

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
PÓS – GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

JULIANA VASCONCELOS VERONESE

**ANÁLISE DA PAISAGEM COMO SUPORTE AO PLANEJAMENTO
AMBIENTAL PARA O PARQUE ESTADUAL DA COSTA DO SOL**

Juiz de Fora
2018

JULIANA VASCONCELOS VERONESE

**ANÁLISE DA PAISAGEM COMO SUPORTE AO PLANEJAMENTO
AMBIENTAL PARA O PARQUE ESTADUAL DA COSTA DO SOL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia aplicada à conservação da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais

Orientador: Prof. Dr. César Henrique Barra Rocha

Juiz de Fora

2018

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Veronese, Juliana Vasconcelos.

ANÁLISE DA PAISAGEM COMO SUPORTE AO PLANEJAMENTO AMBIENTAL PARA O PARQUE ESTADUAL DA COSTA DO SOL / Juliana Vasconcelos Veronese. -- 2018.

101 p.

Orientador: César Henrique Barra Rocha

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós Graduação em Ecologia, 2018.

1. Ecologia da paisagem. 2. Métricas ecológicas. 3. Planejamento. 4. Conservação. 5. Fragmentação. I. Rocha, César Henrique Barra, orient. II. Título.

**ANÁLISE DA PAISAGEM COMO SUPORTE AO PLANEJAMENTO
AMBIENTAL DO PARQUE ESTADUAL DA COSTA DO SOL**

Juliana Vasconcelos Veronese

Orientador: César Henrique Barra Rocha

Dissertação apresentada ao instituto de Ciências Biológicas, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais.

Aprovada em 27 de fevereiro de 2018.

BANCA EXAMINADORA

Dr. César H. B. Rocha - Orientador
Universidade Federal de Juiz de Fora

Dr. Fabrício Alvim Carvalho
Universidade Federal de Juiz de Fora

Dr. Marcelo Dutra da Silva
Universidade Federal do Rio Grande

“Não há no mundo exagero mais belo que a gratidão.”

Jean de La Bruyère

Dedico esse trabalho aos meus pais,
Emílio e M^a Neide por todo amor, carinho
e compreensão.

Ao meu irmão, Emílio e à minha cunhada
Daniele, pelo apoio e incentivo.

Ao meu namorado, Vitor, por todo amor,
companheirismo e paciência.

Sem eles chegar até aqui seria mais difícil!

AGRADECIMENTOS

À Deus, pelo dom precioso da vida, sem a qual não haveria a possibilidade de agradecer a ninguém.

Ao meu orientador Dr. César Henrique Barra Rocha, que me auxiliou em toda trajetória de estudos e pelo incentivo em momento pelos quais eu queria desistir.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, principalmente, aos funcionários da secretaria que fazem com maestria o seu trabalho, sempre me atenderam prontamente.

As minhas amigas que me acolheram em suas casas durante as disciplinas do curso. Meu muito obrigada à Luciana, Dalcema, Michele e Patrícia. Vocês são incríveis!

Aos meus queridos sogros e minha nova família, Flávio e Célia, pelos conselhos, incentivo, amizade e carinho.

A todos os professores do curso pelos conhecimentos preciosos que disponibilizaram, pela disponibilidade e pelo exemplo de profissionais.

A toda equipe do NAGEA, principalmente, ao Prof. Márcio e Lucas, pela ajuda quando aparecia alguma dificuldade no desenvolvimento do trabalho.

Ao Dr. Marcelo Dutra, coordenador do curso de gestão ambiental UFRG, que respondeu prontamente a todos os meus pedidos de socorro.

Aos meus novos amigos do Instituto Federal Fluminense que me ajudaram nessa empreitada.

A todas as pessoas que de alguma forma contribuíram em todas as etapas deste trabalho.

RESUMO

O litoral da Região dos Lagos, no estado do Rio de Janeiro, atravessa atualmente um processo de modificação acelerado da paisagem, tornando necessário a elaboração de estratégias preventivas de conservação para os próximos anos. Uma medida de conservação adotada foi a criação pelo decreto estadual nº 42.929 de 18 de abril de 2011 do Parque Estadual da Costa do Sol (PECSol), que abrange os municípios: Armação de Búzios, Cabo Frio, Araruama, São Pedro d'Aldeia, Arraial do Cabo e Saquarema. O objetivo do trabalho foi analisar a variação da paisagem entre 2006 e 2016 da área correspondente ao Núcleo II Atalaia Dama Branca do PECSol com a utilização de métricas da paisagem. A partir da confecção dos mapas de uso e ocupação do solo calculamos as métricas para os níveis de paisagem e classe. Também foram realizadas a análise dos fragmentos de restinga arbustiva quanto ao seu tamanho, forma e grau de isolamento. Os resultados obtidos revelaram importantes alterações na dinâmica da paisagem ao longo desse período.

Palavras-chave: Ecologia da paisagem, Análise métrica espacial, Planejamento Ambiental, Conservação, Fragmentação.

ABSTRACT

The coast of the Lakes Region, in the state of Rio de Janeiro, is currently undergoing a process of accelerated landscape modification, making it necessary to develop preventive conservation strategies for the coming years. A conservation measure adopted was the creation of the Parque Estadual da Costa do Sol (PECSol) - which translates to Costa do Sol Estate Park - by state decree nº 42.929 of April 18, 2011. The park covers the following municipalities: Armação de Búzios, Cabo Frio, Araruama, São Pedro d'Aldeia, Arraial do Cabo and Saquarema. The objective of this work was to analyze and diagnose the variation of the landscape between 2006 and 2016 of the area corresponding to the nucleus II named Atalaia Dama Branca with the use of landscape metrics. From the preparation of land use maps we calculate the metrics for landscape and class levels. The fragments of shrub were also analyzed for their size, shape and degree of isolation. The results obtained revealed important changes in the dynamics of the landscape during this period.

Keywords: Landscape ecology, spatial metric analysis, environmental planning, conservation, fragmentation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Modelo da paisagem: mancha-corredor-matriz	19
Figura 2: Perfil esquemático da vegetação de restinga	37
Figura 3 - Parque Estadual da Costa do Sol	40
Figura 4: Mapa de localização da área de estudo.	42
Figura 5 - Sequência da metodologia utilizada	44
Figura 6 - Arquivo kmz com a delimitação da área do Núcleo II do PECSol.....	45
Figura 7 – Mosaico de imagens da área de estudo obtidas do Google Earth Pro	45
Figura 8– Delimitação da área de estudo nas imagens do Google Earth Pro.	46
Figura 9 - Área degradada em regeneração (ADR).....	50
Figura 10 - Classe solo exposto (dunas).....	50
Figura 11 - Vegetação arbustiva aberta (VAA).....	50
Figura 12 - Vegetação arbustiva aberta (VAA) ao fundo expansão da espécie Casuarina equisetifolia (VAS).....	50
Figura 13 - Fragmento de vegetação arbustiva fechada (VAF) em área com baixa declividade.....	50
Figura 14 - Vegetação arbustiva fechada (VAF) em área com maior declividade.....	50
Figura 15 - Vegetação herbácea/subarbustiva (VHS) e classe solo exposto.....	51
Figura 16 - Vegetação herbácea subarbustiva (VHS).....	51
Figura 17 - Área de vegetação arbustiva fechada inundável (VAFI).	51
Figura 18 - Classe corpos d'agua (ex. lagoa)	51
Figura 19 - Classe afloramentos rochosos.....	51
Figura 20 - Área edificada dentro da unidade de conservação.	51
Figura 21 - Classe estradas.....	51
Figura 22 - Salina desativada próxima à UC.	51
Figura 23 - Classe ruas e trilhas.	52
Figura 24 - Classe vegetação arbustiva secundária (VAS) espécie <i>Casuarina</i> <i>equisetifolia</i>	52
Figura 25 - Mapa das 10 áreas que formam o Núcleo II - Atalaia Dama-Branca (PECSol)	60
Figura 26 - Uso e cobertura do solo para a área de estudo em 2006	65
Figura 27 - Uso e cobertura do solo para a área de estudo em 2016	66
Figura 28 - Distribuição simplificada das classes de tamanho dos fragmentos de restinga arbustiva fechada mapeados em 2006	77
Figura 29 - Distribuição simplificada das classes de tamanho dos fragmentos de restinga arbustiva fechada mapeados em 2016	78
Figura 30 - Distribuição dos fragmentos de restinga arbustiva fechada quanto ao índice de forma em 2006	80
Figura 31 - Distribuição dos fragmentos de restinga arbustiva fechada quanto ao índice de forma em 2016	81
Figura 32 - Distribuição dos fragmentos de restinga arbustiva fechada quanto ao grau de isolamento em 2006	83
Figura 33 - Distribuição dos fragmentos de restinga arbustiva fechada quanto ao grau de isolamento em 2016	84

LISTA DE QUADROS

Quadro 1- Métricas de ecologia da paisagem utilizadas à nível de paisagem da área estudada.....	53
Quadro 2 - Métricas de ecologia da paisagem utilizadas à nível de classe para os remanescentes de restinga.....	53
Quadro 3 - Nome das classes, imagens e descrição	57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classes de qualidade resultantes do coeficiente de Kappa	49
Tabela 2 - Matriz de erros para a análise da acurácia obtida através das classes do mapa de uso e ocupação do solo de 2006	56
Tabela 3 - Matriz de erros para a análise da acurácia obtida através das classes do mapa de uso e ocupação do solo de 2016.	56
Tabela 4 - Classes de uso e cobertura do solo mapeados no Núcleo II Atalaia – Dama Branca (PECSol)	64
Tabela 5 - Métricas da paisagem para a área de estudo em 2006.....	68
Tabela 6 - Métricas da paisagem para a área de estudo em 2016.....	68
Tabela 7 - Métricas de classe da vegetação de restinga calculados para o núcleo II do PECSol em 2006.....	72
Tabela 8 - Métricas de classe da vegetação de restinga calculados para o núcleo II do PECSol em 2016.....	72
Tabela 9 - Quantificação das classes de tamanho de restinga arbustiva fechada mapeados em 2006.	79
Tabela 10 - Quantificação das classes de tamanho de restinga arbustiva fechada mapeados em 2016.	79
Tabela 11 - Distribuição dos fragmentos de restinga arbustiva fechada quanto ao índice de forma em 2006.....	82
Tabela 12 - Distribuição dos fragmentos de restinga arbustiva fechada quanto ao índice de forma em 2016.....	82
Tabela 13 - Distribuição dos fragmentos de restinga arbustiva fechada quanto ao grau de isolamento em 2006	85
Tabela 14 - Distribuição dos fragmentos de restinga arbustiva fechada quanto ao grau de isolamento em 2016	85

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	14
2. OBJETIVOS:	17
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	18
3.1. Ecologia da Paisagem.....	18
3.2. Métricas da Paisagem	21
3.3. Conservação da biodiversidade e fragmentação de habitats.....	25
3.4. Sensoriamento remoto no estudo da paisagem e utilização das imagens do Google Earth de alta resolução	30
4. ÁREA DE ESTUDO	35
4.1. Parque Estadual da Costa do Sol (PECSol)	38
4.2. Núcleo II: Atalaia-Dama Branca	41
5. METODOLOGIA	43
5.1. Delimitação da área de estudo	43
5.2. Base de dados	47
5.3. Classificação do Uso e Cobertura do Solo	47
5.4. Métricas Espaciais de Ecologia da Paisagem	52
6. RESULTADOS E DISCUSSÕES	55
6.1. Validação estatística do mapeamento	55
6.2. Análise dos mapas de uso e cobertura do solo	57
6.3. Análises das Métricas da Paisagem	67
7. CONCLUSÃO	86
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	88

1. INTRODUÇÃO

As restingas constituem um dos habitats costeiros associado ao domínio Mata Atlântica (TELLES et al., 2012). São caracterizadas como habitats de planícies costeiras, formadas por cordões arenosos e dunas cobertos por vegetação herbácea e arbustiva-arbórea (ARAÚJO, 1992; ARAÚJO, 2000; ROCHA et al. 2007), recobrando atualmente cerca de 69% da costa brasileira e 1,2% do estado do Rio de Janeiro (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 2017) .

No passado, as restingas recobriam quase toda a extensão da costa do estado do Rio de Janeiro (exceto costões rochosos) formado pelo corredor de biodiversidade da Serra do Mar (ROCHA et al., 2007, 2003). ROCHA et al. (2004) afirmam que o intenso processo de degradação da zona costeira resultou em uma acentuada perda de habitat. De acordo com dados do SOS Mata Atlântica, no período de 2015-2016, houve uma supressão de áreas de restinga de 29 ha no Estado do Rio de Janeiro (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 2017). De acordo com ROCHA et al. (2007) o estado do Rio de Janeiro é a porção da costa brasileira com a maior taxa de ocupação humana, onde as restingas sofrem com as maiores pressões antrópicas, o que aumenta a relevância da necessidade de uma estimativa real das áreas remanescentes de restinga.

Segundo trabalho de RIBEIRO et al. (2009) estima-se que 60% da população do Brasil viva na área do domínio da Mata Atlântica, concentrando-se principalmente em grandes núcleos urbanos. O crescimento da população e o desenvolvimento econômico do país, sobretudo a partir da década de 1950, aumentou a demanda por recursos naturais e espaço, conseqüentemente mais áreas naturais foram substituídas por ocupações humanas. Em virtude deste processo de perda de habitat, atualmente a maior parte dos remanescentes deste bioma existe em pequenos fragmentos, isolados por uma matriz antrópica e normalmente localizados em locais de difícil acesso ou pouco viáveis ao uso e ocupação humana.

Nos últimos anos, a percepção sobre a degradação dos ecossistemas costeiros aumentou expressivamente, motivando estudos e propostas de ação para conter e reverter as causas que provocam a degradação desses ambientes que

proporcionam serviços essenciais à sobrevivência humana, como alimentos, manutenção do clima, purificação da água, controle de inundações e proteção costeira (MMA, SBF, GBA, 2010; LIMA, 2014).

A estrutura ou configuração da paisagem influencia muitos processos ecológicos, tais como os padrões de movimentação dos organismos, a propagação dos distúrbios e o movimento de matéria e energia. Os efeitos negativos imediatos da perda de habitat são subdivisões de áreas contínuas transformadas em partes menores e irregulares, o efeito de separação e barreira e a mortalidade de espécies (FILHO et al., 2015, TURNER et al., 2001). Para LIMA (2014) o estudo da paisagem surge como uma alternativa para solucionar os principais problemas ambientais, tanto relacionados à fragmentação de habitats quanto ao uso inadequado dos recursos e formas equivocadas de cultivo e ocupação do solo.

O litoral da Região dos Lagos, no estado do Rio de Janeiro, atravessa atualmente um processo de modificação acelerado da paisagem, tornando necessário a elaboração de estratégias preventivas de conservação para os próximos anos. Uma medida de conservação adotada foi a criação pelo decreto estadual nº 42.929 de 18 de abril de 2011 do Parque Estadual da Costa do Sol (PECSol), que abrange os municípios: Armação de Búzios, Cabo Frio, Araruama, São Pedro d'Aldeia, Arraial do Cabo e Saquarema, e tem como objetivo assegurar a preservação dos remanescentes de Mata Atlântica e ecossistemas associados da região das baixadas litorâneas (RIO DE JANEIRO, SEA, INEA, 2015).

O PECSol está inserido no centro de diversidade vegetal de Cabo Frio (CDVCF), segundo ARAÚJO (1997) possui a maior riqueza de espécies das restingas do Rio de Janeiro (57% das espécies em 12% da área total). Atualmente, os processos de degradação (especulação imobiliária, retirada de areia, fogo, espécies invasoras, entre outros) a que estas áreas litorâneas estão submetidas têm ocasionado a perda de extensivas porções deste habitat em um ritmo acelerado, sendo necessárias medidas efetivas de proteção aplicadas a este ecossistema (CARVALHO et al., 2011, ROCHA et al., 2007).

Com a carência de trabalhos na literatura voltados para a conservação e estudo da ecologia da paisagem da região de Cabo Frio, destaca-se a importância deste estudo ambiental para que medidas mais efetivas de conservação possam ser tomadas e os resultados sirvam de subsídio para a elaboração de planos gestores da unidade de conservação. A utilização da ecologia da paisagem e das métricas constituem instrumentos eficazes para o planejamento ambiental e análise da conservação dos remanescentes florestais.

2. OBJETIVOS:

2.1. Objetivo Geral:

O presente trabalho tem como objetivo analisar a variação da paisagem entre 2006 e 2016 da área correspondente ao Núcleo II Atalaia Dama Branca do Parque Estadual da Costa do Sol (PECSol), através da utilização de métricas de ecológica de paisagem.

2.2. Objetivos específicos:

- (1) Produzir mapa de uso e ocupação do solo dos anos de 2006 e 2016 da área de estudo;
- (2) Aplicar as métricas da paisagem a nível de paisagem e classe para avaliar a conservação dos remanescentes de restinga;
- (3) Disponibilizar informações que contribuam para o planejamento ambiental e plano de manejo do Núcleo II do PECSol.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Ecologia da Paisagem

A paisagem pode ser considerada uma unidade espacial, cuja heterogeneidade é modificada principalmente pela relação estabelecida entre sociedade e natureza, produzindo uma configuração marcada pela fragmentação ou conexão entre seus elementos (GOERL et al., 2012, TREVISAN et al., 2017).

O que distingue a ecologia da paisagem de outras disciplinas que ela engloba (geografia, biologia, ecologia, hidrologia, etc.) é que ela provê uma abordagem hierárquica para interpretar estrutura ecológica, função, mudança e resiliência em múltiplas escalas de investigação (JENSEN, 2009).

No conceito geográfico, o termo “paisagem” foi introduzido através do naturalista geobotânico, Alexander von Humboldt, no início do século XIX, no sentido de “característica total de uma região terrestre” (SCHIER, 2003). Em 1939, o termo “ecologia de paisagens” foi pela primeira vez empregado pelo biogeógrafo alemão Carl Troll, apenas quatro anos após TANSLEY (1935) ter introduzido o conceito de “ecossistema”. O ponto de partida da ecologia de paisagens é muito semelhante ao da ecologia de ecossistemas: a observação das inter-relações da biota (incluindo o homem) com o seu ambiente, formando um todo. Um novo conceito de ecologia de paisagem desenvolveu-se com o advento das imagens de satélite (nos anos 1970-80), e das facilidades de tratamento de imagens e de análises geo-estatísticas propiciadas pela popularização dos computadores pessoais. A nova abordagem enfatiza as áreas naturais com o intuito de promover a conservação dos ecossistemas. Dessa forma, a ecologia da paisagem se difere em duas vertentes: a geográfica e a ecológica (METZGER, 2001).

Segundo JENSEN (2009) o termo Ecologia da Paisagem é aplicado ao estudo da estrutura, função e mudanças em áreas terrestres heterogêneas compostas por organismos que interagem, estando relacionado especialmente à influência do padrão da paisagem nos fluxos de água, energia, nutrientes e biota.

A ecologia da paisagem é uma ciência que trabalha com três características da paisagem: **estrutura**, que são as relações entre os distintos ecossistemas ou elementos presentes em relação ao tamanho, forma, número, tipo e configuração; **funcionamento**, que se traduz nos fluxos de energia, matéria e espécies dentro da paisagem; e **alterações** que são as modificações observadas na estrutura e fluxos do mosaico ecológico (FORMAN & GODRON, 1983 apud VALENTE, 2001).

Segundo FORMAN & GODRON (1986), citados por PIROVANI (2010) e VALENTE (2001) a estrutura da paisagem é composta pelos elementos: fragmento, corredor e matriz. Para ARMENTERAS et al. (2016), além dos elementos supracitados existe o elemento mosaico na paisagem (Figura 1).

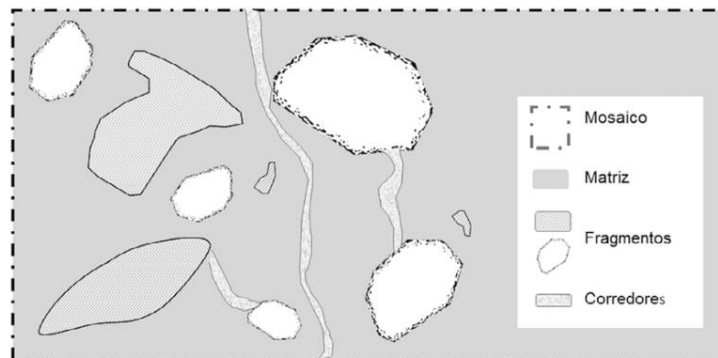


Figura 1 - Modelo da paisagem: mancha-corredor-matriz (Fonte: Armenteras, 2016)

O **fragmento**, também designados de mancha (patch), ecótopo, biótopo, componente da paisagem, elemento da paisagem, célula da paisagem, site, refere-se ao elemento básico que forma uma paisagem (URBAN et al., 1987 apud VALENTE, 2001). Para FORMAN & GODRON (1986), segundo PIROVANI (2010), os fragmentos são superfícies não lineares, que estão inseridas na matriz e diferem em aparência do seu entorno, variam em tamanho, forma, tipo de heterogeneidade e limites. KOTLIAR E WIENS (1990), conforme VALENTE (2001), complementam que os fragmentos são dinâmicos, ocorrem em diferentes escalas temporais e espaciais e possuem uma estrutura interna. ARMENTERAS (2016) define fragmentos como áreas não lineares relativamente homogêneas que diferem de seus arredores.

Já os **corredores**, são estreitas faixas, naturais ou antrópicas, que diferem da matriz em ambos os lados. A grande maioria das paisagens são, ao mesmo tempo, divididas e unidas por corredores (FARINA, 1998 apud VALENTE, 2001). Segundo PIROVANI

(2010) e ARMENTERAS (2016), os corredores se apresentam como estruturas lineares, funcionando como linhas-guia para espécies de animais migratórios, contribuindo, significativamente, para o aumento da variedade de espécies e do conjunto de indivíduos. São responsáveis pela conexão entre os fragmentos florestais, favorecendo o intercâmbio genético entre suas populações, contribuindo para a conservação da biodiversidade. Os corredores variam no comprimento e na função. Os corredores em linha são resultantes de atividades humanas, geralmente são estreitos e têm como função movimentação de espécies de borda. Os corredores em faixas têm por função o movimento de espécies características do interior de um fragmento florestal e, na maioria dos casos, são grandes o bastante para apresentarem um efeito de borda e um microambiente em seu interior (FORMAN, 1997 apud VALENTE, 2001).

A **matriz** da paisagem corresponde ao tipo de superfície dominante. FORMAN & GODRON (1986), citado por LANG et al. (2009), definem matriz como um elemento estendido da paisagem relativamente homogêneo, que inclui manchas e corredores de diferentes tipos. Corresponde ao elemento com maior conectividade e que ocupa a maior extensão, e por esse motivo, exerce maior influência nos processos ecológicos da paisagem. As matrizes que permitem a maior conectividade entre os fragmentos florestais são consideradas as de maior porosidade, fator que terá influência direta na conservação e preservação dos remanescentes florestais (VALENTE, 2001). De acordo ARMENTERAS (2016) a matriz é o elemento dominante e conecta toda a paisagem e/ou controla a dinâmica da paisagem. O conceito de mosaico, também é explicitado pelo último autor: caracteriza-se por uma determinada área do território que se encontra padrões de manchas, corredores e matriz.

Portanto, o ponto central da análise em ecologia de paisagens é o reconhecimento da existência de uma dependência espacial entre as unidades de paisagem: o funcionamento de uma unidade depende das interações que ela mantém com as unidades vizinhas. É fundamental que a análise da paisagem leve em consideração todas as unidades da paisagem (fragmento, corredores e matriz) e suas inter-relações (METZGER, 2001)

3.2. Métricas da Paisagem

Neste sentido a Ecologia da Paisagem provê uma série de indicadores para análise da estrutura e padrão da paisagem através de medidas estatísticas denominadas métricas, que podem ser usados para avaliar o status ecológico e as tendências em escalas variadas. Dessa forma tais medidas estão relacionadas à vulnerabilidade dos ecossistemas fragmentados, sendo estes afetados principalmente pelo histórico de perturbações, tamanho, grau de isolamento, vizinhança e formato do fragmento, e que, segundo VIANA et al. (1998) apud BASILE (2006), podem apresentar relações estreitas com fenômenos biológicos referentes à natalidade e mortalidade de algumas espécies da fauna e flora locais.

As métricas permitem a comparação entre paisagens, à identificação das principais diferenças e a determinação dos processos funcionais. Isto porque eles conseguem quantificar a composição e configuração da paisagem (VALENTE, 2001).

