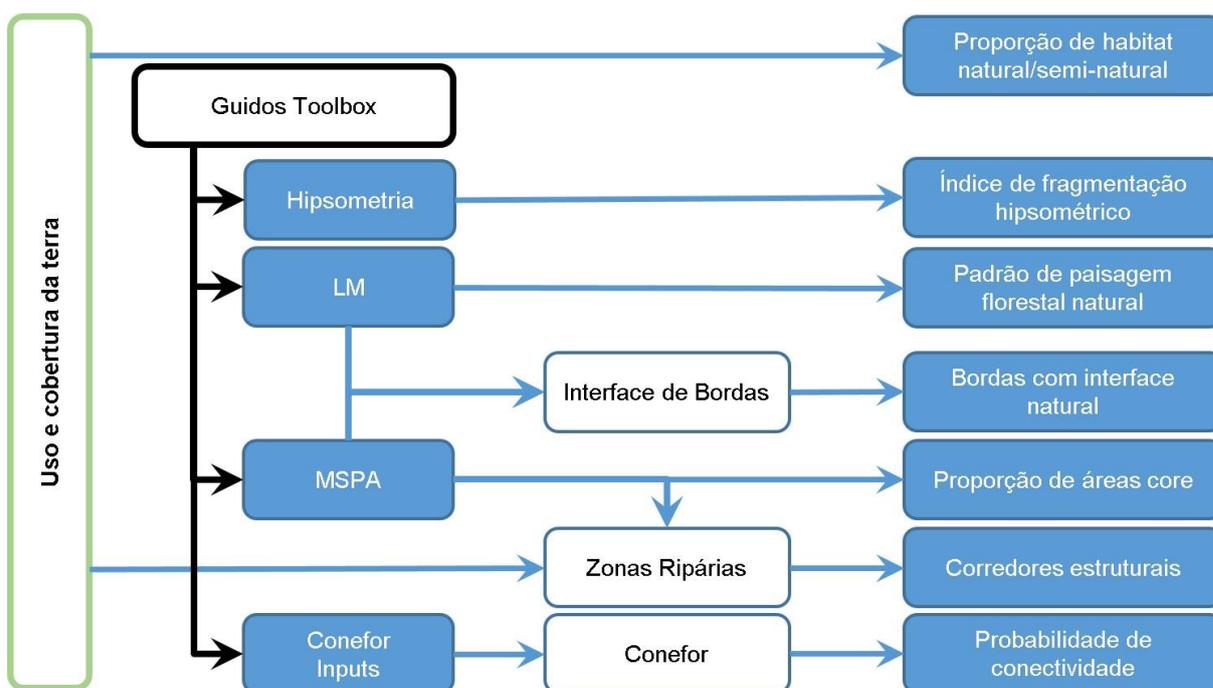
Os índices de composição mostram quais elementos estão presentes na paisagem, e os índices de configuração revelam sua forma de distribuição na paisagem. Nesse estudo a classe de interesse é a floresta natural. Também é fundamental acessar o contexto da vizinhança da floresta natural e suas interfaces ao longo do tempo. A qualidade espacial da paisagem no município de Caçador foi avaliada por meio de indicadores, representados por sete grupos de índices e de acordo com o exposto por Luz et al. (2018c):

Os índices mais representativos selecionados dentro de cada grupo foram:

- I. Composição da paisagem: soma das proporções de cobertura arbórea e/ou arbustiva (Floresta natural; Outras Terras com Vegetação Lenhosa; Outras terras com árvores) e outras áreas naturais/semi-naturais (Gramíneas e Herbáceas e Floresta Plantada) para cada ano;
- II. Modelo de padrão morfológico (MSPA): proporção de habitat interior (áreas *core*); áreas pertencentes a classes naturais com cobertura arbórea e/ou arbustiva, localizadas além da distância de 30 metros de borda de outras classes não naturais (*background*);
- III. Modelo de mosaico da paisagem (LM): proporção de classes de mosaico de padrão natural (classe NN + N);
- IV. Modelo de interface de bordas: proporção de bordas com interface natural ( $BO_{NN}$ );
- V. Modelo de conectividade da paisagem: índice de probabilidade de conectividade (PC);
- VI. Fragmentação na paisagem: índice de fragmentação hipsométrico;
- VII. Análise dos corredores e conectores estruturais na paisagem (Zonas Ripárias): índice de corredores estruturais sob pressão antrópica sob algum esquema de proteção ( $ICE_{APC}$ ).

Com esses índices, foi possível caracterizar quais são os componentes espaciais e a sua configuração na paisagem, permitindo detectar impactos potenciais no entorno de uma classe específica - tal como floresta - em diversos momentos no tempo. Dos sete indicadores de paisagem, um foi calculado em ambiente SIG, quatro foram calculados no *software* GuidosToolbox e padronizados em ambiente de SIG, um foi calculado no *software* Conefor e um foi calculado por uma combinação dos *software* ArcGis e GuidosToolbox (Figura 8). O ano escolhido como referência para a geração dos indicadores da paisagem foi 2014, último ano analisado, visando disponibilizar resultados mais atuais do grau de fragmentação e da estrutura dos mosaicos de paisagem para ser comparada com os indicadores encontrados para 2011. Além disso, na seleção do ano de referência levou-se em conta, também, a qualidade radiométrica da imagem, superior para 2014. Assim, para o mapa de cobertura da terra de cada ano, foram somados os valores normalizados dos sete grupos de índices da Tabela 3. O *score* final é calculado pelo reescalonamento dessas somatórias em uma escala de 0 a 10.

FIGURA 8 - FLUXO DE DADOS E INFORMAÇÕES PARA O CÁLCULO DO CONJUNTO DOS ÍNDICES PROPOSTOS



FONTE: adaptado de Luz et al. (2018d, no prelo).

Cada índice individualmente foi submetido a uma padronização mínimo-máximo, por meio da Equação 7:

$$x_{pad} = \frac{(x_{max} - x_i)}{(x_{max} - x_{min})} \quad \text{Equação 7}$$

Em que:

$x_{pad}$ : novo valor, padronizado, para a variável x;

$x_{max}$ : máximo valor da variável x para o conjunto de dados;

$x_{min}$  mínimo valor da variável x para o conjunto de dados;

$x_i$ : valor original da variável x.

Assim, para cada ano foram somados os valores normalizados das sete variáveis (índices). O *score* final foi calculado e re-escalado para uma escala de 0 a 10. Os procedimentos orientadores da metodologia utilizada para os cálculos de cada indicador da paisagem estão descritos nos itens subsequentes.

### 3.3.3.1 Composição da paisagem

O primeiro elemento abordado na análise de paisagem corresponde à sua composição, que deriva diretamente do mapa de cobertura da terra para cada ano (2011 e 2014). A classificação gerada por meio da segmentação orientada objeto, além de permitir avaliar a frequência e a distribuição dos tipos de uso e cobertura que ocorrem em cada ano, é um elemento essencial para as demais indicadores. O mapeamento contempla dez classes de cobertura da terra, que podem ser divididas no *foreground* da floresta, correspondente às classes: floresta natural, outras terras com vegetação lenhosa e outras terras com árvores, e no *background*, que considera as demais classes, exceto grandes massas d'água. Uma breve descrição de cada classe pode ser vista na Tabela 6, enquanto a codificação RGB utilizada para a legenda de cada classe do mapeamento é apresentada na Tabela 7.

TABELA 6 - DESCRIÇÃO E CODIFICAÇÃO DAS CLASSES DE COBERTURA DA TERRA

Classe	Cód.	Descrição
Floresta natural	<b>F 1</b>	Classe constituída por vegetação lenhosa, envolvendo florestas primárias e secundárias em estágio inicial, médio e avançado de sucessão; florestas ripárias; manguezais; áreas de florestas naturais de bambus e palmeiras; árvores isoladas ou agrupadas que não se enquadram na definição de floresta (outras terras com árvores); estratos herbáceo-arbustivos da componente florestal, ainda que sem a presença do estrato arbóreo; conjunto de estratos herbáceo-arbustivo e arbóreo. Inclui também <i>buffers</i> ambientais, como plantios lineares e quebra-ventos.
Outras Terras com Vegetação Lenhosa	<b>VL 2</b>	Áreas estendendo-se a mais de 0,5 ha, com presença de árvores com mais de 5 m de altura e com cobertura de copa entre 5 e 10%, ou árvores capazes de atingir tais limiares <i>in situ</i> ; <b>ou</b> áreas compostas por uma combinação de indivíduos arbóreos e arbustivos com mais de 10% de cobertura do dossel.
Outras terras com árvores	<b>TOF 03</b>	Áreas inferiores a 0,5 ha e superiores a 0,05 ha, com presença de árvores isoladas, ou agrupadas, em locais <b>não</b> classificados como Floresta natural ou Outras Terras com Vegetação Lenhosa.
Gramíneas e Herbáceas	<b>C 4</b>	Áreas ocupadas por um estrato predominantemente herbáceo, com eventual ocorrência de elementos arbóreos e/ou arbustivos, desde que esparsamente distribuídos, sobre um tapete gramíneo-lenhoso.
Floresta Plantada	<b>R 5</b>	Áreas ocupadas por plantios florestais com espécies nativas ou exóticas, puros ou consorciados, bem como áreas temporariamente sem estoque devido ao corte raso como parte da prática de manejo florestal.
Solo Exposto	<b>S 6</b>	Áreas sem vegetação, podendo estar ocupadas por praias fluviais, bancos de areia, atividades de mineração, exploração de jazidas, lavras, extração de areia, bem como afloramentos rochosos.
Agricultura e Pastagem	<b>A 7</b>	Classe constituída por culturas temporárias, cíclicas e permanentes. Inclui ainda as plantas hortícolas, floríferas, medicinais, aromáticas e condimentares de pequeno porte. Culturas de espécies forrageiras destinadas ao corte também estão incluídas nessa classe, além de áreas destinadas ao pastoreio do gado, formadas mediante plantio de forragens perenes, cujo solo pode estar coberto por vegetação de gramíneas ou leguminosas, cuja altura pode variar de centímetros a alguns metros. As áreas de solo preparado para o plantio ou cuja colheita foi realizada recentemente também estão enquadradas nessa classe.
Influência Urbana	<b>U 8</b>	Classe que compreende áreas de uso intensivo, estruturadas por edificações e sistema viário, onde predominam as superfícies artificiais não agrícolas. Estão incluídas nesta categoria as metrópoles, cidades, vilas, áreas de rodovias, serviços e transporte, energia, comunicações e terrenos associados, bem como edificações presentes no meio rural (casas, galpões, estábulos, entre outras).
Superfície com Água	<b>H 9</b>	Corpos d'água com áreas iguais ou superiores a 1 ha.
Área não observada	<b>NO 0</b>	Área de desinformação, cuja classe de cobertura não pôde ser identificada devido à presença de nuvens ou sombra de nuvens.

FONTE: Luz et al. (2018a, no prelo).

TABELA 7 - CODIFICAÇÃO DA LEGENDA DE CORES PARA ELABORAÇÃO DO MAPA DE USO E COBERTURA DA TERRA

Valor de codificação	Classe de Uso e Cobertura	R	G	B	Cor
1	Floresta natural	115	178	115	
2	Outras Terras com Vegetação Lenhosa	190	231	150	
3	Outras terras com árvores	155	074	079	
4	Gramíneas e Herbáceas	215	194	158	
5	Floresta Plantada	137	137	068	
6	Solo Exposto	232	190	255	
7	Agricultura e Pastagem	247	247	198	
8	Influência Urbana	204	204	204	
9	Superfície com Água	113	132	201	
0	Área não observada	255	255	255	

FONTE: Luz et al. (2018a, no prelo).

### 3.3.3.1.1 Índices de composição da paisagem

A composição da paisagem possibilitou avaliar a frequência e os elementos que estão presentes dentro do município de Caçador, considerando as 10 (dez) classes de uso e cobertura da terra adotadas nesse estudo. Com os valores da frequência de cada classe, foi possível determinar, também, o percentual da área do município ocupado por cada classe.

De acordo com Luz et al. (2018d, no prelo), associados à composição espacial das imagens, são calculados dois índices adimensionais, importantes para avaliar a disponibilidade de habitat e a facilidade de adaptação das espécies em relação à perda de habitats florestais, expressos em porcentagem e com amplitude de zero a 100%:

- I. Proporção de cobertura arbórea/arbustiva: Inclui as classes Floresta natural, Outras Terras com Vegetação Lenhosa e Outras terras com árvores, correspondendo somente às áreas contempladas por classes com cobertura arbórea e/ou arbustiva;
- II. Proporção de outras áreas naturais/semi-naturais: Inclui as classes Gramíneas e Herbáceas e Floresta Plantada.

O índice Proporção de cobertura arbórea/arbustiva foi utilizado para compor o *score* único ponderado para sete indicadores de paisagem.

### 3.3.3.1.2 Taxonomia da paisagem

Segundo Luz et al., (2018c, no prelo), a taxonomia, ou nomenclatura, da paisagem é definida pelo grau (porcentagem) de presença de cada classe de uso e cobertura. Assim, existem quatro possíveis graus de presença:

- Presença Matricial: quando o grau de presença de uma das classes é superior a 50% do território;
- Presença Essencial: quando o grau de presença oscila entre 25 e 50% do território;
- Presença Marginal: quando o grau de presença oscila entre 5 e 25% do território;
- Presença Residual: quando o grau de presença é inferior a 5% do território.

A nomenclatura da paisagem deve obedecer às seguintes regras, Luz et al., (2018c, no prelo):

- A classe predominante, ou seja, a de maior presença, dará o nome à paisagem, de forma que as paisagens poderão ser: florestais (predominância das classes Floresta natural – F ou Floresta Plantada – R), agrícolas (predominância da classe Agricultura e Pastagem – A), campestres (predominância da classe Gramíneas e Herbáceas – C), ou urbanas (predominância da classe Influência Urbana – U);
- Quando há uma classe de uso com presença matricial (mais de 50% da área), o nome será definido por essa classe de uso acompanhado do termo matricial e seguido pelo nome da classe essencial, se houver. Caso haja mais de uma classe essencial, o nome incluirá apenas a classe de uso matricial seguido dos termos matricial e mista;
- Se não houver classe de presença matricial, o nome é definido em função da classe de uso essencial (entre 25 e 50% de presença) predominante, seguido da palavra não matricial. Se houver duas classes de uso essenciais, a paisagem deve incluir em seu nome a segunda classe de uso. Se houver três classes de uso essenciais, a paisagem é denominada apenas a partir da primeira classe de uso, e deve incluir os termos não matricial e mista. Exceções a essa regra são as paisagens florestais, em

que as letras F (Floresta natural) e R (Floresta Plantada) são consideradas equivalentes.

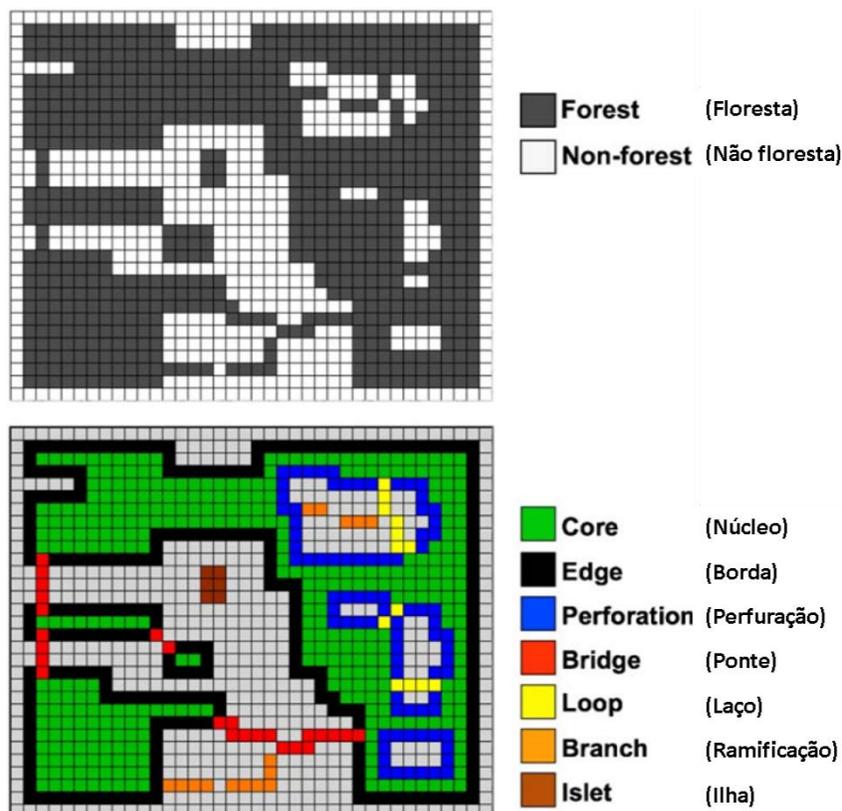
Para o cálculo da frequência e percentagem da área de cada classe, o *software* utilizado foi o ArcGIS. Foi calculada a percentagem ocupada por cada classe e efetuada a classificação de acordo com a presença das distintas classes.

### 3.3.3.2 Análise morfológica de padrões espaciais (MSPA)

A técnica MSPA está inserida no *software GuidosToolbox (Graphical User Interface for the Description of image Objects and their Shapes)*, que usa operadores morfológicos como erosão, dilatação e esqueletização para a segmentação de imagens. Para a aplicação desta análise, o *software* utiliza procedimentos matemáticos que caracterizam a distribuição espacial dos componentes de interesse de uma imagem. Para tanto, existe uma separação binária, onde os objetos de interesse são representados pelo *foreground* – primeiro plano e *background* – segundo plano (Figura 9). Todos os objetos do *foreground* são divididos em classes geradas pelo MSPA. A classe *foreground* do MSPA engloba as classes de uso e cobertura da terra Floresta Nativa e Outras Terras com Árvores.

A cada pixel da imagem é atribuída uma de sete possíveis categorias geométricas (área núcleo, borda, perfuração, conectores, laço, ramificação e ilha) referentes à feição de interesse (classe floresta), conforme apresentado na Figura 9. Juntamente com o resultado gráfico, a análise MSPA proporcionará um resultado estatístico do número de pixels classificados em cada categoria estrutural e sua proporção em relação à classe floresta (VOGT; RIITTERS, 2017).

FIGURA 9 - CLASSES DE PADRÕES MORFOLÓGICOS (MSPA)



FONTE: Saura et al. (2011).

Segundo Soille e Vogt (2008), essa análise consiste de uma sequência de operadores morfológicos matemáticos voltados à caracterização da distribuição espacial dos componentes de uma imagem. O procedimento vai atribuir a cada um dos pixels do *foreground* uma e apenas uma das classes de feições geométricas mutuamente exclusivas. Este princípio implica que, em primeiro lugar, a cobertura espacial da imagem de entrada e as classes da MSPA resultantes são idênticas, e segundo que a MSPA é uma verdadeira segmentação matemática devido à atribuição de classes mutuamente exclusivas que compreendem a área de *foreground*.

A codificação da imagem deve seguir o padrão definido por Soille e Vogt (2008) e Vogt e Riitters (2017), de acordo com o objetivo da análise de paisagem esquematizado na Tabela 8. Às classes floresta natural, outras terras com vegetação lenhosa e outras terras com árvores deve ser atribuído o valor de pixel igual a 2, enquanto às demais classes de uso e cobertura deverão ser atribuídos valores iguais a 1 (com exceção das grandes massas d'água), compondo o *background* (o que inclui a classe floresta plantada). Em locais de ocorrência das grandes massas d'água, ou pertencentes à classe de área não observada, devem ser atribuídos

valores iguais a 0, reservados aos dados ausentes (*missing data*), conforme mostrado na Tabela 8.

TABELA 8 - CODIFICAÇÃO PARA A ANÁLISE MSPA DE ACORDO COM AS CLASSES DE USO E COBERTURA DA TERRA

<b>Classes</b>	<b>Classes MSPA</b>	<b>Codificação</b>	<b>Obrigatoriedade</b>
Regiões onde não há disponibilidade de dados ou corpos d'água	Dados ausentes ( <i>missing data</i> )	<b>0</b>	Opcional
Floresta plantada e demais classes de uso e cobertura	Segundo plano ( <i>background</i> )	<b>1</b>	Obrigatório
Floresta natural, Outras Terras com Vegetação Lenhosa e Outras terras com árvores	Primeiro plano ( <i>foreground</i> )	<b>2</b>	Obrigatório

FONTE: O autor (2018).

Na Tabela 9 estão apresentados nomes, códigos de cores, e valores dos pixels (em *bytes*) para as classes de padrões resultantes da análise MSPA. O resultado visual pode ter um total de até sete cores para o *foreground*, além da cor cinza para a área do *background* e da cor branca para áreas sem dados.

TABELA 9 - CLASSES DE PADRÕES MORFOLÓGICOS (MSPA)

Classe	Valor ( <i>byte</i> ) interno/externo	R	G	B	Cor
<b>1a. Core (small)</b> (Núcleo (pequeno))	116 / 16	0	255	0	
<b>1b. Core (medium)</b> (Núcleo (médio))	117 / 17	0	200	0	
<b>1c. Core (large)</b> (Núcleo (grande))	118 / 18	0	130	0	
<b>2. Islet</b> (Ilha)	109 / 9	160	60	0	
<b>3. Perforation</b> (Perfuração)	105 / 5	0	0	255	
<b>4. Edge</b> (Borda)	103 / 3	0	0	0	
<b>5a. Loop</b> (Laço)	165 / 65	255	255	0	
<b>5b. Loop in Edge</b> (Laço em borda)	167 / 67	255	255	0	
<b>5c. Loop in Perforation</b> (Laço em perfuração)	169 / 69	255	255	0	
<b>6a. Bridge</b> (Ponte)	133 / 33	255	0	0	
<b>6b. Bridge in Edge</b> (Ponte em borda)	135 / 35	255	0	0	
<b>6c. Bridge in Perforation</b> (Ponte em perfuração)	137 / 37	255	0	0	
<b>7. Branch</b> (Ramificação)	101 / 1	255	140	0	
<b>Background</b> (Fundo)	100 / 0	220	220	220	
<b>Missing</b> (Sem dados)	129 / 129	255	255	255	

FONTE: Adaptado de Vogt e Riitters (2017).

Na análise MSPA foi adotada a largura de borda (*Edge Width*) igual a 30 m, de acordo com Tejera et al. (2012), ou seis pixels no caso das imagens RE, que têm resolução espacial de 5 m. Com os resultados da segmentação MSPA podem ser gerados gráficos que ilustram a frequência das classes. Associados à análise dos padrões morfológicos, foram calculados quatro índices adimensionais e expressos em porcentagem, que variam de 0 a 100%, de acordo com Luz et al. (2018c):

- Habitat interior: são as áreas pertencentes a classes naturais com cobertura arbórea e/ou arbustiva (contempladas pelas classes: Floresta natural, Outras Terras com Vegetação Lenhosa e Outras terras com árvores), localizadas além da distância de 30 metros de borda de outras classes não naturais. Corresponde à classe *core* na análise MSPA;

- Ilha de vegetação: são áreas de vegetação natural potencialmente vulneráveis a desaparecer devido à sua forma e tamanho (geralmente pequenas e/ou alongadas, finas e isoladas). Dependendo do contexto da paisagem em que se encontram, podem servir como *stepping stones* para a polinização e dispersão de espécies entre as áreas centrais dos fragmentos. Corresponde à classe *islet* na análise MSPA;
- Borda: são as áreas mais vulneráveis à penetração de espécies invasoras e contemplam características de borda que, por sua vez, podem afetar as áreas de hábitat interior. Corresponde ao agrupamento das classes *perforation* e *Edge* da análise MSPA;
- Conectores e ramificações: áreas que representam conexões estruturais entre as partes internas de um fragmento e que podem atuar como corredores de biodiversidade. Corresponde ao agrupamento das classes *loop*, *bridge* e *branch*.

### 3.3.3.3 Mosaico de paisagem

A partir do mapa de cobertura da terra, obtido pela segmentação e classificação das imagens, deve ser realizada uma classificação denominada Mosaico da Paisagem (*Landscape Mosaic - LM*) no *software* GuidosToolbox. As classes do mapa de cobertura da terra são generalizadas de acordo com sua aproximação a ambientes naturais ou semi-naturais, áreas de cultivo agrícola e áreas desenvolvidas ou urbanizadas, para a elaboração do mapa de mosaicos da paisagem. Este indicador classifica cada pixel do mapa de acordo com a composição dos tipos de uso e cobertura, gerando um mapa de mosaicos da paisagem.

De acordo com Riitters, Wickham e Wade (2009), no mosaico de paisagem é empregado um esquema de classificação tripolar que pode gerar, potencialmente, 19 classes. Nos três eixos do triângulo mostrado na Figura 10 estão as proporções de tipos genéricos de uso e cobertura da terra: agricultura, urbanização e natural. De acordo com o percentual de cobertura é atribuído ao pixel central de uma janela móvel uma das 19 classes de mosaico possíveis, contidas em um esquema de classificação tripolar (Figura 10). Os valores limites para definir o mosaico da paisagem são: ausência (0%), presença substancial (10%), dominância (60%) e exclusividade (100%) de cada um dos três tipos. Limiares de classificação são arbitrários, e essas



TABELA 10 - CÓDIGO DE CORES PARA AS CLASSES DO LM

Código da Classe	Valor (byte)	R	G	B	Cor
Missing	0	255	255	255	
A	1	0	0	255	
U	2	255	0	0	
N	3	0	255	0	
Au	4	128	0	255	
An	5	0	128	255	
Un	6	255	128	0	
Ua	7	255	0	128	
Na	8	0	255	128	
Nu	9	128	255	0	
Aun	10	128	128	255	
Uan	11	255	128	128	
Nau	12	128	255	128	
au	13	128	0	128	
an	14	0	128	128	
un	15	128	128	0	
aun	16	128	128	128	
NN	17	0	191	0	
AA	18	0	0	191	
UU	19	191	0	0	

FONTE: Luz et al. (2018c, no prelo).

LEGENDA: R = Vermelho (*Red*), G = Verde (*Green*) e B = Azul (*Blue*).

Segundo Riitters, Wickham e Wade (2009), as classes do mosaico são denominadas de acordo com as seguintes regras:

- letras minúsculas (a, u, n) aparecem no nome da classe se o tipo de cobertura correspondente (agricultura, urbanização, natural, respectivamente) representar, no mínimo 10%, mas menos que 60% da paisagem;
- letras maiúsculas (A, U, N) aparecem no nome da classe se o tipo de cobertura correspondente (agricultura, urbanização, natural, respectivamente) representar no mínimo 60%, mas menos que 100% da paisagem;
- a letra não irá aparecer se o tipo de cobertura compreender menos que 10% da paisagem;

- os nomes das classes AA, UU e NN indicam paisagens que contêm exatamente 100% do tipo de cobertura correspondente.

Pode-se, ainda, agregar as 19 classes de mosaico em quatro classes de *background* (Tabela 11) que identificam regiões dominadas, ou seja, circundadas por, no mínimo, 60% de um dos três tipos genéricos de cobertura e também regiões não dominadas por nenhum tipo de cobertura, denominadas paisagens mistas.

