



**ESTUDO DO USO DA TERRA E FRAGMENTAÇÃO DA
VEGETAÇÃO NATURAL NA RESERVA DE DESENVOLVIMENTO
SUSTENTÁVEL NASCENTES GERAIZEIRAS NO NORTE DE
MINAS GERAIS, BRASIL**

MARIZETE CHAVES DE CERQUEIRA

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL – EFL
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB**

FACULDADE DE TECNOLOGIA

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA - FT
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL - EFL

**ESTUDO DO USO E COBERTURA DA TERRA E
FRAGMENTAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATURAL NA
RESERVA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL
NASCENTES GERAIZEIRAS NO NORTE DE MINAS
GERAIS, BRASIL**

MARIZETE CHAVES DE CERQUEIRA

ORIENTADOR: ERALDO APARECIDO TRONDOLI MATRICARDI
DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL – UnB

PUBLICAÇÃO:

BRASÍLIA/DF: JUNHO DE 2016

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB
FACULDADE DE TECNOLOGIA - FT
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL - EFL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

ESTUDO DO USO E COBERTURA DA TERRA E FRAGMENTAÇÃO
DA VEGETAÇÃO NATURAL NA RESERVA DE DESENVOLVIMENTO
SUSTENTADO NASCENTES GERAIZEIRAS NO NORTE DE MINAS
GERAIS, BRASIL

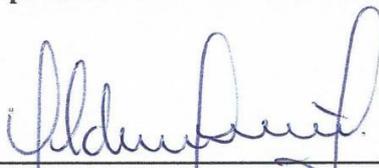
MARIZETE CHAVES DE CERQUEIRA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE
ENGENHARIA FLORESTAL DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À
OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS FLORESTAIS.

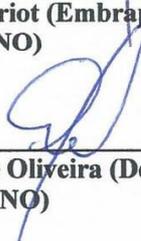
PUBLICAÇÃO:
APROVADO POR:



Prof. Dr. Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi (Departamento de Engenharia
Florestal, UnB)
(ORIENTADOR)



Prof. Dr. Aldicir Osni Scariot (Embrapa Recursos Genéticos, Cenargen)
(EXAMINADOR INTERNO)



Prof. Dr. Carlos Henke de Oliveira (Departamento de Ecologia, UnB)
(EXAMINADOR EXTERNO)

Brasília, 10 de junho de 2016.

FICHA CATALOGRÁFICA

A ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central de Brasília – UnB.

| | |
|--------|---|
| CC416e | CHAVES DE CERQUEIRA, MARIZETE ESTUDO DO USO E COBERTURA DA TERRA E FRAGMENTAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATURAL NA RESERVA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL NASCENTES GERAIZEIRAS NO NORTE DE MINAS GERAIS, BRASIL / MARIZETE CHAVES DE CERQUEIRA; orientador ERALDO APARECIDO TRONDOLI MATRICARDI. -- Brasília, 2016. 109 p. |
| | Dissertação (Mestrado - Mestrado em Ciências Florestais) -- Universidade de Brasília, 2016. |
| | 1. Unidade de Conservação. 2. Corredor Ecológico. 3. Fragmentação. 4. Sensoriamento Remoto. 5. Sistema de Informação Geográfica. I. APARECIDO TRONDOLI MATRICARDI, ERALDO , orient. II. Título. |

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

CERQUEIRA, M. C. de. 2015. **Estudo do Uso e Cobertura da Terra e Fragmentação da vegetação natural na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras no Norte de Minas Gerais, Brasil**. Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais, Publicação PPGEFL. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília - UnB, Brasília/DF. 2016. 105p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Marizete Chaves de Cerqueira

TÍTULO: Estudo do Uso e Cobertura da Terra e Fragmentação da vegetação natural na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras no Norte de Minas Gerais, Brasil.

GRAU: MESTRE ANO: 2016

É concedido à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Marizete Chaves de Cerqueira
marizeteflorestal@gmail.co

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a DEUS, por sempre me dar forças e por nunca me deixar desistir diante das dificuldades, me mostrando que sou capaz.

Agradeço à minha família, minha mãezinha Maria Aparecida, aos meus irmãos, Marcelo, pelo apoio e parceria sempre que precisei, Patrícia e Luana, que sempre me incentivou e por ser um exemplo para mim! Amo vocês!!

A todos os familiares que vibraram por mim.

Agradeço imensamente à Alayde, por ter feito um papel de mãe na minha vida, sem a ajuda dela certamente eu não teria chegado até aqui, serei eternamente grata por tudo!

Ao melhor orientador que alguém poderia ter, Professor Dr. Eraldo Matricardi, por ser um excelente profissional, pela sua competência e humildade, pela paciência em esclarecer cada dúvida, pelas sugestões que foram fundamentais para conclusão desta dissertação, por tornar os dias mais alegres e divertidos e principalmente pela amizade construída durante o tempo de orientação. Obrigada, Eraldo!!!

Ao pesquisador Dr. Aldicir Scariot, pela oportunidade de realizar esta pesquisa na RDS, pela experiência do trabalho de campo e pela oportunidade de conhecer os Geraizeiros, pessoas incríveis que foram essenciais para esta pesquisa!!!

Ao Professor Dr. Carlos Henke, pela valiosa ajuda com as métricas da paisagem, por sua gentileza em me ajudar todas as vezes que eu o procurei, compartilhando seu conhecimento. Aos meus amigos dos pós, em especial à Simone, que tive o prazer de compartilhar ideias e os trabalhos de campo. Ao Fabrício, pelas preciosas sugestões e principalmente pela paciência em me ajudar no processamento dos dados. Ao Leilson e a Márcia, pelos *papers* disponibilizados. Ao meu grande amigo e conterrâneo, Adriano, e aos demais amigos, Érika, Leônidas, Lidiomar, Hugo, Artur, Olívia, pelas boas conversas e risadas.

Às minhas irmãs que a vida me deu, Mirian, Ololzinha, Sayô, Karloça, Morgana, Carol, Karlitcha, Karol, por terem acreditado em mim e por vibrarem comigo este grande momento. Vocês são feras!!!

Aos meus amigos queridos, Paulinho e Beto.

Em especial ao meu grande amigo, Pedro Augusto, pelo grande incentivo de entrar no mestrado, por sempre ter me ajudado quando precisei e pelas experiências que tivemos juntos.

À bolsa concedida pela CAPES. Ao programa de pós-graduação de ciências florestais e a todos os professores dos pós, que de alguma forma contribuíram para a minha formação.

RESUMO

ESTUDO DO USO E COBERTURA DA TERRA E FRAGMENTAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATURAL NA RESERVA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL NASCENTES GERAIZEIRAS NO NORTE DE MINAS GERAIS, BRASIL

Autor: Marizete Chaves de Cerqueira

Orientador: Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi

Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Universidade de Brasília

Brasília, 10 de junho de 2016.

A partir da década de 70, a região norte do estado de Minas Gerais passou por transformações no uso e cobertura da terra como resultado de um modelo desenvolvimentista baseado na apropriação de terras públicas pelo capital privado apoiado pelos incentivos governamentais. O modelo incluiu várias atividades econômicas, especialmente a expansão dos plantios de eucaliptos em áreas localizadas na chapadas do Cerrado do Norte de Minas, essencialmente para a produção de carvão vegetal, foi introduzida durante a década de 70. Com isso, muitas áreas consideradas terras públicas foram cedidas pelo governo daquele Estado para empresas plantarem eucalipto em substituição à vegetação nativa do cerrado na região. O presente estudo buscou entender a dinâmica do uso e cobertura da terra ocorrida nas últimas décadas na Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) Nascentes Geraizeiras e seus efeitos sobre a fragmentação da vegetação natural, avaliando o potencial de parte da área de estudo para formação de um corredor ecológico na região. Para isso foram utilizados dados e técnicas de sensoriamento remoto e métodos de análise da paisagem. Os resultados do mapeamento do uso e ocupação da terra mostraram que houve desmatamento de grande parte da vegetação natural dentro da RDS Nascentes Geraizeiras e em seu entorno no período estudado (1986 a 2015). Os resultados indicam ainda uma perda substancial da qualidade dos fragmentos florestais na área de estudo, estando os remanescentes de vegetação nativa em 2015 ameaçados por novos desmatamentos para fins diversos. Por fim, esta pesquisa revelou o potencial para implantação de um corredor ecológico em parte da RDS Nascentes Geraizeiras que, se implantado, poderá contribuir com a melhor conexão ambiental entre várias áreas protegidas existentes na região, ampliando o potencial de prestação de serviços ecossistêmicos desta RDS.

Palavras-chave: Unidade de Conservação, Corredor Ecológico, Fragmentação, Sensoriamento Remoto, Sistema de Informação Geográfica.

ABSTRACT

USE STUDY AND COVERAGE OF LAND AND FRAGMENTATION NATURAL VEGETATION IN DEVELOPMENT RESERVE SUSTAINABLE NASCENTES GERAIZEIRAS IN GENERAL MINES NORTE, BRAZIL

Author: Marizete Chaves de Cerqueira

Advisor: Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi

Forest Science Graduate Program, University of Brasília

Brasília, July 10, 2016.

During the 70s, the north region of Minas Gerais state experienced a land use changing process based on a development model of public land appropriation by private capital subsidized by governmental incentives. It included several economical activities, especially the expansion of eucalyptus plantations on plateaus lands spatially located in northern Minas *Cerrado* region, mostly to supply charcoal demand. Consequently, several public lands were sold by the federal government to major logging companies to expand eucalyptus plantations, which increased even more deforestation in that region. This study intended to better understand land use and land cover changes and their effects on forest fragmentation in the last decades within the Sustainable Development Reserve (SDR) *Nascentes Geraizeiras* and around of a buffer zone of 10 kilometers. Also, it was assessed the environmental suitability of part the study area as an ecological corridor in that region. Remotely sensed data, remote sensing techniques, fieldwork, and landscape analysis techniques were applied to assess deforestation impacts in the study area. Based on this study results, I estimated that a major part of the study area had been deforested during the studied period (1986-2015). Also, I observed a substantial increase of forest fragmentation in the study area, where the remaining native vegetation by 2015 seems to be threatened by future deforestation for different land use types. Finally, this research indicates that part of the SDR *Nascentes geraizeiras* territory is suitable as an ecological corridor that, if created, could improve environmental connections among protected areas in the study region and enhances the SDR as an ecosystem service provider.

Keywords: Conservation Unit, Ecological Corridor, Fragmentation, Remote Sensing, Geographic Information System.

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| CAPÍTULO I - INTRODUÇÃO E REFERENCIAL TEÓRICO | 17 |
| 1.1. CONTEXTUALIZAÇÃO | 17 |
| 1.1.1. O problema e questões de pesquisa | 18 |
| 1.1.2. Justificativa..... | 19 |
| 1.1.3. Objetivos..... | 19 |
| 1.2. REFERENCIAL TEÓRICO..... | 20 |
| 1.2.1. Unidades de Conservação..... | 20 |
| 1.2.2. Reserva de Desenvolvimento Sustentável..... | 21 |
| 1.2.3. A Reserva de Desenvolvimento sustentável – Nascentes Geraizeiras | 22 |
| 1.2.4. Plano de Manejo | 23 |
| 1.3. SENSORIAMENTO REMOTO | 24 |
| 1.3.1. Imagens Landsat | 24 |
| 1.3.2. Satélite RapidEye | 25 |
| 1.4. USO E COBERTURA DA TERRA..... | 26 |
| 1.4.1. Análise Temporal | 27 |
| 1.5. CLASSIFICAÇÃO SUPERVISIONADA | 28 |
| 1.6. PÓS-CLASSIFICAÇÃO E ACURÁCIA DO MAPEAMENTO..... | 29 |
| 1.7. ECOLOGIA DA PAISAGEM..... | 30 |
| 1.7.1. Fragmentação Florestal..... | 31 |
| 1.7.2. Métricas da Paisagem | 32 |
| 1.8. CORREDORES ECOLÓGICOS | 33 |
| 1.9. ESTRUTURA DESTA DISSERTAÇÃO | 34 |
| CAPÍTULO II - MUDANÇAS DO USO E COBERTURA DA TERRA NA RDS – NASCENTES GERAIZEIRAS | 35 |
| 2.1. INTRODUÇÃO..... | 35 |
| 2.2. MATERIAL E MÉTODOS..... | 38 |
| 2.2.1. Localização e caracterização da área de estudo..... | 38 |
| 2.2.2. Base de Dados | 40 |
| 2.2.3. Processamento das Imagens de Satélite..... | 41 |
| 2.2.4. Avaliação da Acurácia..... | 42 |
| 2.2.5. Avaliação da dinâmica espaço temporal de uso e cobertura da terra | 43 |
| 2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 44 |

| | |
|--|----|
| 2.3.1. Acurácia da classificação do uso e cobertura da terra | 44 |
| 2.3.2. Avaliação da Dinâmica de Uso e Cobertura da Terra | 45 |
| 2.4. CONCLUSÃO..... | 52 |
| CAPÍTULO III – ESTUDO DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA RDS – | |
| NASCENTES GERAIZEIRAS | |
| 3.1. INTRODUÇÃO..... | 54 |
| 3.2. MATERIAL E MÉTODOS..... | 55 |
| 3.2.1. Localização e caracterização da área de estudo..... | 55 |
| 3.2.2. Base de dados | 55 |
| 3.2.3. Análise da fragmentação florestal | 55 |
| 3.2.3.1. Métricas de área e densidade..... | 56 |
| 3.2.3.2. Métricas de forma..... | 56 |
| 3.2.3.3. Métricas de área central..... | 56 |
| 3.2.3.4. Métricas de proximidade e isolamento..... | 57 |
| 3.2.3.5. Métricas de contágio e dispersão | 57 |
| 3.2.3.6. Métricas de Diversidade..... | 57 |
| 3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 58 |
| 3.3.1. Métricas de área e densidade | 58 |
| 3.3.2. Métricas de forma..... | 63 |
| 3.3.3. Métricas de área central | 65 |
| 3.3.4. Métrica de proximidade e isolamento | 67 |
| 3.3.5. Métrica de contágio e dispersão | 68 |
| 3.3.6. Métricas de diversidade | 69 |
| 3.4. CONCLUSÃO..... | 70 |
| CAPÍTULO IV – ANÁLISE DE CORREDOR ECOLÓGICO NA RESERVA DE | |
| DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL – RDS NASCENTES GERAIZEIRAS | |
| 4.1. INTRODUÇÃO..... | 71 |
| 4.2. MATERIAL E MÉTODOS..... | 73 |
| 4.2.1. Localização e caracterização da área de estudo..... | 73 |
| 4.2.2. Base de Dados | 73 |
| 4.2.3. Delineamento do Corredor | 74 |
| 4.2.4. Processamento dos dados | 76 |
| 4.2.5. Definição dos Corredores | 77 |