A composição refere-se à presença ou ausência dos elementos na paisagem, sem considerar sua distribuição espacial. O foco está na abundância e variedade dos elementos na paisagem, sem se importar com sua localização. A configuração refere-se à distribuição física ou caracterização espacial dos elementos na paisagem. Aqui o grau de isolamento dos fragmentos, a localização desses fragmentos em relação a outros, a vizinhança dos fragmentos, entre outros, são aspectos importantes de acordo com MCGARIGAL et al. (1995).

Conforme PIROVANI (2010), a grande variedade de índices existentes em ecologia da paisagem levou autores como MCGARIGAL (1995) a agruparem esses índices nas seguintes categorias: índices de área; índices de densidade, tamanho e variabilidade métrica dos fragmentos; índices de forma; índices de borda; índices de área central ou nuclear; índices de proximidade; entre outros.

Os índices de área quantificam a composição das paisagens. Para FORMAN & GODRON (1986) a área de um fragmento é uma das mais importantes informações de uma paisagem, não somente porque é a base para o cálculo de outros índices, como também porque é por si só, uma informação de grande valor. Qualquer alteração na área de um fragmento pode levar a redução do tamanho populacional de espécies, perturbar os processos e serviços ecológicos, comprometendo assim, a biodiversidade. Como índices de área têm-se: área de cada fragmento; índice de

similaridade da paisagem; área da classe; porcentagem da paisagem e índice do maior fragmento (TURNER E GARDNER, 1990 apud PIROVANI, 2010).

Os índices de densidade, tamanho e variabilidade métrica são medidas da configuração da paisagem. Como exemplos desses índices têm-se: o número de fragmentos; o tamanho médio dos fragmentos nas suas respectivas classes; o desvio padrão e o coeficiente de variação do tamanho (MCGARIGAL, 1995 apud PIROVANI, 2010). Segundo VOLOTÃO (1998) os índices de densidade e tamanho são importantes por caracterizarem os fragmentos (número de fragmentos, tamanho médio, densidade, variação etc.) e por permitirem que se ordene por grau de fragmentação, heterogeneidade de fragmentos ou outros aspectos relacionados aos fragmentos na paisagem.

Os índices de borda usualmente são considerados como representantes da configuração da paisagem, porém nem sempre sua distribuição espacial é explícita. São considerados 13 índices de borda: o perímetro; o índice de contraste de borda; o total de borda (perímetro) de uma classe e a densidade de borda, entre outros (MCGARIGAL, K.; MARKS, B. 1995 apud VALENTE, 2001). Para VALENTE E VETTORAZZI (2002), a borda é a região do fragmento sob maior influência da matriz e, por consequência, das ações antrópicas que contribuem para o processo de fragmentação florestal. O efeito de borda, definido pelas diferenças de fatores bióticos e abióticos que existem ao longo da borda de um fragmento em relação ao seu interior, pode ter diversas implicações no equilíbrio do ambiente, alterando as relações ecológicas entre fauna, flora e meio abiótico (PIROVANI, 2010).

Os índices de forma são indicadores da configuração da paisagem. Sua quantificação é complicada, sendo necessária à adoção de uma paisagem padrão, para efeito de comparação. Quando se utiliza do formato vetorial, a forma padrão adotada é o círculo; para o formato *raster* ou matricial, a forma padrão corresponde ao quadrado. Dessa maneira, o índice de forma é igual a 1 quando todas as manchas ou fragmentos forem circulares (para polígonos) ou quadrados (para *raster*) e aumenta com irregularidade de forma de mancha crescente. Os índices de forma objetivam comparar a razão perímetro/área com a forma padrão, indicando a regularidade da forma (PIROVANI, 2010).

Os fragmentos de habitats mais próximos ao formato circular têm a razão borda-área minimizada e, portanto, o centro da área está equidistante das bordas. Assim sendo, a área central encontra-se “protegida” dos fatores externos. Áreas mais recortadas

têm maior proporção de bordas que as menos recortadas, então, fragmentos com área maiores e menos recortadas são preferíveis, porque apresentam menor proporção de borda /área (ALMEIDA, 2008 apud PIROVANI, 2010).

Os índices de área central ou nuclear refletem tanto a composição quanto a configuração de uma paisagem e, na maioria dos casos, dependem de outros índices (densidade, número de fragmentos, índices de borda e de forma) para serem melhor interpretados (MCGARIGAL E MARKS, 1995 apud VALENTE 2001).

Os índices de proximidade são calculados com base na distância euclidiana entre fragmentos de mesma classe, tendo por base as suas bordas. São medidas da configuração ou estrutura da paisagem e são representados pelo índice de distância do vizinho mais próximo, pelo índice de proximidade entre fragmentos e por seus derivados (VALENTE, 2001). A análise de destes índices pode levar a conclusões sobre o nível de isolamento dos fragmentos e ao grau de fragmentação da paisagem. O predomínio de habitats menores, pelo processo de fragmentação, contribui para a perda da biodiversidade; tanto pela diminuição das populações e sua variabilidade genética, como pela dificuldade imposta pela distância e nível de resistência da matriz circundante para os vários grupos de espécies (PIROVANI, 2010).

De acordo com VOLOTÃO (1998) existem mais de 50 métricas para avaliar a estrutura da paisagem, porém muitas delas são redundantes para determinadas situações, em razão disso, faz-se necessário à seleção de grupos de índices ou métricas que atenda a análise dos padrões requeridos pelo estudo, facilitando a interpretação dos resultados e evitando a repetição de valores.

Neste contexto, VALENTE (2001) conclui que a caracterização das paisagens fragmentadas e a quantificação de suas estruturas, pelo uso de índices ou métricas da Ecologia da Paisagem, possibilitam contextualizar a distribuição espacial de seus elementos e determinar as alterações resultantes desse processo que, por sua vez, permitem o melhor direcionamento das ações de conservação e preservação dos recursos florestais.

A paisagem é considerada como uma unidade de trabalho útil para resolver os problemas de conservação que atualmente enfrentamos a partir de uma perspectiva global. Como resultado, tem fornecido conceitos e métodos para a criação de redes de áreas protegidas que são mais eficientes do ponto de vista da conservação e é uma das bases conceituais das novas ferramentas de avaliação ambiental estratégica (LIMA, 2014).

No que se refere à análise ambiental, estudos de ecologia da paisagem têm se mostrado muito interessantes, por integrar diversas áreas do conhecimento, permitindo avaliar a paisagem sob diversos aspectos e em diferentes escalas temporais e espaciais, tornando a ecologia da paisagem uma ciência básica para o desenvolvimento, manejo, conservação e planejamento da paisagem (LIMA et al., 2010).

De acordo com UUEMAA et al. (2009) as métricas da ecologia da paisagem, pela sua ampla abordagem em escala espacial e temporal, têm sido uma ferramenta bastante aplicada em estudos voltados ao planejamento sustentável da paisagem e monitoramento ambiental. AZEVEDO et al. (2005) utilizaram métricas para o estabelecimento de um índice de susceptibilidade a degradação ambiental. De modo geral, as métricas da ecologia da paisagem podem ser aplicadas a muitas finalidades em que seja importante a compreensão das mudanças na estrutura e funcionalidade da paisagem. LIMA et. al (2013) utilizou as métricas para compreender a dinâmica dos ecossistemas e da paisagem e usá-las como uma ferramenta de gestão para mitigação de impactos e aumentar a consciência da paisagem. SAITO et. al (2016) demonstrou a aplicação de métricas da paisagem para a delimitação de corredores ecológicos de menor custo, sendo uma alternativa para a conectividade entre unidades de conservação. OLIVEIRA et. al. (2017) mostrou que as métricas constituem importante instrumento para o planejamento ambiental do território e pode ser utilizado como instrumento de gestão para o monitoramento de áreas protegidas.

3.3. Conservação da biodiversidade e fragmentação de habitats

O ritmo acelerado em que as perdas biológicas estão acontecendo tem assustado a comunidade científica, principalmente pelo fato de que, ao contrário de outras catástrofes ambientais, a perda de biodiversidade é irreversível (MITTERMEIER et al., 1998 apud SANTOS et al., 2003). Neste contexto de degradação ambiental e perdas irrecuperáveis de patrimônios biológicos, muitas vezes desconhecidos, a falta de informações e conhecimento a respeito das espécies, dos ecossistemas e até mesmo dos componentes estruturais e físicos da paisagem, aliados a falta de metas claras de preservação, prejudicam a evolução da ciência conservacionista (WILCOVE, 1989).

Com relação a conservação, existem discussões a respeito de qual seria o modelo ideal de conservação. Inicialmente imaginou-se que o modelo ideal seria a manutenção de grandes unidades de conservação, dispersas geograficamente de modo a manter populações viáveis e representativas da biota, os quais seriam reservas biológicas protegidas por lei, como parques estaduais e nacionais (SANTOS et al., 2003). Segundo TERBORGH et al. (2002), uma grande fração das unidades de conservação no mundo representa os chamados “parques de papel”. Esse termo se refere às unidades de conservação que não foram realmente implantadas e têm apenas uma existência virtual, como linhas desenhadas em mapas oficiais. Cerca de 70% dos parques tropicais possuem pessoas vivendo em seu interior, segundo VAN SCHAİK et al. (2002).

A conservação da biodiversidade implica na consideração não apenas dos elementos naturais bióticos e abióticos. Diante da grande proporção que os impactos das ações humanas têm sobre o meio ambiente, denota-se a crescente necessidade de se considerar o homem como parte de um todo indissociável. Este ponto de vista é defendido dentro do novo paradigma de estudos das ciências na atualidade, que está fundado na necessidade da dissolução das concepções analíticas dicotômicas entre homem e natureza e na construção da consciência de que a degradação do meio ambiente é, sobretudo, a degradação do meio de vida das sociedades (STEVENS, 2014)

A conservação de ecossistemas intactos e a restauração de habitat degradados são os meios mais eficazes de preservação da diversidade biológica, em larga escala, uma vez que mesmo nos ambientes alterados ainda se encontram

exemplares remanescentes da biota original. Logo, o estabelecimento legal de áreas para a conservação é um importante ponto de partida para a preservação de comunidades biológicas, embora por si só não assegure a preservação do habitat (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). Além disso, em áreas de conservação estabelecidas é necessário que haja o compromisso de proteger a diversidade biológica e a função do ecossistema, assim como satisfazer as necessidades da população local.

O Brasil vem atuando na conservação da biodiversidade, pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), com o estabelecimento de áreas de conservação públicas, em diversos níveis e com diferentes enquadramentos legais. Duas categorias de Unidades de Conservação (UC) foram instituídas a nível nacional:

1. As UCs de proteção integral, onde podem ser citadas: Estação Ecológica (ESEC), Reserva Biológica (REBIO), Parque Nacional (PARNA), Monumento Natural (MONA) e Refúgio da Vida Silvestre (REVIS);
2. As UCs de uso sustentável, onde são permitidas as atividades humanas e a exploração econômica e englobam: Área de Proteção Ambiental (APA), Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE), Floresta Nacional (FLONA), Reserva Extrativista (RESEX), Reserva de Fauna (REFAU), Reserva do Desenvolvimento Sustentável (RDS) e Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN).

Além das UCs, que são áreas de preservação públicas, existem outros tipos de áreas de conservação estabelecidas em área de uso particular, como é o caso da Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN). As RPPNs são reservas conservacionistas particulares não-compulsórias, onde o proprietário se compromete oficialmente com a conservação, sendo esse compromisso perpétuo e transferível aos futuros proprietários.

Já em áreas privadas do meio rural são estabelecidas a Reserva Legal (RL) e a Área de Preservação Permanente (APP), que, além de funcionarem como uma maneira de mitigar impactos ao meio ambiente, também são formas de conservar os habitats naturais e a biodiversidade. A RL e APP são áreas de conservação de caráter compulsório previstas no Código Florestal, Lei Federal nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012), onde os proprietários de imóveis rurais têm o compromisso com a preservação do ambiente natural no interior das propriedades rurais.

A expectativa é que esses esforços de criação das unidades de conservação possibilitem mudar o conhecimento local, as atitudes e o comportamento (LEISHER et al., 2012). Porém, na prática, as unidades de conservação vêm enfrentando inúmeras dificuldades de efetividade na sua gestão (MEDEIROS, 2006). Os problemas fundiários das áreas protegidas, a escassez de infraestrutura básica e de funcionários atuantes na elaboração das políticas e estratégias, assim como na fiscalização, ausência de plano de manejo e alocação de recursos insuficientes para implantação e manutenção são tidos como os maiores desafios e lacunas na efetividade das unidades de conservação no Brasil (MEDEIROS & YOUNG, 2011 apud JEANNOT, 2016).

Para TERBORGH et al. (2002), na maioria dos parques, a falta de eficiência se deve à ausência de participação de diferentes atores na gestão das unidades de conservação. A baixa participação comunitária na gestão das unidades de conservação sempre dificulta sua efetividade e afeta a legitimação da sua gestão (JEANNOT et al., 2016).

As questões relativas à proteção ambiental, ou proteção da biodiversidade são complexas e tendem a englobar várias áreas de pesquisa, pois geralmente envolvem não somente o ambiente biótico, como também questões relacionadas ao meio físico e socioeconômico. Sendo este último de grande relevância no estabelecimento de leis e atos conservacionistas. Essa complexidade pode ser observada nas inúmeras alterações legais feitas ao antigo Código Florestal, de 1965, que foi pauta atual de discussões nos meios de comunicação e em diversas esferas sociais. Entre as alterações feitas podem-se citar várias medidas provisórias e decretos que ocorreram, até a revogação desta lei em 2012, sendo substituída pelo Novo Código Florestal, Lei Federal nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012).

Todos os processos de ocupação pela espécie humana, geridos sem planejamento, produzem grandes pressões nos sistemas naturais, provocando sua alteração (VITOUSEK et al., 1997). Dentre eles, destaca-se o desaparecimento de grande parte da cobertura vegetal original, fruto da utilização dos recursos naturais de forma insustentável, sem levar em consideração a capacidade de resiliência dos ecossistemas (TUNDISI, 2010)

Com relação à fragmentação da paisagem, pode-se destacar que este tem sido um dos aspectos mais marcantes da alteração ambiental causada pelo homem,

sendo caracterizada pela ruptura da conectividade dos ambientes naturais (METZGER, 2003, SAUNDERS et al., 1991), além de poder ocasionar a aceleração de processos erosivos, perda de solo e assoreamento dos canais de drenagem (AZEVEDO, 2005).

Em florestas tropicais a fragmentação é a principal causa de erosão da biodiversidade, tornando as populações de fragmentos isolados mais susceptíveis ao declínio, sendo pouco provável a preservação a longo prazo, de espécies animais e vegetais em fragmentos, conforme LEFKOVICH E FAHRIG, 1985, TABARELLI et al. 1999 citado por SANTOS et al. (2003).

SOUSA et al. (2017), analisaram o efeito da fragmentação na densidade, diversidade e composição de bancos de sementes no solo da Floresta amazônica, mostraram que em fragmentos menores são encontradas mais sementes de espécies indicadoras de ambientes degradados (gramíneas e espécies ruderais). Constatou-se que a fragmentação florestal influencia negativamente na qualidade da composição do banco de sementes, reduzindo a resiliência e regeneração dos sítios em caso de distúrbios naturais ou antrópicos.

A estrutura da paisagem é um componente importante na distribuição de aves, logo, estudos de ecologia da paisagem utilizando aves florestais podem contribuir para o entendimento e conservação de outros grupos. Dentre os organismos modelos para estudos de fragmentação de habitat se destacam as aves florestais tropicais (DUARTE, 2017, HANSBAUER, 2010, SEKERCIOGLU, 2002, STRATFORD, 2015, VISCO, 2016). As aves apresentam alta riqueza de espécies, grande variedade na utilização de habitat e diferentes graus sensibilidade a mudanças na paisagem (BELMAKER, 2012, DUARTE, 2017, LI YONG, 2011, STRATFORD, 2015). Portanto, o estudo de aves tem sido usado como uma forma de medir a qualidade do habitat por serem bons bioindicadores (ANJOS et al., 2015; HANSEN et al., 2005; PIRATELLI et al., 2008).

O padrão espacial resultante de um ambiente fragmentado é de grande importância para a dinâmica de populações, pois o arranjo em que os fragmentos e corredores se apresentam define a disponibilidade de recursos para determinada população e, a escassez de recursos, é um fator limitante para determinar o tamanho da população (O'NEILL, ET AL., 1988A; O'NEILL, 1988B; METZGER, 1999; DÁRIO, 1999, apud SANTOS, 2003).

Para METZGER (2001), a quebra na continuidade da paisagem desencadeia o isolamento dos fragmentos que reduz os cruzamentos heterogênicos, diminuindo deste modo a variabilidade genética das espécies locais, podendo ainda causar a perda de biodiversidade. Já GENELETTI (2003) afirma que além de aumentar o isolamento dos fragmentos, a aceleração do processo de fragmentação causa a diminuição dos mesmos, tornando-os suscetíveis ao efeito de borda. Na medida em que altera os processos ecológicos, a fragmentação da paisagem desequilibra a própria estrutura e funcionamento do cenário biótico, provocando não só grande suscetibilidade dos fragmentos a distúrbios externos, mas até extinção de espécies nativas (caso o processo de fragmentação não seja devidamente freado) (MORAES, 2015).

3.4. Sensoriamento remoto no estudo da paisagem e utilização das imagens do Google Earth de alta resolução

A coleta de dados por sensoriamento remoto foi feita de diversas formas, dentre as quais se destacam as câmeras montadas em aeronaves suborbitais. A fotogrametria foi definida nas primeiras edições do *Manual of Photogrammetry* como “a arte ou ciência de obter medidas confiáveis por meio da fotografia” (AMERICAN SOCIETY OF PHOTOGRAMMETRY, 1952). Já COLWELL (1960) definiu a interpretação fotográfica como sendo o ato de examinar imagens fotográficas com a finalidade de identificar objetos e julgar sua significância.

Sensoriamento remoto foi definido formalmente pela *American Society of Photogrammetry and Remote Sensing* (ASPRS) como “a medição ou aquisição de alguma propriedade de um objeto ou fenômeno, por um dispositivo de registro que não esteja em contato físico ou íntimo com o objeto ou fenômeno em estudo” (COLWELL, 1983). Já em 1988, a ASPRS adotou uma definição combinada de fotogrametria e sensoriamento remoto como sendo a arte, ciência e tecnologia de obter informação confiável sobre objetos físicos e o ambiente por meio do processo de registro, medição, e interpretação de imagens e representações digitais dos padrões de energia derivados de sistemas sensores sem contato físico (COLWELL, 1997).

De acordo com FLORENZANO (2007) o termo sensoriamento está associado à obtenção de dados por meio de sensores instalados em plataformas terrestres, aéreas (balões e aeronaves) e orbitais (satélites artificiais). O termo remoto, que significa distante, é utilizado porque a obtenção é feita à distância, ou seja, sem o contato físico entre o sensor e objetos na superfície terrestre. O processamento, a análise e interpretação desses dados também integram o sensoriamento remoto.

De acordo com MENESES et al. (2012) a definição mais clássica do termo sensoriamento remoto é: “uma técnica de obtenção de imagens dos objetos da superfície terrestre sem que haja um contato físico de qualquer espécie entre o sensor e o objeto”. Já a definição mais científica que se pode dar ao termo, de acordo com o mesmo autor, seria: “ciência que visa o desenvolvimento da

obtenção de imagens da superfície terrestre por meio da detecção e medição quantitativa das respostas e interações da radiação eletromagnética com os materiais terrestres”. Baseado nisso surge a dúvida se o termo se trata de uma técnica ou uma ciência.

As geotecnologias englobam várias técnicas e instrumentos que permitem coletar, processar, analisar, armazenar e manusear informações que podem ser localizadas no espaço através do uso de uma referência geográfica ou georreferenciamento. CÂMARA, DAVIS E MONTEIRO (2001) esclarecem que a conversão desses dados para o sistema computacional em conjunto com as técnicas de aquisição, análise, armazenamento e disponibilização das informações são conhecidas como geoprocessamento e ainda acrescentam que o termo Geoprocessamento denota a disciplina do conhecimento que utiliza técnicas matemáticas e computacionais para o tratamento da informação geográfica e que ferramentas computacionais para Geoprocessamento, chamadas de Sistemas de Informação Geográfica (SIG), permitem realizar análises complexas, ao integrar dados de diversas fontes e ao criar bancos de dados geo-referenciados. Tornam ainda possível automatizar a produção de documentos cartográficos. SIGs, segundo FITZ (2008), podem ser definidos como um sistema constituído por um conjunto de programas computacionais, o qual integra dados, equipamentos e pessoas com o objetivo de coletar, armazenar, recuperar, manipular, visualizar e analisar dados espacialmente referenciados a um sistema de coordenadas conhecidos.

Modelos de SIGs podem ser usados de muitas maneiras diferentes, desde simulações do funcionamento do mundo a avaliação de cenários de planejamento e criação de indicadores. Em todos esses casos, os SIGs são usados para executar uma série de análises do espaço geográfico, seja num ponto no tempo ou num número de intervalos (LONGLY et al., 2009).

O monitoramento ambiental, através do Geoprocessamento, envolve áreas como a cartografia, com a utilização de mapas digitais, e o sensoriamento remoto, com as imagens de satélite, aparelhos receptores de sinais de sistemas de posicionamento por satélite, popularmente conhecidos como GPS (Global Position System), além de SIGs. Monitoramento implica em levantamentos de

dados de um recorte da paisagem de uma área definida e com o uso de metodologia predefinida num momento inicial e num momento posterior para detectar mudanças que sustentem as tomadas de decisão de proteção à natureza e/ou apoiem planejamentos setoriais (LANG; BLASCHKE, 2009). Como afirmam estes autores, os Sistemas de Informações Geográficas tiveram as suas raízes no planejamento de paisagens e do meio ambiente, havendo grande expansão da utilização destes dentro da ecologia orientada espacialmente, das ciências ambientais e da proteção do meio ambiente. A exemplo de OLIVEIRA (2012), cujo trabalho baseado em técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento resulta em alertas quanto aos tipos de usos do entorno de uma bacia hidrográfica, outros estudos visam o planejamento territorial ambiental e muitos desses analisam a fragilidade ambiental e a dinâmica ecológica.

A análise ambiental, hoje, integra as relações que se dão entre a sociedade e a natureza. Portanto, são necessários instrumentos que permitam compreender o espaço geográfico na sua complexidade e dinâmica. As geotecnologias, apesar de possuírem suas limitações, apresentam-se como poderosas ferramentas para análise espacial, para o ordenamento territorial (normatização e gestão do território), para o monitoramento de áreas de interesse e para a tomada de decisão (LEAL et al., 2013).

SILVA et al. (2011) afirmam que a utilização de SIGs se justifica pelas diversas descrições do campo de estudo da concepção de estrutura da paisagem, assim como diversas técnicas de investigação e avaliação, as quais permitem extrair informação com base digital de dados georreferenciados, provenientes de diferentes fontes e níveis de acuidade, cujo processamento se aplica como ferramenta de suporte à tomada de decisões, dando maior possibilidade de delineamento do estudo. As inúmeras ferramentas inerentes à sua aplicação podem resultar na construção de um diagnóstico dos problemas que afetaram ou que estão afetando a paisagem de uma determinada região, possibilitando, a integração de dados e permitindo assinalar as análises para obter objetos definidos.

Muitos trabalhos recentes têm sido publicados com o uso da geotecnologia na ecologia da paisagem como, por exemplo, o de SAITO (2016) que teve como objetivo diagnosticar e analisar a conectividade estrutural da paisagem fragmentada no entorno da unidade de conservação e reserva particular do patrimônio natural Cafundó; FERNANDES et al. (2017) que quantificou o uso da terra e as métricas da paisagem da bacia hidrográfica do Rio Piauitinga-SE; OLIVEIRA et al. (2017) intitulado a análise espacial como suporte ao planejamento ambiental da região do Quadrilátero Ferrífero – MG, entre outros. Com o estudo da vegetação de restinga, temos como exemplo, a dissertação de mestrado de LUCAS (2014) que faz uma leitura e interpretação da paisagem costeira do RS como estratégia de planejamento e gestão de território e o trabalho de MENDES (2015) intitulado Análise espacial da cobertura florestal de restinga da sub-bacia hidrográfica do rio Comboios, Espírito Santo.