TABELA 11 - CODIFICAÇÃO DAS CLASSES DE USO E COBERTURA DA TERRA DE ACORDO COM AS CLASSES DO LM

Classes de uso e cobertura da terra	Classes para a análise LM	Valor de codificação das imagens	Obrigatoriedade
Regiões onde não há disponibilidade de dados ou corpos d'água	Dados ausentes ( <i>missing data</i> )	0	Opcional
Agricultura e Pastagem	Agricultura	1	Obrigatório
Floresta natural, Outras Terras com Vegetação Lenhosa, Outras terras com árvores Gramíneas e Herbáceas e Floresta Plantada	Natural	2	Obrigatório
Áreas com interferência antrópica (Solo exposto e Influência Urbana)	Desenvolvida	3	Obrigatório

FONTE: Luz et al. (2018c, no prelo).

O formato de saída do LM é uma imagem. A partir dessa imagem podem ser gerados gráficos que ilustram a frequência das classes LM. Os índices de mosaico da paisagem foram calculados pela soma dos percentuais de ocupação das classes de mosaico da paisagem e agrupados em três categorias propostas por Estreguil e Mouton (2009), expressos em valores percentuais, adimensionais, variando de 0 a 100, conforme exposto na sequência:

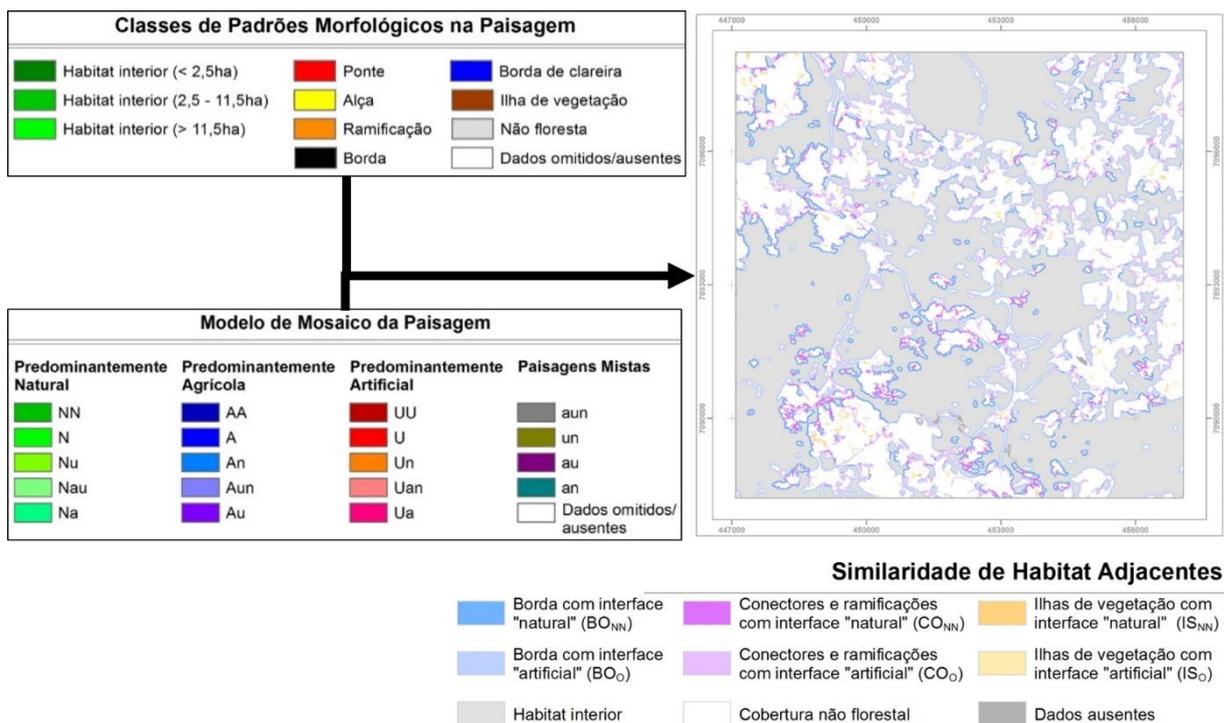
- Padrão de paisagem florestal natural (*Natural forest landscape pattern*): índice originado da soma dos percentuais de NN e N. Representa florestas com, no mínimo, 80% de cobertura natural/semi-natural (e menos de 10% de áreas artificiais ou com agricultura e pastagem) em seu entorno; para os habitats florestais e espécies contidos nesse tipo de paisagem considera-se nenhum efeito de borda derivado de terras agrícolas ou áreas antrópicas, pois as zonas de interface da floresta com outros tipos de uso são naturais;

- Padrão de paisagem florestal mista (*Mixed forest landscape pattern*): índice originado da soma dos percentuais de Nu, Nau e Na. Representa florestas com variação de 89% a 60% de cobertura florestal natural/semi-natural, e mais de 10% de áreas antrópicas ou terras agrícolas em seu entorno; habitats florestais e espécies contidas nesse padrão misto de paisagem (zonas de interface mista) estão potencialmente sofrendo efeitos de borda pela presença de áreas agrícolas ou antrópicas;
- Paisagem florestal com algum elemento natural (*Some natural forest landscape*): índice originado da soma dos percentuais de An, Aun, Un, Uan, aun, un, an. Floresta com menos de 60% de áreas naturais e o remanescente com terras agrícolas e/ou antrópicas em seu entorno; habitats florestais e espécies estão inseridas em uma paisagem predominantemente não florestal, e, muito provavelmente, encontram-se sob o efeito de borda dominante de terras agrícolas e/ou artificiais.

#### 3.3.3.4 Interface de bordas

Para elaboração do mapa de Interface de Bordas, devem-se unir os resultados das análises MSPA e LM e utilizar uma nova codificação para as classes. O resultado da combinação é apresentado em forma de mapa, contendo a distribuição espacial dos tipos de interface (Figura 11).

FIGURA 11 - INTERFACE DE BORDAS



FONTE: Adaptado de Luz (2016).

Na Tabela 12 é apresentada a codificação das classes MSPA e LM de acordo com as classes para a análise de interface de bordas.

TABELA 12 - CODIFICAÇÃO MSPA E LM PARA A ANÁLISE DE INTERFACE DE BORDAS

Valor de codificação	Classe de Interface de Bordas	Classe MSPA	Classe LM
1	Habitat interior ( <i>Core</i> )	116/16; 117/17; 118/18	3; 8; 9; 17
2	Cobertura não florestal ( <i>Background</i> )	100; 0	0 a 19
3	Borda com interface natural (BONN)	105/5; 103/3	17
4	Borda com interface artificial (BO <sub>O</sub> )	105/5; 103/3	0 a 16; 18 a 19
5	Conectores e ramificações com interface natural (CONN)	165/65; 167/67; 169/69; 133/33; 135/35; 137/37; 101/1	17
6	Conectores e ramificações com interface artificial (CO <sub>O</sub> )	165/65; 167/67; 169/69; 133/33; 135/35; 137/37; 101/1	0 a 16; 18 a 19
7	Ilhas de vegetação com interface natural (IS <sub>NN</sub> )	109/9	17
8	Ilhas de vegetação com interface artificial (IS <sub>O</sub> )	109/9	0 a 16; 18 a 19
9	Dados ausentes	129	-

FONTE: Luz et al. (2018c, no prelo).

Para elaboração do mapa de Interface de Bordas e diferenciação das classes deve-se utilizar a escala de cores exposta na Tabela 13.

TABELA 13 - LEGENDA DE CORES PARA O MAPA DE INTERFACE DE BORDAS

Valor de codificação	Classe de Interface de Bordas	R	G	B	Cor
1	Habitat interior ( <i>Core</i> )	225	225	225	
2	Cobertura não florestal ( <i>Background</i> )	255	255	255	
3	Borda com interface natural (BO <sub>NN</sub> )	115	178	225	
4	Borda com interface artificial (BO <sub>O</sub> )	190	210	255	
5	Conectores e ramificações com interface natural (CO <sub>NN</sub> )	223	115	255	
6	Conectores e ramificações com interface artificial (CO <sub>O</sub> )	232	190	255	
7	Ilhas de vegetação com interface natural (IS <sub>NN</sub> )	255	211	127	
8	Ilhas de vegetação com interface artificial (IS <sub>O</sub> )	255	235	175	
9	Dados ausentes	178	178	178	

FONTE: Luz et al. (2018c, no prelo).

LEGENDA: R = Vermelho (*Red*), G = Verde (*Green*) e B = Azul (*Blue*).

Após aplicada a codificação correta da legenda de interface de bordas, como resultado, obtém-se o mapa de interface de bordas, para o qual deve-se realizar o cálculo da área ocupada por cada classe. De acordo com Luz et al. (2018c), derivam desta análise seis índices adimensionais, expressos em porcentagem e com amplitude de 0 a 100%:

- Proporção de bordas com interface natural (BO<sub>NN</sub>);
- Proporção de bordas com interface artificial (BO<sub>O</sub>);
- Proporção de conectores e ramificações com interface natural (CO<sub>NN</sub>);
- Proporção de conectores e ramificações com interface artificial (CO<sub>O</sub>);
- Proporção de ilhas de vegetação com interface natural (IS<sub>NN</sub>);
- Proporção de ilhas de vegetação com interface artificial (IS<sub>O</sub>).

### 3.3.3.5 Conectividade dos remanescentes de floresta natural

O entendimento sobre a maneira como manchas de habitats e padrões espaciais na paisagem afetam a conectividade da paisagem é fundamental na análise de paisagens. Assim, nessa etapa foi calculada a importância da conectividade de todo e cada nó e toda e cada conexão da rede de fragmentos florestais.

No *software* GuidosToolbox estão disponíveis, após a segmentação MSPA, as seguintes opções de rede: *NW Components*, *Node/Link Importance*, arquivos de entrada para o *software* Conefor e *NW Component Connectors*. Segundo Vogt e

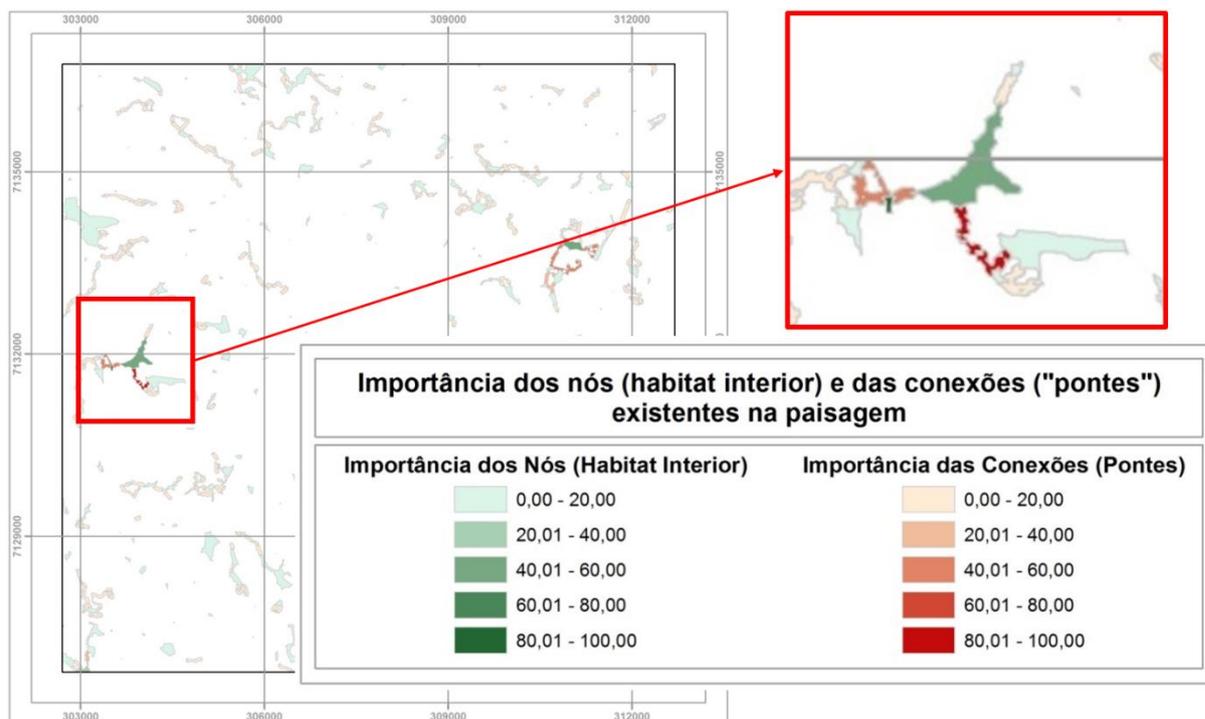
Riitters (2017), o *NW Components* identifica cada componente da paisagem. Com essa ferramenta são gerados os índices ECA e ECA\_rel. Tanto o ECA quanto o ECA\_rel descrevem o grau de conectividade da rede na imagem. O ECA, (*Equivalent Connected Area*), é medido em unidades de área, (em hectares, ou, no caso genérico, em unidades de pixel), e é calculado a partir da raiz quadrada da conectividade geral da rede. O ECA\_rel, por sua vez, representa o ECA relativo, ou normalizado, expresso em percentual, quando todos os componentes estão totalmente conectados. No caso de habitats de paisagem o ECA\_rel também é conhecido com o ARH (*amount of reachable habitat* – quantidade de habitat acessível) ou PRH (*percentage of reachable habitat* – porcentagem de habitat acessível).

Foram calculados a conectividade geral da rede (ECA - *Equivalent Connected Area*) e o ECA relativo, que é considerado quando todos os componentes estão totalmente conectados. Tanto o ECA quanto o ECA relativo descrevem o grau de conectividade da rede na imagem.

Após o cálculo dos componentes da paisagem (*NW Components*), é determinada a importância das conexões existentes em cada nó. No resultado do cálculo da importância das conexões de cada nó (fragmento florestal) da rede pode ser consultado o identificador de cada nó, sua conectividade absoluta e relativa. A partir desses dados é possível gerar um mapa contendo os nós e conexões presentes em cada ano, e sua respectiva graduação em termos de importância na paisagem, de acordo com o índice denominado dPC (decrésimo da probabilidade de conectividade). Os dPC para cada nó e conexão são calculados com base no decréscimo de conectividade que seria verificado para uma determinada paisagem caso aquele nó ou conexão deixassem de existir.

A partir do arquivo de texto de saída contendo as estatísticas de cada componente - associado à imagem que contém os identificadores únicos para cada nó e cada conexão - pode-se gerar um novo mapa, ilustrando a importância dos conectores existentes na paisagem (Figura 12). Para a legenda desse mapa são utilizados tons de cor verde e vermelho. As cores verdes são empregadas na visualização dos nós (habitat interior), enquanto o vermelho é usado para representar as conexões (conectores). Quanto maior a intensidade das respectivas cores, maior será a importância do nó ou conexão.

FIGURA 12 - CLASSES DE IMPORTÂNCIA DOS CONECTORES



FONTE: Adaptado de Luz (2016).

Do cálculo da importância dos conectores existentes na paisagem derivam três índices, dados em valores percentuais (LUZ et al., 2018c):

- dPC total: corresponde à somatória dos dPCs de todos os nós e conexões existentes na paisagem;
- dPC do habitat: corresponde à somatória dos dPCs de todos os nós (áreas de habitat interior) existentes na paisagem;
- dPC dos conectores: corresponde à somatória dos dPCs de todas as conexões existentes na paisagem.

Foram geradas as espacializações, apresentando a localização dos nós e conexões presentes em cada ano (2011 e 2014), e a sua respectiva graduação em termos de importância na paisagem, de acordo com o índice denominado dPC (decréscimo da probabilidade de conectividade).

### 3.3.3.5.1 Índices de conectividade gerados pelo Conefor

Além das análises de conectividade descritas anteriormente, o *software* GuidosToolbox permite a geração de arquivos de entrada de nós e conexões para

análise no *software* Conefor (SAURA; TORNÉ, 2009), possibilitando uma análise detalhada da teoria dos grafos, que está além da importância da conectividade no *software* GuidosToolbox. De acordo com Saura e Rubio (2010), dessa análise utilizam-se dois índices:

- Índice de Probabilidade de Conectividade (PC – *Probability of connectivity index*). Esse índice varia de 0 a 1;
- Índice de Área Equivalente (EC (PC) – *Equivalent connected area*).

O índice EC (PC) corresponde a um índice geral de conectividade, assim como o PC, mas difere por ser apresentado em valores de área. Representa o tamanho que um único fragmento (área de habitat interior) maximamente conectado deveria ter para ser capaz de prover o mesmo valor do índice PC (LUZ et al., 2018c, no prelo).

Com base no arquivo de estatísticas gerado pelo GuidosToolbox - que contém os componentes e as conexões mais importantes da rede, o grau de importância de cada conexão, seu comprimento absoluto e relativo e os componentes intermediários para a conexão dos componentes mais importantes - é possível identificar e qualificar as conexões e os componentes mais importantes da rede.

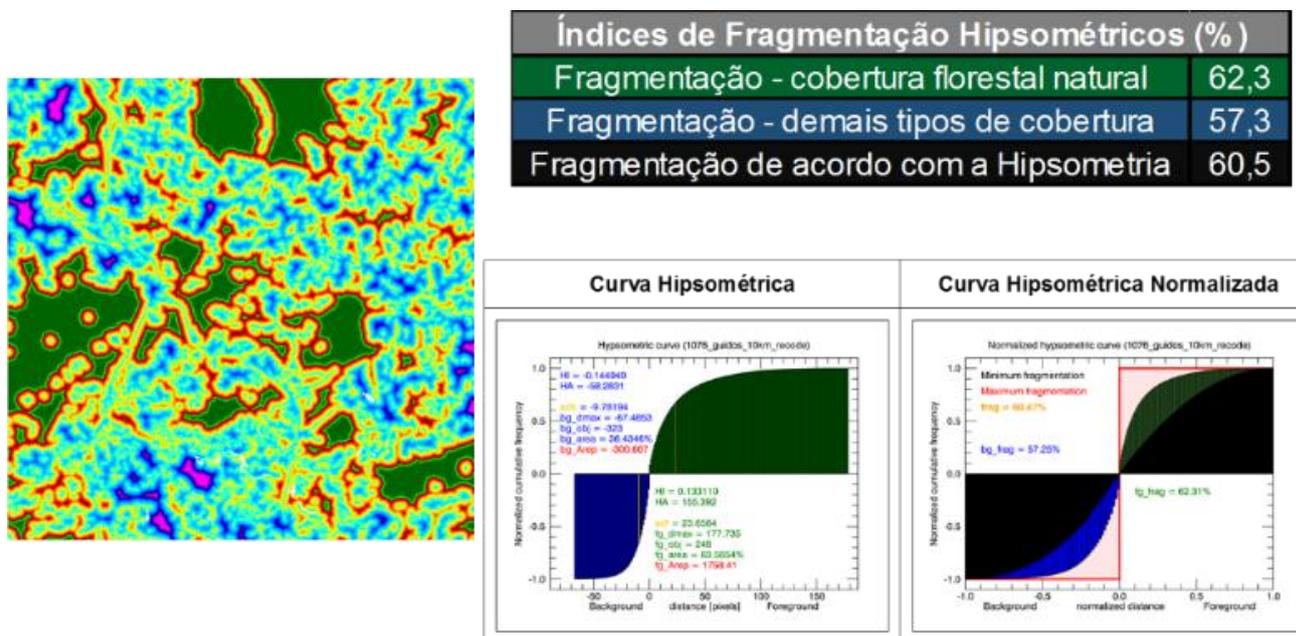
### 3.3.3.6 Fragmentação

O índice de fragmentação adotado tem o seu valor normalizado no intervalo de 0% a 100%. Além de quantificar o estado de fragmentação em uma determinada área, este índice permite a comparação do grau de fragmentação de diferentes locais, a quantificação das alterações na fragmentação e seu monitoramento ao longo do tempo, bem como avaliação do progresso em programas de planejamento e diretrizes políticas (LUZ et al., 2018b, no prelo).

Na Figura 13 está apresentado o Índice de fragmentação hipsométrico que sintetiza a fragmentação propriamente dita, as perfurações, a quantidade, divisão, dualidade e dispersão de objetos na imagem. Os valores são adimensionais, com amplitude de 0 a 100%. O índice é calculado tanto para todos os elementos da imagem, como somente para o *foreground* (fg\_frag – cobertura arbórea / arbustiva) ou somente para o *background* (bg\_frag – demais tipos de cobertura), sendo todos apresentados em tabela. De acordo com Vogt et al. (2007), os valores mais próximos

de 100% indicam paisagens mais fragmentadas.

FIGURA 13 - ÍNDICES DE FRAGMENTAÇÃO HIPSOMÉTRICOS



FONTE: Luz et al. (2018c, no prelo) e o autor (2018).

A Curva Hipsométrica é uma descrição sumária do histograma de distâncias euclidianas. Ao visualizar a imagem da distribuição de distâncias como um mapa de pseudo-elevação, a curva hipsométrica resume o relevo ou curvas de nível no primeiro plano (*foreground*). O mesmo processo é conhecido como batimetria quando realizado para o plano de fundo (*background*). A Figura 13 apresenta as frequências normalizadas acumuladas das distâncias euclidianas, bem como as seguintes estatísticas relacionadas com o *background* e o *foreground* de acordo com Luz et al. (2018c, no prelo):

- Índice Hipsométrico (*Hypsometric Index – HI*):  $adb/bg_{max}$  ou  $adf/fg_{max}$ ;
- Área Hipsométrica (*Hypsometric Area - HA*): área integral abaixo da curva;
- Distância média (*Average distance*):  $adb/adf$ ;
- Distância máxima (*Maximum distanc*):  $bg_{max}/fg_{max}$ ;
- Número de objetos (*Number of objects*):  $bg_{obj}/fg_{obj}$ ;
- Área total dos objetos (*Total area of objects*):  $bg_{area}/fg_{area}$ ;
- Área Representativa (*Representative area*):  $bgA_{rep}/fgA_{rep}$ ;

onde:

- $adb$ : distância média no *background*;

- $bg_{max}$ : distância máxima no *background*;
- $adf$ : distância média no *foreground*;
- $fg_{max}$ : distância máxima no *foreground*;
- $bg_{obj}$ : número de objetos no *background*;
- $fg_{obj}$ : número de objetos no *foreground*;
- $bg_{area}$ : área de *background*;
- $fg_{area}$ : área no *foreground*;
- $bg_{Arep}$ : área representativa no *background*;
- $fg_{Arep}$ : área representativa no *foreground*.

A Área Representativa é calculada para um objeto similar de forma circular, com um raio igual à razão de  $adf$  por  $adb$ . Da mesma forma, um objeto quadrado representativo pode ser definido com o comprimento de aresta  $\sqrt{Arep}$ . Tal como acontece com a distância média ( $adf/adb$ ), as mudanças na Área Representativa são indicativas dos processos de fragmentação. Para uma dada imagem, o grau de fragmentação corresponde à área coberta entre a fragmentação mínima (preto) e fragmentação máxima (vermelho). Na Figura 13 esta área é destacada em azul para o fundo e em verde para o *foreground*. Considerando a natureza dual da fragmentação (o *foreground* é fragmentado pelo *background* e vice-versa) o grau de fragmentação para uma determinada imagem é definido pela soma ponderada da fragmentação no *foreground* e no *background*, dada pela Equação 8:

$$Frag(hypso) = \left( \frac{bg_{area}}{100.0 * bg_{frag}} \right) + \left( \frac{fg_{area}}{100.0 * fg_{frag}} \right) \quad \text{Equação 8}$$

Onde:

- $bg_{area}$ : área de *background*;
- $fg_{area}$ : área de *foreground*;
- $bg_{frag}$ : fragmentação no *background*;
- $fg_{frag}$ : fragmentação no *foreground*;
- $Frag(hypso)$ : grau de fragmentação.

De acordo com Luz et al. (2018c), a Curva Hipsométrica Normalizada (*Normalized Hypsometric Curve* - NHMC) é a Curva Hipsométrica escalada pela distância máxima do *foreground* e do *background*. Ilustrada na Figura 13, essa curva

mostra o NHMC para três imagens com a mesma dimensão que a imagem real e as três seguintes condições:

- I. Fragmentação mínima (preto): NHMC de uma imagem com agregação máxima do *foreground*: todos os pixels de *foreground* acumulados para um círculo no centro da imagem. Se a cobertura do *foreground* é muito grande para caber um círculo na imagem, um retângulo é utilizado;
- II. Imagem real (azul / verde): NHMC da imagem real;
- III. Fragmentação máxima (vermelho): NHMC de uma imagem do tabuleiro de damas com cobertura de 50%. Esta condição máxima teórica para a fragmentação é caracterizada por todos os pixels do *foreground* e do *background* com distância igual a 1 resultando, assim, na função escalonada delineada em vermelho na Figura 13.

A análise da fragmentação considera aspectos como dualidade, perfurações, quantidade, divisão e dispersão dos objetos na imagem, originando três índices principais, tendo os seus valores normalizados no intervalo (0 – 100%), de acordo com Luz et al. (2018c):

- I. Fragmentação de uso e cobertura florestal natural: corresponde a fragmentação no *foreground* da imagem ( $fg_{frag}$ );
- II. Fragmentação dos demais tipos de cobertura: corresponde a fragmentação no *background* da imagem ( $bg_{frag}$ );
- III. Fragmentação de acordo com a hipsometria: corresponde a soma ponderada da fragmentação no *foreground* com a fragmentação no *background* da imagem ( $frag$ ).

O valor utilizado para o *score* foi o obtido para a fragmentação de acordo com a hipsometria ( $frag$ ).

### 3.3.3.7 Zonas ripárias

A metodologia adotada para a avaliação das zonas ripárias, segue os procedimentos descritos em Luz et al. (2018c, no prelo) e baseia-se na conectividade estrutural de ambientes como corredores de vegetação, grau de pressão antrópica atuando sobre eles e simulação de cenários para zonas de proteção ripária. Nessa abordagem, são calculados índices integrados - depois transformados em *scores* -

para efetuar um ranqueamento que permite a identificação de áreas prioritárias para a conservação ou restauração da paisagem, a exemplo do que foi realizado na Europa por Clerici et al. (2011).

As áreas de proteção legal dependem da largura dos rios e tamanho da propriedade, porém para o presente estudo foram considerados dois diferentes cenários. Estabeleceu-se um valor fixo para delimitar as zonas ripárias, a exemplo do proposto por Ivits et al. (2009) e conforme definido como faixa máxima exigível pelo Código Florestal (Lei Nº 12.651, de 25 de maio de 2012) (BRASIL, 2012), em áreas não consolidadas. Para a aplicação da metodologia foram necessárias as camadas de informação que contém a rede hidrográfica, o mapa de uso e cobertura da terra e os resultados da segmentação MSPA. Derivam dessa análise três índices de corredores e conectores estruturais ripários na paisagem (CLERICI; VOGT, 2013), padronizados em uma escala que varia de 0 a 1:

- Primeiramente são identificados os corredores entre fragmentos maiores representados pelas classes *Bridge* e *Core* da análise MSPA dentro da máscara da zona ripária e selecionadas as células do *grid* sobre as quais as classes ocorrem. O Índice de Corredores Estruturais ( $ICE_c$ ) revela a proporção da superfície ocupada pelas classes *Bridge* e *Core* em cada célula  $c$  de 1 ha (100 x 100 m). Regiões com densas redes de drenagem e extensas áreas naturais apresentam alto  $ICE_c$ .