| | |
|---|----|
| 4.2.6. Avaliação da Integridade do Corredor..... | 77 |
| 4.2.6. Definição de áreas prioritárias para a recuperação..... | 77 |
| 4.2.7. Mapas de Fatores..... | 78 |
| 4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 81 |
| 4.3.1. Análise da fricção..... | 81 |
| 4.3.2. Dinâmica dos Corredores na área de estudo..... | 83 |
| 4.3.3. Integridade do Corredor..... | 84 |
| 4.3.4. Áreas Prioritárias para a Recuperação..... | 87 |
| 4.4. CONCLUSÃO..... | 89 |
| CAPÍTULO V – PRINCIPAIS CONCLUSÕES..... | 91 |
| 5.1. REVISITANDO AS QUESTÕES DE PESQUISA..... | 91 |
| 5.2. CONTEXTO DESTA PESQUISA NO DESENVOLVIMENTO SUSTENTADO E ÁREAS PROTEGIDAS..... | 93 |
| 5.3. CONCLUSÕES PRINCIPAIS..... | 93 |
| 5.4. OPORTUNIDADES DE ESTUDOS FUTUROS..... | 94 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 95 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1.1. Principais características dos sensores a bordo do sistema RapidEye..... | 26 |
| Tabela 1.2. Parâmetros do coeficiente Kappa. | 30 |
| Tabela 2.1. Órbita/ponto e cenas do satélite Landsat utilizadas no estudo. | 40 |
| Tabela 2.2. Fonte de dados utilizados no estudo. | 40 |
| Tabela 2.3. Matriz de confusão da classificação do uso e cobertura da terra para 2014 usando imagem Landsat-8 OLI comparada com imagem RapidEye de 2014 para a área de estudo. | 45 |
| Tabela 2.4. Mudanças no uso e cobertura da terra na RDS Geraizeiras entre 1986 e 2015.46 | |
| Tabela 2.5. Mudanças no uso e cobertura da terra no entorno da RDS Geraizeias entre 1986 e 2015. | 46 |
| Tabela 2.6. Estimativa dos tipos de uso e cobertura da terra nos períodos de 1986-1996, 1996-2006, 2006-2015 e 1986-2015 na RDS Nascentes Geraizeiras. | 51 |
| Tabela 2.7. Estimativa dos tipos de uso e cobertura da terra nos períodos de 1986-1996, 1996-2006, 2006-2015 e 1986-2015 no entorno da RDS Nascentes Geraizeiras. | 51 |
| Tabela 3.1. Métricas espaciais utilizadas na quantificação da estrutura da paisagem na RDS – Nascentes Geraizeiras e seu entorno (zona de amortecimento de 10km)..... | 58 |
| Tabela 3.2. Número de fragmentos estimados para 1986, 1996, 2006 e 2015 em classes de tamanho na RDS Nascentes Geraizeiras. | 61 |
| Tabela 3.3. Número de fragmentos para os anos de 1986, 1996, 2006 e 2015 em classes de tamanho na área do entorno da RDS Nascentes das Geraizeiras (zona de 10km). | 61 |
| Tabela 4.1. Valores de fricção atribuídos às classes de uso da terra na RDS - Nascentes Geraizeiras e seu entorno (10km). | 75 |
| Tabela 4.2. Valores de fricção atribuídos às classes de declividade na RDS - Nascentes Geraizeiras e seu entorno (10km). | 76 |
| Tabela 4.3. Escores de prioridade de recuperação atribuídos à distância dos rios. | 78 |
| Tabela 4.4. Escores de prioridade de recuperação atribuídos às classes de solo..... | 79 |
| Tabela 4.5. Escores de prioridade de recuperação atribuídos à declividade. | 79 |
| Tabela 4.6. Escores de prioridade de recuperação atribuídos ao uso e cobertura da terra. . | 80 |

| | |
|--|----|
| Tabela 4.7. Valores quantitativos e qualitativos das áreas prioritárias para recuperação no corredor ecológico de 2015. | 80 |
| Tabela 4.8. Quantificação do uso e cobertura da terra no corredor ecológico. | 85 |
| Tabela 4.9. Classificação das áreas prioritárias para recuperação. | 87 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 2.1. Localização RDS – Nascentes Geiraizeiras no norte do estado de Minas Gerais, Brasil..... | 39 |
| Figura 2.2. Percentual de variação de mudança das classes de uso e cobertura da terra nos anos de 1986, 1996, 2006 e 2015 dentro dos limites da RDS Geiraizeiras (A). | 47 |
| Figura 2.3. Percentual de variação de mudança das classes de uso e cobertura da terra nos anos de 1986, 1996, 2006 e 2015 no entorno da RDS Geiraizeiras (B). | 48 |
| Figura 2.4. Uso e cobertura da terra da Reserva de Desenvolvimento Sustentável – RDS Nascentes Geiraizeiros e no seu entorno em 1986, 1996, 2006 e 2015..... | 50 |
| Figura 2.5. Dinâmica do uso e cobertura da terra entre 1986 e 1996; 1996 e 2006; 2006 e 2015 e 1986 e 2015..... | 52 |
| Figura 3.1. Estimativas das métricas de área e densidade para a RDS Nascentes Geiraizeiras e seu entorno (10km) - Área do maior fragmento (PLAND): A) interior da RDS Geiraizeiras; B) entorno da RDS. | 59 |
| Figura 3.2. Estimativas das métricas de área e densidade para a RDS Nascentes Geiraizeiras e seu entorno (10km) - Porcentagem de fragmentos da mesma classe na paisagem (LPI): A) RDS Nascentes Geiraizeiras; B) Entorno da RDS. | 60 |
| Figura 3.3. Estimativas das métricas de área e densidade para a RDS Nascentes Geiraizeiras e seu entorno (10km) - Tamanho médio dos fragmentos (ÁREA_MN): A) RDS Nascentes Geiraizeiras; B) Entorno da RDS. | 60 |
| Figura 3.4. Estimativa das métricas de forma para a RDS Nascentes Geiraizeiras e seu entorno (10km) - Índice de forma médio (SHAPE_MN): A) interior da RDS; B) entorno da RDS.. | 64 |
| Figura 3.5. Estimativa das métricas de forma para a RDS Nascentes Geiraizeiras e seu entorno (10km) - Dimensão fractal média (FRAC_MN): A) interior da RDS; B) entorno da RDS.64 | |
| Figura 3.6. Estimativa das métricas de forma para a RDS Nascentes Geiraizeiras e seu entorno (10km) - Círculo circunscrito relacionado médio (CIRCLE_MN): A) interior da RDS; B) entorno da RDS. | 65 |
| Figura 3.7. Estimativa das métricas de área central para a RDS Nascentes Geiraizeiras e seu entorno (10km) - Porcentagem da área do núcleo relativamente à paisagem (CPLAND): A) interior da RDS; B) entorno da RDS. | 66 |
| Figura 3.8. Estimativa das métricas de área central para a RDS Nascentes Geiraizeiras e seu entorno (10 km) - Número de áreas centrais disjuntas (NDCA): A) interior da RDS; B) entorno da RDS. | 66 |

| | |
|---|----|
| Figura 3.9. Estimativa das métricas de área central para a RDS Nascentes Geraizeiras e seu entorno (10km) - Índice de área central médio (CAI_MN): A) interior da RDS; B) entorno da RDS..... | 67 |
| Figura 3.10. Estimativa da métrica de proximidade e isolamento (PROX_MN) para a RDS Nascentes Geraizeiras e seu entorno (10km) - Proximidade média entre classes (PROX_MN): A) interior da RDS; B) entorno da RDS..... | 68 |
| Figura 3.11. Estimativa da métrica de contágio e dispersão dentro da RDS Nascentes Geraizeiras e de seu entorno (10km) - Conectividade (COHESION): A) interior da RDS; B) entorno da RDS. | 69 |
| Figura 3.12. Estimativa das métricas de diversidade para a RDS Nascentes Geraizeiras e seu entorno (10km) - índice de diversidade de Shannon (SHDI) e índice de uniformidade de Shannon (SHEI): A) interior da RDS; B) entorno da RDS | 69 |
| Figura 4.1. Mapa de fricção final. | 82 |
| Figura 4. 2. Mapa da dinâmica dos corredores ecológicos..... | 83 |
| Figura 4.3. Mapa de uso e cobertura da terra no corredor ecológico proposto no ano de 2015. | 86 |
| Figura 4.4. Áreas prioritárias para conservação conectadas ao Corredor Ecológico proposto. | 87 |
| Figura 4.5. Mapa final das áreas prioritárias para recuperação. | 88 |

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURA E ABREVIACÕES

| | |
|--------|--|
| CDB | Convenção sobre Diversidade Biológica |
| CE's | Corredores Ecológicos |
| ERTS | <i>Earth Resource Technological Satellites</i> |
| ETM | <i>Enhanced Thematic Mapper</i> |
| ETM+ | <i>Enhanced Thematic Mapper Plus</i> |
| IBAMA | Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis |
| ITER | Instituto de Terras do Estado de Minas Gerais |
| IBGE | Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística |
| ICMBio | Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade |
| IEF | Instituto Estadual de Floresta |
| INPE | Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais |
| LDCM | <i>Landsat Data Continuity Mission</i> |
| MG | Minas Gerais |
| MMA | Ministério do Meio Ambiente |
| MSS | <i>Multispectral Scanner System</i> |
| OLI | <i>Operational Land Imager</i> |
| RAPPAN | <i>Rapid Assessment and Prioritization of Protected Area Management</i> |
| RBV | <i>Return Beam Vidicon</i> |
| RDS | Reserva de Desenvolvimento Sustentável |
| REIS | <i>RapidEye Earth Imaging System</i> |
| RPPN | Reservas Particulares de Patrimônio Natural |
| SBSR | Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto |
| SUDENE | Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste |
| TIRS | <i>Thermal Infrared Sensor</i> |
| TM | <i>Thematic Mapper</i> |
| UC | Unidade de Conservação |
| UNUC | Sistema Nacional de Unidade de Conservação |
| USGS | <i>Unites States Geological Survey</i> |
| UTM | <i>Universal Transversa de Mercato</i> |

CAPÍTULO I - INTRODUÇÃO E REFERENCIAL TEÓRICO

1.1. CONTEXTUALIZAÇÃO

O Cerrado é o segundo maior bioma da América do Sul, ocupa uma área de 2.036.448 km², cerca de 22% do território nacional. Em seu território estão envolvidos 13 estados brasileiros: Goiás, Tocantins, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Bahia, Maranhão, Piauí, Rondônia, Paraná, São Paulo, além do Distrito Federal (MMA, 2014a). Em todo o território do Cerrado é formado a segunda maior região biogeográfica do país, menor apenas que a região Amazônica, desempenhando um papel importante na hidrografia brasileira (SANTOS, M. et al., 2010).

No Bioma Cerrado se encontram as nascentes das três maiores bacias hidrográficas da América do Sul (Amazônica/Tocantins, São Francisco e Prata). Tal fato resulta em considerável disponibilidade de recursos hídricos, favorecendo a biodiversidade (MMA, 2014a). O Bioma contribui com 71% da produção hídrica da bacia Tocantins-Araguaia; com 94% da produção hídrica da bacia do São Francisco; com 71% da produção hídrica da bacia Paraná-Paraguai; e com 4% da produção hídrica da bacia Amazônica.

O Cerrado brasileiro é considerado um *hotspots* mundial de biodiversidade, apresentando alta abundância de espécies endêmicas (MMA, 2014a), formando um complexo mosaico de fitofisionomias, que vão desde áreas savânicas até áreas florestais (ALMEIDA et al., 2011). No entanto, tem sofrido uma excepcional perda de habitat nas últimas décadas (MMA, 2014a). Segundo o relatório técnico do monitoramento do bioma Cerrado do período 2010-2011, divulgado em 2015, elaborado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) e pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), o Cerrado perdeu neste período um total de 7.246,67 km² de sua cobertura vegetal nativa.

A maior evidência do desmatamento e destruição do Cerrado, é o desaparecimento gradativo do ecossistema e a sua substituição por uma paisagem formada por pastagens e por grandes lavouras (RESENDE, 2012). A expansão agropecuária elegeu o Cerrado como uma das principais regiões de produção do país, com implantação de culturas importantes para o agronegócio, como soja, bovinocultura de corte e também o eucalipto (ALVES, 2005).

Apesar do reconhecimento de sua importância biológica, o bioma Cerrado possui a menor porcentagem de Unidades de Conservação (UC) de proteção integral. Apresenta

apenas 8,2% de seu território legalmente protegido por UC, sendo que deste total, 2,8% são de proteção integral e 5,4% de uso sustentável, incluindo as Reservas Particulares de Patrimônio Natural (RPPN), que ocupam apenas 0,07% de todo o referido bioma (MMA, 2014a).

E, mais especificamente, no Norte de Minas Gerais a apropriação do Cerrado se deu inicialmente a partir da necessidade de expansão do colonialismo. Esse processo de ocupação serviu como suporte para a pecuária extensiva, a principal atividade econômica que marcou a hegemonia do latifúndio pecuarista na região (PORTO-GONÇALVES, 2000).

A partir da década de 90, a parte do bioma Cerrado localizado no norte mineiro começa a sofrer transformações profundas provocadas por um modelo desenvolvimentista, sob a forma de apropriação de terras públicas pelo capital privado, apoiado pelos incentivos governamentais. Os incentivos fiscais e financeiros foram fundamentais para o estabelecimento do capital privado na região (BRITO, 2013). As transformações negativas causadas pela modernidade se configuram em: desaparecimento de grande parte da vegetação nativa do Cerrado, juntamente com sua fauna, a diminuição da vazão, assoreamento e mesmo o secamento de muitos rios, a contaminação por agrotóxico e a salinização de grandes áreas, demonstrando o adiantado processo de degradação ambiental na região (ALMEIDA, 2004).