Atualmente temos disponível o *Google Earth* um aplicativo que oferece ao usuário um globo virtual composto por imagens de satélite ou fotos aéreas de todo o planeta. Nele, é possível navegar pelas imagens de alta resolução e explorar o planeta virtualmente. Essas imagens podem ser baixadas gratuitamente pelo usuário (TORLAY et al., 2011).

Além das imagens, o aplicativo também possibilita a sobreposição de camadas de um Sistema de Informações Geográficas (SIG) que podem conter dados matriciais ou vetoriais, como unidades territoriais, pontos de interesse, ruas e imagens. Essas informações podem ser adicionadas pelo próprio usuário e disponibilizadas na internet por meio da *Google Earth Community* (GEC), o que possibilita a criação de uma forma de mapeamento comunitário. Tanto os dados alfanuméricos quanto os dados geométricos e as imagens são acessados sob demanda nos servidores do software. Isto é, as informações são armazenadas, em parte, por meio do cache no computador do usuário e no servidor. Tal sistema tem a vantagem de reduzir o espaço em disco utilizado na instalação do aplicativo, porém requer uma conexão permanente com a internet. Todos esses dados estão fundamentados em uma variante da *Geography Markup Language* (GML), a *Keyhole Markup Language* (KML). “A codificação das imagens e vetores estão descritos nessa linguagem de codificação para compartilhar dados espaciais na Web” (MIRANDA, 2006).

Um software que possibilita a transformação de dados espaciais para possibilitar a visualização pelo Google Earth é o ArcGIS, que se baseia na estrutura de dois aplicativos: ArcCatalog e ArcMap. No ArcCatalog, são criados e manipulados os dados alfanuméricos e geométricos. O ArcMap é o aplicativo de geoprocessamento propriamente dito, ou seja, é nele que é disponibilizado acesso a todas as funcionalidades e extensões de processamento de dados.

O Google Earth tem adquirido popularidade entre os usuários e pessoas das áreas de geotecnologias. A integração do dispositivo com outros SIGs tem possibilitado o seu uso para o planejamento territorial. Trabalhos como EQUIPO URBANO (2007), SIMON & TRENTIN (2009), SAMUEL-ROSA et al. (2011), FREITAS et al. (2012), AYACH et al. (2012), BORGES et al. (2013), CARDOSO & AQUINO (2014), COSTA et al. (2014), dentre outros, mostraram resultados satisfatórios baseados na utilização destas imagens.

4. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo localiza-se entre os municípios de Cabo Frio localizada a 22° 52' 43" Sul, 42° 1' 12" Oeste e Arraial do Cabo localizada a 22° 57' 58" Sul, 42° 1' 44" Oeste, ambas cidades litorâneas situadas no Leste do estado do Rio de Janeiro.

A região de Cabo Frio é muito especial, tanto em termos de clima quanto de vegetação, razão pela qual foi escolhida pelo WWF/IUCN como um dos 14 Centros de Diversidade Vegetal do Brasil (ARAUJO, 1997). Localizada na costa nordeste do estado do Rio de Janeiro, apresenta peculiaridades climáticas, geológicas e ecológicas que condicionam diversas formações vegetais, com muitas espécies endêmicas e raras (COE et al., 2007). Segundo COE et al. (2013), a região abarca os municípios de Arraial do Cabo, Armação dos Búzios, Cabo Frio, Iguaba, São Pedro da Aldeia e Araruama e abrange uma área de aproximadamente 1.500 km², com altitudes que variam desde o nível do mar até cerca de 300 m.

A região apresenta um complexo quadro geológico e geomorfológico, cuja litologia é composta principalmente por paragnaisses originados de depósitos marinhos pelíticos (SCHMITT et al., 2004), muito antigos e intemperizados, areias e materiais argilosos que formam espessos mantos de alteração, onde concreções ferruginosas e linhas de pedra podem ser encontradas. Esta parte do litoral fluminense, também conhecida como Região dos Lagos, é caracterizada por grandes lagoas de água salgada ou salobra que foram isoladas do oceano por longos pontais distanciados do litoral e são, em grande parte, modeladas pelas variações do nível relativo do mar durante o Quaternário (COE et al., 2013).

Segundo COE et al., (2007) os solos de Cabo Frio estão condicionados pela influência do fator climático. As áreas de clima mais úmido, localizadas no interior, predominam solos rasos, e solos mais profundos na transição entre as serras escarpadas e a planície. Os solos mais representativos são os Latossolos e Argissolos. As planícies apresentam variação entre solos aluvionares e coluvionares.

O clima da região é classificado no sistema Köpen como Aw, tropical com chuvas de verão e secas no inverno. A precipitação média é fraca, em média em torno de 770 a 854 mm/ano, e a taxa de evaporação compreende entre 1200 e 1400 mm/ano, em período estival. A temperatura média é ligeiramente superior a 21°C de junho a setembro e varia entre 23 e 25°C de novembro a abril, não apresentando, portanto, grande amplitude térmica anual. A insolação varia entre 200 e 240 h/ mês (BARBIÉRE et al., 1994), com exceção do período entre setembro e novembro, quando varia de 150 a 190 h/ mês (COE et al., 2013).

A insolação é bastante alta, as médias anuais registram um número médio de 2.507h de insolação com pique máximo de 210h/ano, no verão. A evaporação é de 894 mm/ano e devido à proximidade do mar e à grande exposição dos ventos úmidos, a umidade relativa do ar é sempre maior que 80% (BENNIO et al., 2002).

O ambiente em questão caracteriza-se por uma elevada salinidade (35 %, em média), que aumenta para o lado voltado ao Atlântico. A hipersalinidade se deve não só à baixa pluviosidade regional e à reduzida quantidade de água doce de origem fluvial, mas também à intensa evaporação, superando a precipitação, conforme demonstra o balanço hídrico de Cabo Frio. A expansão e a extrema valorização imobiliária da região entre Cabo Frio e Búzios representam a maior ameaça para a conservação deste enclave reliquiar de Caatinga, onde a vegetação mantém-se preservada com as mesmas características paleoclimáticas do período glacial (BRASIL, 1983).

A principal característica oceanográfica da região de Cabo Frio é a ocorrência de uma ressurgência costeira onde as águas frias e ricas em nutrientes da Água Central do Atlântico Sul afloram na plataforma continental, devido à mudança brusca de orientação da costa, que passa de uma direção mais ou menos norte-sul a uma leste-oeste; ao deslocamento sazonal do eixo da Corrente do Brasil, que é desviado ao largo no verão; e, sobretudo, ao regime de ventos da região (BARBOSA et al., 2003).

De acordo com RIZZINI (1997) a flora da restinga é, de modo geral, de origem da Mata Atlântica e geologicamente recente, e este ambiente está exposto a soterramento pela areia, frequência do vento, falta de água ou em alguns locais o alagamento, alta salinidade, pobreza de nutrientes no solo, excesso de calor e

luminosidade. Em função destes fatores, a restinga é considerada um ambiente de extrema fragilidade, o que gera grandes preocupações aos pesquisadores (ARAUJO et al., 2004, GUEDES et al., 2006). Mesmo apresentando tal importância, o ecossistema de restinga tem sofrido recorrentes impactos.

A vegetação característica da zona halófila-psamófila, ou também chamada de vegetação pioneira de dunas (ARAUJO, 1997, REIS, 2014) possui uma composição florística semelhante ao longo da costa brasileira e que está adaptada às condições de adversidades como os solos arenosos, a alta salinidade, a ação das ondas e dos ventos que carregam areia, e danificam as partes superiores dos vegetais (ALONSO, 1977; LACERDA, 1987; MANTOVANI 1992; ARAÚJO; 1992; THOMAZ; MONTEIRO, 1994).

A cobertura vegetal nas restingas ocorre em mosaicos, e encontra-se em praias, cordões arenosos, dunas e depressões, apresentando, de acordo com o estágio de sucessão, estrato herbáceo, arbustivos e arbóreo adaptada às condições ambientais sendo esta última classificação mais interiorizada (Figura 2).

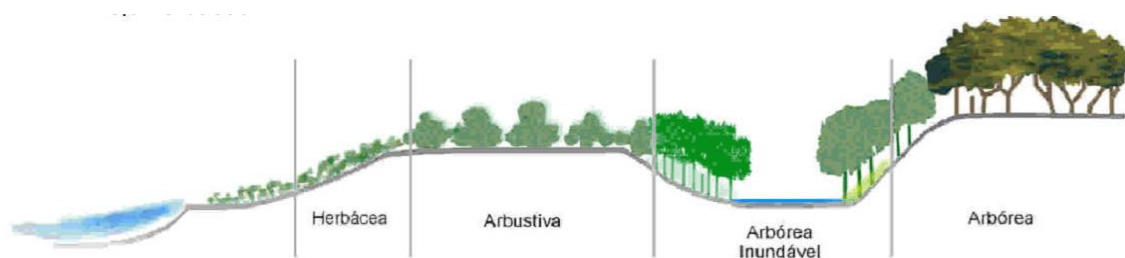


Figura 2: Perfil esquemático da vegetação de restinga (Fonte: UFBA, 2017)

Cada sistema de restinga tem uma singular topografia, fisionomia e flora (ARAÚJO, 2000). No entanto, a distribuição da vegetação em zonas parece ser um padrão ao longo da costa (ARAÚJO; 2000; HENRIQUES, 1984). Para tanto há de se considerar que cada zona possui limites diferenciados para as condições adversas, tais como a alta temperatura, disponibilidade de água no solo e alta salinidade (ROCHA et al., 2007).

Segundo ARAÚJO (1997), as restingas possuem ainda características definidas pela posição da praia constituindo duas regiões. A halófila é uma área instável, pois é lavada eventualmente pelas águas do mar, e os vegetais são relevantes

pela tolerância ao sal do substrato. A formação psamófila-reptante pela tolerância a alta mobilidade, pois fica localizada na faixa contígua atingida pelas ondas apenas nos períodos de tempestades, e sua cobertura vegetal contribui de maneira significativa para a estabilidade destas areias. Esta última forma, uma zona tampão entre o mar e as áreas interiores da planície, pois as espécies herbáceas são particularmente sensíveis às alterações do microclima e do solo, o seu pequeno porte e sistema radicular superficial são indicadores das condições ambientais (CITADINI-ZANETE, 1989).

4.1. Parque Estadual da Costa do Sol (PECSol)

O Parque Estadual da Costa do Sol é uma unidade de conservação de proteção integral criada no dia 18 de abril de 2011 pelo decreto nº 42.929 (Figura 3), perfazendo uma área total aproximada de 9.840,90 hectares em modelo setorial formando mosaicos descontínuos. Divide-se em quatro núcleos: Núcleo Atalaia – Dama Branca; Núcleo Massambaba; Núcleo Pau – Brasil e Núcleo Sepiatiba, abrangendo os municípios de: Armação de Búzios, Cabo Frio, Araruama, São Pedro d’Aldeia, Arraial do Cabo e Saquarema (INEA, 2017).

A população dos seis municípios que compõem o parque é de aproximadamente 600.000 pessoas, segundo dados do Censo de 2010 (IBGE, 2010), contingente que triplica no período de alta temporada no verão (PREFEITURA DE CABO FRIO, 2016), causando significativo impacto em especial sobre áreas do parque. O aumento sazonal da população causa reflexos em importantes setores, como saneamento, infraestrutura viária e transportes, segurança, saúde e meio ambiente. Pode-se dizer que esse é um dos maiores desafios para a gestão do PECSol.

O PECSol tem por principais objetivos manter populações de animais e plantas nativas e oferecer refúgio para espécies migratórias, raras, vulneráveis, endêmicas e ameaçadas de extinção da fauna e flora nativas; preservar restingas, mangues, floresta atlântica, vegetação xerófila, cordões arenosos, costões rochosos, brejos, lagoas, lagunas, formações geológicas notáveis e sítios arqueológicos contidos em seus limites; assegurar a continuidade dos

serviços ambientais prestados pela natureza; e possibilitar o desenvolvimento do turismo no interior do parque e atividades econômicas sustentáveis em seu entorno (SALEME, 2016).

Foi o primeiro Parque Estadual a ser implantado na Região dos Lagos e o primeiro do país a funcionar com sistema de cogestão com os municípios envolvidos. Além disso, é também pioneiro no Brasil por ser constituído de áreas descontínuas, como já ocorre no Canadá e nos Estados Unidos (CBHLSJ, 2011).

O Plano de Manejo ainda está em andamento e existem pautas para a alteração de sua área, com a exclusão de áreas conflitantes e a entrada de novas propriedades compondo o seu escopo. Segundo o seu decreto de criação, fazem parte da zona de amortecimento: porções remanescentes das APAs Massambaba, Serra de Sapiatiba e Pau-Brasil e pelos 100 metros do entorno do parque quando zonas urbanas e 500m do entorno do parque quando zonas rurais (RIO DE JANEIRO, 2011).

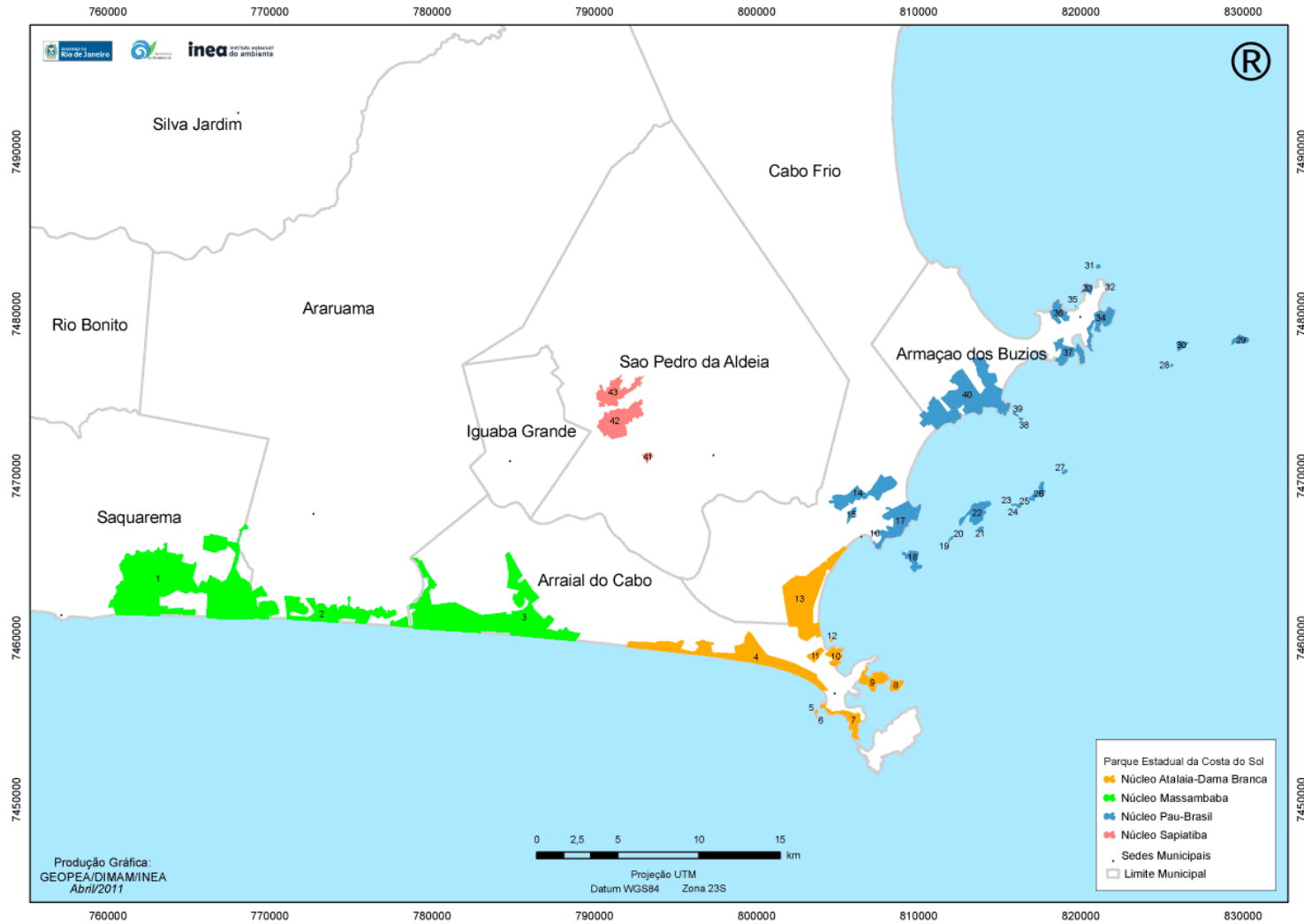


Figura 3 - Parque Estadual da Costa do Sol (Fonte: INEA, 2017).

4.2. Núcleo II: Atalaia-Dama Branca

A área-alvo do presente estudo corresponde ao Núcleo II: Atalaia – Dama Branca, localizado entre os municípios de Cabo Frio e Arraial do Cabo com área aproximada de 1.964,22 ha (Figura 4). É formado por 10 áreas descontínuas compreendendo restingas, praias, dunas, topos de morro, costões rochosos e ilhas, inicia-se no ponto 287 (UTM 791989 O / 7459451 S) e termina no ponto 369 (UTM 803991 O / 7460156 S), conforme decreto de criação da UC nº 42.929 de abril de 2011.

O parque encontra-se dentro de uma matriz intensamente antropizada, rodeado por estradas, edificações, salinas e um aeroporto. Com base no mapeamento gerado por este trabalho será possível a realização de uma análise multitemporal do uso do solo e servirá como instrumento de planejamento ambiental.

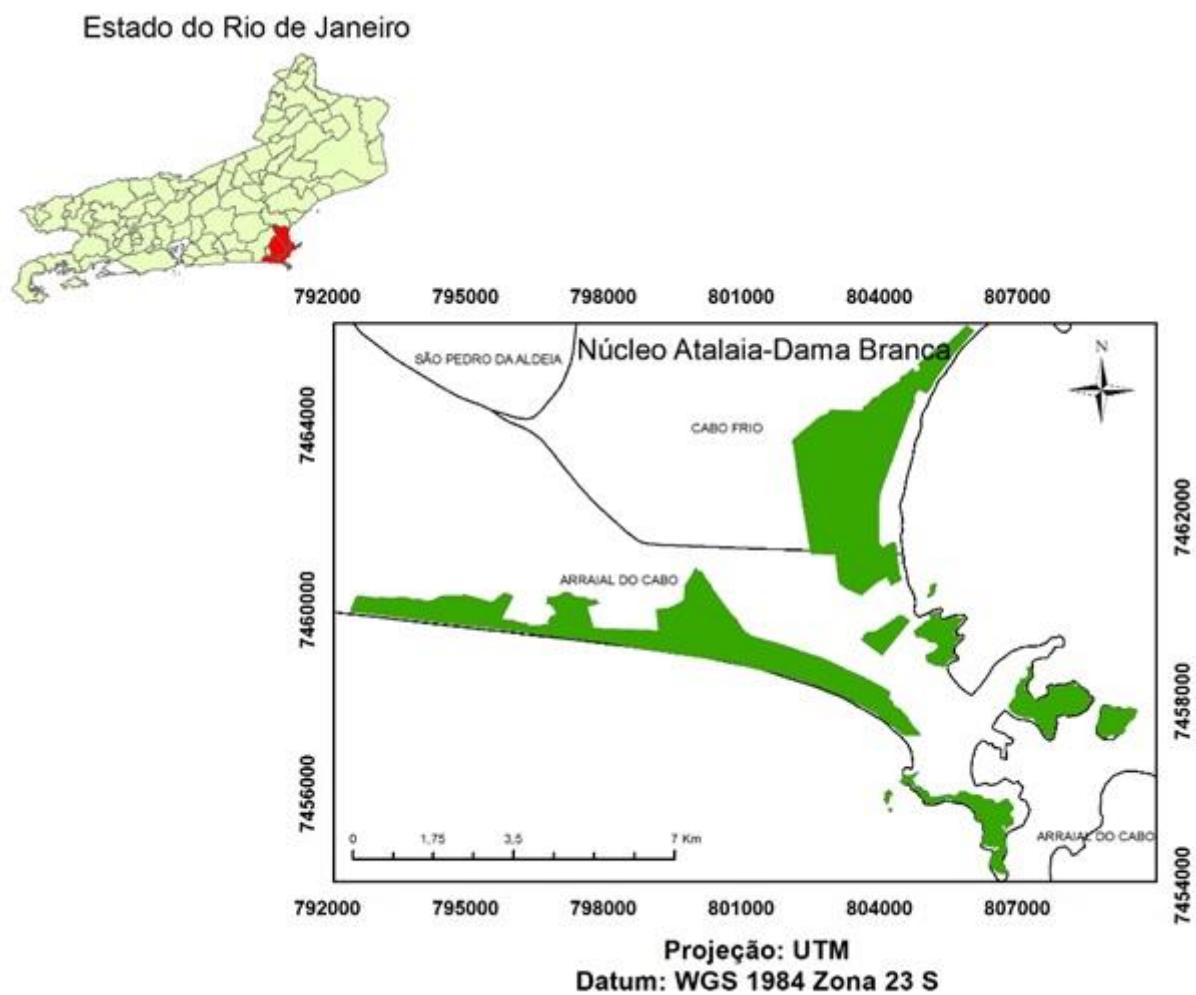


Figura 4: Mapa de localização da área de estudo.

5. METODOLOGIA

5.1. Delimitação da área de estudo

Devido à complexidade da configuração da área do PECSol, foi escolhida apenas a área correspondente a um núcleo para ser estudado (Núcleo II – Atalaia – Dama Branca). Os demais núcleos serão objetos de estudos posteriores.

Para a obtenção das imagens, mapeamento do uso do solo e aplicação de técnicas de métricas da paisagem foram utilizados os softwares computacionais: *Google Earth Pro*, *ArcGis 10.2.1* e *plugin Patch Analyst*.

Foram selecionadas duas imagens gratuitas do Google Earth Pro com melhor qualidade das seguintes datas 22/08/2006 e 28/08/2016, ambas com resolução espacial próxima de 1 metro, que foram georreferenciadas e projetadas para o sistema de projeção UTM e Datum WGS 84 fuso 23S.

Como o PECSol teve a sua criação recente, optou-se por escolher um período mais significativo (11 anos) para a avaliação da mudança da paisagem.

Para a delimitação da área de estudo foi utilizado o arquivo kmz do Google Earth fornecido pelo órgão ambiental responsável pela administração do parque, o INEA (Instituto Estadual do Ambiente), este arquivo foi posteriormente convertido para o formato *shapefile* no programa ArcGis (Figura 5).

A figura 5 apresenta um fluxograma que descreve a sequência das etapas da metodologia utilizada neste trabalho.

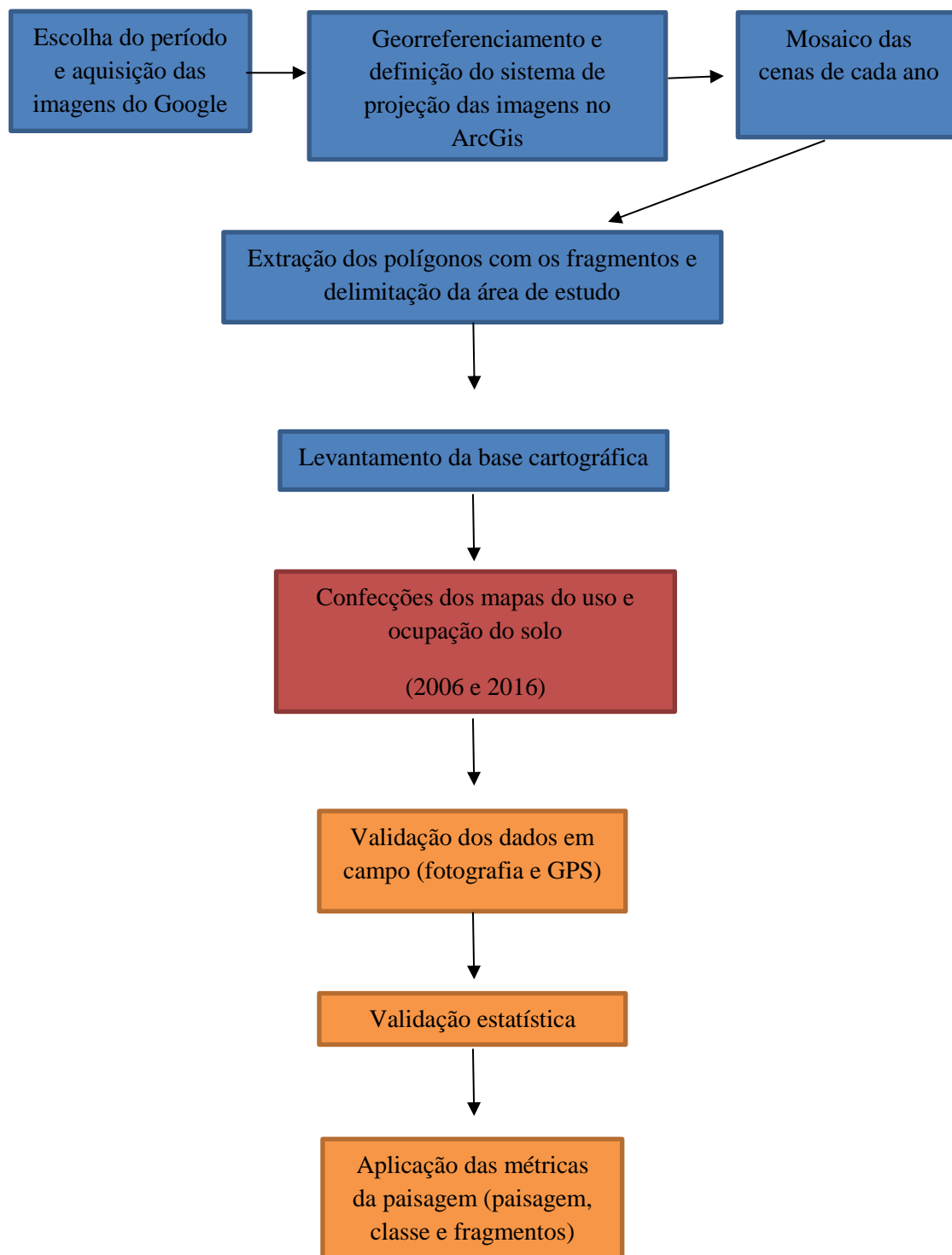


Figura 5 - Sequência da metodologia utilizada (Fonte: Autora).