O índice pode ser calculado aplicando-se a Equação 9:

$$ICE_c = \frac{B_c}{S} \quad \text{Equação 9}$$

Onde:

- $B_c$  = superfície ocupada pelas classes *Bridge* e *Core* (em ha) na célula  $c$ ;
- $S$  = área da célula  $c$  (1 ha);

- O segundo, Índice de Corredores Estruturais sob Pressão Antrópica ( $ICE_{Ac}$ ) (Equação 10), representa uma integração entre o  $ICE_c$  e informações sobre a proporção de áreas não-naturais (artificiais e agrícolas) na célula  $c$  de 100 x 100 m. Sua aplicação permite identificar onde há presença significativa de corredores ripários estruturais coexistindo com paisagens antrópicas. Primeiramente calcula-se a proporção da superfície ocupada por classes

de uso antrópico em cada célula de 1 ha ( $A_C$ ) que pode ser obtida a partir da sobreposição do mapa de uso e cobertura da terra sobre as células selecionadas do grid de 100 x 100 m (apenas aquelas onde ocorrem as classes *Bridge* e *Core*). Em seguida aplica-se a fórmula do índice (Equação 10):

$$ICE_{AC} = ICE_C * A_C \quad \text{Equação 10}$$

Onde:

$ICE_C$ : Índice de Corredores Estruturais;

$A_C$ : Proporção da superfície ocupada por classes de uso antrópico em cada célula de 1 ha;

$ICE_{AC}$ : Índice de Corredores Estruturais sob Pressão Antrópica.

- Já o terceiro, Índice de Proteção em Corredores Estruturais sob Pressão Antrópica ( $ICE_{APC}$ ) (Equação 11), representa uma integração entre o  $ICE_{AC}$  e informações sobre a proporção de áreas com alguma forma de proteção. Para o município de Caçador, as zonas de proteção ripária são representadas por diferentes cenários (diferentes larguras de *buffer* ao longo de rios) que correspondem a limites estabelecidos no Novo Código Florestal para a recomposição de APPs em áreas consolidadas (5 m, 8 m, 15 m, 20 m, 30 m, 100 m). Neste trabalho foram utilizados os cenários apenas para 5 m e 30 m. Na prática, tais limites dependem da largura do rio e do tamanho da propriedade. Para cada cenário separadamente, calcula-se a proporção da superfície ocupada pela zona de proteção em cada célula de 1 ha ( $P_C$ ) que pode ser obtida a partir da sobreposição do *buffer* respectivo sobre as células selecionadas do grid de 100 x 100 m (apenas aquelas onde ocorrem as classes *Bridge* e *Core*). Em seguida aplica-se a fórmula do índice (Equação 11):

$$ICE_{APC} = \frac{ICE_{AC}}{P_C} \quad \text{Equação 11}$$

Onde:

$ICE_{AC}$ : Índice de Corredores Estruturais sob Pressão Antrópica;

$P_C$ : Proporção da superfície ocupada pela zona de proteção em cada célula de 1 ha;

$ICE_{APc}$ : Índice de Proteção em Corredores Estruturais sob Pressão Antrópica.

Segundo Luz et al. (2018c, no prelo), tal índice permite identificar quais as áreas que abrigam corredores, mas não possuem grau ou extensão de proteção adequados. Se houver poucas áreas protegidas (no denominador), o valor do índice vai aumentar. Altos valores de  $ICE_{APc}$  correspondem a um alto *ranking* atribuído à célula, indicando significativa presença de corredores ripários estruturais em condições de pressão antrópica e com pouco ou nenhum grau de proteção. Células com altos *scores* de  $ICE_{APc}$  representam regiões prioritárias potenciais para a conservação e manejo de corredores ripários.

Neste trabalho o  $ICE_{APc}$  foi utilizado para comparação temporal e geração do *score* único para a qualidade da paisagem rural.

### 3.3.4 Detecção de Mudanças

A análise da paisagem, quando realizada de forma periódica, possibilita comparações em diferentes datas e a detecção de mudanças, identificando fragmentos e áreas que tiveram maior impacto por ação do homem ou do próprio ambiente. A primeira forma, e mais tradicional, de realizar a detecção de mudança em imagens classificadas é baseada em pixel, empregando um pixel de imagem como unidade fundamental da análise. Para isso basta realizar subtração das imagens e analisar o resultado. A segunda forma é baseada nos objetos criados na segmentação da classificação orientada a objetos, onde é enfatizando a criação de objetos de imagem e, em seguida compara-se os atributos de cada objeto. A escolha entre o primeiro e o segundo método é baseada no objetivo do estudo e no formato dos dados. Neste trabalho a detecção de mudanças foi realizada em duas abordagens. A primeira considera a análise da variação das classes de uso e cobertura da terra e utiliza o LCM para detectar as alterações. A segunda está baseada nas diferenças dos valores encontrados para cada indicador nos dois anos considerados (2011 e 2014).

Para a detecção de mudança das classes de uso e cobertura da terra, a extensão do LCM, no ArcGis, usou como dados de entrada do modelo dois mapas de uso e cobertura, para datas diferentes (2011 e 2014). A partir destes mapas, o LCM calcula a quantidade de mudanças, com base em cadeias markovianas, resultando

em matrizes de transição. Em síntese, a partir de um banco de dados de uso e ocupação da terra, gerados a partir de imagens orbitais de 2011 e 2014, o LCM calcula as probabilidades de alterações de uso do solo, para ajuste de um modelo de simulação baseado em cadeias markovianas. Os mapas de uso e cobertura da terra devem ter *backgrounds*, legendas e características espaciais correspondentes.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

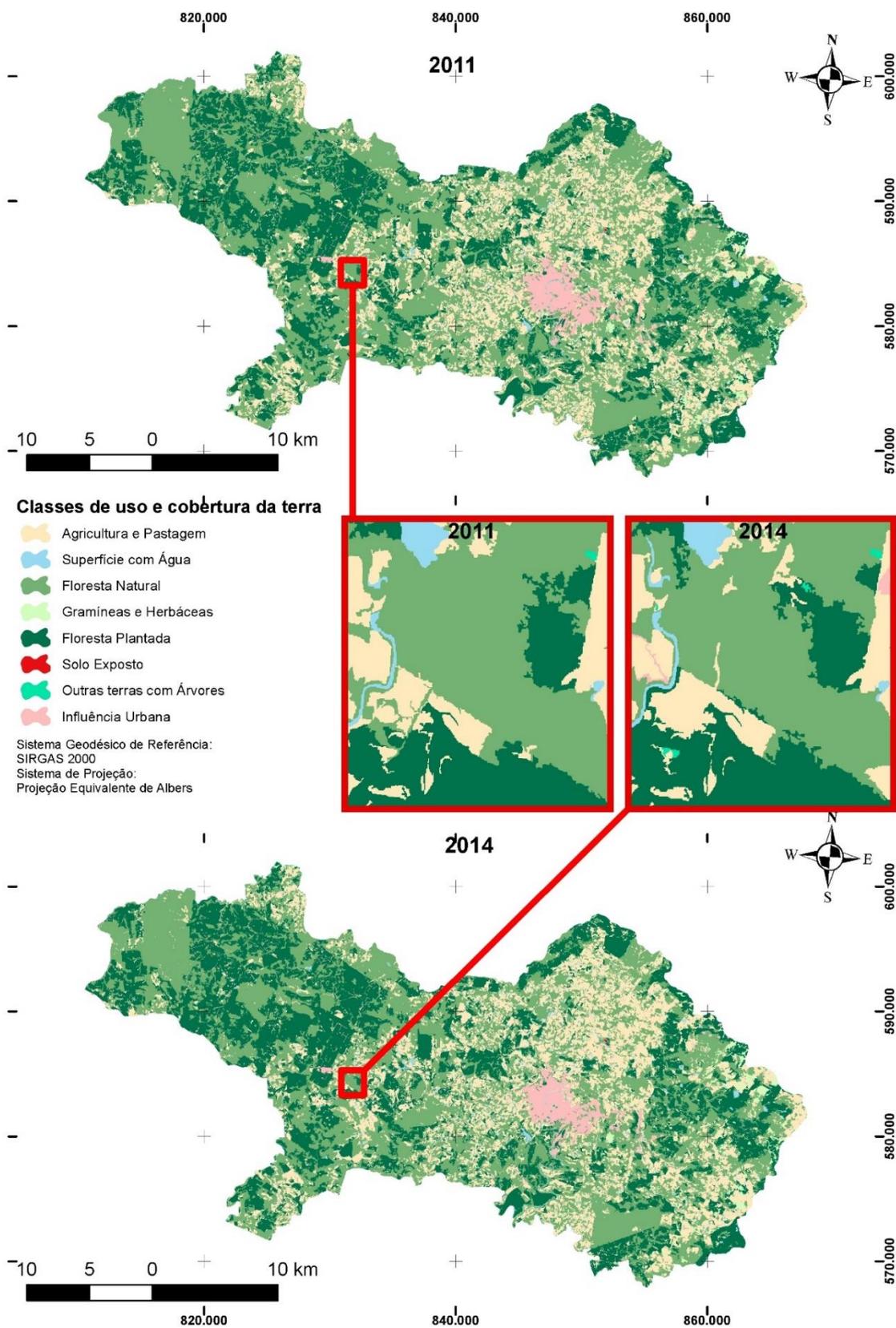
Os resultados obtidos foram divididos de acordo com o tipo de análise. Primeiramente são apresentados os resultados para a classificação das imagens RE e as alterações de uso e cobertura da terra, posteriormente os valores encontrados para os indicadores de paisagem e suas alterações e por último um *score* único considerando os sete indicadores de paisagem que definem a qualidade espacial da paisagem.

### 4.1 CLASSIFICAÇÃO DO USO E COBERTURA DA TERRA PARA OS ANOS DE 2011 E 2014

Como as análises dos índices de paisagem consideram a composição e a relação espacial da paisagem, a classificação objetos tornou-se essencial para a geração dos mapas de uso e cobertura da terra, pois também considera a relação espacial entre seus segmentos. Essa integração contribuiu para a proposição da metodologia desse estudo. Os resultados da classificação de imagens multitemporais (2011 e 2014) permitem a primeira análise a respeito da dinâmica da paisagem nesses anos. Tais resultados (Figura 14 e Tabela 14) mostraram a maior importância relativa em termos percentuais de área da classe de uso e cobertura da terra de três classes como floresta natural (2011 com 47% e 2014 com 42%), seguidas pelas classes floresta plantada (2011 com 28% e 2014 com 30%), agricultura e pastagem (2011 com 21% e 2014 com 23%) e, com um percentual menor, a classe influência urbana (2011 e 2014 com 3%). Quase sem representatividade percentual, encontram-se as classes: gramíneas e herbáceas (2011 e 2014 com 1%), superfície com água (2011 e 2014 com 1%), outras terras com árvores (TOF) (2011 com 0% e 2014 com 1%) e solo exposto (2011 e 2014 com 0%). As classes floresta plantada e agricultura e pastagem são muito representativas em função do município ter uma economia fortemente

baseada na silvicultura e agricultura.

FIGURA 14 - CLASSIFICAÇÃO DO USO E COBERTURA DA TERRA DE 2011 E 2014



FONTE: O autor (2018).

TABELA 14 - CLASSES DE USO E COBERTURA DA TERRA EM CAÇADOR

Classe	2011		2014	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%
<b>Floresta natural</b>	45857	47%	41340	42%
<b>Outras terras com árvores (TOF)</b>	484	0%	647	1%
<b>Gramíneas e Herbáceas</b>	700	1%	633	1%
<b>Floresta Plantada</b>	27124	28%	29691	30%
<b>Solo Exposto</b>	3	0%	3	0%
<b>Agricultura e Pastagem</b>	20339	21%	22179	23%
<b>Influência Urbana</b>	2801	3%	2766	3%
<b>Superfície com Água</b>	1118	1%	1169	1%

FONTE: O autor (2018).

#### 4.1.1 QUALIDADE TEMÁTICA

A análise de qualidade da classificação de uso e cobertura da terra para os anos de 2011 e 2014 consistiu na verificação dos 985 pontos de controle distribuídos sistematicamente sobre o município de Caçador, na soma das áreas de cada classe e na avaliação da acuracidade temática. Essa análise foi essencial, pois a partir das classificações foram gerados os índices de paisagem. Foi realizado também o processo de reambulação para verificar locais com maiores dúvidas geradas com o resultado da classificação das imagens. Primeiro são apresentados os dados para o ano de 2011 e em seguida os dados obtidos para 2014.

##### 4.1.1.1 Avaliação da acurácia para o ano de 2011

Na Tabela 15 estão apresentados o número e o percentual de pontos de controle para cada classe, dos 985 pontos de controle adotados. Dentre esses, a maioria está na classe Floresta natural (1) seguida das classes Floresta Plantada (5) e Agricultura e Pastagem (7). A classe Outras Terras com Vegetação Lenhosa (2) não foi encontrada na classificação. A classe Solo Exposto (6) possui área muito pequena e apesar de existir no resultado da classificação, não foi detectada em nenhum dos 985 pontos de controle.

TABELA 15 - PONTOS DE CONTROLE EM CADA CLASSE

CLASSE	Nº PONTOS	% PONTOS
0	-	-
1	444	45,08
2	-	-
3	3	0,30
4	5	0,51
5	257	26,09
6	-	-
7	241	24,47
8	31	3,15
9	4	0,41
<b>Total</b>	<b>985</b>	<b>100</b>

FONTE: O autor (2018).

LEGENDA: 1 = Floresta natural, 2 = Outras Terras com Vegetação Lenhosa, 3 = Outras terras com árvores, 4 = Gramíneas e Herbáceas, 5 = Floresta Plantada, 6 = Solo Exposto, 7 = Agricultura e Pastagem, 8 = Influência Urbana, 9 = Superfície com Água e 0 = Área não observada.

Na Tabela 16 estão apresentados o número de segmentos (polígonos) e suas respectivas áreas em cada uma das nove classes de uso e cobertura da terra. Também é apresentado o peso ( $W_i$ ) de cada classe na análise de acurácia. A classe Floresta natural é predominante no município de Caçador em 2011.

TABELA 16 - DADOS DOS SEGMENTOS E ÁREA DE CADA CLASSE

CLASSE	FREQUÊNCIA	AREA (ha)	AREA (%)	$W_i$
0	-	-	-	-
1	1558	45820,46	46,59	0,4659
2	-	-	-	-
3	2340	487,53	0,50	0,0050
4	153	699,33	0,71	0,0071
5	953	27102,15	27,56	0,2756
6	1	3,15	0,00	0,0000
7	4021	20321,13	20,66	0,2066
8	1582	2798,43	2,85	0,0285
9	2032	1117,31	1,14	0,0114
<b>Total</b>	<b>12640</b>	<b>98349,51</b>	<b>100</b>	<b>1</b>

FONTE: O autor (2018).

LEGENDA: 1 = Floresta natural, 2 = Outras Terras com Vegetação Lenhosa, 3 = Outras terras com árvores, 4 = Gramíneas e Herbáceas, 5 = Floresta Plantada, 6 = Solo Exposto, 7 = Agricultura e Pastagem, 8 = Influência Urbana, 9 = Superfície com Água e 0 = Área não observada.  $W_i$  = Peso de cada classe.

Na Tabela 17 está apresentada a matriz de confusão - também conhecida

como matriz de erro - referente à avaliação da acuracidade do mapa de uso e cobertura da terra em pixels, considerando os 985 pontos de controle. A diagonal principal da matriz contém os casos em que a classe representada na classificação da imagem e os pontos de controle representando a verdade de campo coincidem, enquanto os elementos fora da diagonal contemplam os casos em que existe divergência.

TABELA 17 - MATRIZ DE CONFUSÃO EM PIXELS

Classe	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Total (n <sub>i</sub> )
<b>Sem classe</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>1</b>	-	<b>394</b>	-	1	0	19	-	22	1	0	437
<b>2</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>3</b>	-	0	-	<b>2</b>	0	1	-	0	0	0	3
<b>4</b>	-	0	-	0	<b>4</b>	0	-	2	0	0	6
<b>5</b>	-	36	-	0	0	<b>232</b>	-	7	0	0	275
<b>6</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>7</b>	-	13	-	0	1	5	-	<b>203</b>	3	0	225
<b>8</b>	-	1	-	0	0	0	-	4	<b>26</b>	0	31
<b>9</b>	-	0	-	0	0	0	-	3	1	<b>4</b>	8
<b>Total (n<sub>j</sub>)</b>	-	444	-	3	5	257	0	241	31	4	<b>985</b>

FONTE: O autor (2018).

LEGENDA: 1 = Floresta natural, 2 = Outras Terras com Vegetação Lenhosa, 3 = Outras terras com árvores, 4 = Gramíneas e Herbáceas, 5 = Floresta Plantada, 6 = Solo Exposto, 7 = Agricultura e Pastagem, 8 = Influência Urbana, 9 = Superfície com Água e 0 = Área não observada.  $n_i$  = número de pixels de acordo com avaliação do usuário e  $n_j$  = número de pixels de acordo com avaliação do produtor.

Na Tabela 18 está apresentada a matriz de erro ponderada pela proporção de área, e não a contagem de pixels, estimada para cada classe de uso e cobertura da terra. As classes Outras terras com árvores (3), Gramíneas e Herbáceas (4) e Superfície com Água (9) apresentam os menores valores devido à proporção das áreas ser menor e sua ocorrência ser dispersa na paisagem.

TABELA 18 - MATRIZ DE ERRO PONDERADA PELA ÁREA

Classe		P <sub>ij</sub>									P <sub>i</sub>	U <sub>i</sub>	
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Total	Usuário
P <sub>ij</sub>	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1	-	<b>0,4201</b>	-	0,0011	0,0000	0,0203	-	0,0235	0,0011	0,0000	0,4659	<b>0,9016</b>
	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	3	-	0,0000	-	<b>0,0033</b>	0,0000	0,0017	-	0,0000	0,0000	0,0000	0,0050	<b>0,6667</b>
	4	-	0,0000	-	0,0000	<b>0,0047</b>	0,0000	-	0,0024	0,0000	0,0000	0,0071	<b>0,6667</b>
	5	-	0,0361	-	0,0000	0,0000	<b>0,2325</b>	-	0,0070	0,0000	0,0000	0,2756	<b>0,8436</b>
	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	7	-	0,0119	-	0,0000	0,0009	0,0046	-	<b>0,1864</b>	0,0028	0,0000	0,2066	<b>0,9022</b>
	8	-	0,0009	-	0,0000	0,0000	0,0000	-	0,0037	<b>0,0239</b>	0,0000	0,0285	<b>0,8387</b>
	9	-	0,0000	-	0,0000	0,0000	0,0000	-	0,0043	0,0014	<b>0,0057</b>	0,0114	<b>0,5000</b>
P <sub>j</sub>	<b>Total</b>	-	0,4690	-	0,0044	0,0057	0,2590	-	0,2272	0,0291	0,0057		
P <sub>j</sub>	<b>Produtor</b>	-	<b>0,8967</b>	-	<b>0,7561</b>	<b>0,8377</b>	<b>0,8977</b>	-	<b>0,8205</b>	<b>0,8199</b>	<b>1,0000</b>		

FONTE: O autor (2018).

LEGENDA: 1 = Floresta natural, 2 = Outras Terras com Vegetação Lenhosa, 3 = Outras terras com árvores, 4 = Gramíneas e Herbáceas, 5 = Floresta Plantada, 6 = Solo Exposto, 7 = Agricultura e Pastagem, 8 = Influência Urbana, 9 = Superfície com Água e 0 = Área não observada. U<sub>i</sub> = percentual de acerto de acordo com a acuracidade do usuário e P<sub>j</sub> = percentual de acerto de acordo com a acuracidade do produtor.

A estimativa de acurácia global ( $\hat{A}$ ), ponderada pela proporção de área de cada classe, foi igual a 0,8765. Também foi estimada a variância da acurácia global ( $\hat{V}(\hat{A})$ ), igual a 0,000110777. A partir da Variância foi calculado o Intervalo de Confiança (I.C.) de 95% de probabilidade para a Acurácia Global ponderada pela proporção de área de cada classe, igual a  $87,65 \pm 2,6\%$ . De acordo com Lillesand, Kiefer e Chipman (2015), valores de acurácia global acima de 80% são considerados excelentes. Isso atesta que a classificação da imagem RapidEye de 2011 pode ser utilizada para os cálculos dos índices de paisagem.

#### 4.1.1.2 Avaliação da acurácia para o ano de 2014

Na Tabela 19 estão apresentados o número e o percentual de pontos de controle para cada classe, dos 985 pontos de controle. Dos 985 pontos de controle, a maioria está na classe Floresta natural (1) seguida das classes Agricultura e Pastagem (7) e Floresta Plantada (5).

TABELA 19 - PONTOS DE CONTROLE EM CADA CLASSE

CLASSE	n° pontos	% pontos
0	-	-
1	428	43,45
2	-	-
3	5	0,51
4	6	0,61
5	251	25,48
6	-	-
7	256	25,99
8	35	3,55
9	4	0,41
<b>Total</b>	<b>985</b>	<b>100</b>

FONTE: O autor (2018).

LEGENDA: 1 = Floresta natural, 2 = Outras Terras com Vegetação Lenhosa, 3 = Outras terras com árvores, 4 = Gramíneas e Herbáceas, 5 = Floresta Plantada, 6 = Solo Exposto, 7 = Agricultura e Pastagem, 8 = Influência Urbana, 9 = Superfície com Água e 0 = Área não observada.

Na Tabela 20 estão apresentados o número de segmentos (polígonos) e a área ocupada por eles em cada uma das nove classes de uso e cobertura da terra. Também é apresentado o peso ( $W_i$ ) de cada classe na análise de acurácia. A classe Floresta natural representa 40% e a classe Floresta Plantada, 30% no município de Caçador em 2014.

TABELA 20 - DADOS DOS SEGMENTOS E ÁREA DE CADA CLASSE

CLASSE	FREQUÊNCIA	AREA (ha)	AREA (%)	$W_i$
0	-	-	-	-
1	1808	41306,60	42,00	0,4200
2	-	-	-	-
3	3016	650,19	0,66	0,0066
4	139	632,18	0,64	0,0064
5	1318	29666,90	30,16	0,3016
6	1	3,15	0,00	0,0000
7	4437	22159,66	22,53	0,2253
8	1788	2763,40	2,81	0,0281
9	2369	1167,73	1,19	0,0119
<b>Total</b>	<b>14876</b>	<b>98349,82</b>	<b>100</b>	<b>1</b>

FONTE: O autor (2018).

LEGENDA: 1 = Floresta natural, 2 = Outras Terras com Vegetação Lenhosa, 3 = Outras terras com árvores, 4 = Gramíneas e Herbáceas, 5 = Floresta Plantada, 6 = Solo Exposto, 07 = Agricultura e Pastagem, 8 = Influência Urbana, 9 = Superfície com Água e 0 = Área não observada.  $W_i$  = Peso de cada classe.

Na Tabela 21 está apresentada a matriz de confusão, também conhecida como matriz de erro, referente à avaliação da acuracidade do mapa de uso e cobertura da terra em pixel, considerando os 985 pontos de controle. A diagonal principal da matriz contém os casos em que a classe representada na classificação da imagem e os pontos de controle representando a verdade de campo coincidem, enquanto os elementos fora da diagonal contemplam os casos em que existe divergência.

TABELA 21 - MATRIZ DE CONFUSÃO EM PIXELS

Classe	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Total
Sem classe	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1	-	361	-	1	0	8	-	14	6	1	391
2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	-	4	-	1	0	1	-	2	0	0	8
4	-	1	-	1	4	0	-	0	0	0	6
5	-	56	-	0	1	238	-	14	1	0	310
6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7	-	5	-	0	1	4	-	217	5	0	232
8	-	1	-	2	0	0	-	8	23	0	34
9	-	0	-	0	0	0	-	1	0	3	4
<b>Total (n<sub>i</sub>)</b>	-	428	-	5	6	251	0	256	35	4	<b>985</b>

FONTE: O autor (2018).

LEGENDA: 1 = Floresta natural, 2 = Outras Terras com Vegetação Lenhosa, 3 = Outras terras com árvores, 4 = Gramíneas e Herbáceas, 5 = Floresta Plantada, 6 = Solo Exposto, 7 = Agricultura e Pastagem, 8 = Influência Urbana, 9 = Superfície com Água e 0 = Área não observada.  $n_i$  = número de pixels de acordo com avaliação do usuário e  $n_j$  = número de pixels de acordo com avaliação do produtor.

Na Tabela 22 está apresentada a matriz de erro ponderada pela proporção de área estimada para cada classe de uso e cobertura da terra. A classe Outras terras com árvores (3) apresenta o menor valor devido à proporção de áreas ser muito pequena e a ocorrência ser muito dispersa.

TABELA 22 - MATRIZ DE ERRO PONDERADA PELA ÁREA

Classe		P <sub>ij</sub>									P <sub>i</sub>	U <sub>i</sub>	
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Total	Usuário
P <sub>ij</sub>	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1	-	<b>0,3878</b>	-	0,0011	0,0000	0,0086	-	0,0150	0,0064	0,0011	0,4200	<b>0,9233</b>
	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	3	-	0,0033	-	<b>0,0008</b>	0,0000	0,0008	-	0,0017	0,0000	0,0000	0,0066	<b>0,1250</b>
	4	-	0,0011	-	0,0011	<b>0,0043</b>	0,0000	-	0,0000	0,0000	0,0000	0,0064	<b>0,6667</b>
	5	-	0,0545	-	0,0000	0,0010	<b>0,2316</b>	-	0,0136	0,0010	0,0000	0,3016	<b>0,7677</b>
	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	7	-	0,0049	-	0,0000	0,0010	0,0039	-	<b>0,2107</b>	0,0049	0,0000	0,2253	<b>0,9353</b>
	8	-	0,0008	-	0,0017	0,0000	0,0000	-	0,0066	<b>0,0190</b>	0,0000	0,0281	<b>0,6765</b>
	9	-	0,0000	-	0,0000	0,0000	0,0000	-	0,0030	0,0000	<b>0,0089</b>	0,0119	<b>0,7500</b>
P <sub>j</sub>	Total	-	0,4523	-	0,0046	0,0062	0,2449	-	0,2506	0,0313	0,0100		
P <sub>j</sub>	Produtor	-	<b>0,8573</b>	-	<b>0,1787</b>	<b>0,6879</b>	<b>0,9457</b>	-	<b>0,8408</b>	<b>0,6076</b>	<b>0,8924</b>		

FONTE: O autor (2018).

LEGENDA: 1 = Floresta natural, 2 = Outras Terras com Vegetação Lenhosa, 3 = Outras terras com árvores, 4 = Gramíneas e Herbáceas, 5 = Floresta Plantada, 6 = Solo Exposto, 7 = Agricultura e Pastagem, 8 = Influência Urbana, 9 = Superfície com Água e 0 = Área não observada. U<sub>i</sub> = percentual de acerto de acordo com a acuracidade do usuário e P<sub>j</sub> = percentual de acerto de acordo com a acuracidade do produtor.