1.1.1. O problema e questões de pesquisa

A mesorregião do norte de Minas Gerais é considerada uma área de menor valor comercial da terra onde os incentivos fiscais foram mais facilitados em décadas passadas, especialmente para a implantação de projetos de agropecuária e silvicultura. No caso da silvicultura, houve incentivos da Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste – SUDENE (SANTOS & LEITE, 2010) que, em busca do desenvolvimento da região norte do Estado, subsidiou instalações de indústrias e criou incentivos para a instalação desses projetos (BRITO, 2013). A partir dessa política desenvolvimentista, boa parte do território do norte de Minas Gerais experimentou processos de intensa conversão de vegetação nativa em áreas para produção agropecuária e florestal (CARVALHO & SAWYER, 2007).

A maior preocupação, entretanto, está centrada nas Unidades de Conservação situadas no Norte de Minas Gerais. Tais unidades também sofrem grande pressão antrópica. A deficiência das medidas governamentais para controlar as atividades no entorno das Unidades de Conservação, resultam na ampliação da fragmentação do Cerrado,

transformando a vegetação nativa em verdadeiras “ilhas”, com gradativa redução da sua diversidade biológica, na medida em que o homem vai se apropriando de seus recursos.

No presente estudo, o principal desafio é estudar a Reserva de Desenvolvimento Sustentado (RDS) Nascentes das Geraizeiras, situada no Norte de Minas Gerais, buscando encontrar respostas para as seguintes questões: (1) qual a dinâmica de uso e cobertura da terra entre os anos de 1986 a 2015 na área de estudo? (2) quais as atividades antrópicas que mais impactaram a vegetação nativa? (3) quais os efeitos do desmatamento na fragmentação da paisagem? (4) qual a área na RDS Nascentes das Geraizeiras com maior potencial para a formação de um corredor ecológico na região?

1.1.2. Justificativa

Dados divulgados pela Fundação SOS Mata Atlântica e o Instituto Nacional de Pesquisa – INPE, afirmam que Minas Gerais é o Estado campeão do desmatamento pelo quinto ano consecutivo, com 8.437 hectares de áreas destruídas, seguido do Piauí (6.633 hectares), Bahia (4.777 hectares) e Paraná (2.126 hectares) (INPE, 2014). Juntos, os quatro Estados são responsáveis por 92% do total dos desflorestamentos, o equivalente a 21.973 hectares. Devido à baixa ocorrência de espécies mais valiosas e pela pressão da indústria de ferro, as florestas nativas são transformadas em carvão vegetal e posteriormente os solos são preparados para a expansão das atividades agropecuárias. Não se sabe ao certo qual setor exerce maior influência sobre o desmatamento, se o simples extrativismo para a produção do carvão ou a busca de novas áreas mais férteis, menos desgastadas e erodidas para o desenvolvimento do agronegócio (CARVALHO et al., 2009).

Apesar de todo processo de desmatamento, as informações a respeito de quanto foi desmatado, e qual a situação ecológica dos fragmentos é inexistente. Desta forma, este estudo fornecerá informações sobre o grau de conservação dos remanescentes de Cerrado, implicações das mudanças de uso da terra, assim como a potencialidade da RDS Nascentes das Geraizeiras e seu entorno para criação de um corredor ecológico, conectando fragmentos preservados. E fornecerá subsídios para criação do Plano de Manejo da RDS.

1.1.3. Objetivos

O objetivo principal desta pesquisa foi entender a dinâmica de uso e cobertura da terra e as condições de fragmentação da paisagem entre 1986 e 2015, utilizando dados de Sensoriamento Remoto e de trabalho de campo, gerando informações para apoiar a definição

de estratégias de uso sustentável e subsídios para a criação do Plano de Manejo da RDS Nascentes Geraizeiras.

Como objetivos específicos, buscou-se: 1) identificar e quantificar as formas de uso e cobertura da terra, através do método de classificação supervisionada entre os anos de 1986 a 2015; 2) analisar a dinâmica da cobertura florestal nos períodos de 1986-1996, 1996-2006, 2006-2015 e 1986-2015; 3) analisar a fragmentação da vegetação nativa entre os anos de 1986 a 2015, utilizando imagens de satélite, e; 4) identificar áreas de maior potencial para a criação de um corredor ecológico na RDS Nascentes das Geraizeiras visando a ligação do Parque Estadual de Montezuma à áreas de prioridade muito alta de conservação da fauna e da biodiversidade em geral.

1.2. REFERENCIAL TEÓRICO

Neste tópico de Referencial Teórico foram abordados os principais temas que nortearam o desenvolvimento desta pesquisa, incluindo: Unidades de Conservação; Reserva de Desenvolvimento Sustentável; RDS Nascentes Geraizeiras; Plano de Manejo; Sensoriamento Remoto; Uso e Cobertura da Terra; Classificação Supervisionada; Pós Classificação; Ecologia da Paisagem e Corredores Ecológicos.

1.2.1. Unidades de Conservação

A conservação das florestas em áreas públicas é assegurada pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), criado pela lei 9.985, de 18 de julho de 2000. Essa mesma lei define Unidades de Conservação como:

“Espaços territoriais e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção. ”

As Unidades de Conservação são divididas em dois grupos, com características específicas: Unidades de Proteção Integral, onde o objetivo é preservar a natureza, sendo admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais, ou seja, aquele que não envolve consumo, coleta ou dano, e Unidades de Uso Sustentável, que têm como objetivo compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais, atividades que envolvem coleta e uso dos recursos naturais são permitidas, desde

que praticadas de uma forma a manter constantes os recursos ambientais renováveis e processos ecológicos (SNUC, 2000).

A proteção legal de áreas naturais, por meio da criação de Unidades de Conservação (UC) é considerada uma estratégia eficaz, pois garante a conservação dos recursos naturais em longo prazo. As UC's são essenciais para qualquer estratégia de conservação da biodiversidade, funcionam como abrigos para espécies que não podem sobreviver em paisagens alteradas. Além disso, são áreas onde os processos ecológicos podem ocorrer sem maiores intervenções do homem, possibilitando a manutenção de serviços ambientais, e colaborando para a preservação de suas características históricas e culturais (IEF, 2014).

A criação de uma UC geralmente se dá quando há uma demanda da sociedade para proteção de áreas de importância biológica e cultural ou de beleza cênica, ou mesmo para assegurar o uso sustentável dos recursos naturais pelas populações tradicionais. É importante que a criação de uma UC leve em conta a realidade ambiental local, para que exerça influência direta no contexto econômico e socioambiental (MMA, 2014b).

Atualmente, a criação de UC no Brasil é pautada nas metas de *Aichi* para a Biodiversidade (2011), que estabelece as áreas protegidas como estratégia de conservação da biodiversidade, onde pelo menos 17% das áreas terrestres e das águas continentais e 10% das áreas marinhas e costeiras, especialmente áreas de especial importância para a biodiversidade e serviços ecossistêmicos, terão sido conservados por meio de sistemas de áreas protegidas até 2020.

1.2.2. Reserva de Desenvolvimento Sustentável

As Reservas de Desenvolvimento Sustentável (RDS) constituem uma categoria das Unidades de Uso Sustentável, que consiste em uma área natural que abriga populações tradicionais, cuja existência baseia-se em sistemas sustentáveis de exploração dos recursos naturais, desenvolvidos ao longo de gerações e adaptados às condições ecológicas locais e que desempenham um papel fundamental na proteção da natureza e na manutenção da diversidade biológica (SNUC, 2000).

As RDS's têm como objetivo básico preservar a natureza e, ao mesmo tempo, assegurar as condições e os meios necessários para a reprodução e a melhoria dos modos e da qualidade de vida e exploração dos recursos naturais das populações tradicionais, bem como valorizar, conservar e aperfeiçoar o conhecimento e as técnicas de manejo do ambiente, desenvolvido por estas populações. É de domínio público, sendo que as áreas

particulares incluídas em seus limites devem ser, quando necessário, desapropriadas, de acordo com o que dispõe a Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000 (SNUC, 2000).

1.2.3. A Reserva de Desenvolvimento sustentável – Nascentes Geraizeiras

A Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras foi criada por meio do decreto de 13 de Outubro de 2014, com área aproximada de 38.177 hectares, está localizada nos Municípios de Montezuma, Rio Pardo de Minas e Vargem Grande do Rio Pardo, Estado de Minas Gerais, seus limites estão descritos no art. 3º do decreto, e tem por objetivos:

“I - proteger as nascentes de córregos que se localizam na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras e abastecem a região;

II - proteger e garantir a conservação das áreas de extrativismo utilizadas pelas comunidades tradicionais beneficiárias;

III - garantir acesso ao território tradicional pela população geraizeira local e promover o seu desenvolvimento socioambiental;

IV - incentivar a realização de estudos voltados para a conservação e o uso sustentável do Cerrado; e

V - promover a conservação da biodiversidade na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras.”

Segundo o Decreto, a RDS abriga 19 comunidades tradicionais e, ao todo, 500 famílias. As comunidades abrigadas são: Vargem de Salinas, Água Boa II, Riacho de Areia, Buracos, Vale do Guará, Sítio Novo, Catanduva, Inveja, José Pretinho, Água Fria, José Fernandes, Mandacaru, Roça do Mato, Cercado, Brejo, São Modesto, São Francisco, Samambaia e Cabaças.

Os geraizeiros são comunidades tradicionais que exercem atividades extrativistas, de forma sustentável, em regiões de Cerrado. Eles recebem esse nome porque habitam a região dos Gerais (chapadas – com seus planaltos e elevações de terreno, serras e suas encostas, chapadões e veredas, recobertos pela vegetação do cerrado). Diferente dos quilombolas que vivem em terras coletivas, as comunidades geraizeiras possuem as unidades privadas de moradia e agricultura familiar, ao mesmo tempo que a criação de gado e a coleta de frutos são feitas coletivamente em terras de uso comum (BRITO, 2012).

A região foi alvo de desmatamento e exploração descontrolada da parte de algumas empresas, destruindo nascentes de água e plantações. Sua criação foi prometida pelo governo depois que, em junho de 2013, véspera do Dia Mundial do Meio Ambiente, cerca de 120 pessoas de comunidades tradicionais e extrativistas da região foram à Brasília protestar em defesa da área. Alguns manifestantes começaram greve de fome e de sede em frente ao Palácio do Planalto (ISA, 2014).

A publicação do decreto de criação da RDS em outubro de 2014, representou uma etapa decisiva na luta de comunidades extrativistas das regiões em que estão situadas, pois vai garantir, no longo prazo, o trabalho dos Geraizeiros, pertencentes às comunidades tradicionais do norte de Minas Gerais (ISA, 2014). Uma vez que, unidos com sindicatos de trabalhadores rurais, organizações não governamentais, entidades ligadas à Igreja Católica e redes socioambientais, os Geraizeiros, reagem à violência sofrida, denunciando o caráter predatório do monocultivo de eucalipto e reivindicando o conhecimento de seus direitos territoriais enquanto população tradicional (NOGUEIRA, 2009).

1.2.4. Plano de Manejo

As Unidades de Conservação (UC's) devem possuir um plano de manejo, que deve ser elaborado em função dos objetivos gerais pelos quais ela foi criada. O plano de manejo consistente num documento, elaborado a partir de diversos estudos, incluindo diagnósticos do meio físico, biológico e social, estabelecendo as normas, restrições para o uso, ações a serem desenvolvidas e manejo dos recursos naturais da UC e seu entorno (SNUC, 2000).

Uma das ferramentas mais importantes do plano de manejo é o zoneamento da UC, que a organiza espacialmente em zonas sob diferentes graus de proteção e regras de uso. O plano de manejo também inclui medidas para promover a integração da UC à vida econômica e social das comunidades vizinhas, o que é essencial para que implementação da UC seja mais eficiente (MMA, 2014c). Para conhecer mais acerca dele, vejamos o art. 27 da Lei n.º 9.985/00, que diz que as unidades de conservação devem dispor de um Plano de Manejo.

“§ 1º O Plano de Manejo deve abranger a área da unidade de conservação, sua zona de amortecimento e os corredores ecológicos, incluindo medidas com o fim de promover sua integração à vida econômica e social das comunidades vizinhas.

§ 2º Na elaboração, atualização e implementação do Plano de Manejo das Reservas Extrativistas, das Reservas de

Desenvolvimento Sustentável, das Áreas de Proteção Ambiental e, quando couber, das Florestas Nacionais e das Áreas de Relevante Interesse Ecológico, será assegurada a ampla participação da população residente.

§ 3º O Plano de Manejo de uma unidade de conservação deve ser elaborado no prazo de cinco anos a partir da data de sua criação. ”

1.3. SENSORIAMENTO REMOTO

O Sensoriamento Remoto (SR) é a técnica/procedimento de obter informação sobre um alvo, que visa à representação e coleta de dados da superfície terrestre sem a necessidade de um contato direto, através da análise de dados adquiridos por dispositivos sensores (LILLESAND & KIEFER, 1994), que são alocados em aeronaves ou satélites, nos permitindo obter informações sobre objetos ou fenômenos na superfície da Terra, sem contato físico com eles (ROCHA, 2007).

As técnicas de processamento digital de imagens de satélite aliadas ao SR e aos Sistemas de Informação Geográfica (SIG's) têm sido muito utilizadas nos estudos de monitoramento ambiental. As vantagens no uso destas geotecnologias incluem a praticidade e eficiência operacional, aliado à facilidade de aquisição de informações georreferenciadas, o que tem aumentado a rapidez e a qualidade dos estudos realizados (LIMA & FLORENZANO, 2009).

Dentre as inúmeras aplicações do Sensoriamento Remoto, o mapeamento de uso da Terra e cobertura do solo tem se destacado como uma das mais importantes nos últimos anos. Isto se deve principalmente à rapidez, precisão e periodicidade com que as informações podem ser obtidas, seja em escala global, nacional ou local, possibilitando, assim, os planejamentos urbano e de desenvolvimento econômico regional, a detecção de povoados e análise de padrões dos mesmos, estimativas de população, entre outras aplicações (HENDERSON & XIA, 1998). Neste contexto, devido às constantes alterações antrópicas, o SR constitui numa técnica fundamental para a manutenção e periodicidade de registros do uso da Terra ao longo do tempo (SATO, 2012).

1.3.1. Imagens Landsat

A série Landsat teve o lançamento do seu primeiro satélite, o *Earth Resource Technological Satellites* (ERTS-1), posteriormente denominado Landsat-1, em 1972,

desenvolvido para atuar diretamente em pesquisas de recursos naturais, levando a bordo as câmeras RBV (*Return Beam Vidicon*) e MSS (*Multispectral Scanner System*), os mesmos instrumentos estiveram a bordo do Landsat-2 (lançado em 1975) e do Landsat-3 (lançado em 1978), considerados satélites experimentais (EMBRAPA, 2013), hoje no seu sétimo satélite, é o programa mais bem-sucedido de sensoriamento remoto para fins de mapeamento e monitoramento sistemático da superfície terrestre (WOODCOCK et al., 2001; SALOVAARA et al., 2005).