Figura 6 - Arquivo kmz com a delimitação da área do Núcleo II do PECSol

Para a composição de cada cena dos respectivos anos, foram usadas duas imagens, como forma de manter a qualidade da resolução. Essas imagens foram unidas no programa ArcGis através da ferramenta “*create mosaic*” e recortadas com a ferramenta “*Extraction by mask*” com o *shapefile* do limite da área do núcleo do parque, gerando uma imagem com escala 1:5.000. (Figuras 6 a 8).



a) 2006

b) 2016

Figura 7 – Mosaico de imagens da área de estudo obtidas do Google Earth Pro



c) 2006



d) 2016

Figura 8– Delimitação da área de estudo nas imagens do Google Earth Pro.

5.2. Base de dados

Foram utilizados para a elaboração da base de dados cartográfica (mapas) as imagens a seguir:

- (1) Imagem SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) “s23_w043_1arc_v3” da região de Cabo Frio, obtida gratuitamente no site <https://earthexplorer.usgs.gov/>;
- (2) Imagens do Google Earth Pro de alta resolução dos anos de 2006 e 2016 obtidas gratuitamente através da ferramenta “Mostra imagens históricas”;
- (3) Carta do IBGE de Cabo Frio 1979 “SF-23-Z-B-VI-4”, escala de 1:50.000;
- (4) Arquivos em formato *shapefile* disponíveis na biblioteca do IBGE: municípios do estado do Rio de Janeiro, rodovias e hidrografia, com escala de 1:250.000, ano 2016.

5.3. Classificação do Uso e Cobertura do Solo

Os mapas de uso do solo de 2006 e 2016 foram obtidos por fotointerpretação em tela. Os arquivos *shapefiles* referentes às classes foram feitos de forma separada e alcançada por vetorização, delineando as áreas com feições homogêneas que foram observadas nas imagens. O objetivo foi a descrição mais próxima da realidade da área de estudo visto que os métodos de classificação automática não foram satisfatórios devido a falta de resolução espectral das imagens.

Posteriormente, foi gerado um arquivo *shapefile* contendo a classificação total do uso do solo com o agrupamento de todas as classes em um único arquivo. As informações dos dois mapas foram analisadas de forma interdependente, visando determinar a estrutura da paisagem nas datas estudadas e avaliar o seu grau de conservação através de métricas de ecologia de paisagem.

Foram consideradas 13 classes temáticas adaptadas de BOHRER (2009), Resolução do CONAMA nº 417/2009 (BRASIL, 2009) e o manual técnico do IBGE (2013). BOHRER et. al (2009) em seus estudos, fez o mapeamento da vegetação e uso do solo do Centro de Diversidade Vegetal de Cabo Frio

(CDVCF) na escala de 1:300.000. Já a resolução CONAMA nº 417/2009 dispõe sobre parâmetros básicos para definição de vegetação primária e dos estágios sucessionais secundários da vegetação de Restinga na Mata Atlântica. Dessa forma, foram definidas as seguintes classes:

- (1) ADR (Área degradada em regeneração);
- (2) Solo Exposto (praias e dunas);
- (3) VAA (Vegetação arbustiva aberta);
- (4) VAF (Vegetação arbustiva fechada);
- (5) VAFI (Vegetação arbustiva fechada inundável);
- (6) VHS (Vegetação herbácea-subarbustiva);
- (7) Corpos d'água;
- (8) Afloramentos rochosos;
- (9) Edificações;
- (10) Estradas
- (11) Ruas e trilhas;
- (12) Salinas;
- (13) VAS (Vegetação arbórea secundária - *Casuarina equisetifolia*).

A acurácia da classificação foi feita com visita de campo para serem tiradas as dúvidas sobre determinada área/classe. Para validação estatística utilizou-se a matriz de erro – ou matriz de confusão obtida através do ArcGis.

Para a análise estatística foi criado um arquivo *shapefile* com pontos aleatórios do GPS coletados no campo (136) e amostras de treinamento no programa ArcGis (686), totalizando 822 pontos amostrados, distribuídos de forma homogênea entre as 13 classes. Foi criada uma tabela com os pontos amostrados (“verdadeiros”) combinada com o arquivo *raster* da área de estudo de cada ano (“predição”).

Na caixa de ferramentas do programa ArcGis, foi utilizada a ferramenta estatística “*frequency*”, gerando uma tabela com os pontos “verdadeiros”, predição e frequência dos pixels de cada classe. Em seguida, foi utilizada a ferramenta “*Pivot table*” para a criação da matriz de confusão. As informações foram exportadas do programa ArcGis para uma planilha no Excel 2010, onde foi calculada a matriz de erros pela exatidão global (equação 1) e coeficiente de

Kappa (equação 2), que são classificados conforme qualidade do mapa (Tabela 1).

Equação 1:

$$EG = \frac{A}{N} * 100$$

Onde:

EG = exatidão global

A = acerto geral de cada ponto amostral da diagonal

N = número total de pontos amostrais em cada classe

Equação 2:

$$K = \frac{n \sum_{i=1}^c x_{ii} - \sum_{i=1}^c x_{i+} x_{+i}}{n^2 - \sum_{i=1}^c x_{i+} x_{+i}}$$

Onde:

K = coeficiente de *Kappa*

n = número total de pontos amostrais (pixels de referência)

c = número total de classes

x_{ii} = soma da diagonal da matriz de erros

x_{i+} = soma da linha i da matriz de erros

x_{+i} = soma da coluna i da matriz de erros

Tabela 1 - Classes de qualidade resultantes do coeficiente de *Kappa*

<i>Kappa</i> (K)	Qualidade
<0,00	Péssima
0,00 – 0,20	Ruim
0,21 – 0,40	Razoável

0,41 – 0,60	Boa
0,61 – 0,80	Muito Boa
0,81 – 1,00	Excelente

Fonte: LANDIS E KOCK (1997)

Foi realizada uma saída de campo nos dias 29/07/2017 por toda a área de estudo para a confirmação de alguns pontos duvidosos da classificação e feito o registro fotográfico das classes listadas (Figuras 9 a 24).

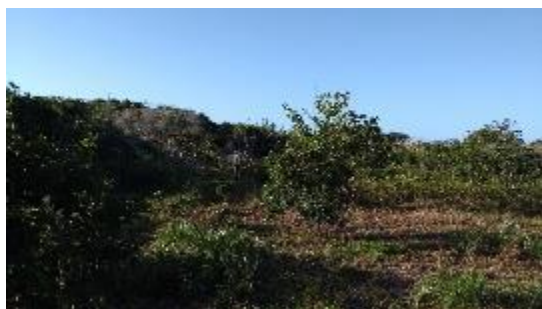


Figura 9 - Área degradada em regeneração (ADR)



Figura 10 - Classe solo exposto (dunas).



Figura 11 - Vegetação arbustiva aberta (VAA).



Figura 12 - Vegetação arbustiva aberta (VAA) ao fundo expansão da espécie *Casuarina equisetifolia* (VAS)



Figura 13 - Fragmento de vegetação arbustiva fechada (VAF) em área com baixa declividade.

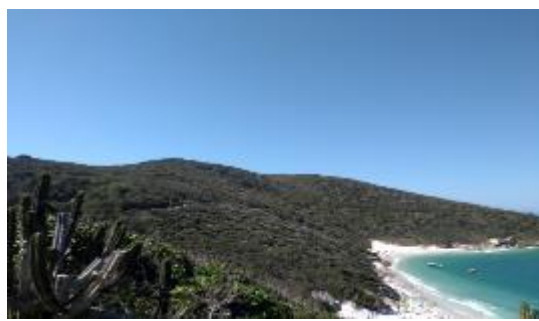


Figura 14 - Vegetação arbustiva fechada (VAF) em área com maior declividade.



Figura 15 - Vegetação herbácea/subarbustiva (VHS) e classe solo exposto.



Figura 16 - Vegetação herbácea subarbustiva (VHS).



Figura 17 - Área de vegetação arbustiva fechada inundável (VAFI).



Figura 18 - Classe corpos d'agua (ex. lagoa)



Figura 19 - Classe afloramentos rochosos.



Figura 20 - Área edificada dentro da unidade de conservação.



Figura 21 - Classe estradas.



Figura 22 - Salina desativada próxima à UC.



Figura 23 - Classe ruas e trilhas.



Figura 24 - Classe vegetação arbustiva secundária (VAS) espécie *Casuarina equisetifolia*.

5.4. Métricas Espaciais de Ecologia da Paisagem

As métricas de paisagem foram calculadas por meio da *plugin* gratuita *Patch Analyst*, disponível para o programa ArcGis. Foram calculadas as métricas em níveis de paisagem (todas as classes), de classe (apenas as classes correspondentes à vegetação natural: VHS, VAA, VAF e VAFI) e feita a análise das manchas (apenas a classe VAF), dos respectivos anos. Para simplificar a análise das métricas de classe os remanescentes pertencentes a classe VAFI, que ocorrem em menor quantidade, foram somados à classe VAF.

As métricas à nível de paisagem foram calculadas a partir do resultado da vetorização dos mapas de uso do solo, com os polígonos caracterizados quanto ao tamanho (ha) e perímetro no programa ArcGis e com a utilização do *Patch Analyst*. Já os cálculos das métricas.

Para as métricas de classe, os mapas de uso e ocupação do solo foram convertidos para o formato *raster* ou matricial, com pixel de 5 metros, adaptado conforme trabalho de RIBEIRO et al, 2009 e JUVANHOL et al, 2011, utilizando o *plugin Patch Grid* para dados matriciais.

As métricas aplicadas a nível de paisagem foram: Número de manchas (NP); Cálculo de área (CA), Perímetro (PER), relação perímetro/área (PER/AREA), índice de forma (MPFD) (Quadro 1). As métricas de forma exigem a adoção de uma paisagem padrão para efeito de comparação. Nesse sentido, a forma adotada para a comparação à nível de paisagem foi de um círculo, sendo os valores próximos a 1 indicativo de formas mais regulares. Para dados matriciais

foi adotado um quadrado, sendo o valor próximo a 2 indicativo de maior regularidade.

Quadro 1- Métricas de ecologia da paisagem utilizadas à nível de paisagem da área estudada.

Sigla	Unidade	Descrição
NP	Quantidade	Número total e fragmentos de uma classe
CA	ha	Somatório das áreas dos fragmentos de cada classe
PER	metros	Perímetro da mancha
PER/Área	adimensional	Quanto mais próximo de 0 (zero) for o seu valor, mais regular é o fragmento
MPFD	adimensional	Valores próximos de 1 indicam formas regulares e próximos a 2 aumento na complexidade

Fonte: Adaptado SAITO (2016)

Com a finalidade de obter maior detalhamento das condições de conservação dos remanescentes de restinga da área de estudo, realizamos o cálculo de métricas a nível de classe e fragmento. Nessa etapa avaliamos o maior número de métricas, listados na tabela a seguir (Quadro 2) e foram confeccionados mapas para a avaliação da mudança da paisagem.

Quadro 2 - Métricas de ecologia da paisagem utilizadas à nível de classe para os remanescentes de restinga.

Grupo	Sigla	Métrica	Unidade	Descrição
Área	CA	Área da Classe	Hectare (ha)	Somatório das áreas dos fragmentos de cada classe.
	NumP	Número de manchas	Adimensional	Número total de manchas na classe.
Densidade e tamanho	MPS	Tamanho médio das manchas	Hectare (ha)	Soma do tamanho das manchas dividido pelo número de manchas.
	PSSD	Desvio padrão do tamanho das manchas	Hectare (ha)	Razão da variância do tamanho das manchas.

Grupo	Sigla	Métrica	Unidade	Descrição
	PScov	Coeficiente de variação do tamanho das manchas	Porcentagem (%)	Desvio padrão do tamanho da mancha dividido pelo tamanho médio da mancha, multiplicado por 100.
Borda	TE	Total de bordas	Metro (m)	Extremidade total de todas as manchas, sendo a soma de perímetro de todas as manchas.
	ED	Densidade de borda	m/ha	Quantidade de extremidades relativa à área da paisagem.
Forma	MSI	Índice de forma médio	Adimensional	É igual a 1 quando todas as manchas forem circulares e aumenta com a crescente de irregularidade da forma da mancha.
	AWMSI	Índice de forma de área média ponderada	Adimensional	Difere do MSI, porque manchas maiores terão mais peso que as menores.
	MPFD	Dimensão fractal da mancha média	Adimensional	Os valores de aproximam de 1 para formas com perímetro simples e chega a dois quando as formas forem mais complexas.
Proximidade	MNN	Distância média do vizinho mais próximo	Metros (m)	É a média das distâncias para as classes individuais no nível de classe.
	MPI	Índice de proximidade média	Metros (m)	Média de todas as distâncias dos fragmentos da paisagem.

Fonte: Adaptado de MACGARIGAL & MARKS (1995) e JUVANHOL (2011)

Todas as métricas calculadas foram organizadas em mapas, tabelas e gráficos para auxiliar na interpretação dos resultados e análises comparativas entre os valores gerados para os anos de 2006 e 2016.

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1. Validação estatística do mapeamento

Para a validação estatística dos mapas de uso e ocupação do solo foram geradas as matrizes de erros (confusão) e calculado o coeficiente de *Kappa* (Tabelas 2 e 3).

A matriz de erros ou confusão apresenta de forma resumida os resultados da classificação digital e da fotointerpretação em relação à imagem de referência, onde teremos então a distribuição binominal. Cada frequência observada na matriz corresponderá também a uma frequência esperada (PRED), a qual é calculada sob uma determinada hipótese de acordo com regras de probabilidade (SPIEGEL, 1993). COHEN (1960) citado por ANTUNES et al. (1997), define *Kappa* como um coeficiente de concordância para escala nominal que pede a proporção de concordância depois que a concordância atribuída a casualidade é retirada de consideração. O coeficiente de *Kappa* considera todos os elementos da matriz de erros ao invés de apenas aqueles que se situam na diagonal principal da mesma, ou seja, estima a soma das colunas e linhas marginais.

A classe que apresentou maior confusão em 2006 foi a classe 1 ADR (área degradada em regeneração) confundida com a classe 7 VAS (vegetação arbórea secundária). As classes que não apresentaram erros de classificação foram corpos d'água (10), edificações (11) e VAFI (vegetação arbustiva fechada inundável). A classificação de 2006 apresentou 94,28% de acurácia global (*overall accuracy*) e 93,84% para o coeficiente de *Kappa*, atingiu a qualidade do mapa considerada excelente (LANDIS E KOCK, 1997). A validação do mapa de uso do solo de 2016 apresentou uma pequena redução da acuraria global 94,27% e do coeficiente de *Kappa* 93,31%, mesmo com a redução dos valores, a qualidade do mapa também foi excelente.

Tabela 2 - Matriz de erros para a análise da acurácia obtida através das classes do mapa de uso e ocupação do solo de 2006

ID	Class	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	%	PRED
1	ADR	67	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	91	74
2	RC	1	83	0	1	3	0	0	0	1	4	0	0	0	89	93
3	SAL	6	0	95	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	94	101
4	SE	1	0	0	84	0	1	0	0	0	2	2	0	0	93	90
5	RUA	0	0	0	0	79	0	0	0	2	0	3	0	0	94	84
6	VAA	0	1	0	0	0	56	1	0	0	0	0	0	0	96	58
7	VAF	0	0	0	0	0	2	54	0	0	0	0	0	0	96	56
8	VAS	3	0	0	0	0	0	0	30	0	1	0	0	0	88	34
9	VHS	0	0	0	0	3	0	0	0	49	0	0	0	0	94	52
10	AG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	0	0	0	100	23
11	ED	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	39	0	0	100	39
12	ES	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	92	27
13	VAFI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	91	100	91
	%	83	98	100	98	92	94	98	100	94	62	88	100	100		
	Count Truth	80	84	95	85	85	59	55	30	52	37	44	25	91		822

Overall accuracy: 94,28% Coeficiente de *Kappa*: 93,84%

Tabela 3 - Matriz de erros para a análise da acurácia obtida através das classes do mapa de uso e ocupação do solo de 2016.

ID	Class	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	%	PRED
1	ADR	67	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	90.00	74
2	RC	1	83	0	1	3	0	0	0	1	4	0	0	0	88.24	93
3	SAL	6	0	95	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	94.06	101
4	SE	1	0	0	84	0	1	0	0	0	2	2	0	0	93.33	90
5	RUA	0	0	0	0	79	0	0	0	2	0	3	0	0	94.05	84
6	VAA	0	1	0	0	0	56	0	0	0	0	0	0	0	98.25	57
7	VAF	0	0	0	0	0	2	54	0	0	0	0	0	0	96.43	56
8	VAS	3	0	0	0	0	0	0	30	0	1	0	0	0	88.24	34
9	VHS	0	0	0	0	3	0	0	0	49	0	0	0	0	94.23	52
10	AG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	0	0	0	100.00	21
11	ED	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36	0	0	100.00	36
12	ES	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	92.59	27
13	VAFI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	91	100.00	91
	%	83	99	100	99	93	95	100	100	94	60	87	100	100		
	Count truth	80	84	95	85	85	59	54	30	52	35	41	25	91		822

Overall accuracy: 94,27% Coeficiente de *Kappa*: 93,31%




ADR (área degradada em regeneração); RC (aflorentos rochosos); SAL (salinas); SE (Solo exposto); RUA (ruas e trilhas); VAA (vegetação arbustiva aberta); VAF (vegetação arbustiva fechada); VAS (vegetação arbórea secundária – *Casuaria equisetifolia*); VHS (vegetação herbácea-subarbustiva); AG (corpos d'água); ED (edificações); ES (estradas); VAFI (vegetação arbustiva fechada inundável).










6.2. Análise dos mapas de uso e cobertura do solo




Foram identificadas 13 classes de uso e cobertura do solo a partir da fotointerpretação em tela das imagens selecionadas de 2006 e 2016. As imagens possibilitaram a identificação e diferenciação das classes com muita clareza e exatidão (Quadro 3).

As classes de vegetação foram adaptadas segundo a resolução do CONAMA nº 417/2009 e BOHRER et al. (2009), as demais classes foram agrupadas segundo o IBGE (2013).

Quadro 3 - Nome das classes, imagens e descrição

Id	Classes de uso do solo	Imagem Google Earth	Descrição das classes
1	Vegetação arbustiva fechada (VAF)		Vegetação densa com altura das plantas: cerca de até 3 (três) metros, podendo ocorrer indivíduos emergentes com até 5 (cinco) metros, diâmetro da base do caule das espécies lenhosas em torno de 3 (três) centímetros;
2	Vegetação arbustiva aberta (VAA)		Fisionomia arbustiva com predominância de arbustos de ramos retorcidos, formando moitas intercaladas com espaços desnudos ou aglomerados contínuos;
3	Vegetação herbácea/subarbustiva (VHS)		Vegetação composta por espécies predominantemente herbáceas ou subarbustivas, atingindo até cerca de 1 (um) metro de altura, ocorrendo em praias, dunas frontais e internas (móveis, semifixas e fixas), lagunas e suas margens, planícies e terraços arenosos, banhados e depressões, caracterizada como vegetação dinâmica, mantendo-se sempre como vegetação pioneira de sucessão primária (clímax edáfico), inexistindo estágios sucessionais secundários;

Id	Classes de uso do solo	Imagem Google Earth	Descrição das classes
4	Vegetação arbustiva fechada inundável (VAFI)		Vegetação densa com altura das plantas: cerca de até 3 (três) metros. Compreende as áreas planas, baixas e sazonalmente alagadas que aparecem próximas a lagos e lagunas.
5	Vegetação arbórea secundária (VAS)	 	Vegetação com dominância da espécie invasora <i>Casuarina equisetifolia</i> .
6	Solo exposto (praias e dunas)		Incluem-se nesta classe as áreas de dunas móveis, com cobertura vegetal escassa ou ausente, e as praias.
7	Corpos d'água		Referem-se à lagoas, lagunas e canais artificiais.
8	Área degradada em regeneração	 	Áreas que sofreram com a pressão antrópica e apresentam estágio primário de regeneração.
9	Edificações		Essa classe compreende áreas ocupadas por edificações
10	Salinas		São áreas utilizadas para a exploração de sal de cozinha. Apresentam padrões retangulares resultantes do método de exploração.

Id	Classes de uso do solo	Imagem Google Earth	Descrição das classes
11	Afloramentos rochosos		Localizados em regiões de morros próximas ao mar e ilhas, caracterizada pela formação de costões rochosos
12	Estradas		Estradas pavimentadas que estão dentro da UC.
13	Ruas e trilhas		Ruas e trilhas não pavimentadas que estão dentro da UC.

Fonte: ELABORADO PELA PRÓPRIA AUTORA

O Núcleo II Atalaia – Dama Branca é formado por 10 áreas descontínuas (Figura 25) caracterizadas por uma paisagem costeira bem diversificada contendo áreas planas, encostas, dunas, ilhas, lagoas, fitofisionomias variadas de restinga e áreas antropizadas. No continente são encontradas 06 áreas separadas por uma matriz urbanizada, localizadas entre as cidades de Cabo Frio e Arraial do Cabo, além de serem delimitados pelas rodovias RJ-140 e RJ 102, fator desafiador que aumenta o grau de isolamento entre as áreas e impossibilita a conexão dos remanescentes com a implantação de corredores de biodiversidade.