A estimativa de acurácia global ( $\hat{A}$ ), ponderada pela proporção de área de cada classe, foi igual a 0,8631. Também foi estimada a variância da acurácia global ( $\hat{V}(\hat{A})$ ), igual a 0,000114405. A partir da Variância foi calculado o Intervalo de Confiança (I.C.) de 95% de probabilidade para a Acurácia Global ponderada pela proporção de área de cada classe, igual a  $86,31 \pm 2,1\%$ . De acordo com Lillesand, Kiefer e Chipman (2015), valores de acurácia global acima de 80% são considerados excelentes. Isso atesta que a classificação da imagem RapidEye de 2014 pode ser utilizada para os cálculos dos índices de paisagem.

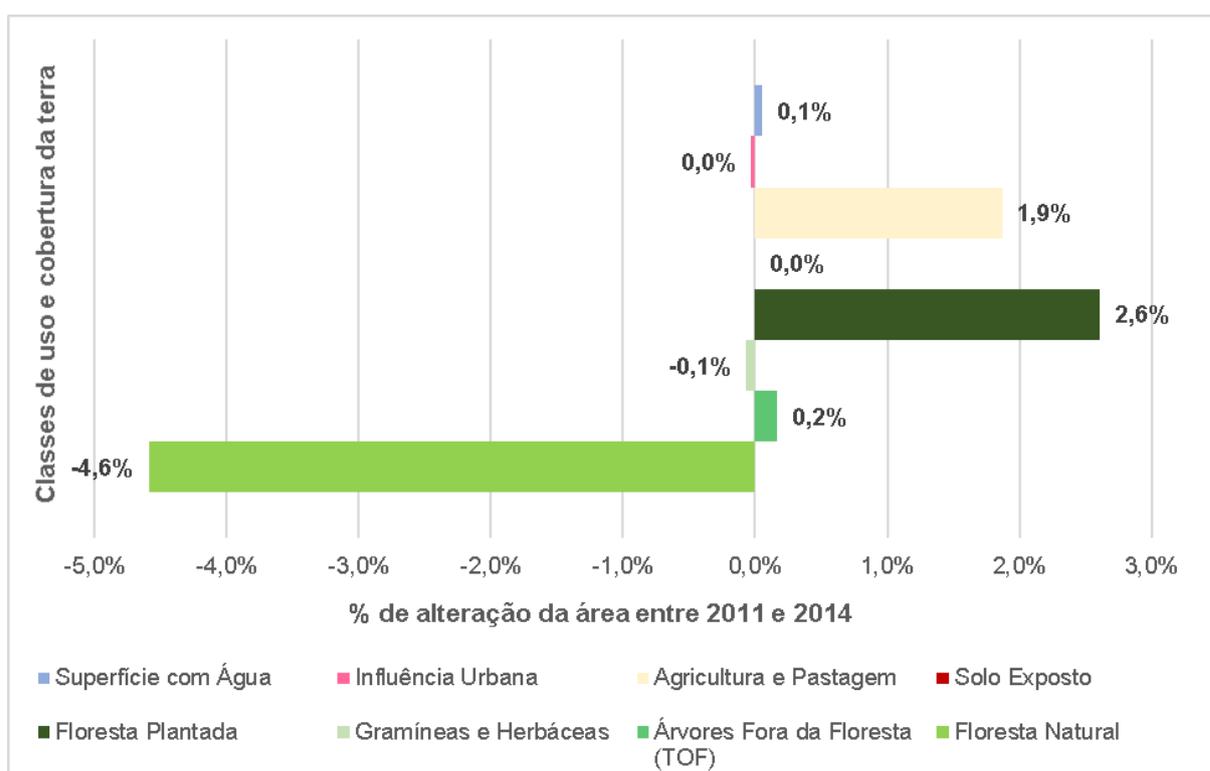
#### 4.2 DETECÇÃO DE MUDANÇAS ANALISANDO AS CLASSES DE USO E COBERTURA DA TERRA EM 2011 E 2014

Após a avaliação da qualidade temática, efetuou-se a detecção das mudanças ocorridas entre 2011 e 2014 no município de Caçador, com base nos mapas de uso e cobertura da terra. Nessa avaliação foi utilizado a extensão LCM do Arcgis para identificar a localização e magnitude das maiores mudanças entre categorias de uso e cobertura da terra, permitindo gerar gráficos de perda e ganhos de área entre as

classes.

Em relação à dinâmica de uso e cobertura da terra no período, os resultados obtidos (Figura 15) mostraram a diminuição da área da classe Floresta natural (-4,6%), representada pela barra horizontal no tom de cor verde claro, e um aumento das classes Floresta Plantada (2,6%), representada pela barra horizontal no tom de cor verde escuro, e Agricultura e Pastagem (1,9%), representada pela barra horizontal no tom de cor bege claro; as outras classes tiveram uma alteração que não chegam a 1%. Esses resultados são apresentados na forma de gráficos, contendo valores percentuais das alterações das áreas ocupada por cada classe, como demonstrado na Figura 15. Os valores percentuais foram avaliados de acordo com a acuracidade temática para cada ano (2011 e 2014). O intervalo de confiança foi calculado para a avaliação da acurácia global e não para cada classe individual. Dessa forma os valores apresentados nas Figura 15 e Figura 16 são absolutos.

FIGURA 15 - ALTERAÇÕES PORCENTUAIS DAS ÁREAS DAS CLASSES DE USO E COBERTURA ENTRE 2011 E 2014

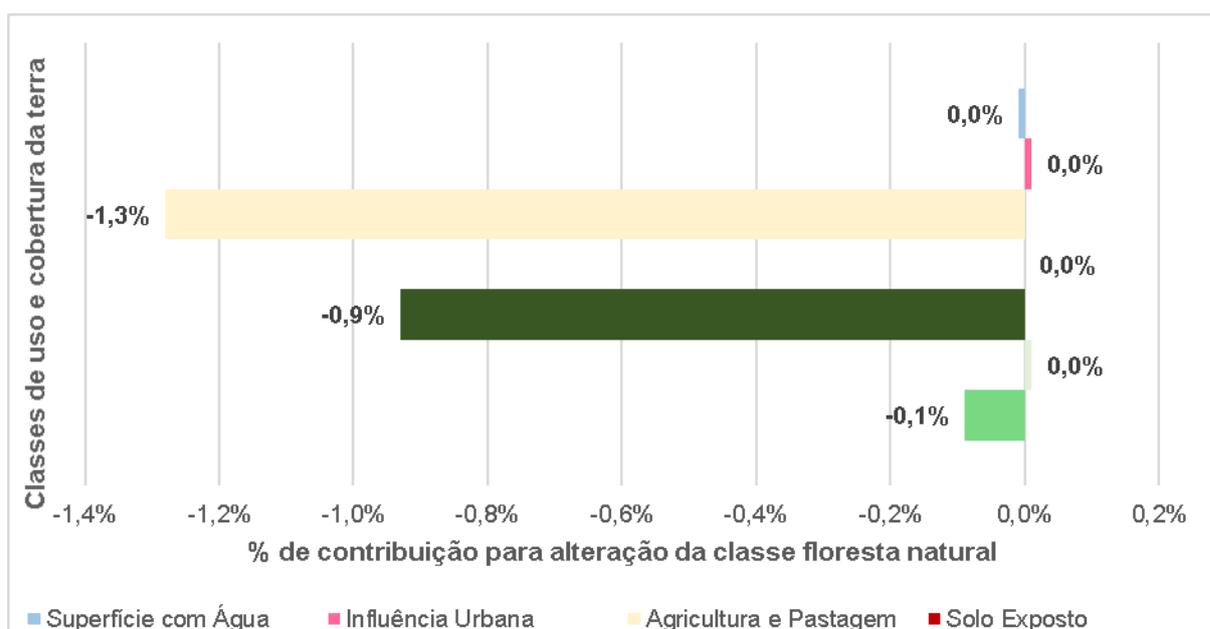


FONTE: O autor (2018).

Avaliou-se também quais foram as classes que mais tiveram influência sobre a alteração de determinada classe. Quando se considera a classe Floresta natural

como classe principal, é possível constatar que as classes Agricultura e Pastagem, barra horizontal no tom de cor bege claro, e Floresta Plantada, barra horizontal no tom de cor verde escuro, são as que mais tiveram contribuição na sua alteração em área ocupada no município, sendo -1,3% e 0,9% respectivamente, conforme mostrado na Figura 16. As alterações entre a classe Floresta natural e as outras duas classes era esperada devido à importância econômica que a agricultura e a silvicultura têm para o município de Caçador, segundo a Prefeitura Municipal de Caçador (2017).

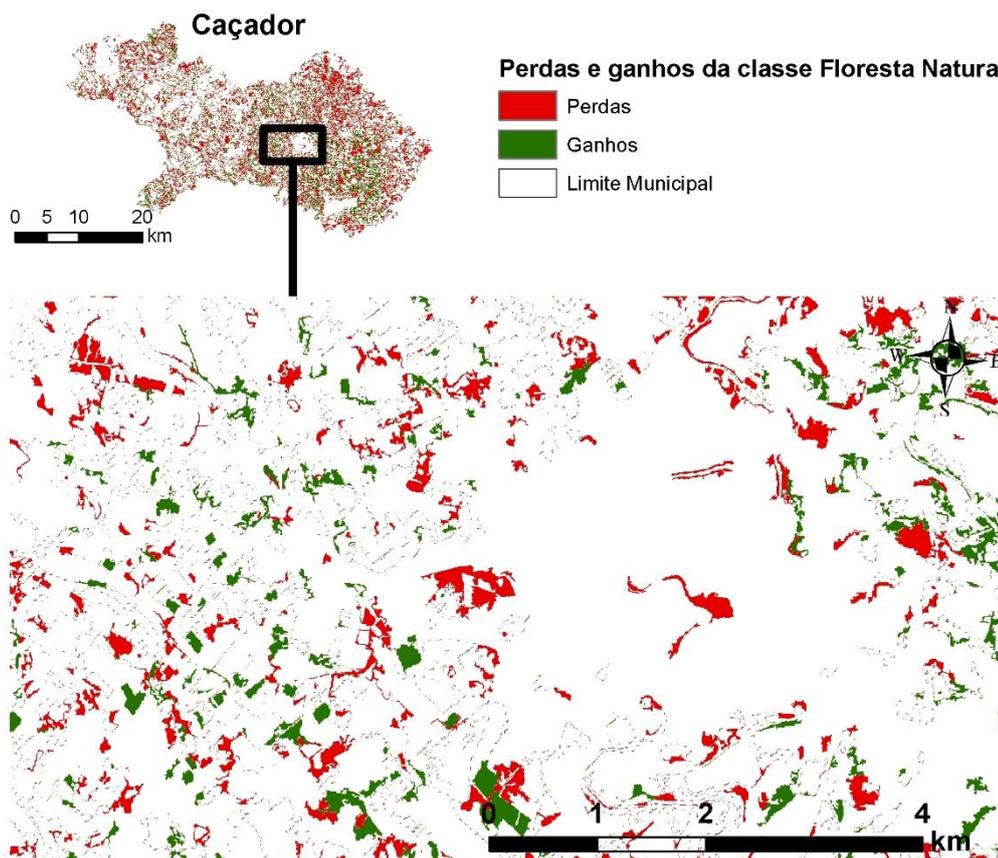
FIGURA 16 - CLASSES QUE MAIS CONTRIBUÍRAM PARA A ALTERAÇÃO DA CLASSE FLORESTA NATURAL



FONTE: O autor (2018).

Além da quantificação e análise de quais classes mais influenciam a alteração de outra, os dados foram espacializados (Figura 17) mostrando onde se localizam as mudanças das classes. Nessa figura estão as localizações das perdas e ganhos da classe Floresta natural. O tom de cor vermelho representa locais de perda da área da classe Floresta natural e, o tom de cor verde, onde houve ganho de área.

FIGURA 17 - LOCALIZAÇÃO DAS ALTERAÇÕES DAS CLASSES DE USO E COBERTURA DA TERRA ENTRE 2011 E 2014

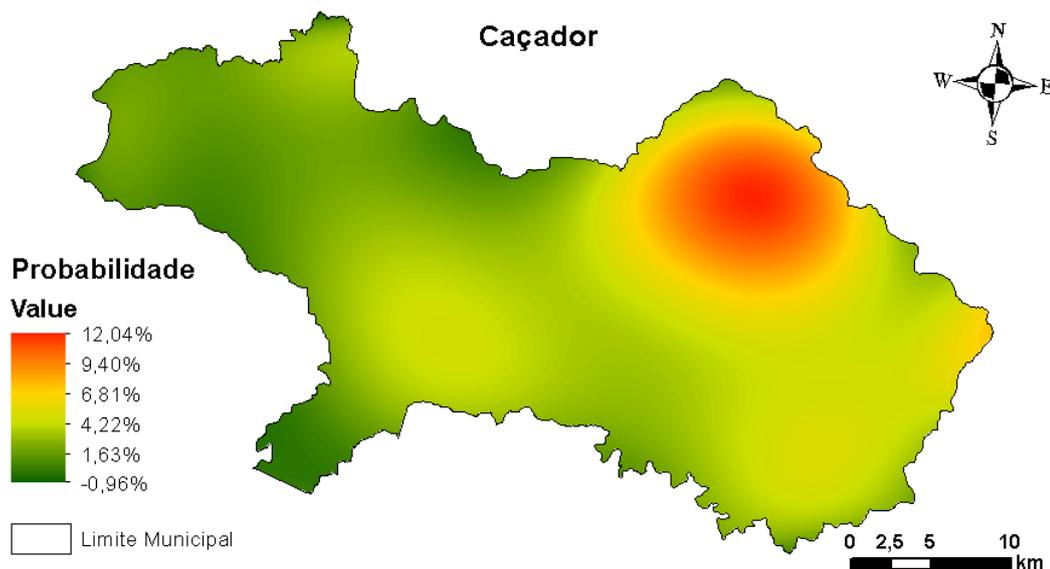


FONTE: O autor (2018).

A partir dos mapas de uso e cobertura da terra para 2011 e 2014 o LCM permitiu analisar as probabilidades de alteração das classes, indicando os locais com maiores chances de sofrer modificações no futuro (Figura 18). Essa análise foi realizada utilizando a extensão LCM e o ArcGis. O LCM calculou a quantidade e a probabilidade de mudanças, com base em cadeias markovianas, para os próximos três anos, ou seja, 2017.

Na Figura 18 está representada a probabilidade de alteração da classe Floresta natural para a classe Agricultura e Pastagem, considerando um período de três anos (2014-2017). Os valores indicam onde existe a maior probabilidade de haver alteração da classe Floresta natural, se ela ocorrer no local. Os locais em tons de cor vermelho têm maior probabilidade (12,04%) de ser convertidos para uso antrópico. Os locais em tons de cor verde indicam onde há menor chance de ocorrer essa alteração.

FIGURA 18 - PROBABILIDADE DE MUDANÇA DA CLASSE FLORESTA NATURAL PARA A AGRICULTURA E PASTAGEM



FONTE: O autor (2018).

#### 4.3 DETECÇÃO DE MUDANÇAS ANALISANDO OS INDICADORES DE PAISAGEM

A análise de indicadores de paisagem foi baseada nos fragmentos das classes que englobam vegetação natural. Esses fragmentos são melhores representados quando se utiliza a classificação orientada a objetos, pois a primeira etapa na classificação é realizar a segmentação da imagem. Esses segmentos conseguem representar os delineamentos dos fragmentos de forma mais adequada que uma classificação pixel-a-pixel.

##### 4.3.1 Composição da Paisagem

O primeiro indicador a ser considerado é a composição da paisagem cujo objetivo foi avaliar as quantidades, em percentagem, que cada classe representa no município. Os valores resultantes são apresentados em percentagem, variando de 0 a 100%, o que corresponde ao valor de cada classe dentro do município de Caçador.

Comparando os mapas de uso e cobertura de 2011 e 2014 (Figura 14) podem ser calculadas as perdas e ganhos de cada classe e transições específicas entre categorias selecionadas. Além disso, pode ser analisada a ocorrência dos tipos de uso e cobertura, conforme exposto na Tabela 14.

Com a composição espacial da paisagem em Caçador, foram calculados dois índices adimensionais expressos em porcentagem e com amplitude de zero a 100%:

- I. Proporção de cobertura arbórea/arbustiva;
- II. Proporção de outras áreas naturais/semi-naturais.

Em Caçador a proporção de cobertura arbórea/arbustiva contemplou 47% da paisagem em 2011 e 43% em 2014, enquanto a proporção de outras áreas naturais/semi-naturais recobre 28% em 2011 e 31% em 2014 (Tabela 23).

TABELA 23 - ÍNDICES DE COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM

<b>Índice</b>	<b>2011</b>	<b>2014</b>
<b>Proporção de cobertura arbórea/arbustiva</b>	47%	43%
<b>Proporção de outras áreas naturais/semi-naturais</b>	28%	31%

FONTE: O autor (2018).

O grau (porcentagem) de presença de cada classe de uso e cobertura definiu a taxonomia da paisagem. De acordo com os dados da Tabela 24, os dois anos considerados neste estudo (2011 e 2014) possuem a mesmo nome para a paisagem. Em Caçador, foi possível constatar que a paisagem, levando em consideração apenas a porcentagem das classes de uso e cobertura da terra, é, majoritariamente, florestal (natural e plantada) para os dois anos considerados (2011 e 2014). A maior representatividade percentual está no agrupamento das classes que representam o índice de proporção de cobertura arbórea/arbustiva (Tabela 23), influenciando na definição da nomenclatura da taxonomia de paisagem como Florestal Plantada não matricial para 2011 e 2014, conforme Tabela 24. Essa nomenclatura já era esperada devido ao setor madeireiro ser bastante expressivo na economia do município, conforme divulgado pela Prefeitura Municipal de Caçador (2017).

TABELA 24 - TAXONOMIA DE PAISAGEM

Ano	Matricial	Essencial	Marginal	Residual	Classe	Nome Paisagem
2011	-	FR	A	UCHS	F	Florestal Plantada não matricial
2014	-	FR	A	UCHS	F	Florestal Plantada não matricial

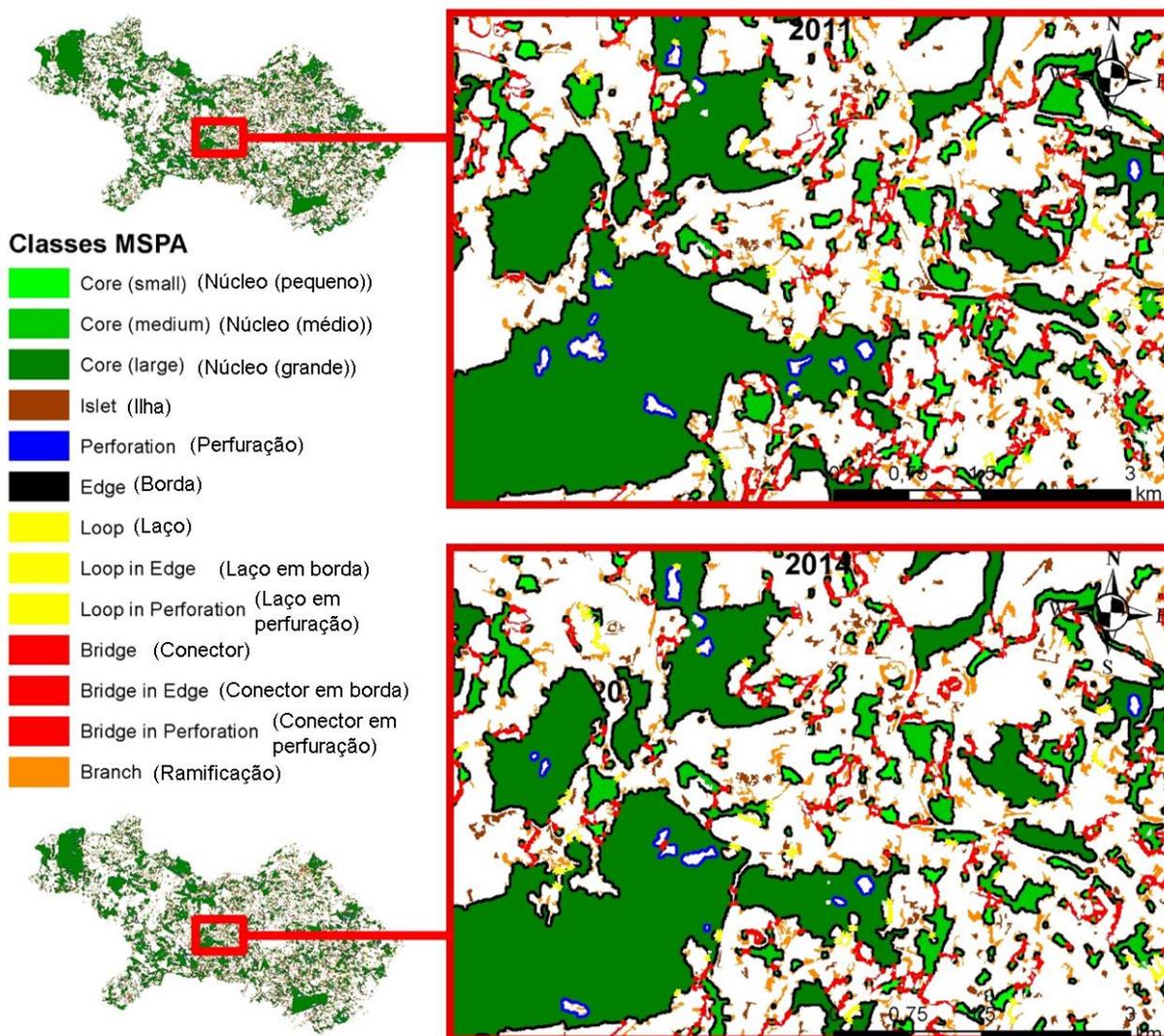
FONTE: O autor (2018).

LEGENDA: F: floresta natural; R: floresta plantada; C: gramíneas e herbáceas; A: agricultura e pastagem; S: solo exposto; U: influência urbana; H: superfícies com água.

#### 4.3.2 Análise Morfológica de Padrões Espaciais (MSPA)

NA Figura 19 estão apresentadas a espacialização das classes resultantes da análise morfológica de padrões espaciais ou MSPA. Pode-se perceber, na Figura 19, que as áreas *Core* apresentam tons de verde diferentes, representando a classificação aplicada de acordo com o tamanho dos fragmentos florestais. Neste caso, foram utilizados os limiares de 1000 e 4600 pixels para as classes que apresentam pequena (*small*), média (*medium*) e grande (*large*) área interior (*small*: <1000 pix.; *medium*: 1000pix.>*medium*<4600 pix.; *large*: >4600 pix.).

FIGURA 19 - CLASSES DA ANÁLISE MORFOLÓGICA DE PADRÕES ESPACIAIS (MSPA)



FONTE: O autor (2018).

Associados à análise dos padrões morfológicos do habitat, são calculados quatro índices adimensionais e expressos em porcentagem, que variam de 0 a 100% (Tabela 25).

Segundo Saura et al. (2011b), dos padrões morfológicos fornecidos pelo MSPA, dois são os mais importantes para fornecer contribuição para a conectividade entre as florestas na paisagem – áreas *core* e *bridge*, citando que a perda de um deles pode afetar a conexão entre as áreas florestais; as demais classes correspondem a elementos totalmente isolados (*islets*) ou àqueles que não alcançam uma nova área *core* (*loops*, *edges*, *perforations*, *branches*). Na Tabela 25 estão apresentados os valores encontrados para os quatro índices. Os valores encontrados para Habitat Interior reduziram 3,52% de 2011 para 2014, enquanto os valores das outras classes (Ilha, Borda e Conectores e Ramificações) tiveram um aumento de proporção menor.

A classe habitat interior, ou área *core*, - correspondente àquelas áreas de classe de cobertura arbórea/arbustiva situadas além de uma distância de 30 metros (borda) em relação ao *background* - compunha 59,30% da área do *foreground* em 2011, passando a 55,78% em 2014, enquanto as outras classes de padrão morfológico apresentaram valores de 40,7% em 2011 e 44,23% em 2014, ou seja, mais da metade de toda a área possui cobertura arbórea/arbustiva.

TABELA 25 - ÍNDICES DE PADRÕES MORFOLÓGICOS

Classes MSPA	Área 2011 (%)	Área 2014 (%)	Índices	Área 2011 (%)	Área 2014 (%)	2014-2011
<i>Core (small)</i> (Núcleo (pequeno))	2,52	2,62	<b>Habitat Interior</b>	<b>59,30</b>	<b>55,78</b>	<b>-3,52</b>
<i>Core (medium)</i> (Núcleo (médio))	4,7	5,54				
<i>Core (large)</i> (Núcleo (grande))	52,08	47,62				
<i>Islet</i> (Ilha)	2	2,63	<b>Ilha</b>	<b>2,00</b>	<b>2,63</b>	<b>0,63</b>
<i>Perforation</i> (Perfuração)	1,16	1,27	<b>Borda</b>	<b>22,26</b>	<b>23,50</b>	<b>1,24</b>
<i>Edge</i> (Borda)	21,1	22,23				
<i>Loop</i> (Laço)	1,31	1,52	<b>Conectores e Ramificações</b>	<b>16,44</b>	<b>18,10</b>	<b>1,66</b>
<i>Bridge</i> (Conector)	6,53	6,91				
<i>Branch</i> (Ramificação)	8,6	9,67				

FONTE: O autor (2018).

Na Tabela 25, o índice Habitat Interior (59,3% em 2011 e 55,78% em 2014) representa o percentual de áreas com cobertura arbórea/arbustiva localizadas além da distância de 30 m de borda de outras classes não naturais. O índice Ilha (2,00% em 2011 e 2,63% em 2014) representa o percentual de áreas de vegetação natural com potencial para serem suprimidas devido à sua forma e tamanho (geralmente pequenas e/ou alongadas, finas e isoladas). Por outro lado, podem servir como *stepping stones* para a polinização e dispersão de espécies entre as áreas centrais de fragmentos. O índice Borda (22,26% em 2011 e 23,50% em 2014) representa as áreas mais propícias à penetração de espécies invasoras, pragas e doenças. Corresponde ao agrupamento das classes *perforation* e *Edge* da análise MSPA. O índice Conectores e Ramificações (16,44% em 2011 e 18,10% em 2014) representam conexões estruturais entre as partes internas, de um fragmento florestal, e que podem atuar como corredores de biodiversidade. Corresponde ao agrupamento das classes *loop*, *bridge* e *branch*.