Em 1982, o satélite Landsat-4 começou a operar com o MSS e também com o sensor TM (*Thematic Mapper*), projetado para dar suporte às pesquisas nas mais diversas áreas temáticas, também especializado em recursos naturais. Em 1984 entrou em órbita o Landsat-5, com os mesmos instrumentos sensores do Landsat-4, no entanto, o sensor MSS do satélite Landsat-5 deixou de enviar dados em 1995, mas o sensor TM ficou ativo até novembro de 2011, atingindo a marca de 28 anos em operação. No Brasil, o INPE é a instituição responsável pela manutenção e disponibilização do acervo, a antena de recepção está localizada em Cuiabá, capta desde os anos 70 imagens de todo território nacional (EMBRAPA, 2013).

Em 1993 o Landsat-4 e 5 já haviam superado sua vida útil, e em 1993 foi lançado um novo satélite, o Landsat-6, projetado com o sensor ETM (*Enhanced Thematic Mapper*) a bordo, porém, devido às falhas no lançamento o sexto satélite não conseguiu atingir a órbita terrestre e ficou perdido no espaço (EMBRAPA, 2013). O sensor ETM evoluiu para o sensor ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper Plus*) lançado em 1999 a bordo do Landsat-7, que funcionou perfeitamente até 2003 (PONZONI et al, 2012).

A continuidade da série Landsat ocorreu com o lançamento em 11/02/2013, do satélite LDCM (*Landsat Data Continuity Mission*) ou também denominado Landsat-8 que opera com os instrumentos OLI (*Operational Land Imager*) e TIRS (*Thermal Infrared Sensor*) (EMBRAPA, 2015). Com estes dois novos sensores, as melhorias na resolução espectral são muito positivas, com a inclusão de duas novas bandas espectrais, uma projetada para estudos de áreas costeiras (banda 1) e outra para detecção de nuvens do tipo cirrus (banda 2) (USGS, 2012).

1.3.2. Satélite RapidEye

O sistema *RapidEye* foi lançado em 28 de agosto de 2008 em um único foguete russo (DNEPR-1), formando uma constelação de cinco microssatélites multiespectrais, tendo

como principal diferencial a capacidade de produzir conjuntos de imagens de qualquer ponto da Terra em pouco tempo. Este sistema pode ser utilizado eficientemente para monitoramento de eventos em agricultura, cartografia, florestas, governos, seguradoras e em outros que necessitem de uma atualização de dados mais rápida (EMBRAPA, 2013).

Os sensores REIS (*RapidEye Earth Imaging System*) foram instalados nos cinco satélites RapidEye e podem obter imagens da Terra em cinco faixas espectrais. O período de revisita dos satélites varia entre 24 horas e 5,5 dias. A resolução espacial oferecida pelo sensor é de 6,5 metros e 5 metros nas ortoimagens (Tabela 1.1).

Tabela 1.1. Principais características dos sensores a bordo do sistema RapidEye.

| Sensor | Bandas Espectrais | Resolução Espectral | Resolução Espacial | Resolução Temporal | Faixa Imageada | Resolução Radiométrica |
|---|-----------------------|---------------------|--------------------------------------|---|----------------|------------------------|
| REIS (RapidEye Earth Imaging System) | Azul | 440 - 510 nm | 6,5 m (nadir) e 5 m para ortoimagens | 24 horas (off-nadir) e 5,5 dias (nadir) | 77,25 km | 12 bits |
| | Verde | 520 - 590 nm | | | | |
| | Vermelho | 630 - 690 nm | | | | |
| | Red-Edge | 690 - 730 nm | | | | |
| | Infravermelho próximo | 760 - 880 nm | | | | |

Fonte: Embrapa Monitoramento por Satélite (2016).

No Brasil, as imagens do satélite *RapidEye* são disponibilizadas pelo Ministério do Meio Ambiente – MMA. O MMA adquiriu a cobertura completa do Brasil em imagens do satélite e a partir de acordos de cooperação técnica com o MMA, a Embrapa, universidades e outros órgãos públicos, as imagens são distribuídas gratuitamente para os respectivos fins institucionais. Desta forma, vários trabalhos vêm sendo realizados com a utilização deste satélite (KAZMIERCZAK et al., 2011; SOUZA et al., 2011; ALMEIDA FILHO, 2013; OLIVEIRA et al., 2013).

1.4. USO E COBERTURA DA TERRA

O levantamento da cobertura e do uso da terra indica a distribuição geográfica da tipologia de uso, identificada por meio de padrões homogêneos da cobertura terrestre. Envolve pesquisas de escritório e de campo, voltadas para a interpretação, análise e registro de observações da paisagem, concernentes aos tipos de uso e cobertura da terra, visando sua

classificação e espacialização, ou seja, é o conjunto de operações necessárias à elaboração de uma pesquisa temática que pode ser sintetizada por meio de mapas (IBGE, 2013). Este levantamento retrata as atividades humanas que podem significar pressão e impacto sobre os elementos naturais, sendo uma ponte essencial para análises de fontes de poluição e um elo importante de ligação entre as informações dos meios bióticos e socioeconômicos (SANTOS, 2004).

As formas de uso e ocupação são identificadas (conforme tipo de uso), espacializadas (por meio de mapas), caracterizadas (pela intensidade de uso) e quantificadas (percentual de área ocupada pelo tipo de uso). As informações descrevem não só a situação atual, mas também as modificações recentes e o histórico de ocupação da área de estudo (SANTOS, 2004). A análise dessas modificações por um determinado período, fornece informações para a localização e identificação de riscos ambientais, crescimento urbano, expansão de atividades agrícolas, degradação de florestas, assoreamento de bacias hidrográficas, num forma geral, a perda de recursos naturais, etc. (PÉRICO & CEMIN, 2006).

O estudo das mudanças das paisagens constitui o primeiro e mais importante passo para o entendimento da relação entre o homem e o meio físico, possibilitando, após estudos adequados, estimar consequências futuras, considerando o progresso dos acontecimentos iniciados no passado (OKA-FIORI et al., 2003).

Nesse contexto o estudo de uso e ocupação da terra é fundamental para a desenvolvimento de outras pesquisas, relacionadas aos temas: levantamentos de flora e fauna, restauração de áreas degradadas, desenvolvimento de plano de manejo sustentável e para tomadas de decisões, pois permite a identificação de áreas mais críticas quanto ao nível de degradação, sendo extremamente relevantes para o estabelecimento de medidas de preservação, conservação e recuperação (ROSA, 2007).

1.4.1. Análise Temporal

A crescente preocupação com o meio ambiente, advindo dos processos de ocupação da terra e intenso uso dos recursos naturais, criou uma premente demanda relacionada ao conhecimento das características ambientais regionais. Este conhecimento, incentivado pelos órgãos governamentais, são apresentados na forma de estudos que permitem conhecer a composição básica dos conjuntos paisagísticos e aspectos da fauna e flora de uma região, tais como a biodiversidade e biogeografia (CARVALHO & CARVALHO, 2012).

A verificação dos padrões de uso da terra ao longo do tempo auxilia o estudo de fenômenos associados à ocupação de uma determinada região. Neste contexto, a análise temporal, que consiste na busca de informações provenientes de dados de um mesmo local obtido em datas distintas (LANGLEY et al., 2001). Este tipo de análise é imprescindível para monitorar áreas desflorestadas (MASELLI, 2004), acompanhar a ocupação de terrenos relacionada às características dos solos de determinada região (LENNEY et al., 1996) ou como ferramenta de monitoramento em unidades de conservação.

1.5. CLASSIFICAÇÃO SUPERVISIONADA

Esta classificação requer conhecimentos prévios das classes de alvos, ou seja, é utilizada quando se tem algum conhecimento prévio sobre as classes na imagem, de modo a permitir, ao analista, definir sobre a mesma, áreas amostrais das classes (FIGUEIREDO, 2005). Nesse processo o analista escolhe pequenas áreas de amostras na imagem (áreas de treinamento), contendo poucas centenas de pixels que sejam bem representativos, espectralmente, de padrões ou feições dos alvos por ele reconhecidos, ou que podem ser identificados com a ajuda de outras fontes, tais como dados coletados no campo ou de mapas. Não há nenhuma restrição no número de classes a serem classificadas, apenas que o analista faça uma seleção de classes bem distintas. Se o treinamento tiver uma boa precisão, as classes resultantes representam as categorias dos dados que o analista identificou originalmente. (MENESES & ALMEIDA, 2012).

O algoritmo de Máxima Verossimilhança (MAXVER) é o método de classificação supervisionada mais utilizado em Sensoriamento Remoto dentro da abordagem estatística. Ele considera a ponderação das distâncias entre as médias dos valores dos pixels das classes, utilizando parâmetros estatísticos. Assume que todas as bandas têm distribuição normal e calcula a probabilidade de um dado pixel pertencer a uma classe específica, é um método de classificação pixel a pixel (MENESES & ALMEIDA, 2012). Baseado no princípio de que a classificação errada de um pixel particular não tem mais significado do que a classificação errada de qualquer outro pixel na imagem (RICHARDS & JIA, 2006).

Segundo Richards & Jia (2006), a classificação supervisionada consiste, em três grandes degraus. Em primeiro lugar um conjunto de pixels de treinamento é selecionado para cada classe espectral. O segundo passo é o de determinar a estimativa de cada classe a partir dos dados de treinamento. O terceiro passo consiste a fase de classificação, em que as

probabilidades relativas para cada pixel na imagem são computadas e o pixel é rotulado de acordo com a mais alta probabilidade.

1.6. PÓS-CLASSIFICAÇÃO E ACURÁCIA DO MAPEAMENTO

Historicamente, os mapas têm fornecido informações importantes sobre a distribuição de recursos em toda a terra. Ajudando a medir a extensão e distribuição destes recursos, permitindo analisar suas interações e identificar locais adequados para ações específicas (de manejo e preservação), e planejar eventos futuros. Nesse sentido, a avaliação da acurácia de mapeamentos é essencial para indicar o grau de confiança no processo de classificação e mapeamento.

A matriz de erro ou matriz de confusão indica a qualidade da classificação de forma quantitativa. É uma representação muito eficaz das acurácias de mapas, pois as acurácias de cada classe estão claramente descritas juntamente com os erros de inclusão (erros de comissão) e erros de exclusão (erros de omissão) presentes nos mapas. Um erro de comissão ocorre quando uma área de uma classe está incluída em uma categoria incorreta. Um erro de omissão ocorre quando uma área de uma outra classe está excluída da categoria a que pertence, ou seja, erro no mapa é uma omissão da categoria correta e uma comissão a uma categoria incorreta (CONGALTON & GREEN, 1999).

Na matriz de erros, geralmente nas colunas, é assumido como correto denominado os dados de referência (*Reference date*). As linhas são geralmente usadas para exibir os rótulos do mapa ou dados classificados gerados a partir de uma imagem de sensoriamento remoto (*Classified data*) (CONGALTON & GREEN, 1999). Desta forma, a imagem classificada é comparada com a imagem de referência a partir de cada ponto amostral, sendo classificado como verdade ou mentira.

Nas colunas, onde é assumido como correto, encontram-se os dados de referência. As linhas são geralmente usadas para exibir os rótulos do mapa ou dados classificados gerados a partir de uma imagem de sensoriamento remoto. Assim, a partir de cada amostra, o mapa classificado é comparado com os dados de referência, indicando a verdade e mentira terrestre. O uso adequado da matriz de erro de amostragem inclui corretamente o mapa e rigorosamente a análise dos resultados da matriz (CONGALTON & GREEN, 1999).

Neste caso, a análise da exatidão dos mapeamentos é obtida através da matriz de erro, sendo posteriormente calculado o índice *Kappa* de concordância, que considera a proporção das amostras que foram classificadas corretamente, correspondentes à razão entre a soma da

diagonal principal e a soma de todos os elementos da matriz, representados pelo número total de amostra, tendo como referência o número total de classes (COHEN, 1960). O valor do coeficiente de *Kappa* (K) varia entre 0 e 1, em que o valor 1 representa uma completa concordância entre a imagem classificada com o dado de referência (Tabela 1.2).

Tabela 1.2. Parâmetros do coeficiente *Kappa*.

| Coeficiente <i>Kappa</i> | Exatidão |
|---------------------------------|-----------------|
| < 0 | Péssima |
| $0 < k \leq 0,2$ | Ruim |
| $0,2 < k \leq 0,4$ | Razoável |
| $0,4 < k \leq 0,6$ | Boa |
| $0,6 < k \leq 0,8$ | Muito Boa |
| $0,8 < k \leq 1,0$ | Excelente |

Fonte: Landis & Koch (1977).

1.7. ECOLOGIA DA PAISAGEM

A ecologia da paisagem, como o nome indica, é o estudo das paisagens, especificamente, da composição, estrutura e mudança (METZGER, 2001). A estrutura da paisagem, trata-se das relações espaciais entre ecossistemas distintos ou elementos presentes; mais especificamente, a distribuição de energia, materiais, e espécies, em relação a tamanhos, formas e configurações dos ecossistemas, a função corresponde a interações entre elementos espaciais, transferências de energia, materiais e espécies ao longo das componentes dos ecossistemas; a mudança da paisagem corresponde a alteração na estrutura e função do mosaico ecológico pelo tempo (FORMAN & GODRON 1986; VOLOTÃO 1998).

Quanto ao termo paisagem, existem várias interpretações diferentes. O conceito de paisagem foi proposto como conceito geográfico pela primeira por Alexander Von Humboldt, no início do século XIX (SCHIER, 2003), como “o conjunto das características de uma região terrestre”. Carl Troll lançou o conceito da Ecologia da Paisagem em 1939, sob conceitos da geografia humana, fitossociologia, biogeografia e arquitetura associada ao ordenamento territorial - com a finalidade de se estudar as inter-relações entre a biota, incluindo o homem, com o seu ambiente (METZGER, 2001).

Segundo Volotão (1998), a definição mais comum de paisagem é uma área de terra heterogênea composta de um agrupamento de ecossistemas interativos que se repetem de modo similar por todas as partes, compostas por emendas de fragmentos. A paisagem definida por Polette (1999) é um sistema territorial composto por complexos componentes de diferentes amplitudes. Esses componentes são formados a partir da influência dos processos naturais e das atividades modificadoras antrópicas, que se encontram em permanente interação e que se desenvolvem historicamente.