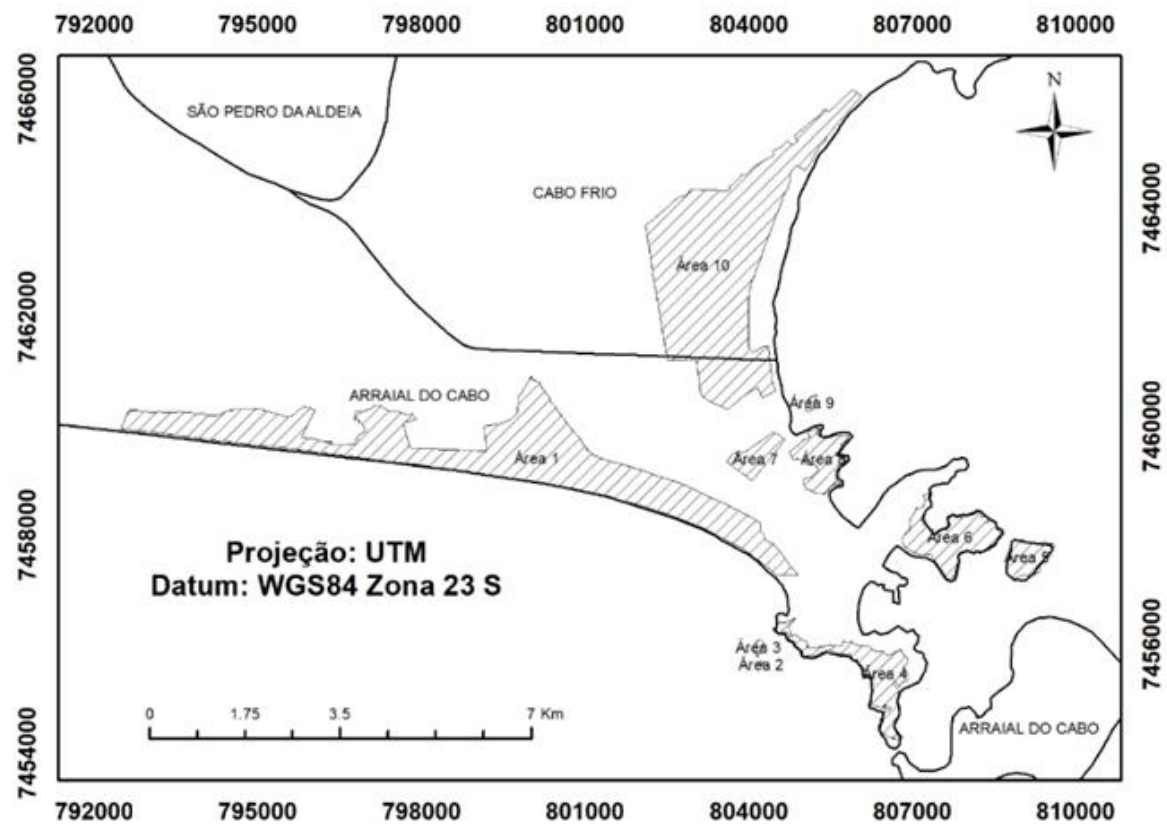


Figura 25 - Mapa das 10 áreas que formam o Núcleo II - Atalaia Dama-Branca (PECSol)

Os mapas de uso e cobertura do solo mostram que as classes referentes as áreas antropizadas que ficam dentro do parque são: salinas desativadas (11,52% - área 10), áreas degradadas em regeneração (ADR 5,25% - áreas 1, 7, 8 e 10), edificações (2,05% - áreas 1,4,6,8 e 10), estradas, ruas e trilhas (0,79% - áreas 1,4,6,8,10) totalizando 32,23% da área de estudo (Tabela 4 e gráfico 1). Esses dados são do mapeamento de 2006 e a configuração da paisagem permanece a mesma para 2016 (Figuras 26 e 27).

Nas áreas degradadas em regeneração e salinas desativadas encontramos a dominância da espécie exótica invasora *Casuarina equisetifolia* (VAS – áreas 1,7,10). No ano de 2006 essa espécie ocupava uma área de 4,66% e passou para 13,73% em 2016, com um aumento significativo 194,63% em 11 anos.

A *Casuarina equisetifolia* é usada amplamente como barreira contra o vento e para o controle da erosão, ao longo de costas arenosas, dunas e margens de rios. Também é cultivada como planta ornamental e para o sombreamento, e é comum ser podada para a confecção de cerca-viva (DUNLEY, 2004). É uma espécie pioneira de regiões costeiras e particularmente iniciadora de estágios sucessionais em regiões estéreis vulcânicas, dentro da dinâmica de biogeografia de ilhas (DUNLEY, 2004,TURNER, 1997).

A *Casuarina equisetifolia* está presente na lista de SAMPAIO et al. (2014), entre outras espécies, como espécie invasora em UCs federais no Brasil. A ausência de inimigos naturais, tais como patógenos, predadores, herbívoros e/ou competidores na região de introdução podem fazer que uma espécie tenha taxas de crescimento populacional bem acima do que ocorre em sua distribuição original onde as interações bióticas restringem as populações (KEANE et al., 2002). Este processo conhecido como invasão biológica decorre da vantagem competitiva e dominância da espécie invasora em relação às espécies locais (VALÉRY et al., 2008).

Segundo DUNLEY (2004) existem registros históricos da década de 30, em que a empresa CNA (Companhia Nacional Alcalis), contribuiu significativamente com a disseminação desta espécie em áreas nativas na cidade de Arraial do Cabo, com a sua utilização como cerca-viva ao redor da empresa, com a deposição de resíduos de sua atividade na base do canal artificial, com o despejo de resíduos

sólidos em áreas de restinga e com o uso da espécie em contenção de células de salinas. Na região, essa espécie apresenta um impacto negativo nas áreas que formam a UC, podendo comprometer a dinâmica funcional do ecossistema e conseqüentemente levando a perda de biodiversidade.

A área de vegetação nativa em 2006 corresponde à 55,09% da área total distribuídos em: VAF e VAFI (22,38%), VAA (17,78%) e VHS (14,93%), enquanto que em 2016 a área de vegetação nativa corresponde à 57,22% distribuídos em: VAF e VAFI (21,9%), VAA (18,48%) e VHS (16,84%), os resultados demonstram, discretamente, a eficácia da implantação da unidade de conservação, mesmo havendo uma pequena redução do VAF e VAFI (2,1%), ocorreu um incremento das áreas de VAA e VHS (8%). A área 10 (Figura 16) foi a que apresentou mais áreas regeneradas.

A regeneração natural tende a ocorrer em maiores depressões, com declives mais acentuados. Essas áreas não são favoráveis à atividade humana, portanto, tendem a sofrer menor pressão de uso (FREITAS et al., 2010, SILVA et al., 2007, TEIXEIRA et al., 2009). Para as classes VHS e VAA os resultados da regeneração natural foram diferentes, estas classes predominam em áreas de baixa declividade (áreas 7 e 10).

Como as áreas 7 e 10 são planas, elas recebem maior incidência da radiação solar, favorecendo o estabelecimento de plântulas durante o processo de sucessão secundária (DE REZENDE et al., 2015, GUARIGUATA et al., 2001). No entanto, também são áreas mais propensas a queimadas, que é considerada pelo Ministério do Meio Ambiente como uma das maiores ameaças para esta região (MMA, 2007).

Segundo o SOS MATA ATLÂNTICA (2017), foi registrado o desmatamento de 29 ha de restinga no estado do Rio de Janeiro no período de 2015-2016, entretanto, não foi registrado desmatamento na região da área de estudada, indicando um bom estado de conservação dos remanescentes.

As áreas correspondentes às ilhas (áreas 2, 3, 5 e 9) não apresentaram nenhuma modificação da paisagem nesse período, o que pode ser justificado

pela distância em relação aos centros urbanos e a dificuldade de acesso. As classes presentes nessas áreas são: afloramentos rochosos, VHS e VAF.

Durante esse período houve uma redução de 7,3% da classe solo exposto, equivalendo a regeneração natural da vegetação de algumas áreas. Um dado preocupante foi o aumento de 15% de áreas edificadas na UC, que pode ser explicado por construções irregulares, principalmente nas áreas 1 e 10, que correspondem a Dama Branca (Cabo Frio) e Praia Grande (Arraial do Cabo), correspondem a zonas de grandes conflitos sociais na UC.

A ocupação histórica da Região dos Lagos está ligada a populações de pescadores-coletores-caçadores, chamados de sambaquieiros. Esses habitavam as áreas em torno dos sambaquis, sítios arqueológicos caracterizados principalmente pelo acúmulo de conchas, cujas construções constituem as ocupações humanas mais antigas presentes na zona litorânea do estado do Rio de Janeiro (GASPAR, 1999, LERNER et al., 2017). Contudo, a região também atrai outro grupo social, o turista de veraneio. Há uma intensa atividade na Região dos Lagos de loteadores e grileiros, que vendem aos turistas, geralmente por preços mais baixos que os de mercado, terrenos sem RGI (Registro Geral de Imóveis) (TERRA, 2012).

Nas décadas de 1960 a 1980, com a chegada da indústria CNA e a construção da ponte Rio-Niterói, a vila de pescadores sofreu um crescimento imobiliário, provocando altas de preços de residências e déficit de ofertas de moradias. Assim, a “descoberta” da Região dos Lagos e de Arraial do Cabo tornou difícil o acesso a moradia de forma regular, principalmente por parte da população mais vulnerável economicamente (LERNER et al., 2017).

Os conflitos relacionados ao uso da terra são os mais polêmicos, pois, além de delimitar o espaço que contém recursos naturais, há dimensões sociais importantes a considerar como a questão de moradia e sobrevivência (ARCE et al., 2014, LITTLE, 2001). Durante a elaboração do SNUC, a questão das coletividades que vivem e moram nos limites territoriais das Unidades de Conservação, foi delegada a um segundo plano. Por conta dessa situação, a implantação das unidades teve como pano de fundo o confronto entre as

instituições públicas e os moradores dessas áreas protegidas (ARCE et al., 2014, FERREIRA et al., 2001).

Tabela 4 - Classes de uso e cobertura do solo mapeados no Núcleo II Atalaia – Dama Branca (PECSol)

ID	Classe	Área 2006	Área 2006	Área 2016	Área 2016
		(ha)	(%)	(ha)	(%)
1	VAF	369,58	18,82	362,98	18,48
2	VAA	349,26	17,78	363,06	18,48
3	VHS	293,32	14,93	330,71	16,84
4	VAFI	69,97	3,56	67,27	3,42
5	VAS	91,56	4,66	269,75	13,73
6	Solo exposto	311,73	15,87	290,38	14,78
7	Corpos d'agua	38,14	1,94	38,10	1,94
8	ADR	103,18	5,25	49,97	2,54
9	Edificações	40,23	2,05	46,38	2,36
10	Salinas	226,28	11,52	74,65	3,80
11	Rochas	55,48	2,82	55,48	2,82
12	Estradas	10,21	0,52	10,21	0,52
13	Ruas e trilhas	5,28	0,27	5,28	0,27
Total		1964,22	100,00	1.964,22	100,00

Fonte: Autora.

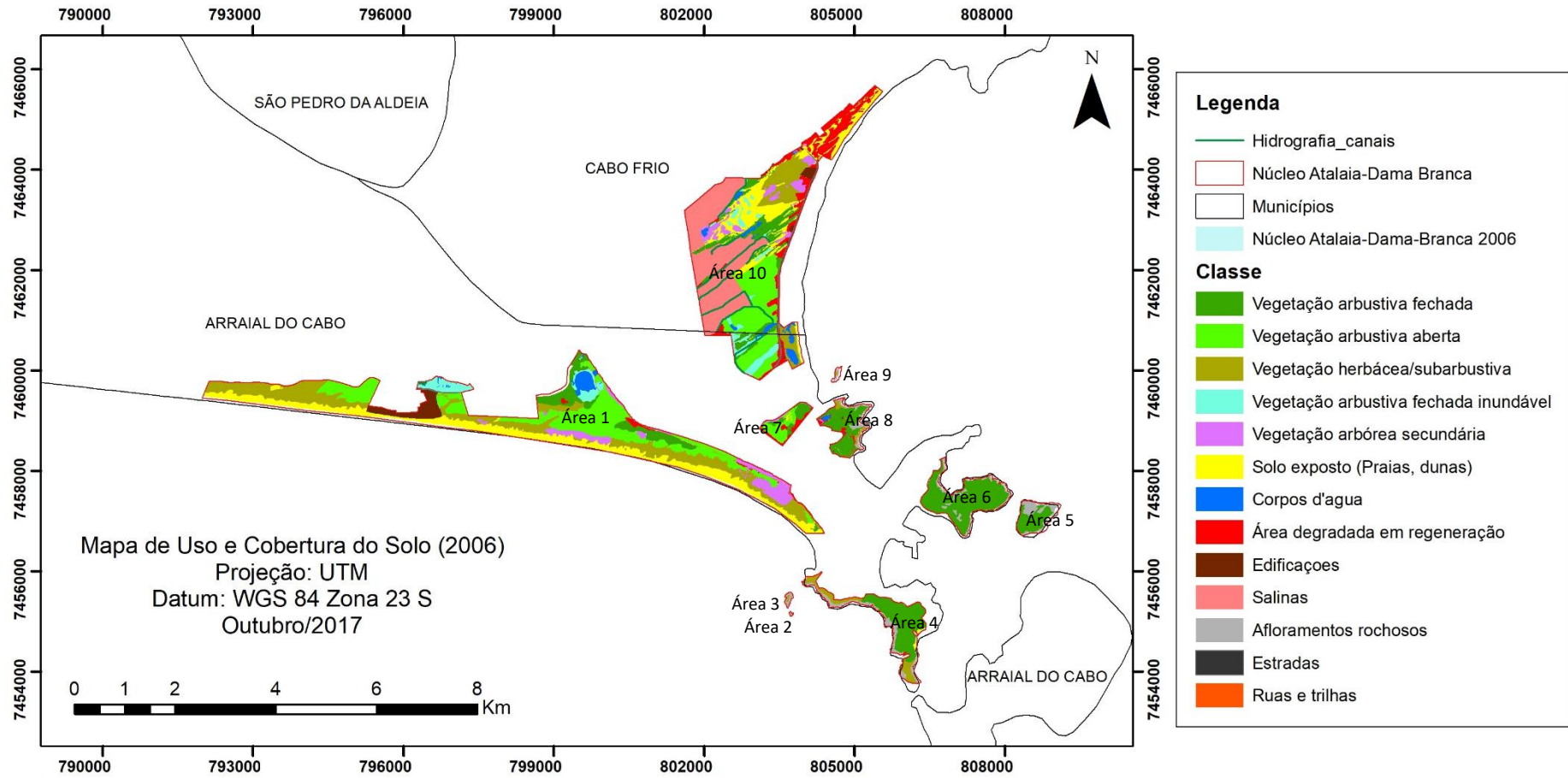


Figura 26 - Uso e cobertura do solo para a área de estudo em 2006 (Fonte: ELABORADO PELA PRÓPRIA AUTORA)

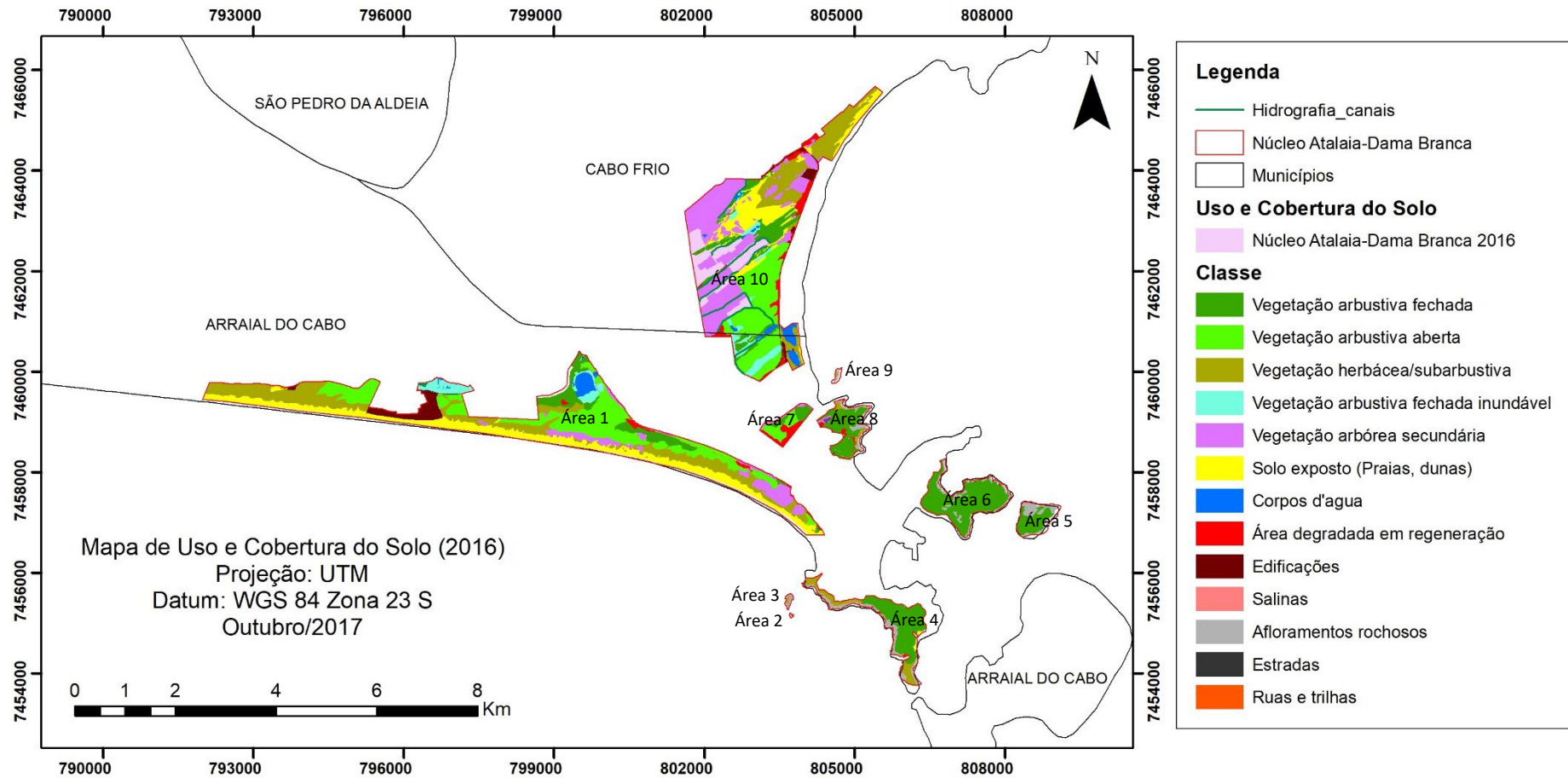


Figura 27 - Uso e cobertura do solo para a área de estudo em 2016 (Fonte: ELABORADO PELA PRÓPRIA AUTORA)

6.3. Análises das Métricas da Paisagem

Como mencionado foram feitos os cálculos das métricas de ecologia da paisagem nos níveis de paisagem e classe, os resultados mostraram uma mudança na paisagem ao longo de 11 anos. Também foram feitas análises das manchas de vegetação arbustiva fechada (VAF) para a avaliação do seu grau de conservação.

Os resultados das métricas de paisagem revelaram que houve uma redução significativa do número de manchas (NP) total, de 417 em 2006, para 356 em 2016. Esse resultado aponta para uma possível redução do número de manchas, principalmente das classes: VAF e VAFI, onde o NP de 2006 e 2016 reduziram de 60 para 43 e de 25 para 18, respectivamente (Tabelas 5 e 6). Ocorreu uma redução do tamanho médio das manchas de VAF e VAFI e seguida de uma redução de área (CA) de 2,58%. A redução do NP pode indicar a união de manchas ou desaparecimento de fragmentos de VAF. Segundo SAITO (2016) o índice de NP sozinho é insuficiente para informar a existência de fragmentação na área. Mesmo havendo o maior número de polígonos em 2006, isso não quer dizer que haviam mais remanescentes de restinga arbustiva. A análise das manchas fica mais evidente ao se analisar as métricas de perímetro/área e índice de forma. Essas auxiliam na compreensão da forma dos fragmentos, sendo que quanto mais regulares menos sofrerão pressão de borda.

A relação perímetro/área nos dá informação a respeito da irregularidade da borda dos fragmentos e seus limites estão entre 0 e 1, sendo os maiores valores apresentam uma borda mais complexa. As classes VAF e VAS apresentaram valores igual 1 em 2006, apresentando mais irregularidade na borda dos polígonos. No entanto, a relação perímetro/área para as duas classes reduziram em 2016, mostrando uma redução da irregularidade das bordas dos fragmentos. Essa informação, nos auxilia na compreensão da forma dos fragmentos, sendo que quanto mais regulares menos sofrerão o efeito de borda, estando menos susceptíveis a novas fragmentações (SAITO, 2016).

Para a classe referente a área degradada em regeneração (ADR) também observamos a redução de NP de 86, em 2006, para 44 em 2016, indicando que

essas áreas sofreram regeneração natural e os polígonos assumiram o valor de outras classes, como por exemplo VHS.

Tabela 5 - Métricas da paisagem para a área de estudo em 2006

ID	Classes	NP	CA	Perímetro (km)	perímetro/área	Índice de forma
1	ADR	86	103.18	73.07	0.75	3.48
2	VAFI	25	69.97	45.66	0.86	2.51
3	Corpos d'água	26	38.14	55.92	0.95	1.41
4	Edificações	19	40.23	22.74	0.99	1.04
5	VAS	53	91.56	32.16	1.00	0.95
6	Estradas	2	10.21	94.51	0.65	7.67
7	Rochas	24	55.48	13.15	0.91	1.82
8	Trilhas e ruas	30	5.28	47.5	0.76	5.52
9	Salinas	5	226.28	8.71	0.82	2.12
10	Solo Exposto	41	311.73	13.21	0.77	3.46
11	VAA	21	349.26	31.57	0.85	2.01
12	VAF	60	369.58	11.26	1.00	0.97
13	VHS	25	293.32	17.51	0.84	2.12
		417	1.964			

Fonte: ELABORADO PELA PRÓPRIA AUTORA

Tabela 6 - Métricas da paisagem para a área de estudo em 2016

ID	CLASSES	NP	CA	Perímetro (km)	Perímetro/área	Índice de forma
1	ADR	44	49.97	24.32	0.92	1.68
2	VAFI	18	67.27	20.32	0.95	1.45
3	Corpos d'água	26	38.10	10.49	0.94	1.51
4	Edificações	13	46.38	10.71	0.96	1.28
5	VAS	68	269.75	52.67	0.91	1.83
6	Estradas	2	10.21	11.26	0.65	7.67
7	Rochas	24	55.48	31.57	0.91	1.82
8	Trilhas e ruas	30	5.28	14.21	0.76	5.44
9	Salinas	7	74.65	12.19	0.86	2.01
10	Solo exposto	31	290.38	63.69	0.80	2.96
11	VAA	32	363.06	61.95	0.87	1.93
12	VAF	43	362.98	64.15	0.95	1.42
13	VHS	18	330.71	44.96	0.85	2.00
		356	1964			

Fonte: ELABORADO PELA PRÓPRIA AUTORA

Após a análise da paisagem, foi realizada a análise de classe dos fragmentos de restinga vegetação arbustiva fechada seca e inundável (VAF/I), Vegetação arbustiva aberta (VAA) e Vegetação herbácea-subarbustiva (VHS), sendo

calculado um conjunto maior de métricas para explicar a mudança da paisagem (Tabelas 7 e 8).

Para as classes de vegetações analisadas, observa-se que as maiores mudanças ocorreram nas métricas de densidade e tamanho (MPS, PSSD). O índice de tamanho médio (MPS) representa a área média dos fragmentos da classe. Esse índice apresentou decréscimo na classe VAA de 16.63 ha para 10.37 ha, mostrando que o tamanho médio dos fragmentos de VAA reduziram durante o período. A VAA é uma vegetação de fácil acesso e rica em diversidade de plantas de uso medicinal, paisagístico e para a alimentação. São encontradas em áreas planas, com declividade de 0 a 3%, e são exploradas pela população local e também sofrem com o turismo e as queimadas. Para as classes VHS e VAF os valores do MPS aumentaram de 11.73 ha para 20.45 ha e 5.35 ha para 7.72 ha, respectivamente. Os fragmentos maiores de VAF (> 50ha) encontram-se em topos de morros.

Já o PSSD é o valor do desvio padrão do tamanho da mancha. Para as classes VHS e VAF houve um aumento do PSSD de 2006 a 2016: 22.96 ha para 32.60 ha e 14.80 ha para 17.37ha, o que pode indicar o aumento de áreas em estágio inicial de regeneração. No entanto, o PScov que mostra em percentual as mudanças das classes, não apresentou grandes diferenças.

Além do tamanho, a forma dos fragmentos também influencia no grau do impacto do efeito de borda (FARINA, 2008). Os resultados obtidos do índice de forma (MSI) mostram que os fragmentos apresentam formas mais irregulares por apresentarem valores superiores a 1. Os valores de CA e MSI (tamanho e forma) estão intrinsecamente ligados à borda, pois quanto menor o fragmento ou mais alongado, mais intenso será o efeito de borda, diminuindo a razão interior-margem (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). Dessa forma, mesmo apresentando formatos mais irregulares, os fragmentos maiores estão sob menor efeito de borda do que os menores. Os valores de TE das classes VHS e VAF diminuíram e os valores da classe VAA aumentaram. Mesmo com a redução dos valores de TE, o efeito de borda nestes fragmentos é significativo nos fragmentos de menor tamanho.

O índice de forma médio ponderado pela área (AWMSI) para todas as classes apresentaram valores superiores ao observado para o índice de forma médio (MSI), indicando que os fragmentos de maior área têm formas mais irregulares que a média.