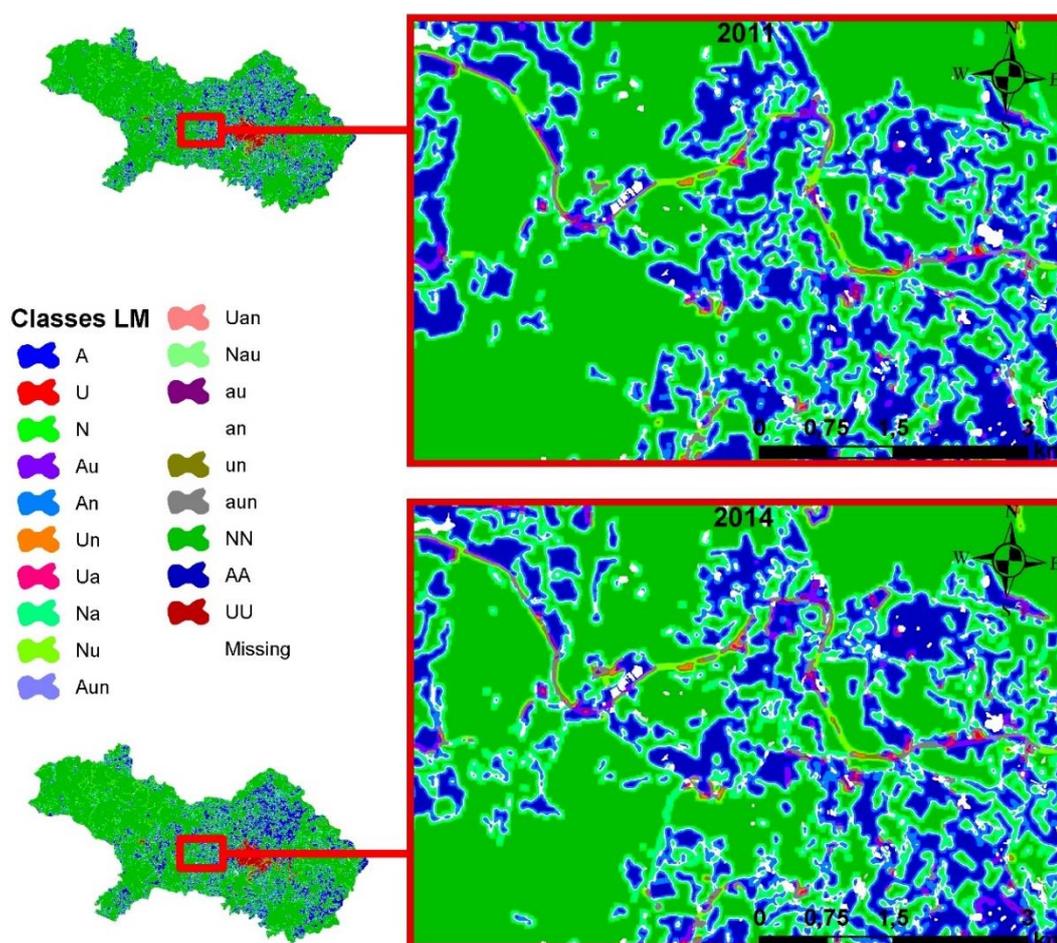
Segundo Gaiad (2018a, no prelo), uma grande percentagem de área *core* não

é indicativo de maior quantidade de polígonos na classe floresta nativa. A autora destaca que, em termos visuais, uma maior quantidade de polígonos da paisagem sugere uma maior fragmentação. Como consequência o valor percentual de áreas *core*, ou habitat interior, é relativamente pequeno em relação aos outros índices resultantes da MSPA.

#### 4.3.3 Mosaico de Paisagem (LM)

O mosaico da paisagem (Figura 20) auxilia na visualização das zonas de interface entre diferentes uso e cobertura da terra como, por exemplo, a interface Floresta natural - Influência Urbana e outros gradientes espaciais da composição de uso e cobertura em uma região.

FIGURA 20 - MOSAICO DE PAISAGEM 2011 E 2014



FONTE: o autor (2018).

Os índices de mosaico na paisagem apresentaram os valores descritos na TABELA 26. Esses índices são especialmente importantes quando aplicados

para regiões que apresentam maior cobertura arborea/arbustiva, como é o caso do município de Caçador.

TABELA 26 - ÍNDICES DE MOSAICO DA PAISAGEM

<b>Mosaicos Predominantes na Paisagem</b>	<b>Classes de LM</b>	<b>Índices de Mosaico na Paisagem 2011</b>	<b>Índices de Mosaico na Paisagem 2014</b>	<b>Índices de Mosaico na Paisagem 2014 - 2011</b>
<b>Padrão de paisagem florestal natural</b>	NN e N	64%	62%	-3%
<b>Padrão de paisagem florestal mista</b>	Nu, Nau e Na	8%	10%	3%
<b>Paisagem florestal com algum elemento natural</b>	An, Aun, Un, Uan, aun, un e an	13%	13%	1%

FONTE: O autor (2018).

O índice Padrão de paisagem florestal natural predomina em 2011 e 2014. Segundo Estreguil, De Rigo e Caudullo (2014), nesses casos as florestas são distribuídas em fragmentos relativamente grandes ou de forma sempre adjacente a outras terras naturais e seminaturais.

O índice Padrão de paisagem florestal mista apesar ser menor representado, apresentou um crescimento de 3% entre os anos considerados. Já o índice Paisagem florestal com algum elemento natural manteve-se estável para 2011 e 2014, não ocorrendo alteração no percentual das áreas de florestas cuja vizinhança é predominantemente agrícola ou urbanizada.

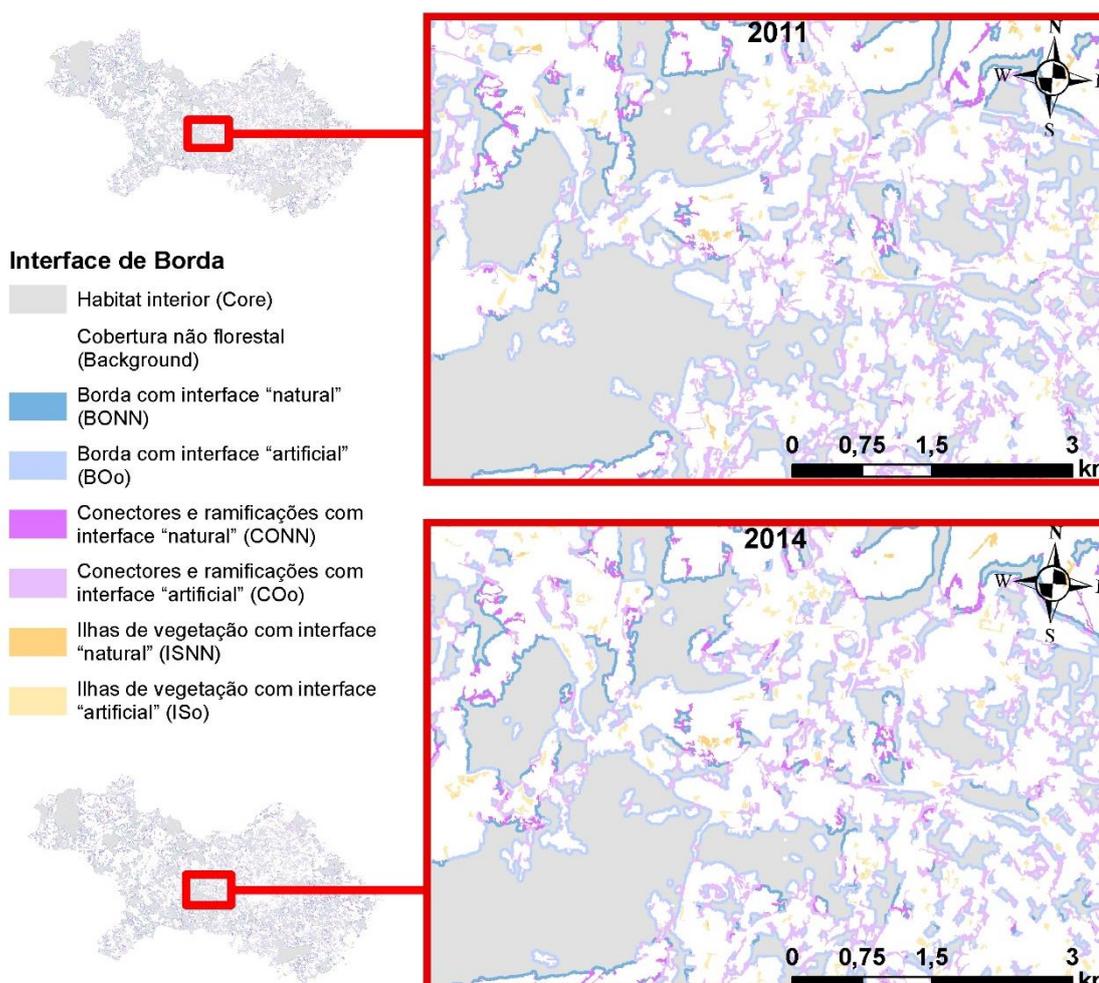
#### 4.3.4 Interface de Bordas

O indicador Interface de Bordas permitiu avaliar a susceptibilidade a que estão submetidas as bordas dos fragmentos quanto à pressão antrópica imposta por outros tipos de uso e cobertura. Esse indicador é derivado da integração do mosaico da paisagem (LM) e do modelo morfológico (MSPA).

A permeabilidade das zonas de interface para a dispersão de espécies depende da similaridade dos tipos de habitat adjacentes e é maior no caso de interfaces de bordas naturais Luz et al. (2018d, no prelo). Assim, índices de proporção de bordas, conectores e ramificações e ilhas de vegetação com interfaces naturais mais altos, representam situações mais favoráveis para a dispersão das espécies. A

Figura 21 apresenta a espacialização dos índices de Interface de Borda.

FIGURA 21 - ÍNDICES DE INTERFACE DE BORDAS



FONTE: o autor (2018).

Na Tabela 27 estão mostradas as proporções, em percentual, da superfície ocupada pelas diferentes classes de interface de bordas. Os resultados obtidos para 2011 e 2014 possuem interfaces predominantemente artificiais, tanto com relação às suas bordas (60,0% para 2011 e 62,5% para 2014), quanto conectores (66,6% para 2011 e 66,7% para 2014) e ilhas (62,5% para 2011 e 67,5% para 2014). No período de três anos houve um aumento das classes de interface de bordas artificiais em detrimento das naturais. As maiores alterações foram encontradas nas Ilhas de vegetação (IS), cujas interfaces naturais diminuíram 5% e as artificiais aumentaram 5%.

TABELA 27 - ÍNDICES BASEADOS NA INTERFACE DE BORDAS

Índices baseados na interface de bordas	Índices de Mosaico na Paisagem (%) 2011	Índices de Mosaico na Paisagem (%) 2014	2014 - 2011 (%)
Bordas com interface natural <b>BO<sub>NN</sub></b>	40,0%	37,5%	-2,5%
Bordas com interface artificial <b>BO<sub>O</sub></b>	60,0%	62,5%	2,5%
Conectores e ramificações com interface natural <b>CO<sub>NN</sub></b>	33,4%	33,3%	-0,1%
Conectores e ramificações com interface artificial <b>CO<sub>O</sub></b>	66,6%	66,7%	0,1%
Ilhas de vegetação com interface natural <b>IS<sub>NN</sub></b>	37,5%	32,5%	-5,0%
Ilhas de vegetação com interface artificial <b>IS<sub>O</sub></b>	62,5%	67,5%	5,0%

FONTE: O autor (2018).

Pelas Tabela 23 e Tabela 27, pode-se perceber que mesmo os índices relacionados à classe floresta natural e sua vizinhança sendo os mais representativos no município para 2011 e 2014, os valores encontrados para a interface de borda **BO<sub>NN</sub>** (Tabela 28) decresceram de 40,0% para 37,5% no período. A diminuição de 2,5% indica maior vulnerabilidade aos processos de fragmentação que ocorrem na borda das florestas.

#### 4.3.5 Conectividade

De acordo com a Tabela 28, em 2014 os valores dos índices de conectividade foram menores do que os de 2011. Isso significa que em 2014 houve uma perda de 2% na conectividade entre os fragmentos florestais considerados como *Core* ou Habitat Interior.

TABELA 28 - ÁREA EQUIVALENTE CONECTADA

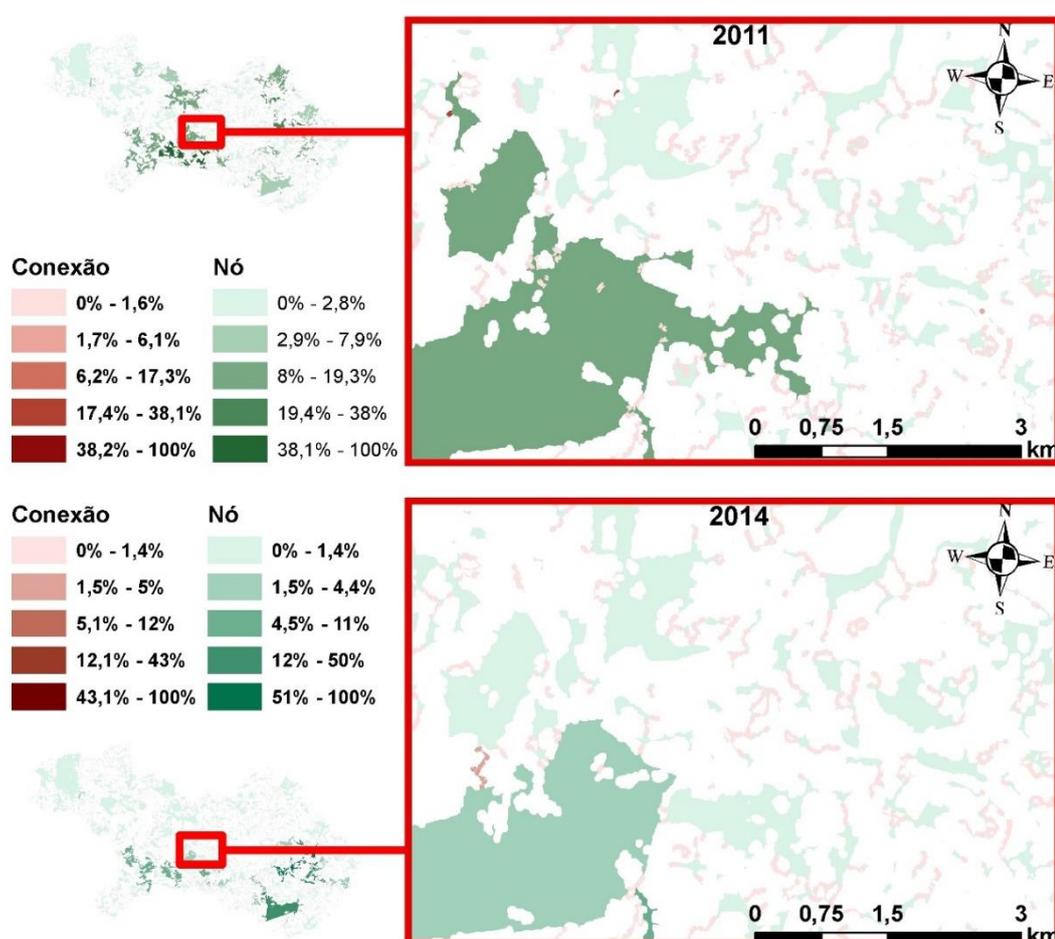
Índice	2011	2014	2014 - 2011
<b>ECA</b>	3.296.287	2.655.404	-640.883
<b>ECA relativo</b>	30%	28%	2%

FONTE: O autor (2018).

#### 4.3.5.1 Índices de Importância dos Conectores Existentes na Paisagem

Para os Índices de Importância dos Conectores Existentes na Paisagem, foram calculadas a importância da conectividade de todo e cada nó e toda e cada conexão da rede de fragmentos florestais. A Figura 22 apresenta os nós e conexões de acordo com sua importância normalizada; isso significa que os valores foram padronizados para ser representados em porcentagem, indicando, dessa forma, quais são os mais importantes. Para a legenda desse mapa são utilizados tons de cor verde e vermelho. O verde é empregado na visualização dos nós (habitat interior), enquanto o vermelho é usado para representar as conexões (conectores). Quanto maior a intensidade das respectivas cores, maior será a importância do nó ou conexão. Na figura percebe-se que em 2014 os mesmos nós diminuíram de importância em relação a 2011.

FIGURA 22 - IMPORTÂNCIA DOS NÓS E CONEXÕES EM 2011 E 2014



FONTE: O autor (2018).

Na Tabela 29 são apresentados os três índices de importância dos conectores

existentes na paisagem para 2011 e 2014. Observa-se que os valores de dPC diminuíram em 2014, indicando que os fragmentos florestais estão ficando mais isolados do que em 2011. Segundo Estreguil, De Rigo e Caudullo (2014), a falta ou perda de conectividade reduz a capacidade dos organismos de se mover e pode interferir com a polinização, dispersão de sementes, migração e criação de animais selvagens.

TABELA 29 - ÍNDICES DE IMPORTÂNCIA DOS CONECTORES EXISTENTES NA PAISAGEM

Índice	2011	2014	2014 - 2011
<b>Σ dPC total</b>	1223	1114	-109
<b>Σ dPC habitat</b>	915	819	-96
<b>Σ dPC Conector</b>	308	294	-14

FONTE: O autor (2018).

#### 4.3.5.2 Índices de conectividade gerados pelo Conefor

Utilizando o *software* Conefor foram gerados dois índices:

- Índice de Probabilidade de Conectividade (PC – *Probability of connectivity index*) e;
- Índice de Área Equivalente (EC (PC) – *Equivalent connected area*).

d

Na Tabela 30 estão apresentados os valores encontrados para cada ano dos dois índices. Quanto maior os valores de PC e EC (PC) maior a importância das conexões existentes. Isso significa que em 2014, de acordo com o valor encontrado para PC, as conexões tornaram-se mais relevantes. As áreas *core*, ou de habitat interior, dos fragmentos diminuíram sua superfície no período considerado (Tabela 25), tornando-se mais dispersos na paisagem e, portanto, influenciando na conectividade.

TABELA 30 - ÍNDICES DE CONECTIVIDADE GERADOS PELO SOFTWARE CONEFOR

	2011	2014	2014 - 2011
<b>Índice de Probabilidade de Conectividade (PC)</b>	7,5%	21,9%	14,4%
<b>Índice de Área Equivalente (EC (PC))</b>	10.973.180	9.352.452	-1.620.728

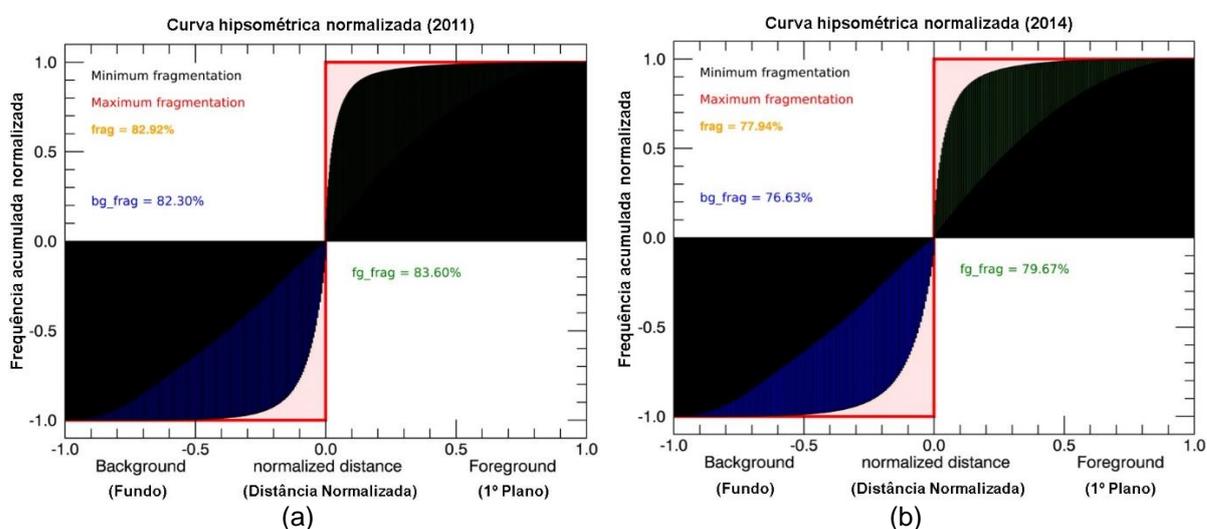
FONTE: O autor (2018).

#### 4.3.6 Fragmentação

A fragmentação pode ser entendida como heterogeneidade espacial e leva em consideração o número de fragmentos e a distância entre eles. Na Figura 23, pode ser visualizada a curva hipsométrica normalizada para 2011 (a) e 2014 (b), onde o tom de cor vermelho representa a máxima fragmentação e o tom de cor preto, o mínimo. No tom de cor verde tem-se a fragmentação do *foreground* e no tom de cor azul, a fragmentação do *background*.

Quanto mais próximo a 100% os valores dos índices estiverem, mais fragmentada será a paisagem. Os valores encontrados mostram que a paisagem em 2011 era mais fragmentada do que em 2014, conforme a Figura 23 (a e b) e Tabela 31. Isso indica que outra classe está se tornando dominante na paisagem.

FIGURA 23 – CURVA HIPSONOMÉTRICA NORMALIZADA PARA 2011 (a) E 2014 (b)



FONTE: o autor (2018).

Os valores encontrados na Figura 23 foram tabulados e apresentados na Tabela 31. De acordo com Gaiad (2018a, no prelo), a fragmentação geralmente não é detectada para áreas *core* muito pequenas ou de inúmeros *islets*. A separação física dos fragmentos principais que compõem o habitat tem maior influência no cálculo dessa métrica. Isso é evidenciado pelos resultados encontrados para *frag* em 2011 e 2014. Entre esses anos o valor diminuiu e foi influenciado pelo aumento de áreas de habitat interior, ou *core*, pequenos. Isso pode levar a erros de interpretação quando a análise de fragmentação for considerada isoladamente. O valor de *frag* diminuindo,

de 2011 para 2014, significa que a paisagem está menos fragmentada, no sentido de que a distância entre os principais fragmentos não aumentou ou até diminuiu. Entretanto isso pode ter sido causado pelo aumento de áreas de borda, ilhas, conectores e ramificações, o que efetivamente, ocorreu. Essa análise deve ser utilizada em conjunto com outros índices. Dessa forma a adoção de um índice único para a qualidade da paisagem, que integre sete índices, torna-se essencial.

TABELA 31 - VALORES PARA OS ÍNDICES DE FRAGMENTAÇÃO

<b>Índices</b>	<b>2011</b>	<b>2014</b>	<b>2014 - 2011</b>
<b>Fragmentação da cobertura florestal natural</b> <i>fg<sub>frag</sub></i>	83,60%	79,67%	-3,93%
<b>Fragmentação dos demais tipos de cobertura</b> <i>bg<sub>frag</sub></i>	82,30%	76,63%	-5,67%
<b>Fragmentação de acordo com a hipsometria</b> <i>frag</i>	82,92%	77,94%	-4,98%

FONTE: O autor (2018).

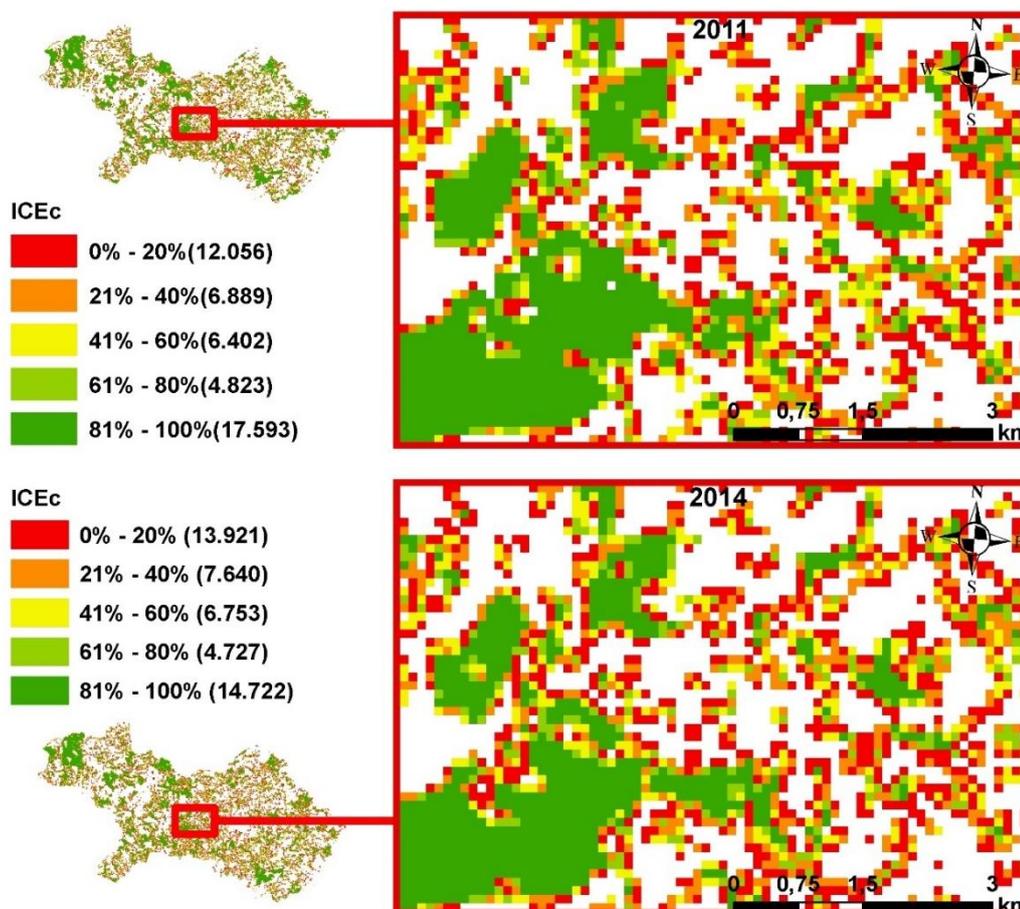
#### 4.3.7 Zonas Ripárias

A última análise efetuada foi relativa aos corredores e conectores estruturais da paisagem, gerando mapas relacionados às zonas de influência ripária para o município de Caçador. A seguir são apresentadas a espacialização dos três índices.

Na Figura 24 está apresentada a espacialização do ICE<sub>c</sub> para 2011 e 2014. Esse índice representa a proporção total da superfície ocupada pela presença de corredores estruturais em cada célula *c* de 1 hectare. A quantidade de corredores ripários representada por esse índice é diretamente proporcional à extensão das zonas ripárias presentes na célula *c*. Isto significa que valores elevados para ICE<sub>c</sub> ocorrerão em áreas com altas proporções cobertura natural e uma densa rede fluvial. Na espacialização, os valores percentuais foram agrupados em cinco classes com intervalos de 20%. Os tons de cor adotados para representar as cinco classes foram o verde e o vermelho. O verde representa condições melhores e o vermelho as piores. A melhor situação está no intervalo de 81% a 100%, representado pelo tom de cor verde escuro. Os valores apresentados ao lado de cada grupo representam o número de células, ou áreas de 1 ha, no intervalo. O intervalo com o maior número de células é o de 81% a 100%, ou seja, essas localidades são as que apresentam maior

quantidade de áreas de habitat interior e conectores nas zonas ripárias, favorecendo sua preservação.