Os conceitos mais modernos empregados para definir uma paisagem são determinados por ferramentas apoiadas em computador e por métodos de processamento de informações geográficas, como o processamento digital de imagens. Considerando o estudo da paisagem como primordial frente à compreensão dos problemas relacionados ao desenvolvimento sustentável (LANG & BLASCHKE, 2009).

1.7.1. Fragmentação Florestal

A cobertura florestal é um importante indicador das condições ambientais, principalmente por sua função reguladora dos processos hidrológicos e do ecossistema. Além disso, é um importante serviço ambiental prestado à sociedade como conservação da qualidade das águas, do solo, do ar, e pela redução dos riscos a desastres ambientais (LIMA & ROCHA, 2011).

A fragmentação caracteriza-se pela ruptura de uma unidade da paisagem, que antes se apresentava de forma contínua (METZGER, 2003), passando a existir parcelas menores com características diferentes das existentes no ambiente original, tornando-se áreas desconectadas. Desta forma os fragmentos passam a funcionar como ilhas de diversidade cercadas por áreas não florestadas (DEBINSKI & HOLT, 2000).

Essa ruptura pode ser causada por ações abiótica e bióticas. As principais consequências da fragmentação causada pela primeira ação são: as alterações no microclima (umidade do ar), a temperatura, a radiação solar, principalmente nas bordas, por ficarem sujeitas à exposição solar, o aumento dos riscos de erosão, assoreamento dos cursos d'água e redução gradativa dos recursos hídricos. Dentre as consequências causadas pela segunda ação, pode-se citar a perda da biodiversidade microbiológica do solo, da flora e da fauna, a perda da diversidade genética alteração da estrutura da vegetação. Podendo provocar modificações ou das relações ecológicas a eliminação das relações ecológicas entre espécies vegetais, polinizadores e dispersores (BORGES et al., 2004)

Almeida (2008), afirma que a fragmentação de habitats é considerada como uma das maiores ameaças a sustentabilidade dos ecossistemas e da biodiversidade. O processo de fragmentação leva à formação de uma paisagem em mosaico (METZGER, 2001).

Segundo a FAO (2010), mundialmente, cerca de 13 milhões de hectares de florestas foram convertidos para outros usos ou perdidos por causas naturais cada ano entre 2000 e 2010, em comparação com cerca de 16 milhões de hectares perdidos anualmente na década de 90. As florestas desempenham um papel importante na mitigação das mudanças climáticas, armazenando uma grande quantidade de carbono. Quando uma floresta é cortada e convertida para outro uso, esse carbono é devolvido à atmosfera.

A fragmentação florestal representa um dos principais impactos ambientais provenientes da exploração exagerada e desordenada do solo, onde o desenvolvimento urbano e a ampliação da fronteira agrícola têm gerado enormes pressões sobre os ecossistemas florestais, intensificando os processos de fragmentação e perda da diversidade biológica (LIMA & ROCHA, 2011).

1.7.2. Métricas da Paisagem

O termo "métricas da paisagem" refere-se exclusivamente a índices desenvolvidos para padrões de mapas categóricos. As métricas da paisagem são algoritmos que quantificam as características espaciais específicas de manchas, classes de manchas, ou inteiro mosaico da paisagem (COUTO, 2004).

Atualmente o número de estudos relacionados à análise da paisagem vem crescendo onde, as principais abordagens são as que se referem à compreensão dos padrões e processos que determinam a fragmentação da vegetação. Justifica-se pela constatação de que a maior parte da biodiversidade remanescente que se encontra hoje localizada em pequenos fragmentos florestais, historicamente marginalizados e pouco focados em estudos ambientais (SLAVIERO, 2007).

Slavieiro (2007), afirma que a análise da paisagem em regiões intensamente fragmentadas é de fundamental importância para o estabelecimento de modelos de preservação e conservação da biodiversidade, por determinar o grau de comprometimento ecológico/geográfico da área em análise.

Dentre os recursos computacionais que auxiliam atualmente a análise da paisagem, destaca-se o *software* Fragstats 3.3, o qual descreve a estrutura da paisagem com base em métricas relacionadas às classes de uso da terra e às manchas, geralmente representadas por

fragmentos de áreas naturais (VOLOTÃO, 1998). O Fragstats é de domínio público que calcula a estrutura da paisagem usando mais de 50 métricas da paisagem (MCGARIGAL et al., 2002). Caracteriza-se por ser um programa de estatísticas espaciais bastante versáteis, projetado para quantificar a composição, configuração e conectividade dos objetos espaciais dentro de uma imagem de satélite. O *software* foi projetado para quantificar as extensões e as distribuições espaciais dos fragmentos representados nas imagens (COUTO, 2004).

Embora o Fragstats possibilite a estimativa de mais de 50 métricas, muitas delas redundantes para determinadas situações (MCGARIGAL et al., 2002). Para quantificar a estrutura e composição dos fragmentos florestais e compará-las numa série temporal, utilizaram-se parâmetros em nível de classe de fragmentos e paisagem. Volotão (1998) classifica esses parâmetros em oito grupos de classes: métricas de área, de fragmentos, de bordas, de forma, de área central (“*core*”), de vizinho mais próximo, de contágio e mistura e de diversidade.

O Fragstats estima métricas dos polígonos mapeados conforme a sua: área; densidade, tamanho e variabilidade; borda; e forma (MCGARIGAL & MARKS, 1995). O cálculo dessas métricas é utilizado em estudos de ecologia da paisagem, como estudos de fragmentos florestais (BEZERRA et al., 2011; MACHADO et al., 2012).

1.8. CORREDORES ECOLÓGICOS

Os corredores ecológicos (CE's) segundo o Sistema Nacional de Unidade de Conservação (SNUC) são definidos como:

“Porções de ecossistemas naturais ou seminaturais, ligando unidades de conservação, que possibilitam entre elas o fluxo de genes e o movimento da biota, facilitando a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas, bem como a manutenção de populações que demandam para sua sobrevivência áreas com extensão maior do que aquela das unidades individuais. ”

Esta Lei apresenta o conceito de corredores para a conectividade de unidades de conservação. Em seu parágrafo 6º do art. 20 é determinado que o Plano de Manejo de uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável inclua zonas de proteção integral, de uso sustentável e de amortecimento e corredores ecológicos”. Desta forma, evidencia-se que a estratégia de corredores não é suficiente para a conservação das espécies (fauna e flora) e

que se faz necessária uma abordagem que alie corredores e uma rede regional de áreas protegidas.

Dentre as suas principais funções, destacam-se a redução da fragmentação de florestas, a conservação ou restauração da conectividade da paisagem, a conservação dos recursos hídricos e a facilitação do fluxo genético entre populações, aumentando, assim, a chance de sobrevivência das comunidades (DAMSCHEIN et al., 2006; MUCHAILH et al., 2010).

Desta forma, o estabelecimento de CE's se apresenta como uma alternativa para interligar o maior número de fragmentos de vegetação nativa. Tal conexão pode minimizar os efeitos da fragmentação, favorecendo o deslocamento de animais entre fragmentos de vegetação, aumentando a dispersão de sementes, aumentando área de vida de algumas espécies e diminuindo a taxa de extinção de espécies. Os corredores e os pequenos fragmentos funcionam como *step stones* (pontos de conexão) entre fragmentos maiores, viabilizando o fluxo e as trocas gênicas (FORMAN, 1983).

1.9. ESTRUTURA DESTA DISSERTAÇÃO

Esta dissertação está dividida em cinco capítulos. No primeiro capítulo é apresentado todo o referencial teórico, objetivos, problema e questões norteadoras desta pesquisa, O segundo capítulo aborda as mudanças no uso e cobertura da terra na RDS - Nascentes Geraizeiras, avaliando os impactos do desmatamento na vegetação nativa na área de estudo. O terceiro capítulo trata sobre a análise da fragmentação da vegetação nativa na RDS de estudo. O quarto capítulo traz uma proposta de Corredor Ecológico possibilitando a conexão de várias áreas protegidas numa região considerada de alta prioridade de conservação da natureza. Por fim, o quinto e último capítulo apresenta os destaques e a síntese dos principais resultados desta pesquisa, incluindo a indicação de temas para futuras pesquisas.

CAPÍTULO II - MUDANÇAS DO USO E COBERTURA DA TERRA NA RDS – NASCENTES GERAIZEIRAS

2.1. INTRODUÇÃO

A substituição das paisagens naturais por diversos tipos de usos da terra e, sobretudo, pelos modelos econômicos exploratórios dos recursos naturais e os diferentes ciclos de crescimento e dispersão populacional, têm contribuído com o aumento da fragmentação florestal (TABARELLI et al., 2010; RIBEIRO et al., 2009), alterando a paisagem natural e, como consequência, resultando em mais fragmentos florestais de menor tamanho, geralmente inseridos dentro de uma matriz de habitats não-florestais (TABARELLI & GASCON, 2005).

O principal agente da fragmentação no norte de Minas Gerais é a ação humana por meio do desmatamento para a produção de carvão, que foi iniciado a partir do processo de ocupação desordenada nas décadas de 70 e 80, onde grandes empresas de monocultura de eucalipto se instalaram na região, todas beneficiárias de incentivos fiscais para desenvolverem agricultura irrigada, monocultura de grãos, de eucalipto e carvoejamento.

O governo do estado arrendou, por períodos de 20 a 30 anos, terras consideradas “devolutas” para essas empresas. Nesse processo, os povos tradicionais da região, entre eles, os Geraizeiros, foram expulsos de suas terras sob ameaça de prisão ou através do uso de violência. Algumas famílias resistiram à expulsão e tiveram suas ocupações restringidas a áreas estreitas e a terrenos inclinados próximos aos rios (grotas e boqueirões), onde a monocultura não podia ser implantada por causa da declividade acentuada dos terrenos (BRITO, 2010).

Os processos desordenados de ocupação de terra e principalmente o uso intensivo dos recursos naturais, são as principais causas da preocupação com o meio ambiente. E, com isso, há um aumento da demanda relacionada ao conhecimento das características ambientais regionais, permitindo conhecer a composição básica dos conjuntos paisagísticos e aspectos da fauna e flora de uma região (CARVALHO & CARVALHO, 2012).

Nesse contexto, os dados de mapeamentos temáticos com dados de sensoriamento remoto, permitem, a partir de técnicas utilizando métricas da paisagem, compreender melhor as mudanças das paisagens quantificando suas estruturas (PANG et al., 2010; ZARAGOZÍ et al., 2012). Tais métricas derivam índices que descrevem o nível de uniformidade ou fragmentação espacial de uma paisagem, calculados a partir de métricas de área, forma,

borda, área do núcleo, proximidade, isolamento, contraste, contágio e diversidade, dentre outros (MCGARIGAL, et al., 1995).

O estudo dessas transformações torna-se importante para fins de manutenção da biodiversidade, permitindo identificar aptas à conservação por meio da interpretação dos dados obtidos (CALEGARI, et al., 2010).

No presente estudo buscou-se entender melhor as mudanças do uso e cobertura da terra no período entre 1986 a 2015 na RDS – Nascentes Geraizeiras e seu entorno, utilizando dados e técnicas de sensoriamento remoto e, analisar a estrutura da paisagem quanto ao padrão de fragmentação, a partir do uso de métricas da paisagem da cobertura vegetal natural remanescente. Os resultados desta pesquisa podem contribuir para a definição de estratégias de manejo e conservação da RDS Nascentes Geraizeiras.

Segundo o Panorama de Biodiversidade de Minas Gerais, o Estado possui uma biodiversidade extremamente rica e diversificada, compreendida em três grandes biomas brasileiros: a Mata Atlântica, o Cerrado e a Caatinga. No entanto, o processo de ocupação do território, ligado ainda ao modelo desenvolvimentista e uma política quase irracional de desenvolvimento, tem provocado ao longo do tempo, uma crescente modificação de sua diversidade biológica, decorrente dessa intensa pressão antrópica sobre os habitats naturais.

O uso intenso dos recursos naturais e a pressão do crescimento populacional exibem e aumentam o desequilíbrio ligado à concepção da relação homem-natureza (NETO, 2012). O estudo da mudança das paisagens constitui o primeiro e mais importante passo para o entendimento da relação entre o homem e o meio físico, possibilitando, após estudos adequados, estimar consequências futuras, considerando o progresso dos acontecimentos iniciados no passado (OKA-FIORI et al., 2003).

Os processos desordenados de ocupação de terra e principalmente o uso intensivo dos recursos naturais, são as principais causas da preocupação com o meio ambiente. E, com isso, há um aumento da demanda relacionada ao conhecimento das características ambientais regionais, permitindo conhecer a composição básica dos conjuntos paisagísticos e aspectos da fauna e flora de uma região (CARVALHO & CARVALHO, 2012).

O norte de Minas Gerais começa a sofrer com o processo de ocupação desordenada a partir das décadas de 70 e 80, onde aproximadamente 20 empresas de monocultura de eucalipto se instalaram na região, todas beneficiárias de incentivos fiscais para desenvolverem agricultura irrigada, monocultura de grãos, de eucalipto e carvoejamento. O governo do estado arrendou, por períodos de 20 a 30 anos, terras consideradas “devolutas”

para essas empresas. Nesse processo, os povos geraizeiros foram expulsos sob ameaça de prisão ou através do uso de violência. Algumas famílias resistiram à expulsão e tiveram suas ocupações restringidas a áreas estreitas e a terrenos inclinados próximos aos rios (grotas e boqueirões), onde a monocultura não podia ser implantada por causa da declividade acentuada dos terrenos (BRITO, 2012).

Com a tomada de terra dos geraizeiros pelas grandes empresas de eucalipto, estes tornaram-se dependentes delas, pois com o fim das fontes tradicionais de trabalho e renda, de alimentação e abastecimento de água, bem como de plantas usadas para fins medicinais e principalmente pela substituição da vegetação nativa dos cerrados por extensas áreas de monocultura, ficaram sem alternativas de sobrevivência (BRITO, 2012).

A vigência dos arrendamentos de grande parte das empresas se encerrou no início dos anos 2000, e a legislação atual não permitia que fossem renovados. Com isso, as comunidades geraizeiras passaram a reivindicar que suas terras fossem devolvidas. Entretanto, as empresas conseguiram, pelo então superintendente do Instituto de Terras do estado (ITER/MG), que os arrendamentos fossem prorrogados até 2008 (BRITO, 2012).