Ao analisar a distância entre todos os fragmentos, sem distinção de classe de tamanho, os valores foram altos e reduziram de 2006 para 2016 para as classes: VHS (MNN = 1893.4 para 1325.7) e VAA (MNN = 3521.6 para 1463.8), indicando uma maior proximidade entre os fragmentos. Para a métrica MPI, os valores de VHS e VAA aumentaram durante o período, indicando menor grau de isolamento entre os fragmentos. Entretanto, os fragmentos classe VAF aumentaram o seu grau de isolamento (MNN = 1071.8 para 1716.8). O aumento do MNN na classe VAF, durante o período analisado, deve-se a efeitos da fragmentação e substituição de usos dessa classe, o que leva o isolamento cada vez maior das manchas (COSTA et al., 2015). O mesmo raciocínio é aplicado para o MPI, em que para a classe VAF o índice diminui, indicando o aumento no isolamento entre as manchas de mesma classe. Esse isolamento é prejudicial para a dispersão de plantas e movimentação de animais, podendo dificultar a conexão entre os habitats, diminuindo a riqueza e composição de espécies (COLLINGE, 1996).

HARGIS et al. (1998) citado por VALENTE E VETTORAZZI (2002), citam que o valor do índice de distância média (MNN) e de seus respectivos desvios padrão e coeficiente de variação, apresentam-se uniformemente baixos para a paisagens em que os fragmentos de floresta estão agregados e que, em paisagens fragmentadas, tendem a diminuir à média em que os distúrbios são controlados. Pode-se considerar que os fragmentos dessa área possuem alto grau de isolamento, pois ao longo de muito tempo parte da vegetação natural foi explorada e removida e substituída por salinas, áreas edificadas e pela grande matriz urbanizada, dificultando diversas interações ecológicas, tanto para a flora quanto para a fauna.

O efeito da distância entre fragmentos é difícil de ser estimado, contudo, JARVINEN (1982) citado por VALENTE E VETTORAZZI (2002), diz que, quanto maior o grau de isolamento de um fragmento de floresta, maior será a taxa de crescimento das espécies de borda, que podem ocupar o remanescente. Isto

porque o grau de isolamento afeta diretamente a qualidade de uma remanescente de floresta, em função de afetar a movimentação de organismos e a dispersão das espécies de floresta.

Tabela 7 - Métricas de classe da vegetação de restinga calculados para o núcleo II do PECSol em 2006

Classe	NP	Análise de Área		Densidade e Tamanho		
		CA (ha)		MPS (ha)	PSSD (ha)	PScov (%)
VHS	25	293.32		11.73	22.96	195.75
VAA	21	349.43		16.63	28.18	169.39
VAFI	85	439.55		5.35	14.79	276.28
Classe	Análise de Borda		Análise de Forma			
	TE (m)	ED (m/ha)	MSI	AWMSI	MPFD	
VHS	56108.53	29.12	1.88	3.45	1.44	
VAA	46347.08	24.05	1.80	2.19	1.34	
VAFI	73936.20	38.37	1.69	2.35	1.41	
Classe	Análise de Proximidade					
	MNN (m)		MPI			
VHS	1893.4		43105			
VAA	3521.6		41802			
VAFI	1071.8		141139			

Fonte: ELABORADO PELA PRÓPRIA AUTORA

Tabela 8 - Métricas de classe da vegetação de restinga calculados para o núcleo II do PECSol em 2016

Classe	NP	Análise de Área		Densidade e Tamanho		
		CA (ha)		MPS (ha)	PSSD (ha)	PScov (%)
VHS	18	330.79		20.45	32.60	159.36
VAA	32	363.00		10.33	20.99	203.12
VAFI	61	430.25		7.72	17.37	224.98
Classe	Análise de Borda		Análise de Forma			
	TE (m)	ED (m/ha)	MSI	AWMSI	MPFD	
VHS	45208.06	23.32	1.73	2.21	1.32	
VAA	61949.77	31.96	1.78	3.18	1.42	
VAFI	64749.60	33.41	1.80	2.17	1.39	
Classe	Análise de Proximidade					
	MNN (m)		MPI			
VHS	1325.7		73864			
VAA	1463.8		118381			
VAFI	1716.8		97116			

Fonte: ELABORADO PELA PRÓPRIA AUTORA

VAFI (VAF+VAFI); NP (número de polígonos); CA (cálculo de área); MPS (tamanho médio da mancha); PSSD (desvio padrão do tamanho da mancha); PScov (coeficiente de variação do tamanho da mancha); TE (total de bordas); ED (densidade de borda); MSI (índice médio de forma); AWMSI (índice de forma de área média ponderada); MPFD (Dimensão fractal da mancha média); MNN (distância média do vizinho mais próximo) e MPI (índice de proximidade média).

Finalmente pôde-se efetuar uma análise mais específica dos fragmentos de vegetação arbustiva fechada (VAF) de restinga. Constatou-se que, assim como RIBEIRO et al. (2009), a paisagem encontra-se altamente fragmentada, com pequenos polígonos de área. A redução de um fragmento em fragmentos menores diminui as áreas centrais úteis e a qualidade do ambiente e aumenta o efeito de borda.

A metodologia utilizada neste trabalho e a boa qualidade das imagens, permitiram a identificação de fragmentos menores que 0,5 ha, semelhante ao estudo de levantamento dos fragmentos florestais de Juiz de Fora (BARROS, 2015, FAO, 2012). O Atlas dos remanescentes de Mata Atlântica, período de 2015-2016, considera na sua metodologia que fragmentos mínimos possuem 3 hectares. Os fragmentos com valores menores que 3 ha foram marcados como indício de desmatamento e serão trabalhados em outras versões do Atlas (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2017).

Os fragmentos menores que 0,5 ha representavam cerca de 38,33% de todos os fragmentos de VAF em 2006 e 18,6% em 2016 (Gráfico 2 e Tabelas 9 e 10). São predominantes fragmentos de 1 – 2 ha na área de estudo, na classe de tamanho, mostrados nos intervalos de 0,5 – 5,0 ha os fragmentos de VAF de 2006 e 2016 que correspondem, respectivamente, 45% e 55,81% do número de fragmentos. Os fragmentos pequenos ocupam uma área pequena em relação a área total da classe: 57.99 ha em 2006 e 50.43 ha em 2016. SAUNDERS et al. (1991) citado por JUVANHOL (2011), afirmam que a riqueza diminui quando a área do fragmento fica menor do que as áreas mínimas necessárias para a sobrevivência das populações (Figuras 28 e 29; Tabelas 9 e 10).

Segundo JUVANHOL (2011), a relação do número de fragmentos e da área que estes ocupam na maioria das vezes é inversa, ou seja, os grandes fragmentos possuem menor percentual em número, porém representam uma parcela maior da área total dos remanescentes florestais mapeados. Os fragmentos pequenos possuem maior número de unidades. No entanto, a soma de suas áreas representa menor percentual da área total dos fragmentos florestais mapeados.

Em fragmentos menores, onde a transição entre o fragmento florestal e a matriz é muito abrupta, cria-se uma borda que expõe a floresta às condições

encontradas nas adjacências. A porção externa da floresta adjacente à borda torna-se parte da zona de transição, ocasionando mudanças microclimáticas, como o aumento da temperatura e o estresse hídrico, acarretando alterações na composição de espécies e na estrutura da vegetação. Nesse sentido, o grau de interferência que tal fragmentação causa no ecossistema, como o aumento do efeito de borda, é consequência desse processo e leva a uma constância na redução das florestas, ocasionando maior vulnerabilidade para redução da riqueza e abundância de espécies adultas e plântulas (RIBEIRO et al., 2009; PORTELA & SANTOS, 2007; TABANEZ & VIANA, 2000).

RIBEIRO et al. (2009) destacam que de todos os fragmentos de Mata Atlântica existentes no Brasil, 83% estão representados pelos grupos menores que 50 ha, mas juntos, contribuem com 20% do total de remanescentes florestais. O principal problema é a área estar susceptível a alterações na dinâmica da paisagem, como as ações do efeito de borda (TABANEZ & VIANA, 2000). Neste sentido, fragmentos menores também merecem a atenção de ações conservacionistas.

NISHI et al., (2010) afirma que pequenos fragmentos apresentam baixa riqueza de indivíduos além de não suportar espécies que necessitam de grandes espaços para sobreviver, entretanto, deve-se considerar o fato de que fragmentos que apresentem pequenas áreas também apresentam grande relevância para os ecossistemas como um todo; para NASCIMENTO & LAURENCE (2006) pequenos fragmentos podem abrigar vegetações pioneiras da região; já VIANA & PINHEIRO (1998) defendem a preservação também de pequenos fragmentos que estejam localizados em superfícies pouco acidentadas e que apresentem solos férteis, pois estes poderiam abrigar espécies consideradas raras; e ainda ALMEIDA (2008) mostra a importância destas pequenas áreas pois estas podem vir a ser usadas como “*trampolins*” para espécies que venham a se locomover entre os grandes fragmentos possibilitando a dispersão de espécies.

Apenas 02 fragmentos de VAF apresentam tamanho superior a 50 ha ocupando uma área de 164.07ha, que corresponde à 44,65% da área total do VAF. Os resultados demonstraram que não houve alteração de tamanho no tamanho

destes fragmentos. Estes fragmentos estão localizados no Pontal do Atalaia (área 4) e Morro da praia do forno (área 6), são as áreas com maior declividade da área de estudo, sendo a vegetação caracterizada como mata seca.

A importância da presença de grandes fragmentos de vegetação está relacionada à teoria da dinâmica fonte-sumidouro, que considera o movimento dos indivíduos entre os fragmentos para a manutenção das populações. Neste modelo os fragmentos considerados fontes, são aqueles onde a taxa de nascimento excede a taxa de mortalidade e os indivíduos migram para fragmentos considerados sumidouros, onde a taxa de mortalidade excede a de nascimento. A partir da consideração desta teoria é possível entender a importância da presença dos grandes fragmentos por serem “áreas-fonte de dispersores, polinizadores e propágulos, criando condições favoráveis para a manutenção da biodiversidade local” (CALEGARI et al., 2010) (Figuras 28 e 29).

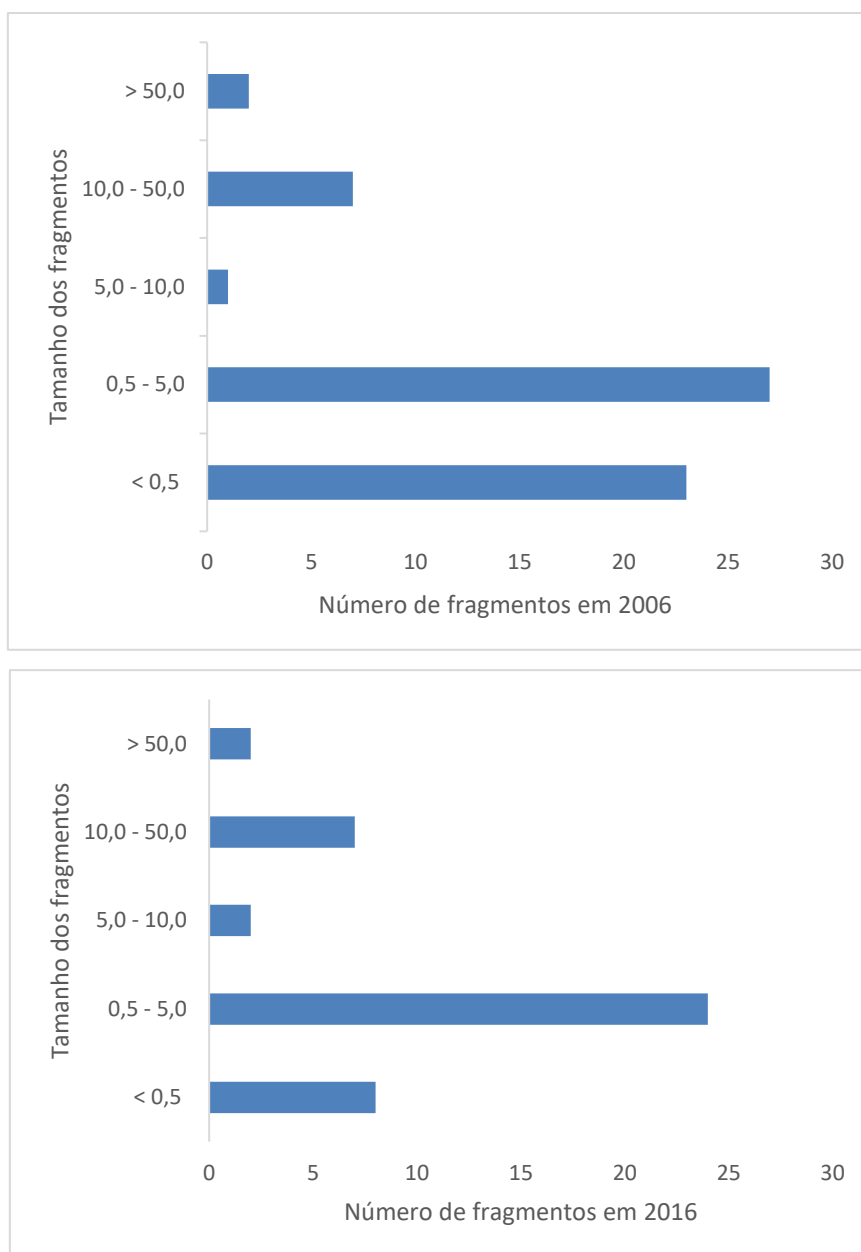


Gráfico 1 - Distribuição dos fragmentos de VAF por classes de área

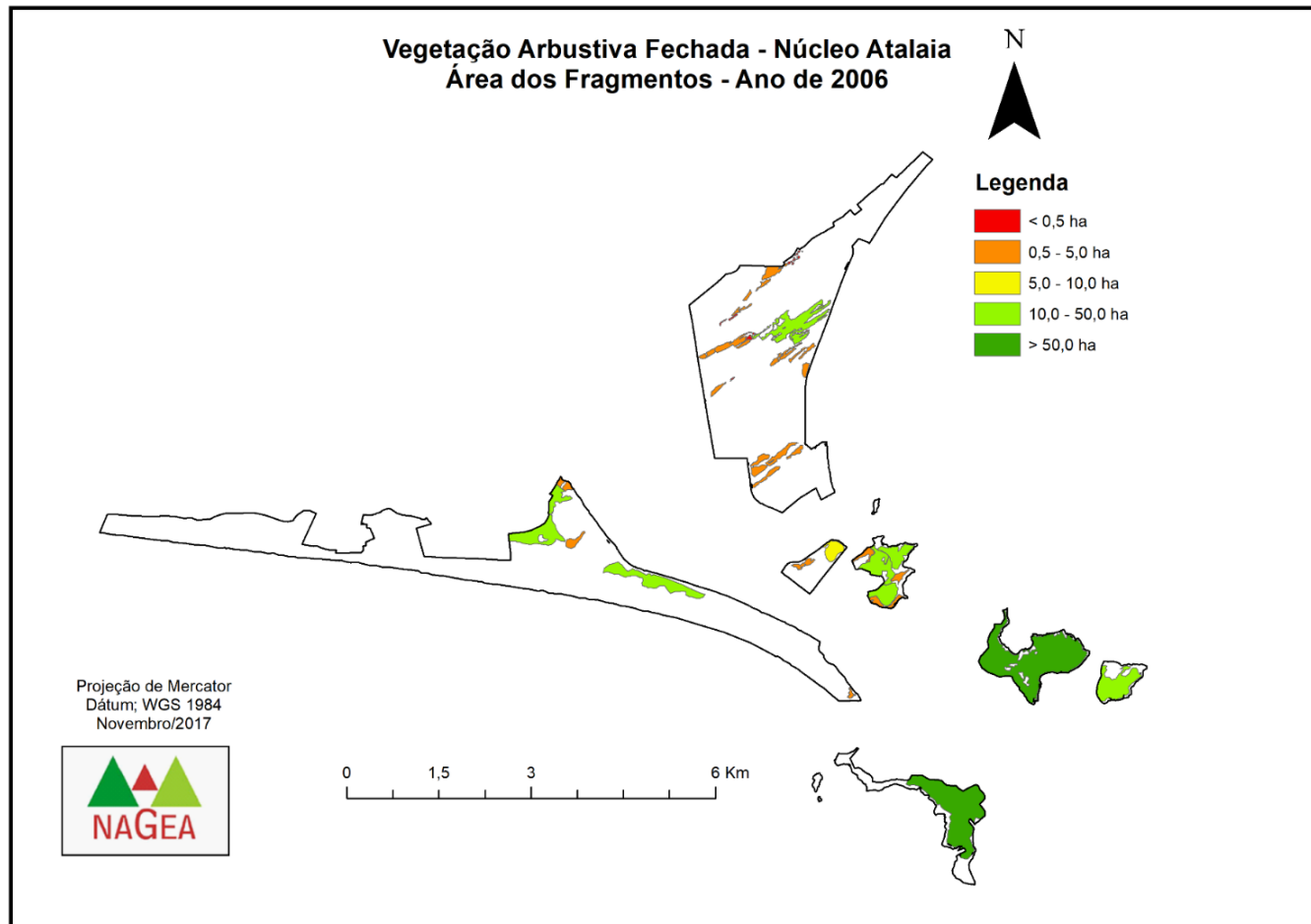


Figura 28 - Distribuição simplificada das classes de tamanho dos fragmentos de restinga arbustiva fechada mapeados em 2006 (Fonte: ELABORADO PELA PRÓPRIA AUTORA)

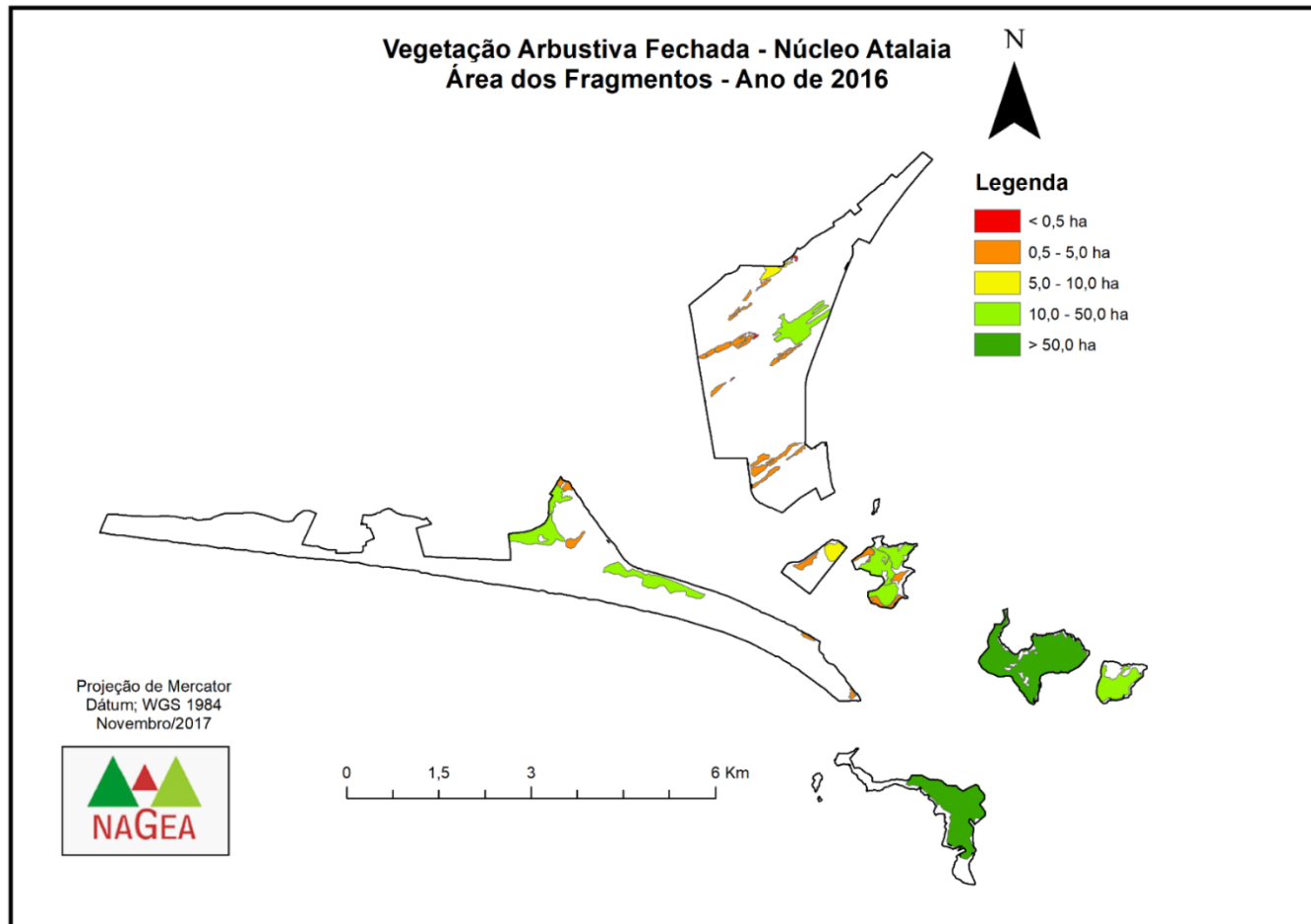


Figura 29 - Distribuição simplificada das classes de tamanho dos fragmentos de restinga arbustiva fechada mapeados em 2016 (Fonte: ELABORADO PELA PRÓPRIA AUTORA)

Tabela 9 - Quantificação das classes de tamanho de restinga arbustiva fechada mapeados em 2006.

Vegetação Arbustiva Fechada					
Quantificação das classes de tamanho					
Ano:	2006				
Tamanho (ha)	Fragmentos		Área Total		
	Nº	%	km ²	ha	%
< 0,5	23	38.33	0.029	2.863	0.7793
0,5 - 5,0	27	45.00	0.551	55.081	14.9901
5,0 - 10,0	1	1.67	0.073	7.304	1.9876
10,0 - 50,0	7	11.67	1.381	138.129	37.5910
> 50,0	2	3.33	1.641	164.075	44.6520
Total	60	100	3.675	367.4534	100

(Fonte: ELABORADO PELA PRÓPRIA AUTORA)

Tabela 10 - Quantificação das classes de tamanho de restinga arbustiva fechada mapeados em 2016.

Vegetação Arbustiva Fechada					
Quantificação das classes de tamanho					
Ano:	2016				
Tamanho (ha)	Fragmentos		Área Total		
	Nº	%	km ²	ha	%
< 0,5	8	18.60	0.013	1.292	0.3561
0,5 - 5,0	24	55.81	0.491	49.144	13.5389
5,0 - 10,0	2	4.65	0.124	12.407	3.4180
10,0 - 50,0	7	16.28	1.361	136.066	37.4853
> 50,0	2	4.65	1.641	164.075	45.2017
Total	43	100	3.630	362.9848	100

(Fonte: ELABORADO PELA PRÓPRIA AUTORA)

Com base nos resultados de índice de forma dos fragmentos mapeados em 2006 e 2016, pode-se observar que o número de fragmentos de VAF com formato irregular são encontrados em maior quantidade. Os índices de forma com valores entre 2 e 3 corresponderam 50,61% em 2006 e 57.67% em 2016 dos fragmentos. Em 2016 apenas um fragmento apresentou índice de forma >3, é um fragmento pequeno com 3.32 ha, estreito e alongado localizado na área 10. Os fragmentos de VAF obtiveram índice de forma elevado, refletindo a sua tendência às formas mais irregulares e, portanto, mais susceptíveis com relação ao efeito de borda, sobretudo para os fragmentos menores. (Figuras 30 e 31 Tabelas 11 e 12).