FIGURA 24 - ÍNDICE DE CORREDORES ESTRUTURAIS (ICE<sub>c</sub>) PARA 2011 E 2014

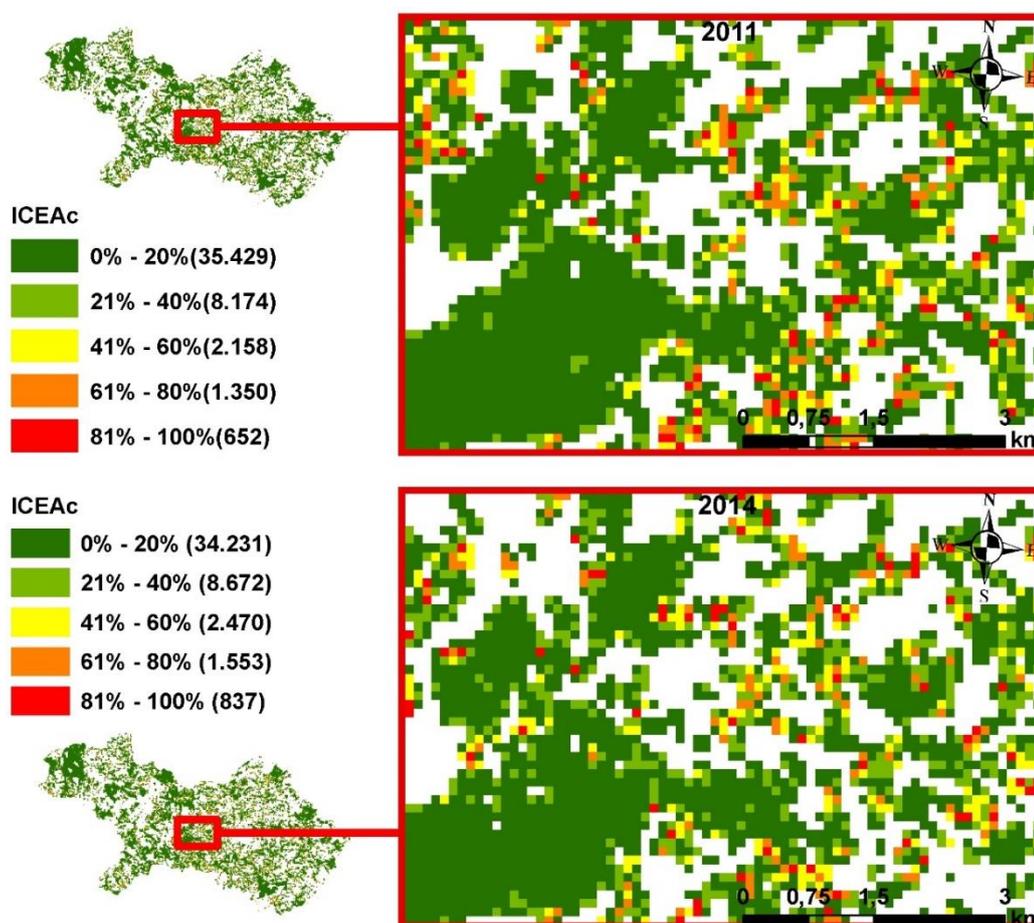


FONTE: O autor (2018).

Na Figura 25 está apresentada a espacialização do ICE<sub>Ac</sub> para 2011 e 2014. Esse índice deriva da integração do ICE<sub>c</sub> e de informações a respeito da proporção de cobertura não natural (áreas artificiais e agrícolas) presentes na célula. O valor desse índice é elevado quando há uma grande proporção da área da célula ocupada por terras artificiais e agrícolas; conseqüentemente, células com valores mais altos indicam situações mais críticas para uma perspectiva de conservação e de gestão das zonas ripárias. Na espacialização os valores porcentuais foram agrupados em cinco classes com intervalos de 20%. Os tons de cor adotados para representar as cinco classes foram o verde e o vermelho. O tom de cor vermelho representa condições onde o uso antrópico da terra (agricultura e pastagem ou influência urbana) está pressionando áreas de cobertura natural na mesma célula. No intervalo de 81% a 100%, representado pelo tom de cor vermelho escuro, estão as áreas onde essa

pressão é maior. Os valores apresentados ao lado de cada grupo representam o número de células, ou áreas de 1 ha, no intervalo. O intervalo com o maior número de células é o de 0% a 20%, ou seja, essas localidades são as mais propícias a terem zonas ripárias preservadas e menos influenciadas pelo uso antrópico.

FIGURA 25 - ÍNDICE DE CORREDORES ESTRUTURAIS SOB PRESSÃO ANTRÓPICA (ICE<sub>AC</sub>) PARA 2011 E 2014

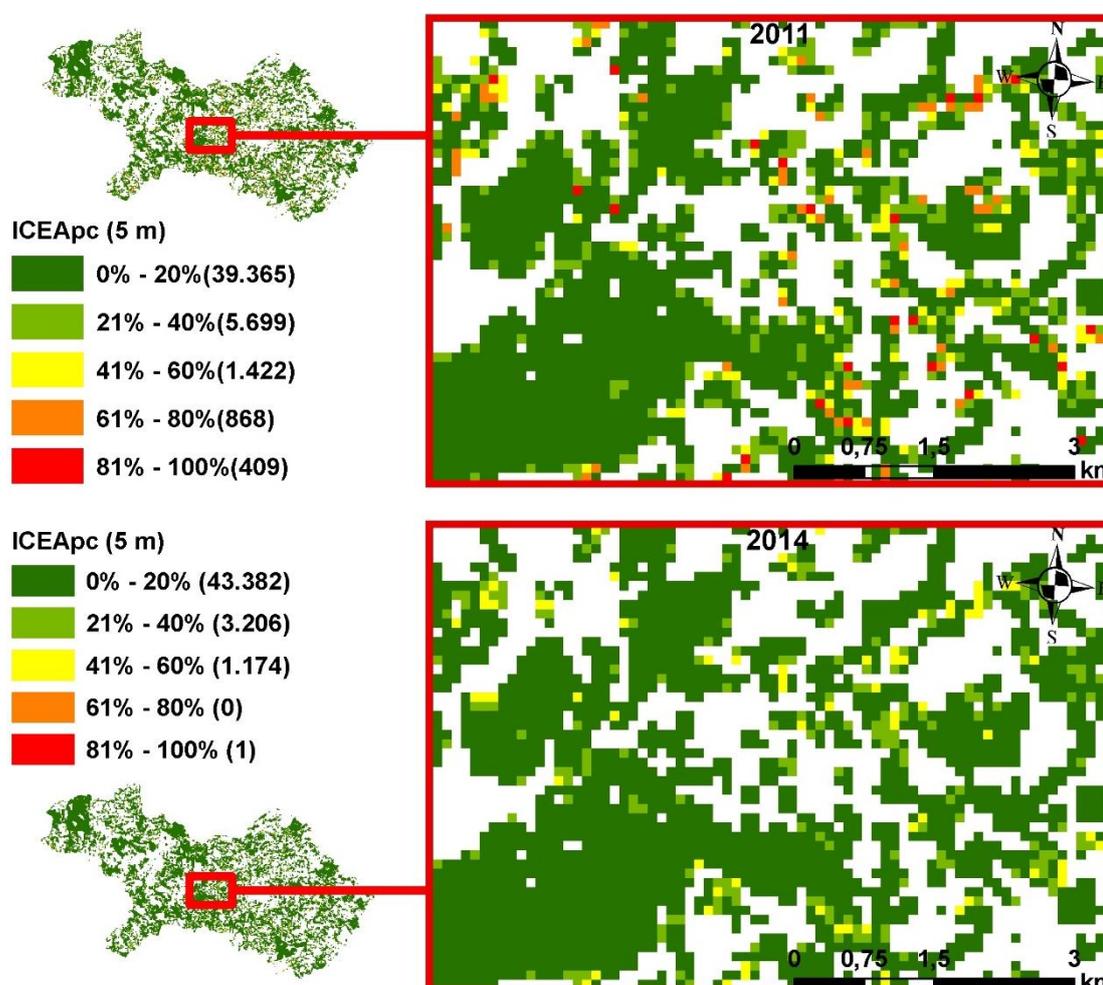


FONTE: O autor (2018).

Nas Figura 26 e Figura 27 estão apresentadas a espacialização do índice ICE<sub>APC</sub>. As zonas de proteção ripária foram representadas por diferentes cenários que correspondem a limites estabelecidos no Código Florestal para a recomposição de APPs em áreas consolidadas. Tal índice permitiu identificar quais as áreas abrigam corredores, mas não possuem proteção adequada. Se houver poucas áreas protegidas, o valor global do índice aumenta. Altos valores indicam significativa presença de corredores ripários estruturais em condições de pressão antrópica e com pouco ou nenhum grau de proteção. Células com altos scores de ICE<sub>APC</sub> representam regiões prioritárias potenciais para a conservação e manejo de corredores ripários.

Nas Figura 26 e Figura 27 estão classificados os valores dos índices em cinco intervalos. Os valores apresentados ao lado de cada grupo representam o número de células, ou áreas de 1 ha, no intervalo. O intervalo com o maior número de células é o de 0 a 20%, ou seja, essas localidades não são prioritárias para as ações ou medidas de recuperação. Locais com altos scores - intervalo de 80 a 100% para o ICE<sub>APC</sub> - representam regiões prioritárias potenciais para a conservação e manejo de corredores ripários. Tanto para o cenário de 5 m, quanto para o de 30 m, a maior frequência do índice se concentra nos valores entre 0% e 20%, indicando grau de proteção adequado.

FIGURA 26 - ÍNDICE DE PROTEÇÃO EM CORREDORES ESTRUTURAIS SOB PRESSÃO ANTRÓPICA (ICE<sub>APC</sub>) PARA 2011 E 2014 COM APP DE 5 m



FONTE: O autor (2018).

Resultaram dessa análise três índices de corredores e conectores estruturais ripários presentes na paisagem, padronizados em uma escala que varia de 0 a 1 ou de 0% a 100%: Índice de corredores estruturais (ICE<sub>C</sub>), Índice de corredores

estruturais sob pressão antrópica ( $ICE_{Ac}$ ) e Índice de proteção em corredores estruturais sob pressão antrópica ( $ICE_{APc}$ ). Nesse trabalho, as zonas de proteção ripária foram representadas por dois diferentes cenários que correspondem a limites estabelecidos no Código Florestal para a recomposição de áreas de preservação permanente (APP) em áreas consolidadas (5 m e 30 m).

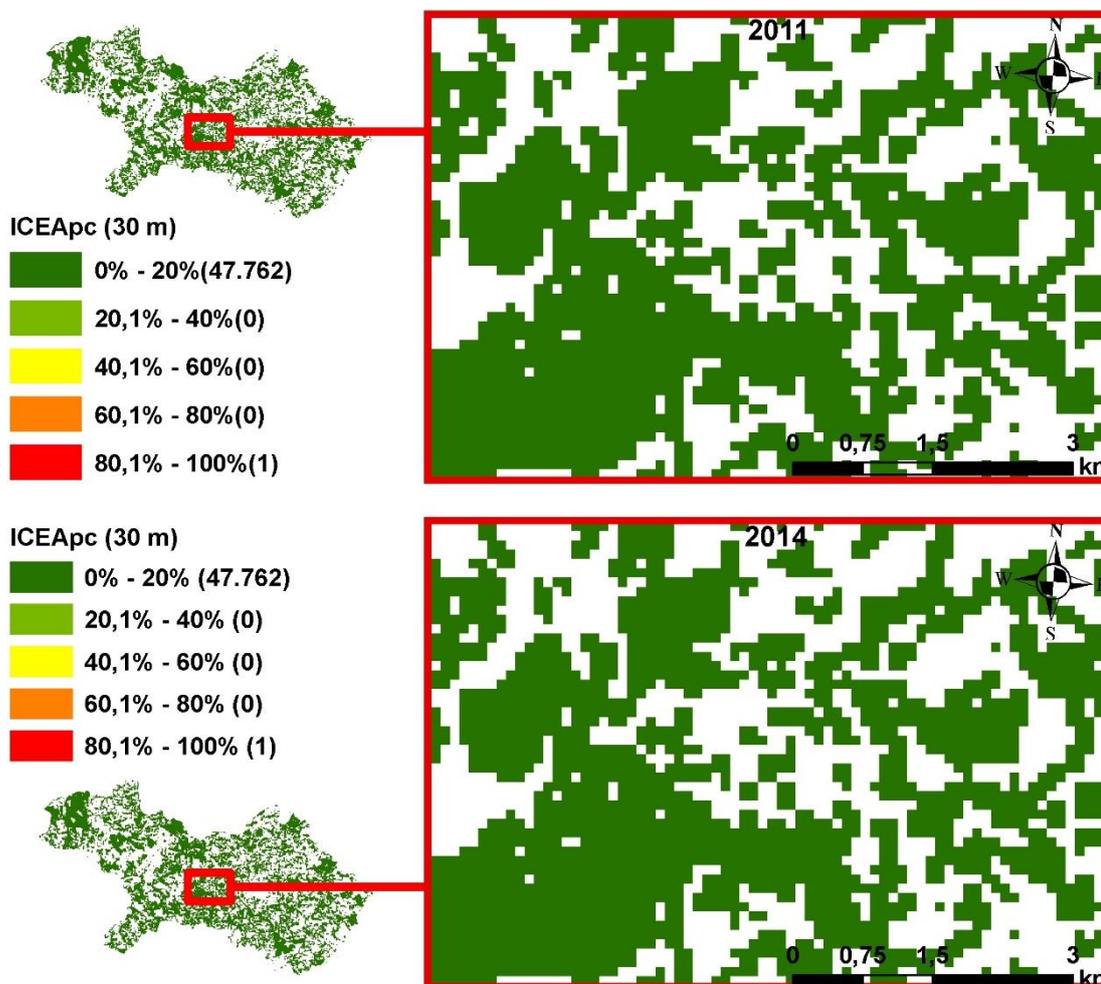
A Tabela 32 apresenta a média dos valores das células de um hectare relativos a cada um dos três índices de zonas ripárias. O índice  $ICE_{APc}$  foi configurado para analisar dois cenários. O primeiro cenário considera que as áreas de preservação permanente (APP) no entorno dos rios devem ser de 5 m, a partir da margem, e o segundo cenário considera que as APPs têm 30 m. Tal índice permitiu identificar quais as áreas abrigam corredores, mas não possuem grau ou extensão de proteção adequada. O valor desse índice, para o cenário de APP com 5 m, diminuiu em 2014. Isso significa que no entorno próximo dos rios (5 m) a vegetação nativa passou por um processo de regeneração ao longo do período, provavelmente aumentando o valor do índice  $ICE_c$  e sofrendo menos pressão antrópica, diminuindo o  $ICE_{Ac}$ . O inverso ocorreu ao se considerar uma APP mais larga, de 30 m ao longo de cada margem dos rios, quando o  $ICE_{APc}$  foi maior em 2014. Isso indica que a quantidade de vegetação nativa diminuiu nas células que constituem a APP considerada para este cenário e/ou que a pressão antrópica nessa faixa aumentou, resultando em um  $ICE_{Ac}$  maior.

TABELA 32 - VALORES DOS ÍNDICES PARA AS ZONAS RIPÁRIAS

Índice	2011	2014	2014 - 2011
Índice de corredores estruturais ( $ICE_c$ )	50,9%	48,4%	-2,5%
Índice de corredores estruturais sob pressão antrópica ( $ICE_{Ac}$ )	14,4%	15,2%	0,8%
Índice de proteção em corredores estruturais sob pressão antrópica ( $ICE_{APc}$ ) APP de 5 m	9,7%	6,2%	-3,5%
Índice de proteção em corredores estruturais sob pressão antrópica ( $ICE_{APc}$ ) APP de 30 m	0,2%	0,8%	0,6%

FONTE: O autor (2018).

FIGURA 27 - ÍNDICE DE PROTEÇÃO EM CORREDORES ESTRUTURAIS SOB PRESSÃO ANTRÓPICA ( $ICE_{APC}$ ) PARA 2011 E 2014 COM APP DE 30 m



FONTE: O autor (2018).

#### 4.4 QUALIDADE DA PAISAGEM RURAL

A qualidade espacial da paisagem em Caçador foi avaliada por meio de indicadores, representada por sete grupos de índices. A combinação linear dos sete índices, atribuindo-lhes diferentes pesos, gerou um *score* único por mapa de cobertura da terra, que permite estabelecer comparações ao longo do tempo e com outras regiões.

Na Tabela 33 estão apresentados os valores normalizados, de acordo com a Equação 7, obtidos para cada um dos sete grupos de índices e para cada ano (2011 e 2014). Para os dois anos considerados nesse trabalho, o índice que mais contribuiu para o valor global do *score* foi o de Fragmentação (valor 1 para os dois anos), seguido dos índices de LM, MSPA, Composição da Paisagem e Interface de Bordas. Os

índices de Conectividade e Análise dos Corredores e Conectores estruturais da Paisagem (Zonas Ripárias) após a normalização passaram a não contribuir para o score final para o ano de 2011. Para 2014, isso ocorreu somente para o índice Análise dos Corredores e Conectores estruturais da Paisagem (Zonas Ripárias).

TABELA 33 - QUALIDADE DA PAISAGEM

Índice	2011 Original	2011 Normalizado	2014 Original	2014 Normalizado	2014-2011 Original	2014 - 2011 Normalizado
Composição da paisagem	75,0%	0,89	74,0%	0,95	-1,0%	2,7%
Modelo de padrão morfológico (MSPA)	59,3%	0,69	55,8%	0,69	-3,5%	0,3%
Modelo de Mosaico de Paisagem (LM)	64,0%	0,75	62,0%	0,78	-2,0%	1,9%
Modelo de Interface de Bordas	40,0%	0,43	37,5%	0,44	-2,5%	0,6%
Modelo de Conectividade da Paisagem	7,5%	0,00	21,9%	0,22	14,4%	100,0%
Fragmentação da paisagem	82,9%	1,00	77,9%	1,00	-5,0%	0,0%
Análise dos Corredores e Conectores estruturais na paisagem (5 m)	9,7%	0,03	6,2%	0,00	-3,5%	-100,0%
Análise dos Corredores e Conectores estruturais na paisagem (30 m)	0,2%	0,00	0,8%	0,00	0,6%	0,0%
<b>Score (5 m)</b>		<b>3,79</b>		<b>4,07</b>		<b>3,5</b>
<b>Score (30 m)</b>		<b>3,76</b>		<b>4,07</b>		<b>3,9</b>

FONTE: O autor (2018).

Considerando os dois cenários para a classe zonas ripárias (5 m e 30 m), o valor desse índice único, encontrado para o cenário de 5 m foi de 3,79 em 2011 e 4,07 em 2014, revelando um aumento de 3,5, valor normalizado. Para o cenário de 30 m o valor encontrado em 2011 foi de 3,76 e, em 2014 de 4,07, com um aumento de 3,9, valor normalizado. Os valores de aumento foram normalizados para que possam ser comparados com trabalhos futuros. Esses aumentos indicam que a qualidade da paisagem melhorou ao longo do período considerado.

Observando-se os valores dos índices individuais normalizados, nota-se uma melhora na conectividade e na composição da paisagem entre 2011 e 2014. Segundo Luz et al. (2018d, no prelo), valores mais altos para a qualidade da paisagem refletem

uma situação mais privilegiada em termos de conservação da floresta.

## 5 CONCLUSÕES

A análise de qualidade, da classificação de uso e cobertura da terra utilizando OBIA para os anos de 2011 e 2014, foi melhorada com a incorporação da ponderação por área, onde as maiores classes são proporcionalmente mais representativas. Essa análise mostrou que a acurácia global foi superior a 86%, nos dois anos, atestando o resultado obtido com o uso da OBIA. As classes de uso e cobertura da terra mais representativas foram Floresta natural (2011 = 47% e 2014 = 42%), Floresta Plantada (2011 = 28% e 2014 = 30%) e Agricultura e Pastagem (2011 = 21% e 2014 = 23%) que somadas representam para 2011 96% e para 2014 95%.

As maiores alterações entre os anos de 2011 e 2014 ocorreram nas classes Floresta natural (-4,6%), Floresta Plantada (2,6%) e Agricultura e Pastagem (1,9%). Já quando se considera somente a classe Floresta natural em relação a expansão ou supressão de área a classe Agricultura e Pastagem foi a que mais teve influência representando 1,3% da área suprimida e a classe Floresta Plantada representou 0,9% da área suprimida.

A análise de tendência de mudança de uso e cobertura da terra mostrou que na região nordeste do município concentra-se a maior probabilidade (até 12,04%) de ocorrer a conversão da classe Floresta natural para classes que contemplem o uso antrópico.

A paisagem no município de Caçador em 2011 era composta por 75% de cobertura arbórea/arbustiva e de outras áreas naturais/semi-naturais e em 2014 esse percentual foi de 74%.

Na análise MSPA o índice Habitat Interior teve uma redução de 3,52%, indicando uma migração para outras classes MSPA (ilhas, bordas e conectores). A categoria MSPA que apresentou maior redução foi a de áreas *core* maiores (*large*).

Dos índices de Mosaico de Paisagem prevaleceu o Padrão de paisagem florestal natural para 2011 e 2014, com queda de 2% entre esses anos. Isso significa um aumento no risco de isolamento de habitats e efeitos de borda.

Os índices de Interface de Bordas os de proporção de bordas, conectores e ramificações e ilhas de vegetação com interfaces naturais apresentaram redução entre 2011 e 2014, representando situações onde as bordas dos fragmentos estão mais suscetíveis a pressão antrópica imposta por outros tipos de uso e cobertura da terra.

O grau de conectividade entre as áreas core reduziu de 2011 para 2014. Isso significa que em 2014 houve uma perda de 2% entre os fragmentos florestais considerados como Core ou Habitat Interior e que as conexões se tornaram mais relevantes de acordo com o índice Probabilidade de Conectividade.

Houve uma redução da Fragmentação da paisagem de 2011 para 2014. Isso pode indicar que outra classe está se tornando dominante na paisagem.

A análise de Zonas Ripárias permitiu identificar os locais que devem ser priorizados para ações de conservação e manejo de corredores ripários. Para o cenário de APP com 5 m, o valor desse índice diminuiu em 2014. Isso significa que no entorno próximo dos rios (5 m) a vegetação nativa passou por um processo de regeneração ao longo do período, provavelmente aumentando o valor do índice  $ICE_C$  e sofrendo menos pressão antrópica, diminuindo o  $ICE_{AC}$ . O inverso ocorreu ao se considerar uma APP mais larga, segundo cenário, de 30 m ao longo de cada margem dos rios, quando o  $ICE_{APC}$  foi maior em 2014. Isso indica que a quantidade de vegetação nativa diminuiu nas células que constituem a APP considerada para este cenário e/ou que a pressão antrópica nessa faixa aumentou, resultando em um  $ICE_{AC}$  maior.

A qualidade da paisagem foi determinada por um índice único, baseado nos valores encontrados para os sete grupos de índices. O valor normalizado, desse índice único, encontrado para 2014 é de 3,5 e 3,9 maiores do que em 2011, considerando os dois cenários para as Zonas Ripárias (5 m e 30 m), respectivamente. No entanto isso não significa que em 2014 a paisagem do município de Caçador é melhor ou possui maior cobertura de florestas. A análise integrada dos índices sugere que as áreas consideradas *core*, ou habitat interior, diminuindo tornando-se mais dispersas na paisagem e, portanto, conferindo maior importância aos fragmentos considerados conectores.

Os indicadores de paisagem apresentados, além de permitir a quantificação da paisagem com ênfase nas classes do meio rural como as florestas naturais, possibilitaram a comparação do seu grau de alteração. Também permitem seu monitoramento ao longo do tempo e contribuem para a avaliação e acompanhamento de políticas que impactem as áreas rurais. No entanto o uso de somente um índice de paisagem não é recomendado, pois pode induzir a erros de interpretação como o índice de fragmentação.

## 6 RECOMENDAÇÕES E TRABALHOS FUTUROS

Estudos que tenham como resultado um mapa de uso e cobertura da terra podem ser beneficiados com os procedimentos descritos nesse estudo, ampliando seu alcance e otimizando o uso de resultados já existentes. Dessa forma recomenda-se que trabalhos futuros no município de Caçador sejam embasados nos dados expostos nessa dissertação.

Os resultados gerados a partir da aplicação dessa metodologia fornecem subsídios essenciais para apoiar o planejamento estratégico de diretrizes que contemplem a gestão do território ao longo do tempo, especialmente o rural, bem como para a melhoria na elaboração de relatórios nacionais que amparem as discussões sobre a avaliação global dos recursos florestais promovida pela FAO/ONU e para as convenções internacionais sobre as alterações climáticas.

Essa proposta pode ser usada na elaboração e revisão de zoneamentos e para a definição de políticas públicas ligadas ao desenvolvimento rural, restauração de paisagens, zoneamentos ecológicos, priorização de áreas para o estabelecimento de corredores de biodiversidade, fiscalização associada a programas para a conservação de determinados usos e cobertura da terra, análise de questões relativas à fragmentação no contexto de serviços ecossistêmicos, e implementação de projetos de planejamento territorial que enfatizem medidas de mitigação/adaptação às mudanças climáticas. Também pode ser replicado em outros lugares e permite a geração de cenários de alterações do uso e cobertura da terra, como o impacto de um novo grande empreendimento como uma usina hidrelétrica ou a alteração da delimitação de áreas de proteção ambiental, podem causar na paisagem.

## REFERÊNCIAS

ACHARD, F.; OLIVEIRA, Y.M.M. DE.; MOLLICONE, D. Monitoring Forest Cover and Deforestation. In: HANDBOOK on remote sensing for agricultural statistics. Rome: **Global Strategy to improve Agricultural and Rural Statistics**. Pgs. 185-2012. 2017. Disponível em: < <http://gsars.org/wp-content/uploads/2017/09/GS-REMOTE-SENSING-HANDBOOK-FINAL-04.pdf>>. Acesso em: 10 out. 2017.

AGUIRRE-GUTIÉRREZ, J.; SEIJMONSBERGEN, A.C.; DUIVENVOORDEN, J.F. Optimizing land cover classification accuracy for change detection, a combined pixel-based and object-based approach in a mountainous area in Mexico. **Applied Geography** 34, 29–37. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.10.010>.

ALBERGONI, L. **Caracterização do uso e cobertura da terra como subsídio para análise de paisagem e de vulnerabilidade de um fragmento de floresta ombrófila mista**. 83 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. 2011. Disponível em: <[http://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/26836/lisaneas\\_albergoni.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/26836/lisaneas_albergoni.pdf?sequence=1&isAllowed=y)>.

AMIT, Y. **2d Object Detection and Recognition: Models, Algorithms, and Networks**. MIT Press, p. 324, 2002. MIT Press. ISBN:0262011948.

ANTUNES, A. F. B. **Classificação de ambiente ciliar baseada em orientação a objeto em imagens de alta resolução espacial**. 148 f. Tese (Doutorado em Ciências Geodésicas) - Departamento de Ciências Geodésicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003. Disponível em: < <http://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/43855> >. Acesso em: 1 mai. 2016.

ANTUNES, M. A. H.; SIQUEIRA, J. C. S. Características das imagens RapidEye para mapeamento e monitoramento e agrícola e ambiental. Anais XVI **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto** - SBSR. Anais...Foz do Iguaçu: INPE, 2013. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2013/files/p1253.pdf>>. Acesso em: 21 jan. 2018.

BAATZ, M.; SCHÄPE, A. Object-oriented and multi-scale image analysis in semantic networks. **2nd International Symposium: Operationalization of Remote Sensing**, p. 1–7, 1999.