Em 2003 26 comunidades da região do Alto Rio Pardo atingidas pela monocultura de eucalipto se reuniram na comunidade Brejinho. A partir deste encontro essas comunidades passaram a discutir e a reconhecer seus direitos sobre as terras onde viviam, e entenderam os motivos pelos quais as perderam e assim começaram a ter uma visão prospectiva com sua retomada (BRITO, 2012). No entanto, só após anos de lutas dessas comunidades, sobretudo, das comunidades dos municípios Vargem Grande do Rio Pardo, Montezuma e Rio Pardo de Minas veio a conquista da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras, aprovada em 13 de outubro de 2014 (BRITO, 2012).

Nesse contexto, as técnicas de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto se tornaram ferramentas indispensáveis na avaliação e monitoramento ambiental. Essas técnicas têm sido muito utilizadas para fazer análises espaciais e temporais dos fenômenos que ocorrem na superfície terrestre, possibilitando a identificação de mudanças na paisagem e dos principais fatores de degradação. As vantagens no uso destas incluem a praticidade e eficiência operacional, aliado à facilidade de aquisição de informações georreferenciadas, o que tem aumentado a rapidez e a qualidade dos estudos realizados (LIMA, 2010).

Essas tecnologias ganham cada vez mais importância, permitindo conhecer melhor o espaço e a sociedade que o produz de maneira rápida, e ainda, espacializar a relação entre os dois, como subsídios à tomada de decisões (SANTOS et al., 2011). O Brasil apresentou

recentemente o projeto: Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomass) à 21ª Conferência do Clima (COP 21) realizada em dezembro de 2015, em Paris, o objetivo do projeto apresentado é fazer o mapeamento anual do Brasil e produzir mapas anuais de cobertura e uso do solo a partir de 1985 até os dias atuais de forma expressivamente mais barata, rápida e atualizada, comparada aos métodos e práticas atuais, e que possibilitem recuperar o histórico das últimas décadas, utilizando as técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto.

As ferramentas de mapeamento e classificação do uso do solo se tornam cada vez mais úteis em análises das mais diversas finalidades. Desta forma, os estudos voltados para o entendimento da dinâmica de uso e ocupação da RDS – Nascentes Geraizeiras são importantes, permitindo avaliar a situação da cobertura vegetal atual (vegetação nativa), quais mudanças de uso ocorreram ao longo do período estudado e a principal pressão antrópica na área, de modo a gerar subsídios que podem vir a ser utilizados em pesquisas de monitoramento e planejamento, bem como para elaboração do Plano de Manejo da RDS.

No presente capítulo deste estudo, buscou-se entender melhor as mudanças do uso e cobertura da terra no período entre 1986 a 2015 na RDS – Nascentes Geraizeiras e seu entorno, utilizando dados e técnicas de sensoriamento remoto. Os resultados possibilitam a melhor compreensão das atividades antrópicas que exercem maior pressão sobre os recursos naturais da área de estudo.

2.2. MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1. Localização e caracterização da área de estudo

A Reserva de Desenvolvimento Sustentável - RDS - Nascentes Geraizeiras é uma Unidade de Conservação – UC de uso sustentável criada pelo Decreto Federal sem número de 13 de outubro de 2014. Localizada no Norte de Minas Gerais, abrangendo os municípios de Rio Pardo de Minas, Montezuma e Vargem Grande do Rio Pardo, apresenta uma área de 38.177ha.

A área de estudo está geograficamente situada nas coordenadas 15°30' de latitude Sul e 42°40' de longitude Oeste, no norte de Minas Gerais (Figura 2.1). Esta área possui como componente principal da flora o bioma Cerrado em suas várias fisionomias. Para a realização do estudo de uso e ocupação do solo foi delimitada uma zona de amortecimento de 10km no entorno do limite legal da RDS, seguindo o proposto pela Resolução do

Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) Nº 13/90, de 6 de dezembro de 1990, em seu Art. 2º.

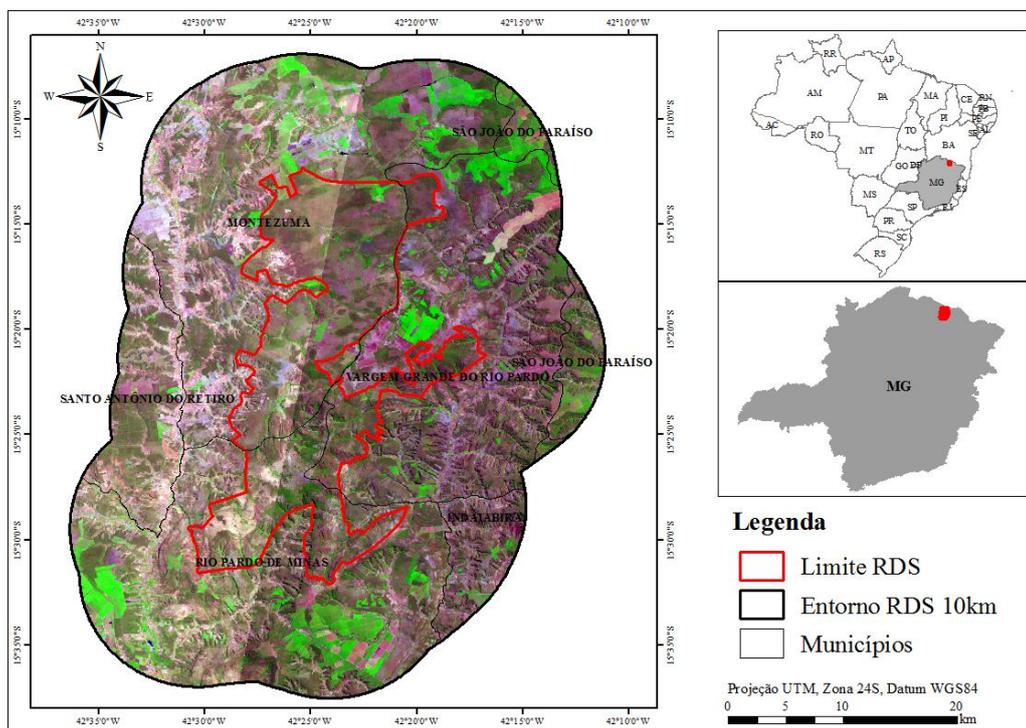


Figura 2.1. Localização RDS – Nascentes Geiraizeiras no norte do estado de Minas Gerais, Brasil.

O clima predominante na área de estudo é o tropical semiúmido com manchas de semiaridez, com duas estações definidas uma estação úmida e uma estação seca (SANTOS et al., 2010). Na região de estudo, o clima é reconhecido por suas temperaturas elevadas, irregularidade das chuvas com a ocorrência de até nove meses de seca (COSTA et al., 2010).

Os solos predominantes no norte de Minas são do tipo latossolos (vermelho e amarelo), cambissolos, solos areno-quartzosos profundos, além de argissolos, neossolos litólicos e quartzarênicos. (LEITE et al., 2012). Na área de estudo predominam os solos do tipo Cambissolos, Latossolos Vermelho-Amarelo, há também a presença de Litossolos e solos Aluviais.

A vegetação presente na região se caracteriza pela presença dos biomas Cerrado e Caatinga e áreas de transição, com fitofisionomias predominantes de Cerrado, Campo Cerrado, Floresta Estacional Decidual Montana, Vereda e Floresta Estacional Decidual Sub Montana (SCOLFORO & CARVALHO, 2006).

A RDS – Nascentes Geiraizeiras é drenada pela bacia do rio Pardo, a área da bacia possui aproximadamente 32.468 km² e contempla parte dos estados de Minas Gerais

(12.729,55 km²) e Bahia (19.738,53 km²), em Minas Gerais o rio nasce na Serra Geral, no município de Montezuma em uma cota altimétrica de aproximadamente 1.378 metros. Dentre seus principais tributários, até Cândido Sales: pela margem direita, o rio Ribeirão, e pela margem esquerda o rio Pardinho (ADAMG, 2007).

2.2.2. Base de Dados

As análises do uso e cobertura da terra na área de estudo foram baseadas em imagens dos satélites Landsat-5 sensor TM (Thematic Mapper), cenas órbita/ponto 217/71, 218/70 e 218/71 com resolução espacial de 30 m, bandas espectrais 2,3,4,5 e 7 e Landsat-8 sensor OLI (*Operational Land Imager*), cenas órbita/ponto 217/71, 218/70 e 218/71 com resolução espacial de 30 m, bandas espectrais 2,3,4,5,6 e 7, entre os anos de 1986, 1996, 2006, e 2015. Tais imagens foram obtidas do Serviço Geológico Americano (USGS), disponível na rede mundial de computadores (Internet). As Tabelas 2.1 e 2.2 apresentam mais detalhes da base de dados utilizada neste estudo. A escolha das datas das cenas Landsat foram baseadas na qualidade das imagens, com menor cobertura de nuvens e maior visibilidade possível.

Tabela 2.1. Órbita/ponto e cenas do satélite Landsat utilizadas no estudo.

| Satélites Landsat/Data | | | | |
|------------------------|-------------------|-------------------|--------------------|--------------------|
| Órbita/ponto | Landsat-5 1986 | Landsat-5 1996 | Landsat -5 2006 | Landsat -8 2015 |
| 217/71 | 11/Outubro | 18/Outubro | 30/Julho | 09/Setembro |
| 218/70 | 18/Outubro | 10/Agosto | 21/Julho | 02/Outubro |
| 218/71 | 18/Outubro | 10/Agosto | 21/Julho | 02/Outubro |

Tabela 2.2. Fonte de dados utilizados no estudo.

| Fonte | Tipo de dado | Dado | Data/Período | Escala/resolução (m) |
|---------------|--------------|--|------------------|----------------------|
| IBGE | Vetorial | Estados Brasileiros | 2010 | 1:250.000 |
| IBGE | Vetorial | Municípios de Minas Gerais | 2010 | 1:250.000 |
| ICMBio | Vetorial | Limite da RDS | 2014 | 1:250.000 |
| MMA | Raster | Imagem RapidEyer | 2014 | 5x5 |
| USGS | Raster | Imagem Landsat 5 | 1986, 1996, 2006 | 30 |
| USGS | Raster | Imagem Landsat 8 | 2014, 2015 | 30 |
| Biodiversitas | Vetorial | Áreas Prioritárias para Conservação/MG | 2005 | 1.250:000 |

2.2.3. Processamento das Imagens de Satélite

O processamento digital das imagens foi conduzido com o uso do *software* ArcGIS 10.2. Inicialmente foi feita a composição das bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7 para as imagens do satélite Landsat 5, sensor TM, e das bandas 2 a 7 para as imagens do satélite Landsat 8, sensor OLI. Na sequência, todas as cenas Landsat foram corrigidas geometricamente (georreferenciamento) utilizando como base cartográfica a rede viária e rede hidrográfica da região de estudo. Adotou-se o sistema de coordenadas UTM, Zona 24 Sul, Datum WGS-84, para as imagens da órbita/ponto 217/71 e o sistema de coordenadas UTM, Zona 23 Sul, Datum WGS-84 para as imagens da órbita/ponto 218/70 e 218/71. Após o georreferenciamento das imagens Landsat, foi montado o mosaico das cenas órbita 218, pontos 70 e 71.

Fez-se um recorte para a área de estudo e seu entorno, afim de reduzir o tempo de processamento das imagens. Em seguida, foi feita a composição colorida RGB 5/4/3 das bandas do Landsat-5 e RGB 6/5/4 das bandas do Landsat-8, correspondentes às faixas espectrais do infravermelho médio, infravermelho próximo e vermelho, respectivamente. Esta composição colorida das bandas das imagens Landsat permite inspeções visuais preliminares de alvos em terras emersas com cores tipicamente reconhecidas pela visão humana (FRANÇA et al., 2012).

O mapeamento de uso e cobertura da terra foi feito pelo método de classificação supervisionada, algoritmo de Máxima Verossimilhança (MaxVer), onde foram delimitadas as classes temáticas: área queimada, reflorestamento, vegetação nativa, áreas antropizadas e corpos d'água. O método de classificação supervisionada (MaxVer) considera a ponderação das distâncias entre as médias dos valores dos pixels das classes, utilizando parâmetros estatísticos. Assume-se que todas as bandas têm distribuição normal e calcula a probabilidade de um dado pixel pertencer a uma classe específica. É um método de classificação pixel a pixel (MENESES & ALMEIDA, 2012).

Na sequência, foram delimitadas amostras (áreas de treinamento) sobre cada imagem para obtenção da assinatura espectral para as feições de interesse. As amostras foram delimitadas a partir do conhecimento prévio que se teve da área, por meio de visitas de campo no mês de março de 2015.

A partir da assinatura espectral para cada feição de interesse, foi aplicado o método de classificação supervisionada pelo algoritmo MaxVer com o uso da ferramenta *Maximum Likelihood Classification* disponível no *software* ArcGIS 10.2. Esta técnica utiliza as médias

e covariâncias dos níveis de cinza das amostras para associar cada pixel da imagem às classes temáticas pré-definidas (MENESES & ALMEIDA, 2012). As imagens classificadas foram submetidas a um filtro maioria buscando a redução de ruídos, onde as transições abruptas são atenuadas, ou seja, os pixels isolados são realocados às classes pertencentes (MENESES & ALMEIDA, 2012).

2.2.4. Avaliação da Acurácia

A avaliação da acurácia foi realizada para avaliar a qualidade da classificação do mapeamento. Entende-se que um mapeamento temático precisa ser validado com dados de sua acurácia para ser uma fonte válida de informações quando submetidos a processos de avaliação da acurácia dos dados que os compõem (ANTUNES & LINGNAU, 1997).

A avaliação da acurácia da classificação foi feita utilizando as cenas das imagens *Landsat-8*, órbita/ponto 218/70, 218/71 E 217/71. Nesta etapa foram seguidos os mesmos procedimentos metodológicos de classificação adotados para todas as cenas das imagens anteriormente citadas, gerando uma matriz de erros (matriz de confusão) do método de classificação digital. Para isso, foram distribuídos 260 pontos amostrais aleatórios. Para cada ponto aleatorizado foi feita a verificação visual da feição classificada e da observada em imagem de alta resolução (5 metros) adquirida pelo satélite *RapidEye*.