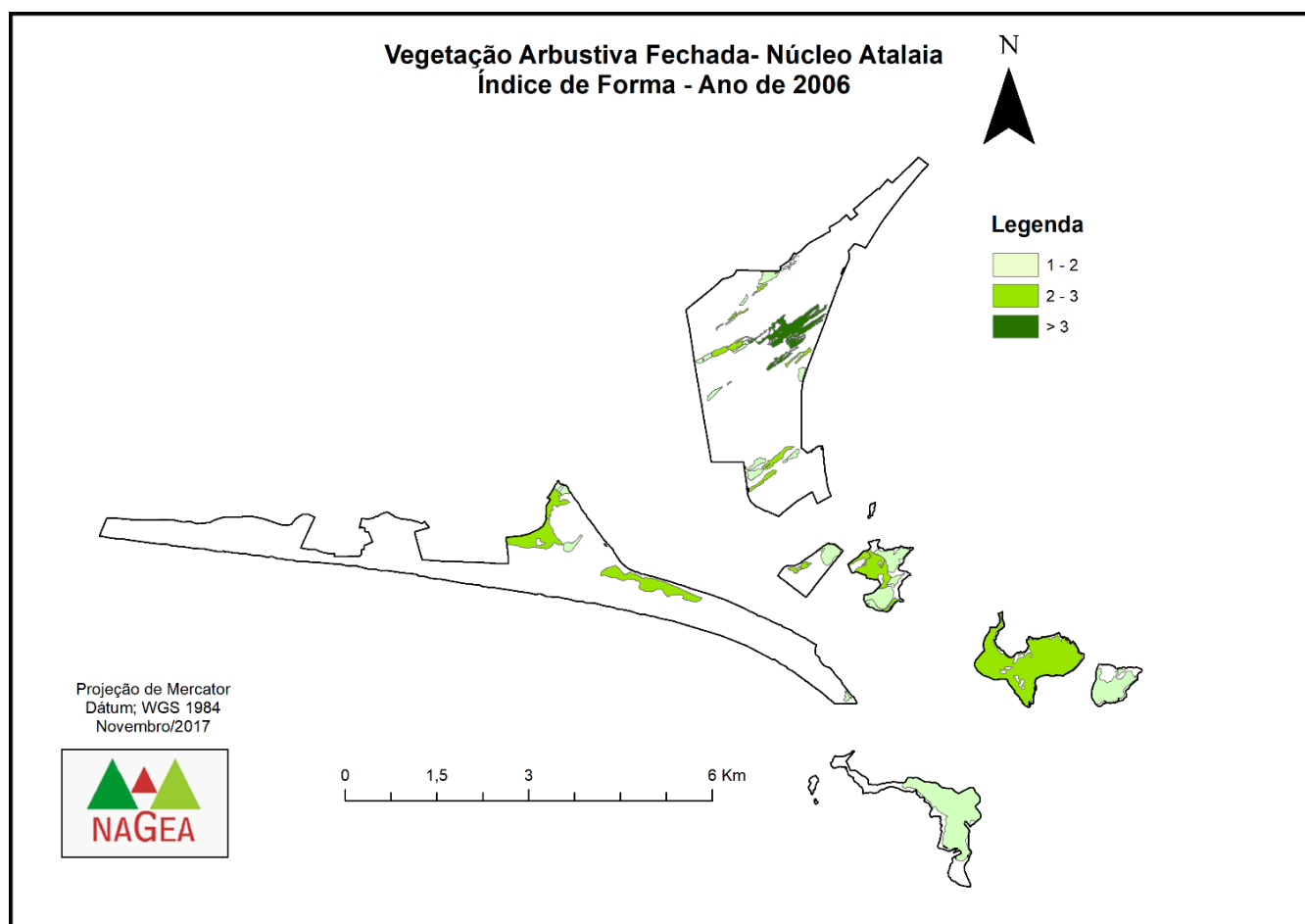


Figura 30 - Distribuição dos fragmentos de restinga arbustiva fechada quanto ao índice de forma em 2006 (Fonte: ELABORADO PELA PRÓPRIA AUTORA)

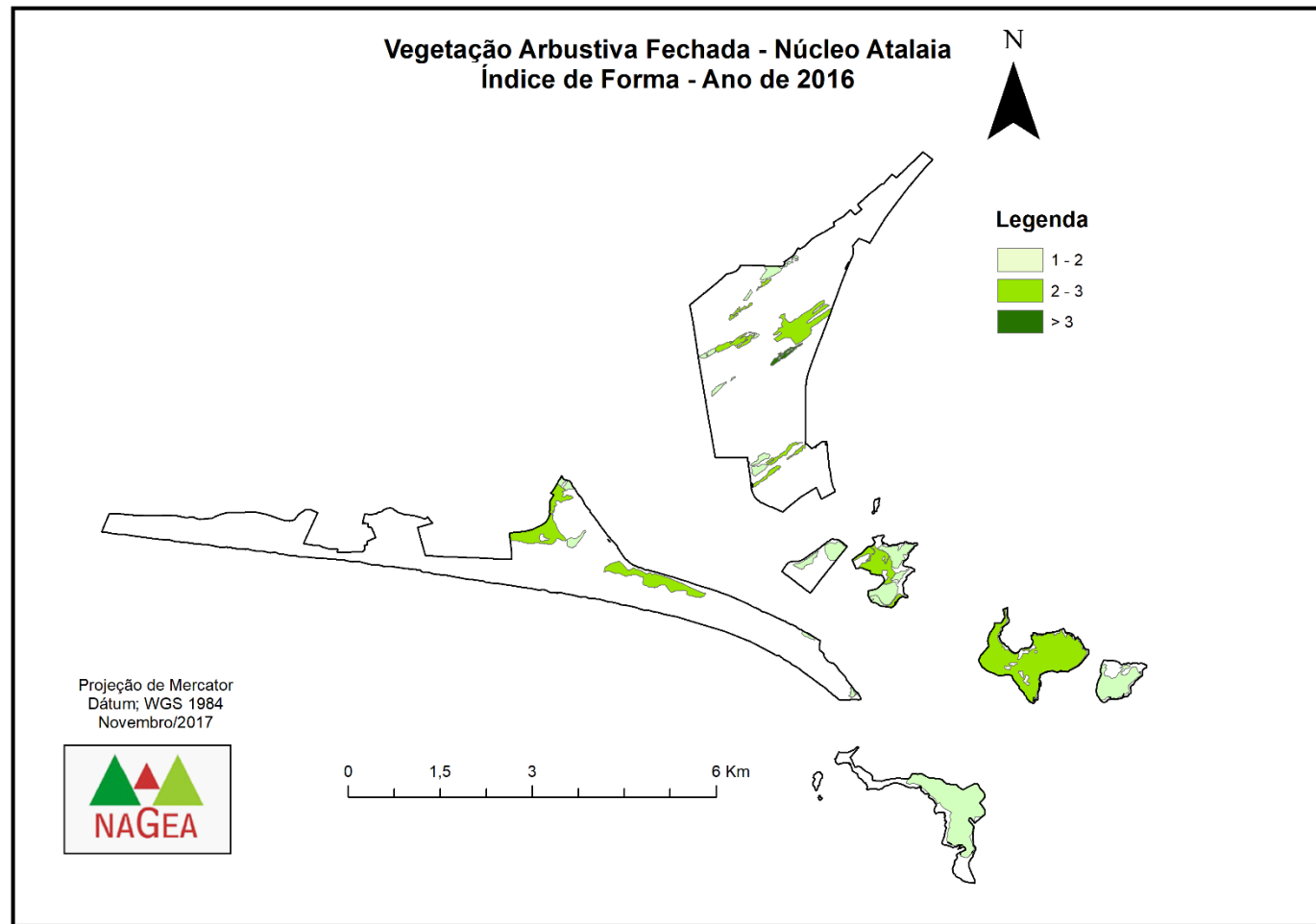


Figura 31 - Distribuição dos fragmentos de restinga arbustiva fechada quanto ao índice de forma em 2016 (Fonte: ELABORADO PELA PRÓPRIA AUTORA)

Tabela 11 - Distribuição dos fragmentos de restinga arbustiva fechada quanto ao índice de forma em 2006.

Vegetação Arbustiva Fechada					
Quantificação do Índice de Forma					
Ano:	2006				
Índice de Forma	Fragmentos		Área Total		
	Nº	%	km ²	há	%
1 - 2	43	71.67	1.510	151.030	41.1018
2 - 3	15	25.00	1.860	185.981	50.6136
> 3	2	3.33	0.304	30.442	8.2846
Total	60	100.00	3.675	367.453	100.0000

Fonte: ELABORADO PELA PRÓPRIA AUTORA

Tabela 12 - Distribuição dos fragmentos de restinga arbustiva fechada quanto ao índice de forma em 2016.

Vegetação Arbustiva Fechada					
Quantificação do Índice de Forma					
Ano:	2016				
Índice de Forma	Fragmentos		Área Total		
	Nº	%	km ²	há	%
1 - 2	28	65.12	1.503	150.318	41.4116
2 - 3	14	32.56	2.093	209.344	57.6728
> 3	1	2.33	0.033	3.323	0.9155
Total	43	100.00	3.630	362.985	100.00

Fonte: ELABORADO PELA PRÓPRIA AUTORA

O grau de isolamento dos fragmentos, expresso pela distância média do vizinho mais próximo (MNN), mostrou que apenas 4 fragmentos estão isolados a uma distância superior a 500m: dois fragmentos pequenos (0,5 – 5,0 ha), um fragmento médio (10-50ha) na área 1 (Praia Grande – Arraial do Cabo) e 1 fragmento grande acima de 50 ha na área 4 do Pontal do Atalaia. Os fragmentos que apresentam a distância inferior a 100m correspondem 39% dos fragmentos em 2006 e 38% dos fragmentos em 2016. A maioria destes fragmentos de VAF são pequenos e estão isolados, principalmente, por extensas áreas de dunas na área nº 10 (Dama-branca – Cabo Frio) (Figuras 32 e 33 tabelas 13 e 14)

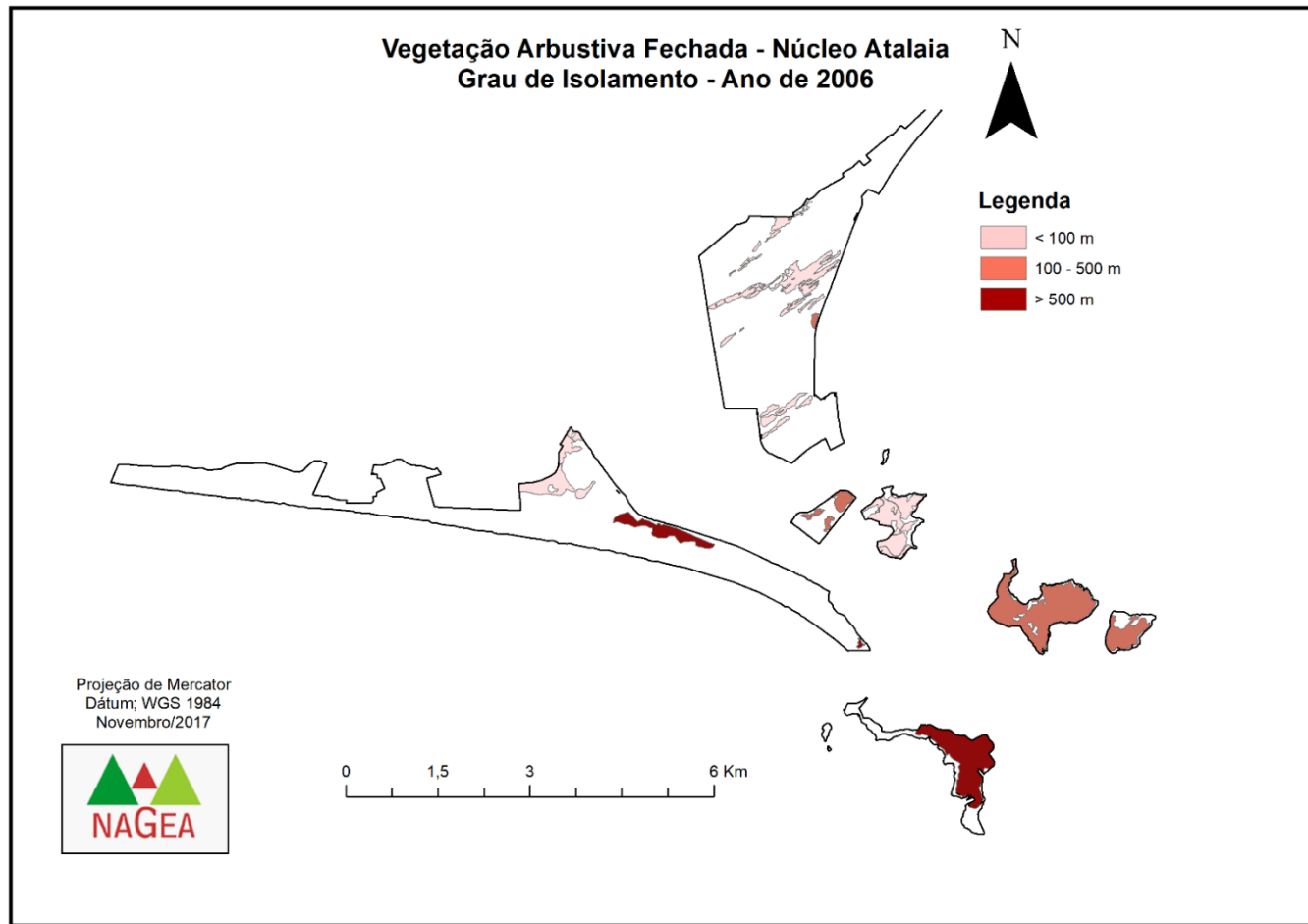


Figura 32 - Distribuição dos fragmentos de restinga arbustiva fechada quanto ao grau de isolamento em 2006 (Fonte: ELABORADO PELA PRÓPRIA AUTORA)

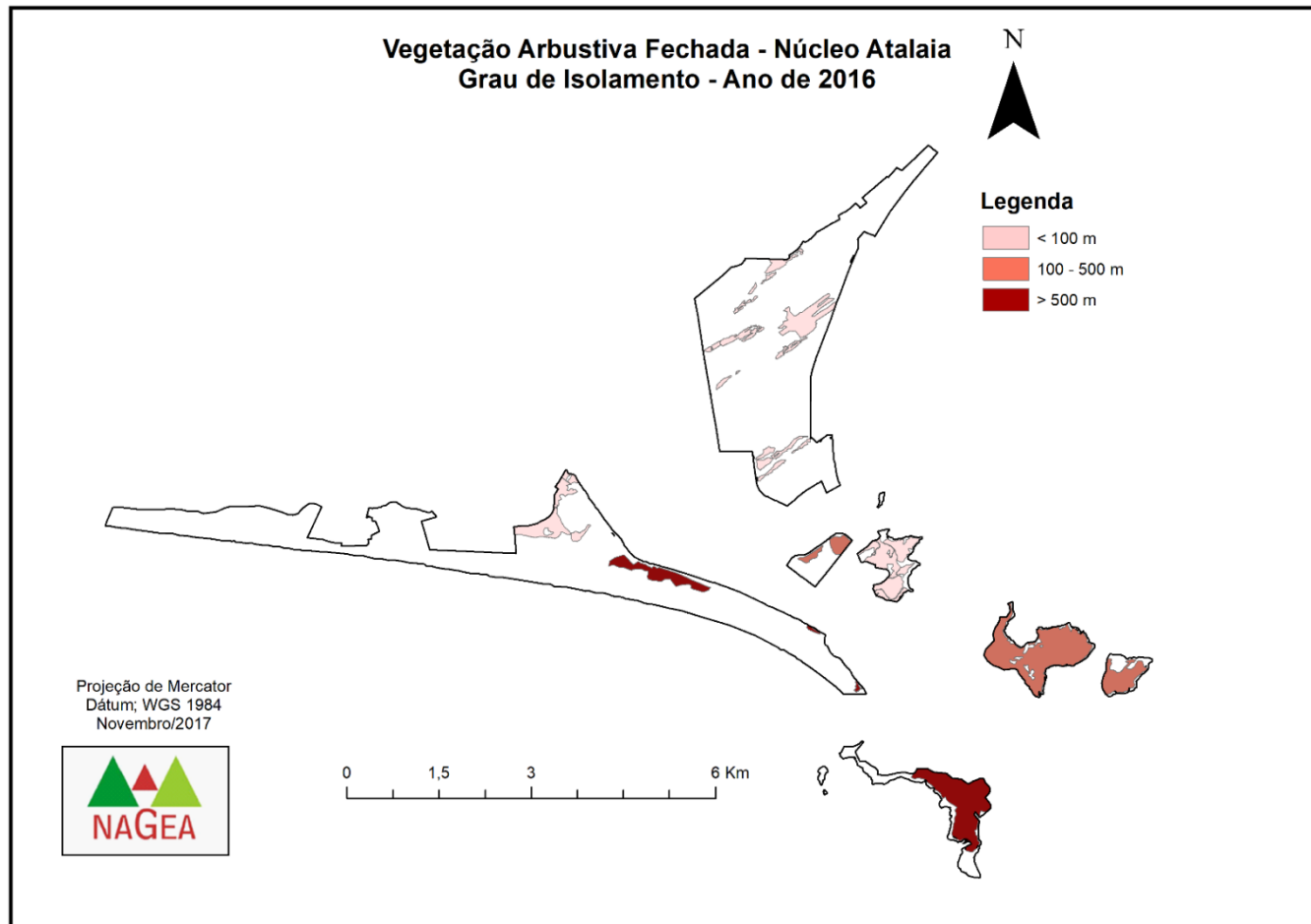


Figura 33 - Distribuição dos fragmentos de restinga arbustiva fechada quanto ao grau de isolamento em 2016 (Fonte: ELABORADO PELA PRÓPRIA AUTORA)

Tabela 13 - Distribuição dos fragmentos de restinga arbustiva fechada quanto ao grau de isolamento em 2006

Vegetação Arbustiva Fechada					
Quantificação da Proximidade dos Fragmentos					
Ano:	2006				
Proximidade (m)	Fragmentos		Área Total		
	Nº	%	km ²	ha	%
< 100	52	86.67	1.437	143.728	39.1146
100 - 500	5	8.33	1.320	132.034	35.9322
> 500	3	5.00	0.917	91.692	24.9532
Total	60	100.00	3.675	367.453	100.0000

Fonte: ELABORADO PELA PRÓPRIA AUTORA

Tabela 14 - Distribuição dos fragmentos de restinga arbustiva fechada quanto ao grau de isolamento em 2016

Vegetação Arbustiva Fechada					
Quantificação da Proximidade dos Fragmentos					
Ano:	2016				
Proximidade (m)	Fragmentos		Área Total		
	Nº	%	km ²	ha	%
< 100	35	81.40	1.391	139.117	38.3260
100 - 500	4	9.30	1.312	131.163	36.1345
> 500	4	9.30	0.927	92.704	25.5395
Total	43	100.00	3.630	362.985	100.0000

Fonte: ELABORADO PELA PRÓPRIA AUTORA

7. CONCLUSÃO

A área correspondente ao Núcleo II do PECSol mostrou que os fragmentos de vegetação natural sofreram pouco impacto ambiental com a implantação da UC. No entanto, alguns pontos negativos foram identificados, como a dominância da espécie *Casuarina equisetifolia* nas classes salinas, áreas degradadas em regeneração e solo exposto (praia e dunas), fato que pode afetar a resiliência dos remanescentes de restinga e o aumento de áreas edificadas.

Uma proposta para o melhor conhecimento sobre a dinâmica da população da *Casuarina equisetifolia* seria a implantação de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD), essas pesquisas são essenciais para o desenvolvimento de políticas ambientais e para o gerenciamento dos recursos naturais. Outra proposta seria a recuperação das áreas degradadas com o plantio de espécies nativas da restinga.

Quanto a qualidade dos fragmentos de VAF a maioria apresentou formas irregulares, caracterizando grande efeito de borda. Isso traz uma série de implicações para a fauna e flora locais.

A área de estudo está vulnerável a pressões antrópicas de diversas naturezas, sendo a principal atividade o turismo desordenado. A falta de delimitação física do parque, a distância entre as áreas do núcleo e a falta de pessoal e estrutura do órgão gestor dificulta a fiscalização das áreas do PECSol para conter o avanço de atividades ilegais.

A conformação do parque em modelo descontínuo de fato aumenta o grau de isolamento entre os pequenos e grandes fragmentos de VAF na paisagem e não favorece a conectividade entre os fragmentos. As áreas que compõe o PECSol apresentam um extenso histórico de exploração dos seus recursos naturais e hoje todo o ecossistema apresenta elevada vulnerabilidade.

Dentre os pontos positivos podemos dizer que a maioria dos fragmentos encontrados são pequenos, porém cumprem funções relevantes ao longo da paisagem e, ao longo do tempo podem expandir-se naturalmente. A área da Dama-Branca e Praia Grande, pela baixa declividade e facilidade de acesso,

mostraram-se mais vulneráveis. Com a implantação do plano de manejo podem ser criadas estratégias para o turismo sustentável e a recuperação de áreas degradadas. Os fragmentos de maior tamanho não sofreram modificação mantendo-se estáveis nesses 11 anos. Mesmo com toda as limitações dos órgãos públicos, o esforço de manter a integridade destes ecossistemas tem sido feito.

O modelo descontínuo de UC funciona, entretanto, ele necessita de maior prioridade nas políticas públicas para que estes ecossistemas continuem a existir. Por estar presente numa “zona ampliada” entre dois centros urbanos, vários desafios precisam ser vencidos e novos caminhos precisam ser desenhados para compreender melhor as novas condicionantes e transformações na dinâmica socioespacial na UC.

A utilização de métricas da paisagem como metodologia para o diagnóstico ambiental mostrou-se satisfatória, podendo servir de apoio para a elaboração de estratégias de proteção ambiental e planejamento, auxiliando no manejo dessa UC.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, C. G. D. **Análise espacial dos fragmentos florestais na Área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná.** 2008. 74 (Mestrado). Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG)

ANTUNES, A. F. B.; LINGNAU, C. **Uso de índices de acurácia para avaliação de mapas temáticos obtidos por meio de classificação digital.** III Congresso e Feira para Usuários de Geoprocessamento. Curitiba-PR 1997.

ARAÚJO, D. **Análise florística e fitogeográfica das restingas do Estado do Rio de Janeiro [Ph. D. Dissertation].** Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro 2000.

ARAUJO, D.; PEREIRA, M.; PIMENTEL, M. **Flora e estrutura de comunidades na Restinga de Jurubatiba-Síntese dos conhecimentos com enfoque especial para a Formação Aberta de Clusia.** Pesquisas de longa duração na restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação (CFD Rocha, FA Esteves & FR Scarano, eds.). RiMa, São Carlos, p. 59-76, 2004.

ARAUJO, D. D. **Vegetation types of sandy coastal plains of tropical Brazil: a first approximation.** Coastal plant communities of Latin America. Academic Press, New York, p. 337-347, 1992.

ARAUJO, D. D., SD; HEYWOOD, VH; HERRERA-MACBRYDE, O., **Cabo Frio Region.** p. 373-375, 1997.

ARCE, P. A. et al. **Conflitos socioambientais em unidades de conservação em áreas urbanas: o caso do parque Tizo em São Paulo.** HOLOS, v. 1, 2014. ISSN 1518-1634.

ARMENTERAS, D.; VARGAS, O. **PATRONES DEL PAISAJE Y ESCENARIOS DE RESTAURACIÓN EN COLOMBIA: ACERCANDO ESCALAS.** Acta Biológica Colombiana, v. 21, n. 1Supl, p. 229, 2016. ISSN 0120-548X.

AYACH, L. R. C., E. R. DA; SILVA, L. F. DA; BACANI, V. M. **Utilização de imagens GoogleEarth para mapeamento do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do córrego Indaiá, MS.** Revista Geonorte, Manaus, v. 2, n. 4, p. 1801-1811, 2012.

AZEVEDO, A. R. S., V. V.; OLIVEIRA, M. E. A. **Estabelecimento de um Índice de Susceptibilidade à Degradação aplicado aos fragmentos florestais da**

Bacia do Rio Turvo, RJ. 2005. (Resumos do I Simpósio de Paisagem). In: In: VII Congresso de Ecologia do Brasil, 2005, Caxambu-MG.

BARBIÈRE, E.; KRONEMBERGER, D. **Climatologia do litoral sul-sudeste do Estado do Rio de Janeiro.** Cadernos de Geociências, v. 12, p. 57-73, 1994.

BARBOSA, D. S. et al. **Sedimentação orgânica na lagoa Brejo do Espinho, Cabo Frio (RJ): composição e implicações paleoclimáticas.** II Congresso do Quaternário dos Países de Línguas Ibéricas, 2003.

BARROS, K. D. A. R. T. **Levantamento dos fragmentos florestais da cidade de Juiz de Fora, Minas Gerais-Brasil.** 2015.

BASILE, A. **Caracterização estrutural e física de fragmentos florestais no contexto da paisagem da Bacia do Rio Corumbataí, SP. 2006. 86 p.** 2006. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada)—Univ. de São Paulo, Piracicaba

BELMAKER, J. S., C. H.; JETZ, W. . **Global patterns of specialization and coexistence in bird assemblages.** Journal of Biogeography, v. 39, n. 1, p. 193-203, 2012.