BACKES, A. Floresta com Araucária: importância e usos múltiplos. In: FONSECA, C. R.; SOUZA, A. F.; LEAL-ZANCHET, A. M.; DUTRA, T.; BACKES, A.; GANADO, G. (Eds.) **Floresta com Araucária: Ecologia, Conservação e Desenvolvimento Sustentável**. Ribeirão Preto: Holos, 2009. p. 303-309 (b).

BANCO CENTRAL DO BRASIL (BACEN). **RESOLUÇÃO Nº 4.427, DE 25 DE JUNHO DE 2015**. Disponível em: <[http://www.bcb.gov.br/pre/normativos/res/2015/pdf/res\\_4427\\_v1\\_O.pdf](http://www.bcb.gov.br/pre/normativos/res/2015/pdf/res_4427_v1_O.pdf)>. Acesso em: 14 ago. 2017.

BAYFIELD, N. Approaches to Monitoring for Nature Conservation in Scotland. – In:

Umweltbundesamt (Federal Environment Agency – Austria) (Ed.): **Monitoring for Nature Conservation**. Wien (Umweltbundesamt), p. 23-27. 1997. ISBN 3-85457-360-X. Disponível em: <<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/CP022.pdf>>. Acesso em: 10 nov. 2016.

BEUCHLE, R.; GRECCHI, R. C.; SHIMABUKURO, Y. E.; SELIGER, R.; EVA, H. D.; SANO, E.; ACHARD, F. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Applied Geography**, v. 58, p. 116–127, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.01.017>>. Acesso em: 1 mai. 2016.

BLASCHKE, T. Object based image analysis for remote sensing. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 65, n. 1, p. 2–16, 2010. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924271609000884>>. Acesso em: 30 abr. 2016.

BLASCHKE, T. Towards a framework for change detection based on image objects. **Remote sensing and GIS for environmental studies**, p. 1–9, 2005. Disponível em: <<https://ispace.researchstudio.at/sites/ispace.researchstudio.at/files/140.pdf>>. Acesso em: 08 mai. 2017.

BLASCHKE, D. T.; STROBL, P. J. What's wrong with pixels? Some recent developments interfacing remote sensing and GIS. **GIS – Zeitschrift für Geoinformationssysteme**, v. 14, n. 6, p. 12–17, 2001. Disponível em: <<http://courses.washington.edu/cfr530/GIS200106012.pdf>>. Acesso em: 30 abr. 2016.

BOCK, M.; XOFIS, P.; MITCHLEY, J.; ROSSNER, G.; WISSEN, M. Object-oriented methods for habitat mapping at multiple scales—Case studies from Northern Germany and Wye Downs, UK. **Journal for Nature Conservation** 13 (2–3), 75–89. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2004.12.002>.

BRASIL. **Paisagens do Brasil**. Organizado na Divisão de Geografia. 1º ed. Livro, Rio de Janeiro: Brasil, 295 p., 1968.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Código Florestal. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 28 mai. 2012. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/L12651compilado.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12651compilado.htm)>. Acesso em: 09 dezembro 2016.

CAMPBELL, J.B. **Introduction to remote sensing**. 2 ed. New York: The Guildford Press, 622 p. 1996.

CHAER, G. M. Métodos de integração de indicadores para avaliação da qualidade do solo. In: PRADO, R. B; TURETTA, A. P.; ANDRADE, A. G. (Org.). **Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais**. Rio de

Janeiro: Embrapa Solos, 2010. p. 309 - 324. ISBN: 978-85-85864-32-3 Disponível em: < <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/34008/1/livro-manejo.pdf> >. Acesso em: 05 mar. 2017.

CLARK LABS. **Land Change Modeler (LCM) for ArcGIS Software Extension (2.0)**. 2017. Disponível em: < <https://clarklabs.org/land-change-modeler-for-arcgis/> >. Acesso em: 05 out. 2017.

CLERICI, N.; VOGT, P. Ranking European regions as providers of structural riparian corridors for conservation and management purposes. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, 21(1), pp.477–483. 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2012.07.001>>. Acesso em: 08 jun. 2017.

CLERICI, N.; WEISSTEINER C.J.; PARACCHINI M.L.; STROBL, P. Riparian zones: where green and blue networks meet. Pan-European zonation modelling based on remote sensing and GIS. **Joint Research Centre, European Communities, Scientific and Technical Research series**. 2011. EUR 24774 EN, ISSN 1018-5593, 62 p. Disponível em:<<http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC63959/lb-na-24774-en-c.pdf>>. Acesso em: 08 out. 2017.

COLOMBO, S.; CHICA-OLMO, M.; ABARCA, F.; EVA, H. Variographic analysis of tropical forest cover from multi-scale remotely sensed imagery. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 58 (5–6), 330–341. 2004. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2004.03.004> > Acesso em: 05 jun. 2017.

COPPIN, P.; JONCKHEERE, I.; NACKAERTS, K.; MUYS, B.; LAMBIN, E. Review Article Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. **International Journal of Remote Sensing**, v. 25, n. 9, p. 1565–1596, 2004. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/0143116031000101675>>. Acesso em: 01 mai. 2016.

COSTA, C. R.; LUZ, N. B.; ARAKI, H.; OLIVEIRA, Y. M. M.; ROSOT, M. A. D.; GARRASTAZU, M. C.; KRUEGER, C. P. Análise da exatidão cartográfica das imagens RapidEye adotadas no Inventário Florestal Nacional do Brasil (IFN-BR). In: **XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, 2015, João Pessoa PB. Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, João Pessoa-PB, Brasil, 25 a 29 de abril de 2015, INPE, 2015. Disponível em: <<http://marte2.sid.inpe.br/rep/sid.inpe.br/marte2/2015/06.15.15.25.13> >. Acesso em: 26 jun. 2017.

COWEN, D. J. GIS versus CAD versus DBMS: What Are the Differences? **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**. v. 54, n. 11, p. 1551–1555, 1988. Disponível em: <[https://www.asprs.org/wp-content/uploads/pers/1988journal/nov/1988\\_nov\\_1551-1555.pdf](https://www.asprs.org/wp-content/uploads/pers/1988journal/nov/1988_nov_1551-1555.pdf)>. Acesso em: 18 out. 2016.

CRÓSTA, A. P. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto**. 4ª R. 2002 ed. Campinas: IG/UNICAMP, 1992.

DALLABRIDA, V. R.; BIRKNER, W. M. K.; COGO, E. L. GESTÃO TERRITORIAL E DESENVOLVIMENTO: AVANÇOS E DESAFIOS DOS PROCESSOS DE DESCENTRALIZAÇÃO POLÍTICO-ADMINISTRATIVA NO BRASIL. *Scripta Nova. Revista Eletrônica de Geografia y Ciências*, v. XVII, n. 428, p. 1–30, fev. 2013. Barcelona. Disponível em: <<http://www.ub.edu/geocrit/sn/sn-428.htm>>. Acesso em: 1 mai. 2016.

DE FORESTA, H.; SOMARRIBA, E.; TEMU, A.; BOULANGER, D.; FEUILLY, H.; GAUTHIER, M. **Towards the assessment of Trees Outside Forests.**, p. 336, 2013. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/017/aq071e/aq071e00.pdf>>. Acesso em: 1 mai. 2016.

DI GREGORIO, A. Land cover classification system: classification concepts and user manual: LCCS. **Food and Agriculture Organization of the United Nations**, 2016.

DICKS, S. E.; LO, T. H. C. Evaluation of thematic map accuracy in a land-use and land-cover mapping program. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 56, n. 9, p. 1247-1252, 1990. Disponível em:< [https://www.asprs.org/wp-content/uploads/pers/1990journal/sep/1990\\_sep\\_1247-1252.pdf](https://www.asprs.org/wp-content/uploads/pers/1990journal/sep/1990_sep_1247-1252.pdf)>. Acesso em: 21 mai. 2017.

ESCH, T.; THIEL, M.; BOCK, M.; ROTH, A.; DECH, S. Improvement of Image Segmentation Accuracy Based on Multiscale Optimization Procedure. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**, v. 5, n. 3, p. 463–467, 2008. Disponível em: <<http://ieeexplore.ieee.org/lpdocs/epic03/wrapper.htm?arnumber=4522115>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

ESRI. ArcGIS Desktop: Release 10.5. 2017. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

ESTREGUIL, C.; CAUDULLO, G.; WHITMORE, C. **Habitat landscape pattern and connectivity indices**. Alterra Report 2297, p. 80, 2012. ISSN 1566-7197. Disponível em: <<http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/214000>>. Acesso em: 10 nov. 2016.

ESTREGUIL, C., MOUTON, C. Measuring and reporting on forest landscape pattern, fragmentation and connectivity in Europe: methods and indicators. **Joint Research Centre, European Communities, Scientific and Technical Research series EUR 23841 EN**, ISSN 1018-5593, 69p. 2009.

ESTREGUIL, C.; DE RIGO, D.; CAUDULLO, G. A proposal for an integrated modelling framework to characterise habitat pattern. **Environmental Modelling & Software**, 52, pp.176–191. 2014. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815213002545> [Accessed May 31, 2016].

EVANS, T. L.; COSTA, M.; TELMER, K.; SILVA, T. S. F. Using ALOS/PALSAR and RADARSAT-2 to Map Land Cover and Seasonal Inundation in the Brazilian Pantanal. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote**

**Sensing**, v. 3, n. 4, p. 560–575, 2010. DOI: 10.1109/JSTARS.2010.2089042. Disponível em: <<http://ieeexplore.ieee.org/lpdocs/epic03/wrapper.htm?arnumber=5623305>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

FARO, J. Facilitación participativa del Plan Estratégico del Bosque Modelo Caçador, Santa Catarina, Brasil. p. 146, 2014. Disponível em: <[http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/7164/Facilitacion\\_participativa\\_plan\\_estrategico.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/7164/Facilitacion_participativa_plan_estrategico.pdf?sequence=1&isAllowed=y)>. Acesso em: 10 dez. 2017.

FEARNSIDE, P. M. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. **Environmental Conservation**, v. 28, 23 - 38. 2001. Disponível em: <<https://doi.org/10.1017/S0376892901000030>>. Acesso em: 10 jun. 2017.

FERNANDES, R. R.; NUNES, G. M.; SILVA, T. S. F. Classificação orientada a objetos aplicada na caracterização da cobertura da terra no Araguaia. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 47, n. 9, p. 1251-1260, Sept. 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2012000900010>>. Acesso em: 15 jan. 2017.

FIGUEIREDO, D. **Conceitos Básicos de Sensoriamento Remoto**. Companhia Nacional de Abastecimento - CONAB. Brasília - DF, 2005. Disponível em: <[http://www.conab.gov.br/conabweb/download/SIGABRASIL/manuais/conceitos\\_sm.pdf](http://www.conab.gov.br/conabweb/download/SIGABRASIL/manuais/conceitos_sm.pdf)>. Acesso em 10 fev. 2017. Apostila.

FIGUEIREDO, G.C.; VIEIRA, C.A.O. Estudo do comportamento dos índices de Exatidão Global, Kappa e Tau, comumente usados para avaliar a classificação de imagens do sensoriamento remoto. In. Anais XIII **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Florianópolis, Brasil, 21-26 de abril, INPE, p. 5755-5762. 2007. Disponível em: <<http://martem.sid.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.13.17.35/doc/5755-5762.pdf>>. Acesso em: 15 jan. 2017.

FINEGOLD, Y.; ORTMANN, A.; LINDQUIST, E.; D'ANNUNZIO, R.; SANDKER, M. Map Accuracy Assessment and Area Estimation Map Accuracy Assessment and Area Estimation: A Practical Guide. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **National forest monitoring assessment working paper** n. 46, p. 69, 2016.

FLORENZANO, T. G. **Imagens de satélite para estudos ambientais**. 2º ed. São Paulo, SP: Oficina de Textos, 97 p. 2002. ISBN: 85-86238-21-X.

FOLEY, J.A.; DEFRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; CHAPIN, F.S.; COE, M.T.; DAILY, G.C.; GIBBS, H.K.; HELKOWSKI, J.H.; HOLLO-WAY, T.; HOWARD, E.A.; KUCCHARIK, C.J.; MONFREDA, C.; PATZ, J.A.; PRENTICE, I.C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P.K. Global consequences of land use. **Science** 309, 570–574. 2005. DOI: 10.1126/science.1111772. Disponível em: <<http://science.sciencemag.org/content/309/5734/570>>. Acesso em: 08 ago. 2017.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). **Global Forest Resources**

**Assessment 2015, Desk Reference.** 2015. Disponível em: < <http://www.fao.org/3/a-i4808e.pdf> >. Acesso em: 08 mar. 2017.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **Forest Resources Assessment 2015: Terms and Definitions.** FAO, 2012.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Global Forest Resources Assessment 2015 – Desk Reference.** FAO Forestry Paper No. 1. Rome. 2015.

FOODY, G.M. Status of land cover classification accuracy assessment. **Remote Sensing of Environment.**, v. 80, p. 185-201, 2002. Disponível em: < [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00295-4](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00295-4) >. Acesso em: 08 ago. 2017.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 493–502, 2007. Disponível em: <<http://www.ppgecologia.biologia.ufrj.br/oecologia/index.php/oecologiabrasiliensis/article/view/162/128>>. Acesso em: 20 ago. 2017.

FORMAN, R. T. T. Some general principles of landscape and regional ecology. **Landscape Ecology**, v. 10, n. 3, p. 133–142, 1995. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/BF00133027>>. Acesso em: 01 mai. 2016.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology.** New York: Wiley, 619 pp. 1986.

FREITAS, J.V.; OLIVEIRA, Y. M. M.; ROSA, C. M. M.; MATTOS, P. P.; ROSOT, M. A. D.; BRENA, D. A.; GOMIDE, G. L. A.; PIOTTO, D.; GARRASTAZU, M. C.; SANQUETTA, C. R.; BARROS, P. L. C.; PONZONI, F. J.; OLIVEIRA, L. M. T.; QUEIROZ, W. T. Brazil. In: VIDAL C.; ALBERDI I.; HERNÁNDEZ MATEO L.; REDMOND J. (eds). 2016. **National Forest Inventories.** Springer International Publishing Switzerland. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/BF00133027>>. Acesso em: 01 set. 2017.

GAIAD, N. P. **ANÁLISE DAS PAISAGENS DO SUL DO BRASIL NO ÂMBITO DO INVENTÁRIO FLORESTAL NACIONAL (IFN – BR).** 169 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, 2018a, no prelo.

GAIAD, N. P.; HOLLER, W. A.; ROSOT, M. A.; CORTE, A. P. D. Ferramentas de análise para o monitoramento geoespacial da paisagem. **Pesquisa Florestal Brasileira.** Embrapa Florestas. 2018b, no prelo. Colombo.

GAO, B. NDWI - A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. **Remote Sensing of Environment**, v. 58, n. 3, p. 257–266, 1996. Disponível em: < [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00067-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3) >. Acesso em: 27 ago. 2016.

GOERL, R. F.; SIEFERT, C. A. C.; SCHULTZ, G. B.; SANTOS, C. S. DOS; SANTOS.

Elaboração e Aplicação de Índices de Fragmentação e Conectividade da Paisagem para análise de bacias hidrográficas (Development and Application of Landscape Fragmentation and Connectivity Index to Watershed Analysis). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.4, n.5, p.1000-1012, 2011. ISSN:1984-2295. Disponível em: <<https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/232678/26690>>. Acesso em: 27 ago. 2016.

GOLDSCHMIDT, R.; PASSOS, E. **Data mining: um guia Prático**. 1º ed. Editora Campus, Rio de Janeiro, Elsevier, 256 p., 2005. ISBN: 8535218777.

GONZALEZ, R. C.; WOODS, R. E. **Digital image processing**. 3rd. ed. Tenesse: Prentice Hall, 2007.

GRECCHI C., R.; BERTANI, G.; TRABAQUINI, K.; SHIMABUKURO E., Y.; FORMAGGIO R., A. Análise Espaço-Temporal da Conversão do Cerrado em Áreas Agrícolas na Região de Sapezal, Mato Grosso, entre os anos de 1981 e 2011. **Revista Brasileira de Cartografia**, 2016. Disponível em: <[http://mtc-m21b.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m21b/2016/06.03.13.05/doc/grecchi\\_analise.pdf](http://mtc-m21b.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m21b/2016/06.03.13.05/doc/grecchi_analise.pdf)>. Acesso em: 16 ago. 2016.

GUIMARÃES, F. M. S. **Divisão regional do Brasil**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 1942. Rio de Janeiro.

HANSEN, M.C.; P. V. POTAPOV; R. MOORE; M. HANCHER, S. A.; TURUBANOVA, A.; TYUKAVINA, D.; THAU, S. V.; STEHMAN, S. J.; GOETZ, T. R.; LOVELAND, A.; KOMMAREDDY, A.; EGOROV, L.; CHINI, C. O.; JUSTICE, J. R.; G. TOWNSHEND. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, 342 (1), p. 850–53. 2013. DOI: 10.1126/science.1244693 Disponível em: <<http://science.sciencemag.org/content/342/6160/850>>. Acesso em: 1 mai. 2016.

HESSEL, F. O.; CARVALHO JUNIOR, O. A.; GOMES, R. A. T.; DE SOUZA MARTINS, E.; GUIMARÃES, R. F. Dinâmica e sucessão dos padrões da paisagem agrícola no município de Cocos (Bahia). **RA'EGA - O Espaço Geográfico em Análise**, v. 26, n. 26, p. 128–156, 2012. Disponível em: <<http://revistas.ufpr.br/raega/article/view/30153/19463>>. Acesso em: 11 out. 2017.

HUETE, A. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). **Remote Sensing of Environment**, v. 25, n. 3, p. 295–309, 1988. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X)>. Acesso em: 1 mai. 2016.

HUSSAIN, M.; CHEN, D.; CHENG, A.; WEI, H.; STANLEY, D. Change detection from remotely sensed images: From pixel-based to object-based approaches. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 80, p. 91–106, 2013. International Society for Photogrammetry and Remote Sensing, Inc. (ISPRS). Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2013.03.006>>. Acesso em: 1 mai. 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE DESENVOLVIMENTO FLORESTAL. **Portaria Nº 560 de 1968**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. Disponível em: <[http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/portaria\\_flonacacador.pdf](http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/portaria_flonacacador.pdf)>. Acesso em: 1 mai. 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2ª edição revista e ampliada. Sistema Fitogeográfico. Inventário das Formações Florestais e Campestres. Técnicas e Manejo de Coleções Botânicas. Procedimentos para Mapeamentos. 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Base Cartográfica Contínua do Brasil** 1:1000000, v4. Base contínua, v. I, n. 4, 2014. Disponível em: <[ftp://geoftp.ibge.gov.br/cartas\\_e\\_mapas/bases\\_cartograficas\\_continuas/bcim/versao\\_2014/informacoes\\_tecnicas/bcim\\_v4\\_doc\\_tecnica\\_vol\\_i.pdf](ftp://geoftp.ibge.gov.br/cartas_e_mapas/bases_cartograficas_continuas/bcim/versao_2014/informacoes_tecnicas/bcim_v4_doc_tecnica_vol_i.pdf)>. Acesso em: 5 jun. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Resolução PR 01/2015**, p. 1–8, 2015. Disponível em: <[ftp://geoftp.ibge.gov.br/metodos\\_e\\_outros\\_documentos\\_de\\_referencia/normas/rpr\\_01\\_2015\\_sirgas2000.pdf](ftp://geoftp.ibge.gov.br/metodos_e_outros_documentos_de_referencia/normas/rpr_01_2015_sirgas2000.pdf)>. Acesso em: 5 jun. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura**. Rio de Janeiro, 2017a.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Noções básicas de cartografia: IV: processo cartográfico**. 2017b. Disponível em: <[https://ww2.ibge.gov.br/home/geociencias/cartografia/manual\\_nocoos/processo\\_cartografico.html](https://ww2.ibge.gov.br/home/geociencias/cartografia/manual_nocoos/processo_cartografico.html)>. Acesso em: 5 jun. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Ferramenta Cidades**. 2017c. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/painel/painel.php?codmun=420300>>. Acesso em: 5 jun. 2017.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Land use, land-use change, and forestry**. Cambridge, pp. 184. 2000. Relatório.

IVITS, E.; CHERLET, M.; MEHL, W.; SOMMER, S. Estimating the ecological status and change of riparian zones in Andalusia assessed by multi-temporal AVHRR datasets. **Ecological Indicators**, 9 (3), 422-431. 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.05.013>>. Acesso em: 10 jun. 2017.

JARDIM, A. F.; CAIXETA, P. R.C.; GOMES, L. M; LOPES, L. J. Predição da biodiversidade em ambientes antropizados, através da análise e classificação de imagens de alta resolução do satélite RapidEye. In: **Simpósio da Biodiversidade (SIMBIO)**, 2011, Rio Parnaíba, Anais... Rio Parnaíba: UFV: 2011. Artigos p. 66-72. On-line, ISSN 2236-3866. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/publication/273992075\\_Predicao\\_da\\_biodiversidade\\_em\\_ambientes\\_antropizados\\_atraves\\_da\\_analise\\_e\\_classificacao\\_de\\_imagens\\_de\\_alta\\_resolucao\\_do\\_satelite\\_RapidEye](https://www.researchgate.net/publication/273992075_Predicao_da_biodiversidade_em_ambientes_antropizados_atraves_da_analise_e_classificacao_de_imagens_de_alta_resolucao_do_satelite_RapidEye)>. Acesso em: 18 nov. 2016.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. 3ed. Traduzido por Epiphânio, J. C. N. et al. São José dos

Campos: Parêntese. 2011, 604 p

JONKER, P. P. Skeletons in N dimensions using shape primitives. **Pattern Recognition Letters**, v. 23, n. 6, p. 677–686, 2002. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167865501001441>>. Acesso em: 1 mai. 2016.

JORDAN, C. F. Derivation of leaf area index from quality of light on the forest floor. **Ecology**, v. 50, n. 4, p. 663-. 666. 1969. DOI: 10.2307/1936256. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/1936256>>. Acesso em: 1 mai. 2016.

JUSTICE, C O.; VERMOTE, E., TOWNSHEND, J. R. G.; DEFRIES, R.; ROY, P. D; HALL, D.K, SALOMONSON, V.; PRIVETTE, J.L.; RIGGS, G.; STRAHLER, A.; LUCHT, W.; MYNENI, R.B.; KNYAZIKHIN, Y.; RUNNING, S.W.; NEMANI, R.R; WAN, Z.; HUETE, A.R.; LEEUWEN, W.V.; WOLFE, R.E.; GIGLIO, L.; MULLER, J.P; LEWIS, P.; BARNESLEY, M. The Moderate Resolution Spectroradiometer (MODIS). **IEEE Transactions on Geosciences and Remote Sensing**, v.36, n.4, p.1228-1249, 1998. Disponível em: < <https://doi.org/10.1109/36.701075> >. Acesso em: 1 mai. 2016.

KAMAGATA, N.; HARA, K.; MORI, M.; et al. A new method of vegetation mapping by object-based classification using high resolution satellite data. **Journal of the Japan society of photogrammetry and remote sensing**, v. 45, n. 1, p. 43–49, 2006. Disponível em: < <https://doi.org/10.4287/jsprs.45.43> >. Acesso em: 30 abr. 2016.

KUPFER, J.A. Landscape ecology and biogeography: Rethinking landscape metrics in a post-FRAGSTATS landscape. **Progress in Physical Geography**, v.36, p.400-420, 2012. DOI: 10.1177/0309133312439594. Disponível em: < <https://doi.org/10.1177/0309133312439594> >. Acesso em: 30 abr. 2016.

KURASZ, G.; ROSOT, N. C.; OLIVEIRA, Y. M. M. de; ROSOT, M. A. Caracterização Do Entorno Da Reserva Florestal Embrapa / Epagri de Caçador (SC) Usando Imagem Ikonos. **Floresta**, p. 641–649, 2008. ISSN Eletrônico 1982-4688.

LAMBIN, E. F.; GEIST, H. J. (ORGS.). **Land-Use and Land-Cover Change**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2006. ISBN: 978-3-540-32201-6.

LAGRO, J. JR. Assessing patch shape in Landscape mosaics. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v.57, n.3, p.258-93, 1991. Disponível em: < [https://www.asprs.org/wp-content/uploads/pers/1991journal/mar/1991\\_mar\\_285-293.pdf](https://www.asprs.org/wp-content/uploads/pers/1991journal/mar/1991_mar_285-293.pdf) >. Acesso em: 25 jan. 2017.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. Editora Oficina de textos, 2009. 424 p. ISBN: 978-85-86238-78-9.

LEITAO, A. B.; MILLER, J.; AHERN, J.; MCGARIGAL, K. **Measuring Landscapes – A Planner’s Handbook**. Island Press. Washington, 2006. 272 p.

LILLESAND, T. M.; KIEFER, R. W.; CHIPMAN, J. W. **Remote sensing and image interpretation**. Wiley. 7th Edition, 2015. ISBN: 978-1-118-34328-9.

LIMA, M. I. C. **Manuais Técnicos do IBGE: Uma proposta para uniformização do**

**mapeamento temático.** 2º Encontro Nacional de Produtos e Usuários de Informações Sociais, Econômicas e Territoriais, p. 32, 2006. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/confest\\_e\\_confefe/pesquisa\\_trabalhos/CD/palestras/563-1.pdf](http://www.ibge.gov.br/confest_e_confefe/pesquisa_trabalhos/CD/palestras/563-1.pdf)>. Acesso em: 30 abr. 2016.

LINDENMAYER, D., HOBBS, R. J., MONTAGUE-DRAKE, R.; ALEXANDRA, J.; BENNETT, A.; BURGMAN, M.; CALE, P.; CALHOUN, A.; CRAMER, V.; CULLEN, P.; DRISCOLL, D.; FAHRIG, L.; FISCHER, J.; FRANKLIN, J.; HAILA, Y.; HUNTER, M.; GIBBONS, P.; LAKE, S.; LUCK, G.; MACGREGOR, C.; MCINTYRE, S.; NALLY, R. M.; MANNING, A.; MILLER, J.; MOONEY, H.; NOSS, R.; POSSINGHAM, H.; SAUNDERS, D.; SCHMIEGELOW, F.; SCOTT, M.; SIMBERLOFF, D.; SISK, T.; TABOR, G.; WALKER, B.; WIENS, J.; WOINARSKI, J.; ZAVALETA, E. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. **Ecology Letters**, 11 (1), 78-91. 2008. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01114.x>>. Acesso em: 30 abr. 2016.

LINDQUIST, E.; D'ANNUNZIO, R. Assessing Global Forest Land-Use Change by Object-Based Image Analysis. **Remote Sensing**, v. 8, n. 8, p. 678, 2016.

LIRA, P. K.; TAMBOSI, L. R.; EWERS, R. M.; METZGER, J. P. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 278, p. 80–89, 2012. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.05.008> >. Acesso em: 17 ago. 2016.

LU, D.; LI, G.; MORAN, E. Current situation and needs of change detection techniques. **International Journal of Image and Data Fusion**, v. 5, n. 1, p. 13–38, 2014. Taylor & Francis. Disponível em: < <https://doi.org/10.1080/19479832.2013.868372>>. Acesso em: 16 ago. 2016.