A estimativa da acurácia total, acurácia do usuário e acurácia do produtor possibilitou a avaliação da superestimação ou subestimação pelo classificador. Estimou-se também o índice *Kappa*, que indica o desempenho do classificador automático utilizado. Como referência para os resultados obtidos na matriz de erros, foi utilizada a classificação sugerida por Landis & Koch (1977).

$$a) \text{ Índice } Kappa: - K = \frac{n(\sum_{i=1}^c x_{ii}) - \sum_{i=1}^c (x_{i+}x_{+i})}{n^2 - \sum_{i=1}^c (x_{i+}x_{+i})}$$

Onde:

n = número total de pixels amostrados;

x_{ii} = número de pixels da i -ésima classe classificados corretamente;

c = número total de classes;

x_{i+} = número de pixels selecionados (amostras) para comporem a i -ésima classe (linha); e

x_{+i} = número de pixels classificados como pertencentes à i -ésima classe (total da coluna).

b) Exatidão global - $F_m = \frac{\sum X_i}{N} \cdot 100$

Onde:

F_m = exatidão global (%);

X_i = elementos na diagonal; e

N = total de elementos amostrados.

c) Acurácia do usuário - $F_u = \frac{X_{ii}}{X_{i+}} \cdot 100$

Onde:

F_u = acurácia do usuário (%);

X_{i+} = marginal da linha; e

X_{ii} = diagonal da linha.

d) Acurácia do produtor - $F_{pu} = \frac{X_{ii}}{X_{i+}} \cdot 100$

Onde:

F_{pu} = acurácia do produtor (%);

X_{i+} = marginal da coluna; e

X_{ii} = diagonal da coluna.

A acurácia do usuário indica a probabilidade que uma categoria classificada (mapa/imagem) representasse a mesma categoria no campo. Refere-se aos erros de inclusão ou comissão (HORD & BROONER, 1976; ROSENFELD et al., 1982; CONGALTON, 1991). Os erros de comissão são relativos a todos os pontos atribuídos a uma determinada classe oriundos de erros de classificação das outras classes. A acurácia do produtor indica a probabilidade de determinada categoria ter sido corretamente classificada de acordo com os pontos de referência (ROSENFELD & FITZPATRICK-LINS, 1986; STORY & CONGALTON, 1986; CONGALTON, 1991). Considera-se também os erros de omissão, onde não são atribuídos a determinada classe os erros de classificação das outras classes.

2.2.5. Avaliação da dinâmica espaço temporal de uso e cobertura da terra

As imagens classificadas foram processadas no *software* ArcGIS® versão 10.2 e convertidas para o formato vetorial. Para quantificar as classes temáticas (área queimada, reflorestamento, vegetação nativa, áreas antropizadas e corpos d'água) os mapas vetoriais

foram editados como mapas temáticos utilizando-se a calculadora de atributos do programa citado. A partir dos mapas de uso da terra gerados realizou-se a análise da dinâmica temporal da cobertura florestal remanescente, onde foram estimadas as classes de vegetação nativa em quatro períodos: (1986-1996), (1996-2006), (2006-2015) e (1986-2015), este último correspondente a todo o período de estudo.

A dinâmica florestal foi realizada a partir dos dados organizados sob a análise de áreas obtidas para cada dois períodos. Assim, foi avaliado a vegetação preservada (as áreas que no período inicial estavam cobertas por vegetação nativa e no período posterior da análise permaneceram cobertas por vegetação nativa), áreas antropizadas (as áreas que no primeiro período de análise estavam cobertas por vegetação nativa e corpos d'água - e, no final estavam compostas por área queimada e áreas antropizadas) e a regeneração (quando as classes: áreas antropizadas, áreas queimadas e reflorestamento identificadas na data inicial foram convertidas em classes de vegetação nativa).

O cruzamento dos quatro períodos de análise (1986-1996, 1996-2006 e 2006-2015) foi feito a partir dos dados da dinâmica da cobertura florestal no *software* ArcGIS®. Esta análise possibilitou o melhor entendimento das mudanças do uso e cobertura da terra ocorrida em períodos distintos, e o período de análise de 1986 – 2015, permitiu quantificar as mudanças em todo o período de estudo.

2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1. Acurácia da classificação do uso e cobertura da terra

O desempenho da classificação supervisionada do uso e cobertura da terra para os anos estudados, usando a imagem Landsat-8 OLI do ano de 2014, foi utilizada como referência para a avaliação da acurácia do mapeamento temporal de todo o período estudado. Os resultados da matriz de confusão estimada indicam uma acurácia global de 98% para todas as classes adotadas neste estudo. Este resultado de acurácia global é considerado uma excelente classificação, sendo que o valor mínimo necessário para uma classificação aceitável é de 85% de exatidão global (GUPTILL & MORRISON, 1995). Estimou-se também um coeficiente Kappa de 46%, que confirma o bom desempenho global da classificação (LANDIS E KOCH, 1977; FONSECA, 2000).

De forma mais detalhada, estimou-se a “acurácia do usuário” (erros de comissão) e a “acurácia do produtor” (erros de omissão). Estas acurácias conferem maior significado aos dados, revelando o desempenho das classes de forma individual (CONGALTON, 1991). Os

resultados desta análise indicam que a subestimação variou entre 2% e 3% para a classe de vegetação nativa e reflorestamento, respectivamente. A superestimação ocorreu apenas para as áreas antropizadas, estimada em 7%. E, mais especificamente, observou-se que alguns poucos casos houve confusão das classes de vegetação nativa mais rasteira (campo cerrado) e reflorestamento com áreas antropizadas.

A acurácia do usuário para a classe áreas antropizadas foi de 93%. Para as demais classes: “reflorestamento, vegetação nativa e corpos d’água” a acurácia do usuário foi de 100%, indicando que todos os pontos de referência foram classificados corretamente. De forma geral, todas essas classes apresentaram baixos valores de erros de comissão e omissão, indicando que quase todos os pixels pertencentes a essas classes foram classificados corretamente. (Tabela 2.3).

Tabela 2.3. Matriz de confusão da classificação do uso e cobertura da terra para 2014 usando imagem Landsat-8 OLI comparada com imagem RapidEye de 2014 para a área de estudo.

| Classificação (Landsat – 8, 2014) | Imagem Referência - RapidEye (2014) | | | | | | |
|---|-------------------------------------|-----------------------|---------------------|------------------|------------|---------------------|----------------------|
| | Reflores- tamento | Áreas Antropizadas | Vegetação Nativa | Corpos D'água | Total | Acurácia Usuário | Erros de Comissão |
| Reflorestamento | 75 | 0 | 0 | 0 | 75 | 100% | 0% |
| Áreas Antropizadas | 2 | 54 | 2 | | 58 | 93% | 7% |
| Vegetação Nativa | 0 | 0 | 81 | 0 | 81 | 100% | 0% |
| Corpos D'água | 0 | 0 | 0 | 46 | 46 | 100% | 0% |
| Total | 77 | 54 | 83 | 46 | 260 | | |
| Acurácia Produtor | 97% | 100% | 98% | 100% | | | |
| Erros de Omissão | 3% | 0% | 2% | 0% | | | |

2.3.2. Avaliação da Dinâmica de Uso e Cobertura da Terra

Os resultados do mapeamento da dinâmica do uso e cobertura da terra entre 1986 e 2015 indicam um aumento das áreas antropizadas tanto dentro da RDS Geraizeiras quanto em seu entorno. Entretanto, o aumento mais expressivo do desmatamento foi observado no entorno da RDS. As tabelas 2.4 e 2.5 apresentam os resultados do mapeamento de uso e cobertura da terra no período de análise para a RDS e seu entorno, respectivamente.

Tabela 2.4. Mudanças no uso e cobertura da terra na RDS Geraizeiras entre 1986 e 2015.

| Uso e Cobertura da Terra | Área | | | | | | | |
|--------------------------|---------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|
| | 1986 | | 1996 | | 2006 | | 2015 | |
| | Área_ha | % | Área_ha | % | Área_ha | % | Área_ha | % |
| Área Queimada | 3.966 | 10,4 | 193 | 0,5 | 47 | 0,1 | 2.570 | 6,7 |
| Reflorestamento | 1.758 | 4,6 | 4.846 | 12,7 | 829 | 2,2 | 605 | 1,6 |
| Áreas antropizadas | 10.954 | 28,7 | 14.348 | 37,5 | 11.862 | 31 | 12.176 | 31,9 |
| Vegetação nativa | 21.538 | 56,4 | 18.752 | 49,1 | 25.476 | 66,7 | 22.838 | 59,8 |
| Corpos D'água | 4 | 0,01 | 81 | 0,21 | 5 | 0,01 | 30 | 0,08 |
| Total | 38.220 | 100 | 38.220 | 100 | 38.220 | 100 | 38.220 | 100 |

Tabela 2.5. Mudanças no uso e cobertura da terra no entorno da RDS Geraizeiras entre 1986 e 2015.

| Uso e Cobertura da Terra | Área | | | | | | | |
|--------------------------|----------------|------------|----------------|------------|----------------|--------------|----------------|------------|
| | 1986 | | 1996 | | 2006 | | 2015 | |
| | Área_ha | % | Área_ha | % | Área_ha | % | Área_ha | % |
| Área Queimada | 11.974 | 7,7 | 511 | 0,3 | 502 | 0,3 | 12.015 | 7,7 |
| Reflorestamento | 26.042 | 16,7 | 17.485 | 11,2 | 7.779 | 5 | 14.318 | 9,2 |
| Áreas antropizadas | 35.094 | 22,6 | 65.599 | 42,2 | 56.917 | 36,6 | 57.946 | 37,3 |
| Vegetação nativa | 82.313 | 52,9 | 71.803 | 46,2 | 90.248 | 58 | 71.082 | 45,7 |
| Corpos D'água | 125 | 0,1 | 151 | 0,1 | 103 | 0,1 | 187 | 0,1 |
| Total | 155.549 | 100 | 155.549 | 100 | 155.549 | 100,0 | 155.549 | 100 |

As alterações na paisagem natural na região do entorno da RDS Geraizeiras ocorreram predominantemente em áreas de relevo plano e levemente ondulado, definido por Correia (2005), como a região da “baixada”, mais próximas aos corpos de água, onde haviam solos com melhores condições para a agricultura e a pecuária. O mesmo fenômeno foi observado por Vilela et. al., (2009) num estudo na região de Rio Pardo, estado de Minas Gerais, onde o maior nível de antropização ocorreu nas áreas de baixadas próximas à rede de drenagem, com níveis de degradação variáveis

As observações de campo realizadas neste estudo indicam que a maior parte da área de vegetação nativa desmatada no entorno da RDS Geraizeiras foi convertida em pastagens para as atividades agropecuárias. Dentro dos limites da RDS, as pastagens se expandiram sobre áreas de reflorestamento no período de estudo.

Os resultados indicam que as principais mudanças de uso e cobertura da terra observadas entre 1986 e 2015 ocorreram em áreas de reflorestamento, que foram reduzidas

substancialmente dentro dos limites da RDS Geraizeiras e na região de seu entorno. O período de expansão mais expressiva (3.088 hectares) dos reflorestamentos com eucaliptos na RDS Geraizeiras foi observado entre 1986 e 1996. Nos períodos seguintes (1996-2006 e 2006-2015) foram observados declínios nas áreas de reflorestamento. As Figuras 2.2 e 2.3 apresentam mais detalhes das alterações de uso e cobertura da terra ocorridos na área e período de estudo.

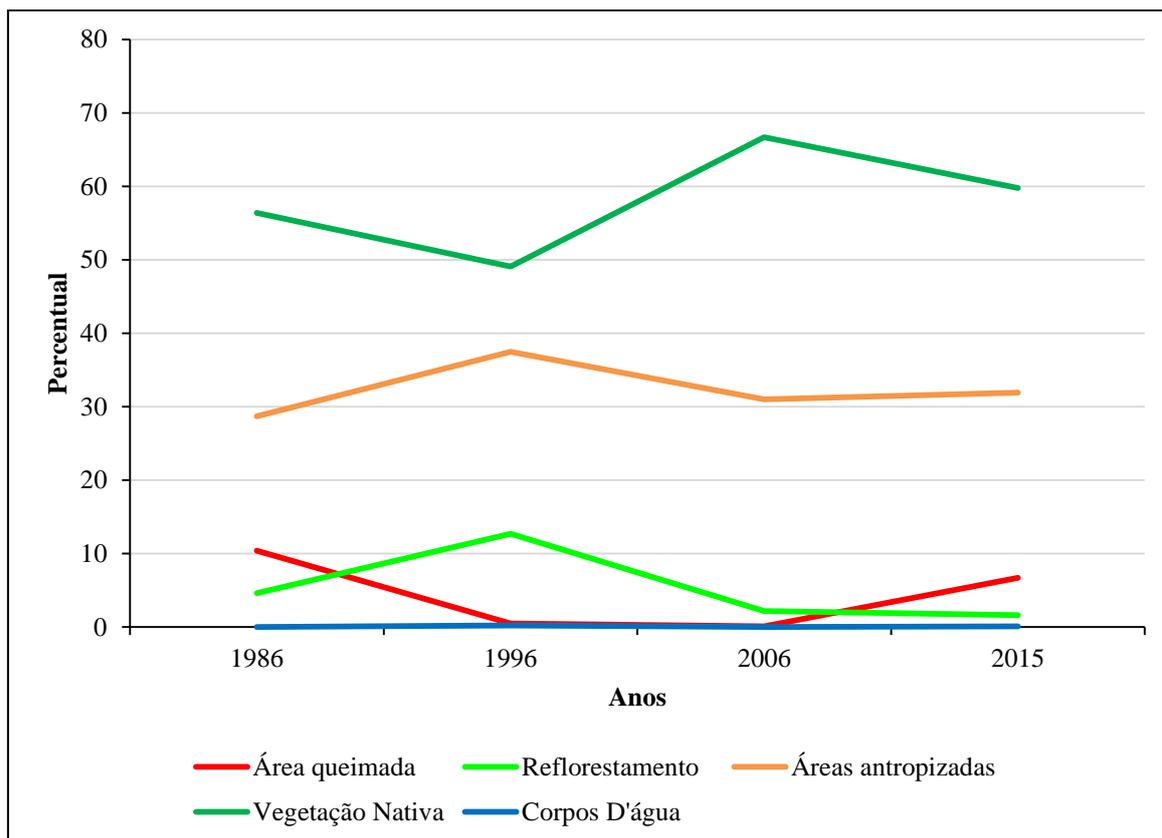


Figura 2.2. Percentual de variação de mudança das classes de uso e cobertura da terra nos anos de 1986, 1996, 2006 e 2015 dentro dos limites da RDS Geraizeiras.