BENNIO, L. et al. **Petrological, geochemical and Sr-Nd isotopic features of alkaline rocks from the Arraial do Cabo Frio peninsula (southeastern Brazil).** Periodico di Mineralogia, v. 71, n. 2, p. 137-158, 2002. ISSN 0369-8963.

BOHRER, C. B. A. D., H.G.R.; CRONEMBERGER, F.M.; VICENS, R.S.; ANDRADE, S.F. **Mapeamento da vegetação e do uso do solo no Centro de Diversidade Vegetal de Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil.** Rodriguésia, v. 60, n. 1, p. 1-12, 2009.

BORGES, D. N. P., P. H.; FREITAS, E. P. DE. **Fisiografia de microbacias hidrográficas utilizando o software Google Earth e o modelo digital de elevação SRTM.** In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO.** Foz do Iguaçu. Anais eletrônicos. São José dos Campos: INPE, 2013.

BRASIL. **Folhas SF. 23/24 Rio de Janeiro/Vitória: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra.** Ministério de Minas e Energia: 1983.

_____. **RESOLUÇÃO No 417, DE 23 DE NOVEMBRO DE 2009 - Parâmetros básicos para definição de vegetação primária e dos estágios sucessionais secundários da vegetação de Restinga na Mata Atlântica** PUBLICADO NO D.O.U, 2009.

_____. **LEI Nº 12.651, de 25 de maio de 2012 Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências.** REPUBLICA, P. D. Casa Civil: Subchefia para Assuntos Jurídicos 2012.

CALEGARI, L. et al. **Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal.** Revista *Árvore*, v. 34, n. 5, 2010. ISSN 0100-6762.

CARDOSO, J. A., C. M. S. **Mapeamento atual do uso e cobertura das terras da sub-bacia doriacho do Roncador em Timon (MA) utilizando imagens do Google Earth.** Revista *OKARA:Geografia em debate*, João Pessoa, v.8, n.2, p.328-343, 2014.

CARVALHO, D. A. D.; SÁ, C. F. C. D. **Herb layer structure of an open scrub restinga in the Massambaba Environmental Protection Area, Rio de Janeiro, Brazil.** *Rodriguésia*, v. 62, n. 2, p. 367-378, 2011. ISSN 2175-7860.

CITADINI-ZANETE, V. B., L. R. M. **Vegetação herbácea terrícola de uma comunidade florestal em Limoeiro, município de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil.** *Boletim do Instituto de Biociências/UFRGS*, v. 45, p. 1-87, 1989.

COE, H. H. et al. **Peculiaridades Ecológicas Da Região De Cabo Frio.** Revista *Tamoios*, v. 3, n. 2, 2007. ISSN 1980-4490.

COE, H. H. G.; CARVALHO, C. N. **Cabo Frio-Um enclave semiárido no litoral úmido do Estado do Rio de Janeiro: respostas do clima atual e da vegetação pretérita.** *GEOUSP: Espaço e Tempo (Online)*, n. 33, p. 136-152, 2013. ISSN 2179-0892.

COHEN, J. **A Coeficient of Agreement for Nominal Scales.** *Educational and Measurment*, v. XX, n. 1, p. 37-46, 1960.

COLLINGE, S. K. **Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning.** *Landscape and urban planning*, v. 36, n. 1, p. 59-77, 1996. ISSN 0169-2046.

COLWELL, R. N. **Manual of photographic interpretation.** American Society of Photogrammetry, 1960.

_____. **Manual of remote sensing.** American Society of Photogrammetry, 1983. ISBN 0937294411.

_____. **History and place of photographic interpretation.** Manual of photographic interpretation, v. 2, p. 33-48, 1997.

COSTA, B. D. O. P., T. C. T.; GUIDOLINI, J. F.; SILVA, M. C. DA; CALDAS, A. M. **Sensoriamento remoto no planejamento do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do córrego Rico, São Paulo, Brasil.** In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA.** Campo Grande. Anais eletrônicos... Jaboticabal: Associação Brasileira de Engenharia Agrícola, 2014, 2014.

COSTA, O. B.; MATRICARDI, E. A. T.; PIRES, J. S. R. **Análise do processo de fragmentação da floresta nos municípios de Corumbiara e Buritis-RO.** 2015. ISSN 2179-8087.

DE REZENDE, C. L. et al. **Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale.** Biodiversity and conservation, v. 24, n. 9, p. 2255-2272, 2015. ISSN 0960-3115.

DUARTE, T. B. F. **Efeito da estrutura da paisagem na conectividade para ocorrência de aves florestais em fragmentos de mata atlântica em um cenário urbano.** 2017. 73 (Mestrado). Departamento de Biodiversidade, Evolução e Meio Ambiente. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais. Universidade Federal de Ouro Preto. Instituto de Ciências Exatas e Biológicas, Ouro Preto-MG.

DUNLEY, B. S. **Avaliação de dois padrões de colonização da Casuarina equisetifolia L.(Casuarinales: Casuarinaceae) na Reserva Biológica das Orquídeas, Restinga de Massambaba, Arraial do Cabo, RJ.** 2004. Pós Graduação em Ciências Ambientais, UFRJ

ESTATÍSTICA, I.-I. B. D. G. E. Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios. Síntese dos Indicadores de 2009. <https://censo2010.ibge.gov.br/>, 2010. Acesso em: 16/12/2017.

_____. **Manual Técnico de Uso da Terra.** 3ª Edição. Rio de Janeiro: 2013. ISBN 978-85-240-4307-9.

FAO. **FRA 2015 Terms and Definitions.** Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome: 32 p. 2012.

FARINA, A. **Principles and methods in landscape ecology: towards a science of the landscape.** Springer Science & Business Media, 2008. ISBN 1402055358.

FERNANDES, M. et al. **Landscape Ecology of a Watershed in the Brazilian Coastal Flat Lands**. Floresta e Ambiente, v. 24, 2017. ISSN 2179-8087.

FERREIRA, L. D. C. et al. **Conflitos sociais em áreas protegidas no Brasil: moradores, instituições e ONGs no Vale do Ribeira e Litoral Sul, SP**. Revista Idéias, v. 8, n. 2, p. 115-149, 2001.

FILHO, E. A.; CAMPOS, W. W.; FURLAN, S. A. **ECOLOGIA DA PAISAGEM E A CONSERVAÇÃO DE FLORESTAS TROPICAIS**. OKARA: Geografia em debate, v. 9, n. 2, p. 195-215, 2015. ISSN 1982-3878.

FLORENZANO, T. G. **Iniciação em sensoriamento remoto**. Oficina de Textos, 2007. ISBN 8579750644.

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

FREITAS, S. R.; HAWBAKER, T. J.; METZGER, J. P. **Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest**. Forest Ecology and Management, v. 259, n. 3, p. 410-417, 2010. ISSN 0378-1127.

GASPAR, M. **Sambaqui: arqueologia do litoral brasileiro**. Zahar, 1999. ISBN 8537802247.

GBA, M. S. **Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil**. 2010. 14 MMA/SBF/GBA, Instituto do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis, Brasília.

GENELETTI, D. **Biodiversity Impact Assessment of roads: an approach based on ecosystem rarity**. Environmental Impact Assessment Review, v. 23, n. 3, p. 343-365, 2003.

GODRON, M.; FORMAN, R. Landscape modification and changing ecological characteristics. In: (Ed.). Disturbance and ecosystems: Springer, 1983. p.12-28.

GOERL, R. F. et al. **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, 2012. ISSN 1984-2295.

GOVERNO DO RIO DE JANEIRO; SEA, I., VOTORANTIM. **Atlas das unidades de conservação do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro - RJ: 2015. 89.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. **Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics**. *Forest Ecology and Management*, v. 148, n. 1, p. 185-206, 2001. ISSN 0378-1127.

GUEDES, D.; BARBOSA, L. M.; MARTINS, S. E. **Composição florística e estrutura fitossociológica de dois fragmentos de floresta de restinga no Município de Bertioga, SP, Brasil**. *Acta Botanica Brasilica*, p. 299-311, 2006. ISSN 0102-3306.

HANSBAUER, M. M. E. A. **Landscape perception by forest understory birds in the Atlantic Rainforest: Black-and-white versus shades of grey**. *Landscape Ecology*, v. 25, n. 3, p. 407–417, 2010.

HARGIS, C. D.; BISSONETTE, J. A.; DAVID, J. L. **The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation**. *Landscape Ecology*, v. 13, n. 3, p. 167-186, 1998. ISSN 0921-2973.

INEA, I. E. D. A. Parque Estadual da Costa do Sol. Disponível em: <http://200.20.53.3:8081/Portal/Agendas/BIODIVERSIDADEEAREASPROTEGIDAS/UnidadesdeConservacao/INEA_008423>, 2017. Acesso em: 16/12/2017.

JACINTO TABANEZ, A. A.; VIANA, V. M. **Patch structure within Brazilian Atlantic forest fragments and implications for conservation**. *Biotropica*, v. 32, n. 4, p. 925-933, 2000. ISSN 0006-3606.

JEANNOT, K. K.; CARVALHO, V. D. C.; FONTES, M. A. L. **Management Effectiveness at the Ibitipoca State Park, Minas Gerais**. *Floresta e Ambiente*, v. 23, n. 1, p. 11-20, 2016. ISSN 2179-8087.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. São José dos Campos - SP: Parêntese, 2009. ISBN 856050706X.

JOÃO, C. C. D. B. H. L. S. Voz das Águas: Parque Estadual da Costa do Sol torna-se finalmente uma realidade. Disponível em: <<http://www.vozdasaguas.com/2011/05/parque-estadual-da-costa-do-sol-torna-se-finalmente-uma-realidade/>>, 2011. Acesso em: 16/12/2017.

JUVANHOL, R. S. et al. **Análise espacial de fragmentos florestais: caso dos parques estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, estado do Espírito Santo.** 2011. ISSN 2179-8087.

KEANE, R. M.; CRAWLEY, M. J. **Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis.** Trends in ecology & evolution, v. 17, n. 4, p. 164-170, 2002. ISSN 0169-5347.

LACERDA, L.; DE ARAUJO, D.; MACIEL, N. C. **Dry coastal ecosystems of the tropical Brazilian coast.** Ecosystems of the World, p. 477-477, 1993. ISSN 0167-4579.

LANDIS JR, K. G. **The measurement of observer agreement for categorical data.** Biometrics, v. 33, p. 159-174, 1997.

LANG, S. et al. **3D Forest structure analysis from optical and LIDAR data**
Análise 3D da estrutura da floresta com dados ópticos e da LIDAR. Ambiência, v. 2, n. 3, p. 95-110, 2009. ISSN 2175-9405.

LEAL, J. V.; TODT, V.; THUM, A. B. **O uso de SIG para monitoramento de áreas degradadas-estudo de caso: APP do Arroio Gil, Triunfo-RS.** Revista Brasileira de Cartografia, v. 5, n. 65/5, 2013. ISSN 1808-0936.

LEISHER, C. et al. **Measuring the impacts of community-based grasslands management in Mongolia's Gobi.** PLoS One, v. 7, n. 2, p. e30991, 2012. ISSN 1932-6203.

LERNER, F.; LUZ JERONYMO, C. A. **Entre salinas, moradias e resort: conflitos de uso e cobertura da terra na Área de Proteção Ambiental de Massambaba, Rio de Janeiro, Brasil.** Caderno de Geografia, v. 27, n. 50, 2017. ISSN 0103-8427.

LI YONG, D. E. A. **Do insectivorous bird communities decline on land-bridge forest islands in Peninsular Malaysia?** Journal of Tropical Ecology, v. 27, p. 1-14, 2011.

LIMA, L. T. D. **A paisagem costeira do Rio Grande Do Sul: leitura e interpretação das propriedades fisionômicas do espaço como estratégia de planejamento e gestão do território.** 2014. 163 (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Gerenciamento Costeiro, Universidade Federal do Rio Grande/FURG

LIMA, R. N.; ROCHA, C. H. B. **Técnicas de sensoriamento remoto e métricas de ecologia da paisagem aplicadas na análise da fragmentação florestal no município de Juiz de Fora–MG em 1987 e 2008.** 2010. 122 (Especialização). Faculdade de Engenharia, UFJF, Universidade Federal de Juiz de Fora.

LITTLE, P. E. **Os conflitos socioambientais: um campo de estudo e de ação política.** A difícil sustentabilidade: política energética e conflitos ambientais. Rio de Janeiro: Garamond, p. 107-122, 2001.

LONGLEY, P. A. et al. **Sistemas e ciência da informação geográfica.** Bookman Editora, 2009. ISBN 8565837653.

MACHADO, N. C. **Aspectos fenológicos de espécies arbóreas e arbustivas em formações vegetacionais abertas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Carapebus, Rio de Janeiro. Brasil.** 2013. 83 (Mestrado). Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure.** Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995.

MEDEIROS, R. **Evolução das tipologias e categorias de áreas protegidas no Brasil.** Ambiente & Sociedade, v. 9, n. 1, 2006. ISSN 1414-753X.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. D. **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto.** Embrapa Cerrados-Livros técnicos (INFOTECA-E), 2012.

METZGER, J. P. **O que é ecologia de paisagens?** Biota Neotropica, v. Volume 1, 2001. ISSN BN00701122001.

_____. **Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas.** Cullen Jr.; L., Rudran, R. & Valladares-Pádua, C.(eds). Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre. Editora da UFPr, Curitiba, Brasil, p. 667, 2003.

MIRANDA, J. **Usando o Google Earth para publicar dados proprietários.** Embrapa Informática Agropecuária-Documentos (INFOTECA-E), 2006.

MMA, M. D. M. A. **ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO, USO SUSTENTÁVEL E REPARTIÇÃO DOS BENEFÍCIOS DA BIODIVERSIDADE BRASILEIRA.** 2007.

MORAES, M. E. B. D. P., FELIPE DE SOUZA; SANTANA, LAURO BRITO DE; MENDES, IAN BARAÚNA. **ANÁLISE MÉTRICA DA PAISAGEM NA MICROBACIA DO RIO ÁGUA PRETA DO MOCAMBO, URUÇUCA, SUL DA BAHIA**. REDE – Revista Eletrônica do PRODEMA - Fortaleza - CE, v. 9, n. 1, p. 62-72, 2015.

NASCIMENTO, H. E.; LAURANCE, W. F. **Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento**. Acta Amazonica, v. 36, n. 2, p. 183-192, 2006.

NISHI, E.; TEJERINA-GARRO, F. L.; MAIA, T. C. B. **Caracterização da cobertura vegetal remanescente e implicações na conservação da biota na bacia do ribeirão João Leite, Goiás, Região Centro-Oeste**. Revista Brasileira de Cartografia, n. 62/4, 2011. ISSN 1808-0936.

OLIVEIRA, J. S. D. et al. **ANÁLISE ESPACIAL COMO SUPORTE AO PLANEJAMENTO AMBIENTAL DA REGIÃO DO QUADRILÁTERO FERRÍFERO, MINAS GERAIS/SPATIAL ANALYSIS AS A SUPPORT FOR THE ENVIRONMENTAL PLANNING OF THE QUADRILÁTERO FERRÍFERO REGION, MINAS GERAIS**. Geographia Meridionalis, v. 3, n. 1, p. 134-156, 2017. ISSN 2446-9165.

PHOTOGRAMMETRY, A. S. O. **Manual of Photographic Interpretation**. . Washington: American Society of Photogrammetry: 1952.

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

PORTELA, R. D. C. Q.; SANTOS, F. A. M. D. **Produção e espessura da serapilheira na borda e interior de fragmentos florestais de Mata Atlântica de diferentes tamanhos**. Brazilian Journal of Botany, 2007. ISSN 0100-8404.

REIS, M. D. C. S. D. **Ecologia e potencial remediador do consórcio FMABactéria isolado da Rizosfera de Remirea maritima**. 2014. 92 (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense, Macaé, RJ.

RIBEIRO, M. C. et al. **The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation**. Biological conservation, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009. ISSN 0006-3207.

RIO DE JANEIRO. Decreto Estadual nº 42.929 de 18 de abril de 2011, que institui o Parque Estadual Costa do Sol. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/unidades/costadosol_decreto.pdf>, 2011. Acesso em: 16/12/2017.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos**. Âmbito Cultural, 1997.

ROCHA, C. et al. **A restinga de Jurubatiba e a conservação dos ambientes de restinga do Estado do Rio de Janeiro**. Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação. RiMa, São Carlos, p. 341-352, 2004.

ROCHA, C. et al. **The remnants of restinga habitats in the Brazilian Atlantic Forest of Rio de Janeiro state, Brazil: habitat loss and risk of disappearance**. Brazilian Journal of Biology, v. 67, n. 2, p. 263-273, 2007. ISSN 1519-6984.

ROCHA, C. D. et al. **A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas restingas da Mata Atlântica**. Rima Editora, São Carlos, 2003.

RODRIGUES, E.; PRIMACK, R. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues, v. 10, 2001.

SALEME, F. **Interpretação ambiental, aspectos biológicos e educacionais do Parque Estadual da Costa do Sol e da Área de Proteção Ambiental do Pau-Brasil nos limites do município de Cabo Frio – RJ** 2016. 69 (Mestrado). Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro / Escola Nacional de Botânica Tropical, Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT, I. B. **Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil**. Biodiversidade Brasileira, n. 2, p. 32-49, 2014. ISSN 2236-2886.

SAMUEL-ROSA, A. M., P.; DALMOLIN, R. S. D.; PEDRON, F DE A. **Uso da terra noRebordo do Planalto do Rio Grande do Sul**. Ciência e Natura, Santa Maria, v.33, n.1, p.161-173, nov.2011, 2011.

SANTOS, J. S. M.; VALERIANO, D. D. M. **Análise da paisagem de um corredor ecológico na Serra da Mantiqueira**. MAIA, v. 528, p. 7, 2003.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. **Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review**. Conservation biology, v. 5, n. 1, p. 18-32, 1991. ISSN 1523-1739.

SCHIER, R. A. **Trajetórias do conceito de paisagem na geografia**. RA'E GA-O Espaço Geográfico em Análise, v. 7, 2003. ISSN 2177-2738.

SCHMITT, R. D. S. et al. **Late amalgamation in the central part of West Gondwana: new geochronological data and the characterization of a Cambrian collisional orogeny in the Ribeira Belt (SE Brazil)**. Precambrian Research, v. 133, n. 1, p. 29-61, 2004. ISSN 0301-9268.

SEKERCIOGLU, C. H. E. A. **Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments**. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, v. 99, n. 1, p. 263–267, 2002.

SILVA, J. D.; ZAIDAN, R. T. **Geoprocessamento & meio ambiente**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, p. 324, 2011.

SILVA, W. et al. **Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover on the Ibiúna Plateau, SP**. Brazilian Journal of Biology, v. 67, n. 3, p. 403-411, 2007. ISSN 1519-6984.

SIMON, A. L. H. T., G. **Elaboração de cenários recentes de uso da terra utilizando imagens do Google Earth**. Aracne. Revista electrónica de recursos en Internet sobre Geografía y Ciencias Sociales, Barcelona, n.116, Disponível em: <<http://www.ub.edu/geocrit/aracne/aracne-116.htm>>, 2009. Acesso em: 23/12/2017.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica: Período 2015-2016**. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/link/Atlas_Mata_Atlantica_2015-2016_relatorio_tecnico_2017.pdf>, p. 69, 23 2017. Acesso em: 23/12/2017.

SOUSA, T. R. et al. **The effects of forest fragmentation on the soil seed bank of Central Amazônia**. Elsevier, v. 393 (2017), p. 105-112, 2017.

SPIEGEL, M. R. **Estatística**. 3ª Edição. 1993.

STEVENS, P. O. **Dinâmica da paisagem no geossistema do estuário do Rio Paraíba-extremo oriental das Américas: estimativas de perdas de habitat e cenários de recuperação da biodiversidade**. 2014. 125 (Mestrado). Faculdade de Geografia, Universidade Federal da Paraíba

STRATFORD, J. A. S., P. C. . **Forest fragmentation alters microhabitat availability for Neotropical terrestrial insectivorous birds.** *Biological Conservation*, v. 188, p. 109-115, 2015.

TEIXEIRA, A. M. G. et al. **Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: implications for conservation.** *Forest Ecology and Management*, v. 257, n. 4, p. 1219-1230, 2009. ISSN 0378-1127.

TELLES, F. B. D. S. et al. **Anurans from the “Restinga” of Parque Natural Municipal de Grumari, state of Rio de Janeiro, southeastern Brazil.** *Check List*, v. 8, n. 6, p. 1267-1273; erratum, 2012. ISSN 1809-127X.

TERBORGH, J.; VAN SCHAIK, C. **Why the world needs parks.** *Making parks work: strategies for preserving tropical nature*, p. 3-14, 2002.

TERRA, A. **Uma Janela para o Mar: Ocupação Irregular na Localidade de Monte Alto, na Restinga de Massambaba.** Arraial do Cabo RJ. In: XXI Encontro Nacional do CONPEDI/UFU. Anais do XXI Encontro Nacional do CONPEDI/UFU, Uberlândia, 2012.

TORLAY, R.; OSHIRO, O. T. Obtenção de Imagem do Google Earth para classificação de uso e ocupação do solo. Embrapa Monitoramento por Satélite- Artigo em anais de congresso (ALICE), 2011, In: CONGRESSO DE INTERINSTITUCIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 4., 2010. Campinas. Anais... Campinas: IAC, 2010.

TREVISAN, D. P.; MOSCHINI, L. E.; DE MELLO, B. M. **Avaliação da naturalidade da paisagem do município de São Carlos, São Paulo, Brasil (Evaluation of landscape naturalness in São Carlos, São Paulo, Brazil).** *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 10, n. 2, p. 356-370, 2017. ISSN 1984-2295.

TUNDISI, J. G. **Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos.** *Biota Neotropica*, v. 10, n. 4, 2010. ISSN 1676-0611.

TURNER, B. **Patterns of change in arthropod biodiversity living on Casuarina equisetifolia, an early successional tree species on the island of Anak Krakatau, Indonesia.** *Trop Biodivers*, v. 4, p. 241-257, 1997.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. **Landscape ecology in theory and practice.** Springer, 2001.

UFBA. Zona Costeira: Restinga.
<http://www.zonacosteira.bio.ufba.br/vrestinga.html>, 2017. Acesso em:
16/12/2017.

URBANO, E. El uso de Google Earth para el estudio de la morfología de las ciudades. I, Alcances y limitaciones. Aracne. Revista electrónica de recursos en Internet sobre Geografía y Ciencias Sociales, Barcelona, n 100, Disponível em: <<http://www.ub.edu/geocrit/aracne/aracne-100.htm>>, 2007. Acesso em: 23/12/2017.

UUEMAA, E. et al. **Landscape metrics and indices: an overview of their use in landscape research**. Living reviews in landscape research, v. 3, n. 1, p. 1-28, 2009. ISSN 1863-7329.

VALENTE, R. D. O. A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí, SP**. 2001.

VALENTE, R. O. A. V., C.A. **Análise da estrutura florestal na Baica do Rio Corumbataí, SP**. Scientia Forestalis, v. 62, p. 15, 2002.

VALÉRY, L. et al. **In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself**. Biological invasions, v. 10, n. 8, p. 1345-1351, 2008. ISSN 1387-3547.

VAN SCHAİK, C.; RIJKSEN, H. D. **Projetos integrados de conservação e desenvolvimento: problemas e potenciais**. Tornado os Parques Eficientes. Estratégias para a conservação da natureza nos trópicos. Curitiba: Editora UFPR-Fundação o Boticario de Proteção a Natureza, 2002.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. **Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais**. Série técnica IPEF, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

VISCO, D. M. E. A. **Patterns and causes of understory bird declines in human-disturbed tropical forest landscapes: A case study from Central America**. Biological Conservation, v. 191, p. 117-129, 2016.

VITOUSEK, P. M. et al. **Human domination of Earth's ecosystems**. Science, v. 277, n. 5325, p. 494-499, 1997. ISSN 0036-8075.

VOLOTÃO, C. **Trabalho de Análise Espacial: Métricas do Fragstats. 1998**. 1998. Dissertação.(Mestrado em Pesquisa Espacial)–Instituto Nacional de Pesquisa Espacial (INPE), São Paulo

WILCOVE, D. S. **Protecting biodiversity in multiple-use lands: lessons from the US Forest Service.** Trends in ecology & evolution, v. 4, n. 12, p. 385-388, 1989. ISSN 0169-5347.