LU, D.; MAUSEL, P.; BRONDÍZIO, E.; MORAN, E. Change detection techniques. **International Journal of Remote Sensing**, v. 25, n. 12, p. 2365–2401, 2004. Disponível em: < <https://doi.org/10.1080/0143116031000139863> >. Acesso em: 30 abr. 2016.

LUZ, N. B. Análise de Paisagem no IFN-Brasil. IV **Simpósio Nacional de Inventário Florestal**. Anais, Goiânia. 2016.

LUZ, N.; MARAN, J.; GARRASTAZU, M.; ROSOT, M. A.; FRANCISCON, L.; HOLLER, W. A.; GAIAD, N. P.; OLIVEIRA, Y.; FREITAS, J. V. **Manual das Unidades Amostrais de Paisagem do Inventário Florestal Nacional Parte I** (Procedimentos para a execução do mapeamento de uso e cobertura da terra usando regras de classificação customizadas por UAP ou genéricas, respectivamente). Embrapa Florestas. Colombo. 2018a, no prelo.

LUZ, N.; MARAN, J.; ROSOT, M. A.; GARRASTAZU, M.; FRANCISCON, L.; OLIVEIRA, Y.; FREITAS, J. V. **Manual das Unidades Amostrais de Paisagem do Inventário Florestal Nacional Parte II** (Procedimentos para a execução do controle de qualidade do mapeamento de uso e cobertura da terra). Embrapa Florestas. Colombo, 2018b, no prelo.

LUZ, N.; MARAN, J.; GARRASTAZU, M.; ROSOT, M. A.; OLIVEIRA, Y.;

FRANCISCON, L.; FREITAS, J. V. **Manual das Unidades Amostrais de Paisagem do Inventário Florestal Nacional Parte III** (Procedimentos para a execução da análise de paisagem). Embrapa Florestas. Colombo, 2018c, no prelo.

LUZ, N.; ROSOT, M. A.; GARRASTAZU, M.; MARAN, J. Brazilian National Forest Inventory – the landscape scale approach for monitoring and assessing forested landscapes. **Pesquisa Florestal Brasileira**. Embrapa Florestas. Colombo, 2018d, no prelo.

MCGARIGAL, K.; W.C. MCCOMB. Forest fragmentation effects on breeding birds in the Oregon Coast Range. Pages 223-246 In J.A. Rochelle, L.A. Lehman, and J. Wisniewski, editors. 1999. **Forest fragmentation: wildlife and management implications**. Koninklijke Brill NV, Leiden, The Netherlands.

MALILA, W. A. **Change vector analysis: an approach for detecting forest changes with Landsat**. In: Proceedings of the 6th annual symposium on machine processing of remotely sensed data, pp. 326 - 335. 1980. Disponível em: < [https://docs.lib.purdue.edu/lars\\_symp/385/](https://docs.lib.purdue.edu/lars_symp/385/)>. Acesso em: 30 abr. 2017.

MARANGOZ, A. M.; ORUC, M.; BUYUKSALIH, G. **Object-Oriented Image Analysis and Semantic Network for Extracting the Roads and Buildings From Ikonos Pan-Sharpned Images**. Proceedings of the XXth ISPRS Congress, 12-23 July 2004, Istanbul, Turkey, n. May 2016, p. 8–11, 2004. Disponível em: < <http://www.isprs.org/proceedings/XXXV/congress/comm3/papers/301.pdf> >. Acesso em: 30 abr. 2016.

MARKOV, A. A. **Extension of the limit theorems of probability theory to a sum of variables connected in a chain**. Reimpresso no Apêndice B de: R. Howard. Dynamic Probabilistic Systems, Vol. I: Markov Chains. John Wiley and Sons. 1971.

MARTINEZ DEL CASTILLO, E.; GARCÍA-MARTIN, A.; LONGARES ALADRÉN, L. A.; DE LUIS, M. Evaluation of forest cover change using remote sensing techniques and landscape metrics in Moncayo Natural Park (Spain). **Applied Geography**, v. 62, p. 247–255, 2015. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.05.002> >. Acesso em: 15 out. 2017.

MAS, J. F. Monitoring land-cover changes: A comparison of change detection techniques. **International Journal of Remote Sensing**, v. 20, n. 1, p. 139–152, 1999. Disponível em: < <https://doi.org/10.1080/014311699213659> >. Acesso em: 30 abr. 2016.

MCFEETERS, S. K. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. **International Journal of Remote Sensing**, v. 17, n. 7, p. 1425–1432, 1996. Taylor & Francis Group. Disponível em: < <https://doi.org/10.1080/01431169608948714>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure**. General Technical Report PNW-GTR-351, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, 1995. 122 p. DOI: 10.2737/PNW-GTR-351. Disponível em: <

[https://www.fs.fed.us/pnw/pubs/pnw\\_gtr351.pdf](https://www.fs.fed.us/pnw/pubs/pnw_gtr351.pdf)>. Acesso em: 26 ago. 2016.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. DE. **INTRODUÇÃO AO PROCESSAMENTO DE IMAGENS DE SENSORIAMENTO REMOTO**. 1º ed. Brasília, DF: UnB/CNPq, 2012.

MENEZES, J. M.; PRADO, R. B.; SILVA JÚNIOR, G. C.; SANTOS, R. T. **Índices de qualidade de água: métodos e aplicabilidade**. In: PRADO, R. B; TURETTA, A. P.; ANDRADE, A. G.(Org). Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010. p. 325-352. ISBN: 978-85-85864-32-3. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/34008/1/livro-manejo.pdf>>. Acesso em: 26 ago. 2017.

METZGER, J.; FONSECA, M. A.; OLIVEIRA FILHO, F. J. B.; MARTENSEN, A. C. O uso de modelos em ecologia de paisagens. **Megadiversidade**, v. 3, n. 1–2, p. 64–73, dez. 2007. Belo Horizonte, MG. Disponível em: <[http://www.conservacao.org.br/publicacoes/files\\_mega3/8ousodemodelosemeciologia.pdf](http://www.conservacao.org.br/publicacoes/files_mega3/8ousodemodelosemeciologia.pdf)>. Acesso em: 30 abr. 2016.

MITCHELL, T. M. **Machine learning**. McGraw-Hill, ACM Computing Surveys, v. 28, n. 4es, p. 3–es, 432 p., 1997. ISBN: 0070428077.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicação**. 3ª ed. 320p. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 2007.

MYERS, N. Tropical Forests: Much More Than Stocks of Wood. **Journal of Tropical Ecology**, v. 4, n. 2, p. 209–221, 1988. article, Cambridge University Press. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/2559660>>. Acesso em: 30 abr. 2016.

OLOFSSON, P.; FOODY, G. M.; HEROLD, M.; et al. Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. **Remote Sensing of Environment**, v. 148, n. March, p. 42–57, 2014. Elsevier Inc. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.015>>. Acesso em: 10 jul. 2017.

O'NEILL, R.V.; HUNSAKER C. T.; JONES K. B.; RIITTERS, K. H.; WICKHAM, J. D.; SCHWARTZ, P. M.; GOODMAN, I. A.; JACKSON B. L.; BAILLARGEON, W. S. Monitoring environmental quality at the landscape scale: Using landscape indicators to assess biotic diversity, watershed integrity, and landscape stability. **BioScience**, v.47, p.513–519, 1997. DOI: 10.2307/1313119. Disponível em: <[https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/ja/ja\\_oneill002.pdf](https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/ja/ja_oneill002.pdf)>. Acesso em: 10 jul. 2017.

O'NEILL, R. V.; KRUMMEL, J. R.; GARDNER, R. H.; SUGIHARA, G.; JACKSON, B.; DEANGELIS, D. L.; MILNE, B. T.; TURNER, M. G.; ZYGMUNT, B.; CHRISTENSEN, S. W.; DALE, V. H.; GRAHAM, R. L. 1988. Indices of landscape pattern. **Landscape Ecology** 1: 153-162. Disponível em: < <https://doi.org/10.1007/BF00162741>>. Acesso em: 10 jul. 2017.

OLIVEIRA FILHO, F. J. B.; METZGER, J. P. Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. **Landscape Ecology**, v. 21, n. 7, p. 1061–1073, 2006. Disponível em: < <https://doi.org/10.1007/s10980-006->

6913-0 >. Acesso em: 1 mai. 2016.

PAINEL BRASILEIRO DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS (PBMC). **Mitigação das mudanças climáticas - Volume 3**. 2014. COPPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 463 pp. ISBN: 978-85-285-0207-7.

PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B. DE; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. **Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília, DF: Embrapa, 2015.

PASCUAL-HORTAL, L.; SAURA, S. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. **Landscape Ecology**, v. 21, n. 7, p. 959–967, 2006. Disponível em: < <https://doi.org/10.1007/s10980-006-0013-z> >. Acesso em: 30 abr. 2016.

PERES, L. G. M.; LAQUES, A.-E.; GURGEL, H. C. A PAISAGEM COMO FERRAMENTA DE ANÁLISE DE POLÍTICAS PÚBLICAS DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL. O CASO DA FRONTEIRA BRASIL – FRANÇA. In: C. E. de Castro; Y. A. G. Masullo (Orgs.); **GESTÃO AMBIENTAL, uma diversificada ferramenta na consolidação de paradigma ecológico inovador**. p.299, 2016. São Luís.

PLANET. **Rapideye™ Imagery Product Specifications**. 2016. Disponível em: <[https://www.planet.com/products/satellite-imagery/files/160625-RapidEye Image-Product-Specifications.pdf](https://www.planet.com/products/satellite-imagery/files/160625-RapidEye_Image-Product-Specifications.pdf)>. Acesso em: 30 abr. 2016.

PONTIUS JR; R. G. MILLONES, M. 2011. Death to kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. **International Journal of Remote Sensing**, v. 32, 4407–4429. Disponível em: < <https://doi.org/10.1080/01431161.2011.552923> >. Acesso em: 28 abr. 2017.

PONZONI, F.J.; SHIMABUKURO, Y.E.; KUPLICH, T. M. **Sensoriamento Remoto no estudo da vegetação**. 2ed. São José dos Campos: Parêntese, 2012. 176p. ISBN: 978-85-7975-053-3.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CAÇADOR. **Indústria**. 2017. Disponível em: < <http://www.cacador.sc.gov.br/portalthome/cidade/85-industria>>. Acesso em: 01 fev. 2018.

QUINLAN, J. R. **Machine Learning**, v. 1, n. 1, p. 81–106, 1986. Disponível em: < <https://doi.org/10.1023/A:1022643204877>>. Acesso em: 30 abr. 2016.

RADOUX, J.; BOGAERT, P. Good Practices for Object-Based Accuracy Assessment. **Remote Sensing**, v. 9, n. 7, p. 646, 2017. DOI:10.3390/rs9070646. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.3390/rs9070646> >. Acesso em: 22 out. 2017.

RIITTERS, K.; WICKHAM, J.; WADE, T. Evaluating anthropogenic risk of grassland and forest habitat degradation using land-cover data. **Landscape Online**, v.13, n.1, p.1–14, 2009. DOI:10.3097/LO.200913. Disponível em: <

<http://dx.doi.org/10.3097/LO.200913> >. Acesso em: 22 mai. 2017.

RIPPLE, W.; BRADSHAW, G. A.; SPIES, T. A. Measuring forest landscape patterns in cascade range of Oregon, U.S.A. **Biological Conservation**, v. 57, p. 73-88, 1991. Disponível em: < [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(91\)90108-L](https://doi.org/10.1016/0006-3207(91)90108-L) >. Acesso em: 22 out. 2016.

RODRIGUES, G. S. **Avaliação de impactos para gestão ambiental de atividades rurais**. In: FERREIRA, J. M. L.; ALVARENGA, A. P.; SANTANA, D. P.; VILELA, M. R. Indicadores de sustentabilidade em sistemas de produção agrícola. Belo Horizonte: EPAMIG, 2010. p. 397-424.

RODRIGUEZ-GALIANO, V. F.; GHIMIRE, B.; ROGAN, J.; CHICA-OLMO, M.; RIGOL-SANCHEZ, J. P. An assessment of the effectiveness of a random forest classifier for land-cover classification. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 67, n. 1, p. 93–104, 2012. International Society for Photogrammetry and Remote Sensing, Inc. (ISPRS). Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2011.11.002>>. Acesso em: 18 out. 2016.

RODRIGUEZ-GALIANO, V.; CHICA-OLMO, M. Land cover change analysis of a Mediterranean area in Spain using different sources of data: Multi-seasonal Landsat images, land surface temperature, digital terrain models and texture. **Applied Geography**, v. 35, n. 1–2, p. 208–218, 2012. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2012.06.014>>. Acesso em: 18 out. 2016.

ROLIM, F. A. **Análise de classificação orientada ao objeto em imagens de alta resolução para o auxílio ao monitoramento ambiental em resposta a uma microbacia hidrográfica**. Tese (Doutorado em Ciências Geodésicas) - Departamento de Ciências Florestais e da Madeira. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003. Disponível em: <<http://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/26672/D - ROLIM, FLAVIO AUGUSTO.pdf?sequence=1>>. Acesso em: 30 abr. 2016.

ROSOT, M. A. D.; OLIVEIRA, Y. M. M. DE; RADOMSKI, M. I.; LACERDA, A. E. B. de; GARRASTAZU, M. C.; CARDOSO, D. J.; MATTOS, P. P. de; BRAZ, E. M.; KELLERMAN, B. **Bosque Modelo Caçador: concepção e processo de estruturação**. 100 p., 2013.

ROSOT M. A. D.; GARRASTAZU, M. C.; HOLLER, W. A.; GAIAD, N.; FRANCISCON, L. **Cadernos de geoprocessamento 9: Métodos, técnicas e equipamentos para o processo de reambulação de mapas de uso e cobertura da terra**. Embrapa Florestas. Colombo, 2017. Disponível em: < <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/166829/1/CT-409-1520.pdf> >. Acesso em: 23 nov. 2017.

ROUSE, J. W., J.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. **Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS**. In: S. C. Freden; E. P. Mercanti; M. A. Becker (Orgs.); Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium-Volume I: Technical Presentations. NASA SP-351. Anais... p.309, 1974. Washington, D.C.: NASA.

RUHOFF, A.; FANTIN-CRUZ, I; COLLISCHONN, W. Modelos de Simulação Dinâmica do Desmatamento na Amazônia. **Caminhos da Geografia**, Uberlândia, 1(36): 258-268, dez./ 2010. ISSN 1678-6343. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/16194/9110>>. Acesso em: 14 jan. 2018.

SAURA, S. Evaluating Forest Landscape Connectivity through Conefor Sensinode 2.2. **IUFRO Landscape Ecology Workshop**, 403-422. 2006.

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape and Urban Planning**, v. 83, n. 2–3, p. 91–103, 2007. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.03.005>>. Acesso em: 30 abr. 2016.

SAURA, S.; J. TORNÉ. Conefor Sensinode 2.2: a *software* package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. **Environmental Modelling & Software** 24: 135-139. 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.05.005>>. Acesso em: 20 mar. 2016.

SAURA, S.; RUBIO, L. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. **Ecography, Pattern and Process in Ecology**, v. 33, n. 3, p. 523–537, 2010. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1600-0587.2009.05760.x>>. Acesso em: 30 abr. 2016.

SAURA, S.; ESTREGUIL, C.; MOUTON, C.; RODRÍGUEZ-FREIRE, M. Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990–2000). **Ecological Indicators**, v. 11, n. 2, p. 407–416, 2011a. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.011>>. Acesso em: 20 mar. 2016.

SAURA, S.; VOGT, P.; VELÁZQUEZ, J.; HERNANDO, A.; TEJERA, R. Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses. **Forest Ecology and Management**, v. 262, n. 2, p. 150–160, 2011b. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112711001605>>. Acesso em: 10 jun. 2017.

SCHUSTER, C.; FÖRSTER, M.; KLEINSCHMIT, 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. Taylor & Francis. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/01431161.2012.666812>>. Acesso em: 30 abr. 2016.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO (SFB). **Boletim Sistema Nacional de Informações Florestais (SNIF) 2017**. Brasília, DF, 2017.

SILVA, P. H. A. DA.; DUARTE, R.; KAZMIERCZAK, M. L.; FELIX, I. M. **Análise geométrica e visual de imagens fusionadas dos satélites Eros B e RapidEye**. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 15., 2011, Curitiba, Anais...

São José dos Campos: INPE: 2011. Artigos, p. 7721-7728. CD-ROM, On-line. ISBN 978-85-17-00056-0. Disponível em: <<http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/marte/2011/07.11.12.31/doc/p0534.pdf>>. Acesso em: 18 nov. 2016.

SIMONETTI D.; MARELLI A.; EVA H.D. **IMPACT: Portable GIS toolbox image processing and land cover mapping**. Luxembourg: Publications Office of the European Union, EUR 27358 EN, ISBN 978-92-79-50115-9. 2015.

SINGH, A. Review Article Digital change detection techniques using remotely-sensed data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 10, n. 6, p. 989–1003, 1989. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/01431168908903939>>. Acesso em: 30 abr. 2016.

SMITH, P.; BUSTAMANTE, M.; AHAMMAD, H.; CLARK, H.; DONG, H.; ELSIDDIG, E. A.; HABERL, H.; HARPER, R.; HOUSE, J.; JAFARI, M.; MASERA, O.; MBOW, C.; RAVINDRANATH, N. H.; RICE C. W.; ABAD, C. R.; ROMANOVSKAYA, A.; SPERLING, F.; TUBIELLO, F. 2014: Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). In: **Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change**. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2014.

SOARES FILHO, B. S. **Modelagem da dinâmica da paisagem de uma região de fronteira de colonização amazônica**. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo, 1998.

SOILLE P, VOGT P. Morphological segmentation of binary patterns. **Pattern Recognition Letters**, 30, 4:456-459, 2008. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.patrec.2008.10.015>>. Acesso em: 30 abr. 2016.

SON, N.-T.; CHEN, C.-F. **Remote sensing of mangrove forests in Central America**. SPIE Newsroom, p. 3, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1117/2.1201304.004771>>. Acesso em: 30 abr. 2016.

SONG, X.-P.; SEXTON, J. O.; HUANG, C.; CHANNAN, S.; TOWNSHEND, J. R. Characterizing the magnitude, timing and duration of urban growth from time series of Landsat-based estimates of impervious cover. **Remote Sensing of Environment**, v. 175, p. 1–13, 2016. Elsevier Inc. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2015.12.027>>. Acesso em: 11 out. 2017.

SOUSA, C. H. R.; SOUZA, C. G.; ZANELLA, L.; CARVALHO, L. M. T.; LAVRAS, U. F. DE. Analysis of Rapideye' S Red Edge Band for Image Segmentation and Classification. Proceedings of the 4th **GEOBIA**. Anais, p. 518–523, 2012. Rio de Janeiro, 2012. Disponível em: <<http://mtc-m18.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m18/2012/05.18.13.14/doc/137.pdf>>. Acesso em 15 ago. 2017.

SOUZA, K.R; VIEIRA, T.G.C; ALVES, H.M.R; VOLPATO, M.L; ANJOS, A.P; SOUZA,

C.G; ANDRADE, L.N. **Classificação automática de imagem do satélite rapideye para o mapeamento de áreas cafeeiras em Carmo de Minas, MG**. In: Simpósio de Pesquisa dos Cafés do Brasil, 4., 2011, Araxá. Anais... Araxá. 2011. Disponível em: < <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/44386/1/Classificacao-automatica-de-imagem.pdf> >. Acesso em: 18 nov. 2016.

STEHMAN, S. V. Sampling designs for accuracy assessment of land cover, **International Journal of Remote Sensing**, 30:20, 5243-5272, 2009. Disponível em: < <https://doi.org/10.1080/01431160903131000> >. Acesso em: 18 nov. 2016.

STEHMAN, S.V.; CZAPLEWSKI, R.L. Design and analysis for thematic map accuracy assessment: fundamental principles. **Remote Sensing of Environment**, v. 64, 331–344. 1998. Disponível em: < [https://www.fs.fed.us/rm/pubs\\_other/rmrs\\_1998\\_stehman\\_s001.pdf](https://www.fs.fed.us/rm/pubs_other/rmrs_1998_stehman_s001.pdf) >. Acesso em: 05 nov. 2016.

STEHMAN, S.V.; WICKHAM, J.D. Pixels, blocks of pixels, and polygons: Choosing a spatial unit for thematic accuracy assessment. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, 3044–3055. 2011. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.06.007> >. Acesso em: 05 nov. 2016.

STEINIGER, S.; HUNTER, A. J. S. The 2012 free and open source GIS *software* map – A guide to facilitate research, development, and adoption. **Computers, Environment and Urban Systems**, 39(0), 136-150. 2013. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2012.10.003> >. Acesso em: 18 nov. 2016.

STEWART, T. J.; JANSSEN, R. A Multiobjective GIS-Based Land Use Planning Algorithm. **Computers, environment and urban systems**, v. 46, p. 25-34, 2014. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2014.04.002> >. Acesso em: 18 out. 2016.

STRAHLER, A.; BOSCHETTI, L.; FOODY, G. M.; FIEDL, M. A.; HANSEN, M. C.; HEROLD, M.; MORISSETTE, J. T.; STEHMAN, S. V.; WOODCOCK, C. E. **Global land cover validation: Recommendations for evaluation and accuracy assessment of global land cover maps**. EUR22156EN. (51 pp.). 2006. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. Disponível em: < <https://landval.gsfc.nasa.gov/pdf/GlobalLandCoverValidation.pdf> >. Acesso em: 20 out. 2016.

SULSOFT. **ENVI 5**. 2017. Disponível em: < <http://www.sulsoft.com.br/pdf/envi.pdf> >. Acesso em: 20 jun. 2017.

TAKEUCHI, W.; YASUOKA, Y. Development of normalized Vegetation, soil and water indices derived from satellite remote sensing data. **Journal of the Japan society of photogrammetry and remote sensing**, v. 43, n. 6, p. 7–19, 2004. Disponível em: < [https://doi.org/10.4287/jsprs.43.6\\_7](https://doi.org/10.4287/jsprs.43.6_7) >. Acesso em: 1 mai 2016.

TAMBOSI, L. R.; MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P. A Framework to Optimize Biodiversity Restoration Efforts Based on Habitat Amount and Landscape Connectivity. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 2, p. 169–177, 2014. Disponível em:

<<http://doi.wiley.com/10.1111/rec.12049>>. Acesso em: 30 abr. 2016.

TEJERA, R.; HERNANDO, A.; PÉREZ-PALOMINO, A.; VELÁZQUEZ, J.; NÚÑEZ, M.V. **Biodiversity and Conservation Status of a Beech (*Fagus sylvatica*) Habitat at the Southern Edge of Species Distribution**. In: Biodiversity Enrichment in a Diverse World, Lameed, G. A. ISBN 978-953-51-0718-7. 2012. INTECH Open Access Publisher. Disponível em: < <https://doi.org/10.5772/51365> >. Acesso em: 1 mai 2016.

TRIMBLE. **eCognition**. 2017. Disponível em: < <http://www.ecognition.com/> >. Acesso em: 30 abr. 2017.

TSO, B.; MATHER, P. M. **Classification methods for remotely sensed data**. London: Taylor & Francis, 2001. 332 p.

TURNER M.G.; BAKER W.L.; PETERSON C.J.; PEET R.K. Factors influencing succession: Lessons from large, infrequent natural disturbances. **Ecosystems**, v.1, n.6, p.511-523, 1998. Disponível em: < <https://doi.org/10.1007/s100219900047> >. Acesso em: 11 mai 2016.

TURNER II, B. L.; LAMBIN, E. F.; REENBERG, A. **The emergence of land change science for global**. v. 104, n. 52, p. 20666–20672, 2007. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. Disponível em: < <https://doi.org/10.1073/pnas.0704119104> >. Acesso em: 11 mai 2016.

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

URBAN, D.; O'NEILL; R.V.; SHUGART, H. J. R. Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. **BioScience**, v. 37: 119-127. 1987. DOI: 10.2307/1310366. Disponível em: < <http://www.jstor.org/stable/1310366> >. Acesso em: 11 mai 2017.

VÁCLAVÍK, T.; ROGAN, J. Identifying Trends in Land Use/Land Cover Changes in the Context of Post-Socialist Transformation in Central Europe: A Case Study of the Greater Olomouc Region, Czech Republic. **GIScience & Remote Sensing**, v. 46, n. 1, p. 54–76, 2009. Taylor & Francis. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.2747/1548-1603.46.1.54>>. Acesso em: 15 mai 2017.

VOGT, P.; RIITTERS, K. GuidosToolbox: universal digital image object analysis. **European Journal of Remote Sensing**, v. 50, n. 1, p. 352–361, 2017. Taylor & Francis. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/22797254.2017.1330650>. Disponível em: < <https://doi.org/10.1080/22797254.2017.1330650>>. Acesso em: 17 out. 2017.

VOGT, P.; RIITTERS, K. H.; ESTREGUIL, C.; KOZAK, J.; WADE, T. G.; WICKHAM, J. D. Mapping Spatial Patterns with Morphological Image Processing. **Landscape Ecology**, v. 22, n. 2, p. 171–177, 2007. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10980-006-9013-2>>. Acesso em: 30 abr. 2016.

WANG, Z.; LIU, C.; HUETE, A. From AVHRR-NDVI to MODIS-EVI: Advances in vegetation index research. **Acta Ecologica Sinica**, 2003, v. 23. Kexue Chubanshe.

WASHINGTON-ALLEN, R. A.; RAMSEY, R. D.; WEST, N. E. Spatiotemporal mapping of the dry season vegetation response of sagebrush steppe. **Community Ecology**, vol.5, nº1, p.69-79, 2004.

WEISS, R.; MATÉ, C.; SILVA, T. M. H. DA; SANTIAGO, A. G. **Geoprocessamento no informe epidemiológico da distribuição de padrões espaciais de indicadores da mortalidade infantil no estado de Goiás**. Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, João Pessoa-PB, Brasil, 25 a 29 de abril de 2015, INPE, p. 6381–6388, 2015. Disponível em: < <http://www.dsr.inpe.br/sbsr2015/files/p1245.pdf>>. Acesso em: 07 jan. 2018.

WEISS, S. M.; KULIKOWSKI, C. A. **Computer systems that learn: classification and prediction methods from statistics, neural nets, machine learning, and expert systems**. M. Kaufmann Publishers, 1991. ISBN:1-55860-065-5.

WICKHAM, J.D.; NORTON, D.J. Mapping and analyzing landscape patterns. **Landscape Ecology**, 9 (1), pp.7–23. 1994. Disponível em: < <https://doi.org/10.1007/BF00135075> >. Acesso em: 23 mar. 2017.

WICKHAM, J. D.; RIITTERS, K. H.; WADE, T. G.; VOGT, P. A national assessment of green infrastructure and change for the conterminous United States using morphological image processing. **Landscape and Urban Planning**, 94 (3), 186-195. 2010. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.10.003> >. Acesso em: 23 mar. 2017.

ZHAN, X.; SOHLBERG, R. A.; TOWNSHEND, J. R. G.; DIMICELI, C.; CARROLL, M. L.; EASTMAN, J. C.; HANSEN, M. C.; DEFRIES, R. S. Detection of land cover changes using MODIS 250 m data. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, n. 1–2, p. 336 – 350, 2002. Disponível em: < [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00081-0](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00081-0)>. Acesso em: 30 abr. 2016.