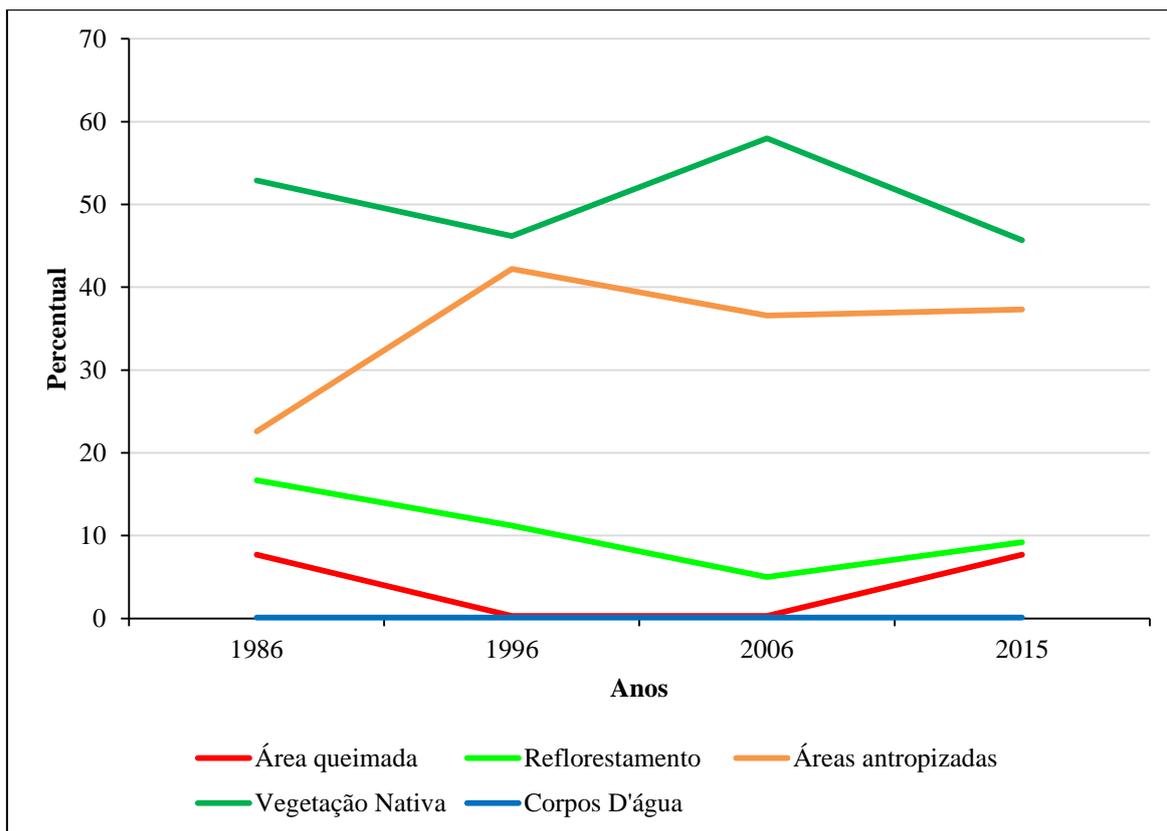


Figura 2.3. Percentual de variação de mudança das classes de uso e cobertura da terra nos anos de 1986, 1996, 2006 e 2015 no entorno da RDS Geraizeiras.

Os plantios de eucaliptos ocupavam 1.758 hectares, 4.846 hectares, 829 hectares e 605 hectares em 1986, 1996, 2006 e 2015, respectivamente, dentro da RDS Geraizeiras. Já no entorno da RDS Geraizeiras, haviam mais de 26.042 hectares de reflorestamento plantados em 1986, nos anos subsequentes a área dos reflorestamentos de eucaliptos foi reduzida para aproximadamente 17.485, 7.779 e voltou a crescer para 14.318 hectares em 1996, 2006 e 2015, respectivamente.

A variação das áreas de reflorestamento na área de estudo pode estar relacionada ao surgimento do eucalipto como alternativa econômica no cenário norte-mineiro a partir da década de 1980 como resultado de incentivos governamentais por políticas públicas de subsídios e financiamentos (LEITE et al., 2012; VELOSO & LEITE, 2013). Nesta época, instalaram-se no norte de Minas Gerais aproximadamente 20 empresas - entre elas: Energética Florestal, Rio Rancho, Rima Industrial, Replasa Reflorestadora, Suzano Bahia Sul Papel e Celulose, Florestamento de Minas Gerais S.A. - Florestaminas e GERDAU S.A., todas beneficiárias de incentivos fiscais para desenvolverem agricultura irrigada, monocultura de grãos, de eucalipto e carvoejamento (BRITO, 2012).

Veloso & Rosa (2012), analisaram a monocultura do eucalipto no município de Rio Pardo de Minas entre 1986 e 2010. Esses autores observaram que na década de 1980 ocorreu uma intensa utilização das terras pela monocultura de eucalipto refletindo uma grande degradação ambiental em todo o seu âmbito. A expansão dos plantios de eucaliptos permaneceu acentuada até 1996, ano com maior área de plantio (66.160 hectares) em relação aos outros anos estudados e decresceu no último ano de estudo (2010).

Leite et. al. (2012) analisaram a dinâmica do eucalipto no Norte de Minas Gerais entre 1986 e 2010. Estes autores constataram a diminuição das áreas reflorestada com esta espécie florestal. Esta dinâmica se explica devido ao aumento do rigor da legislação ambiental, o que tem dificultado o licenciamento ambiental para esta prática. Outro fator importante foi a luta das populações tradicionais pela retomada das terras ocupadas pela monocultura do eucalipto na década de 80.

A meta de inserir o eucalipto na região de estudo como vetor de desenvolvimento, visou a fixar a produção em municípios que disponibilizariam terras baratas, com destaque ao município de Rio Pardo de Minas. No estudo de Veloso e Rosa (2012), este município se destacou no ano de 1986 com maior área de monocultura de eucalipto. Vargem Grande do Rio Pardo, onde parte da RDS Geraizeiras está inserida, destacou-se com a ocupação de quase 20% de seu território com áreas reflorestadas. Entretanto, durante todo o período de estudo (1986-2015) observou-se a redução de 7,5% e 3% das áreas de plantios de eucaliptos na zona de entorno e dentro da RDS Geraizeiras, respectivamente. Após 1996, vários fatores podem ter levado ao declínio do plantio de eucalipto na região. Destaca-se o maior rigor na implementação das leis de licenciamento ambientais, que dificultou a instalação de novas áreas de plantio (VELOSO, 2013).

A prática de grilagem de terras que começou nas décadas de 70 e 80, em que as terras públicas foram transformadas em privadas, facilitadas pelos donos de cartórios que eram comrrompidos (AGÊNCIA PÚBLICA, 2014), ainda era presente na região até 2014. Durante o trabalho de campo deste estudo realizado em março de 2015, foi relatado pelo líder comunitário José da Silva que, no início do ano de 2014, dezenas dos geraizeiros da comunidade Roça do Mato e comunidades próximas ocuparam uma área de Cerrado invadida por uma empresa florestal e cortaram – na foice – 120 hectares de eucalipto. Este fato explica o aumento dos reflorestamentos no entorno da RDS no ano de 2015.

As áreas com cicatrizes de fogo ocuparam 7,7% da área do entorno da RDS e 10,4% da RDS em 1986. Esse fato pode ser explicado pela ausência de políticas eficazes de

prevenção e combate aos incêndios florestais no estado de Minas Gerais. A partir de 2008 houve uma ampliação e eficácia no combate aos incêndios e, desta forma, o número de focos de calor e consequentemente de incêndios florestais no estado diminuíram nos anos seguintes (IEF, 2014). Mesmo assim, observou-se o aumento das áreas atingidas por fogo na área de estudo em 2015 quando comparado aos demais anos estudados.

As áreas ocupadas com corpos d'água na região de estudo estão associadas principalmente aos corpos hídricos naturais e ao represamento (lagos artificiais) destinados principalmente à dessedentação de animais. Esta classe ocupou uma parte inexpressiva da paisagem, tanto no entorno quanto dentro da RDS Geraizeiras, mantendo-se estável em todos os anos de análise. De acordo com alguns relatos de moradores da RDS Geraizeiras, houve uma tendência de redução da quantidade de água dos rios temporários e perenes nos anos mais recentes, provavelmente como consequência da ampliação do desmatamento na região de estudo. Mais detalhes da distribuição espacial das mudanças de uso e cobertura da terra na área de estudo estão apresentados na Figura 2.4.

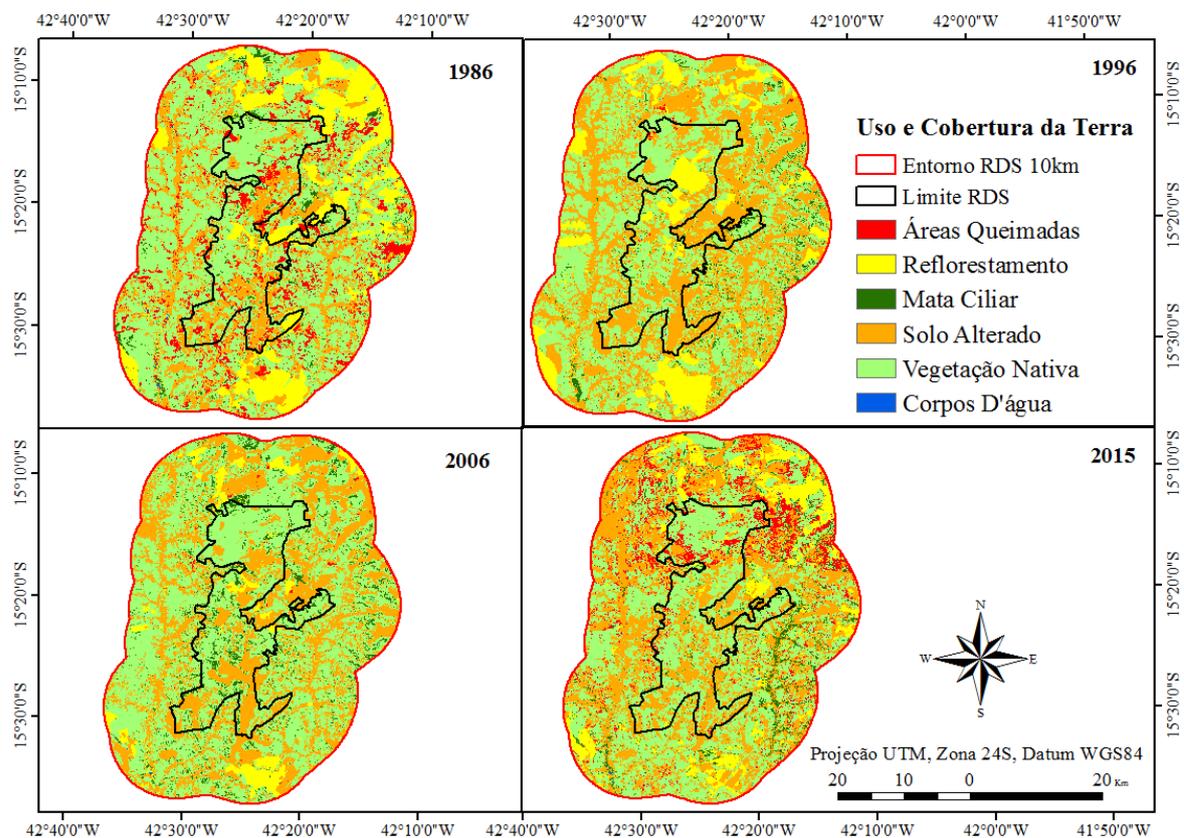


Figura 2.4. Uso e cobertura da terra da Reserva de Desenvolvimento Sustentável – RDS Nascentes Geraizeiros e no seu entorno em 1986, 1996, 2006 e 2015.

Nas Tabelas 2.6 e 2.7 e na Figura 2.5 é possível observar os detalhes da dinâmica do uso e cobertura da terra nos períodos de estudo (1986-1996, 1996-2006, 2006-2015, 1986-2015), com a variação percentual em área de vegetação preservada, regeneração e áreas antropizadas. A vegetação nativa e as áreas de regeneração natural apresentaram variações e áreas antropizadas apresentou acréscimo nos quatro períodos analisados em ambas as áreas do entorno da RDS e na RDS.

Tabela 2.6. Estimativa dos tipos de uso e cobertura da terra nos períodos de 1986-1996, 1996-2006, 2006-2015 e 1986-2015 na RDS Nascentes Geraizeiras.

| | 1986-1996 | | 1996-2006 | | 2006-2015 | | 1986-2015 | |
|----------------------|------------------|-------|------------------|-------|------------------|-------|------------------|-------|
| | Área (ha) | % | Área(ha) | % | Área (ha) | % | Área (ha) | % |
| Vegetação Preservada | 15.389,5 | 40,27 | 19754,4 | 51,69 | 17.452,4 | 45,66 | 17.232,6 | 45,09 |
| Regeneração | 3.337,3 | 8,73 | 7.897,9 | 20,66 | 3.080,0 | 8,06 | 5.564,7 | 14,56 |
| Áreas Antropizadas | 14.473,6 | 37,87 | 11.866,9 | 31,05 | 14.709,7 | 38,49 | 14.683,4 | 38,42 |

(*) Porcentagens em relação à área total da região de estudo (38.220 hectares).

Tabela 2.7. Estimativa dos tipos de uso e cobertura da terra nos períodos de 1986-1996, 1996-2006, 2006-2015 e 1986-2015 no entorno da RDS Nascentes Geraizeiras.

| | 1986-1996 | | 1996-2006 | | 2006-2015 | | 1986-2015 | |
|----------------------|------------------|-------|------------------|-------|------------------|-------|------------------|-------|
| | Área (ha) | % |
| Vegetação Preservada | 58.007,40 | 37,29 | 64.951,80 | 41,76 | 60.344,9 | 38,79 | 52.937,9 | 34,03 |
| Regeneração | 13.785 | 8,86 | 25.066,50 | 16,11 | 10.918 | 7,02 | 18.118,6 | 11,65 |
| Solo Alterado | 65.934,50 | 42,39 | 57.554,40 | 37,00 | 69.936,5 | 44,96 | 69.794 | 44,87 |

(*) Porcentagens em relação à área total da região de estudo (155.549 hectares).

As estimativas dos diferentes tipos de uso e cobertura da terra indicam a redução da vegetação nativa na área do entorno e a estabilidade dentro da RDS Nascentes Geraizeiras no período de 1986 a 2015. Este resultado revela que há uma pressão antrópica eminente nas proximidades da RDS que requer medidas para evitar a descaracterização dos objetivos desta Unidade de Conservação.

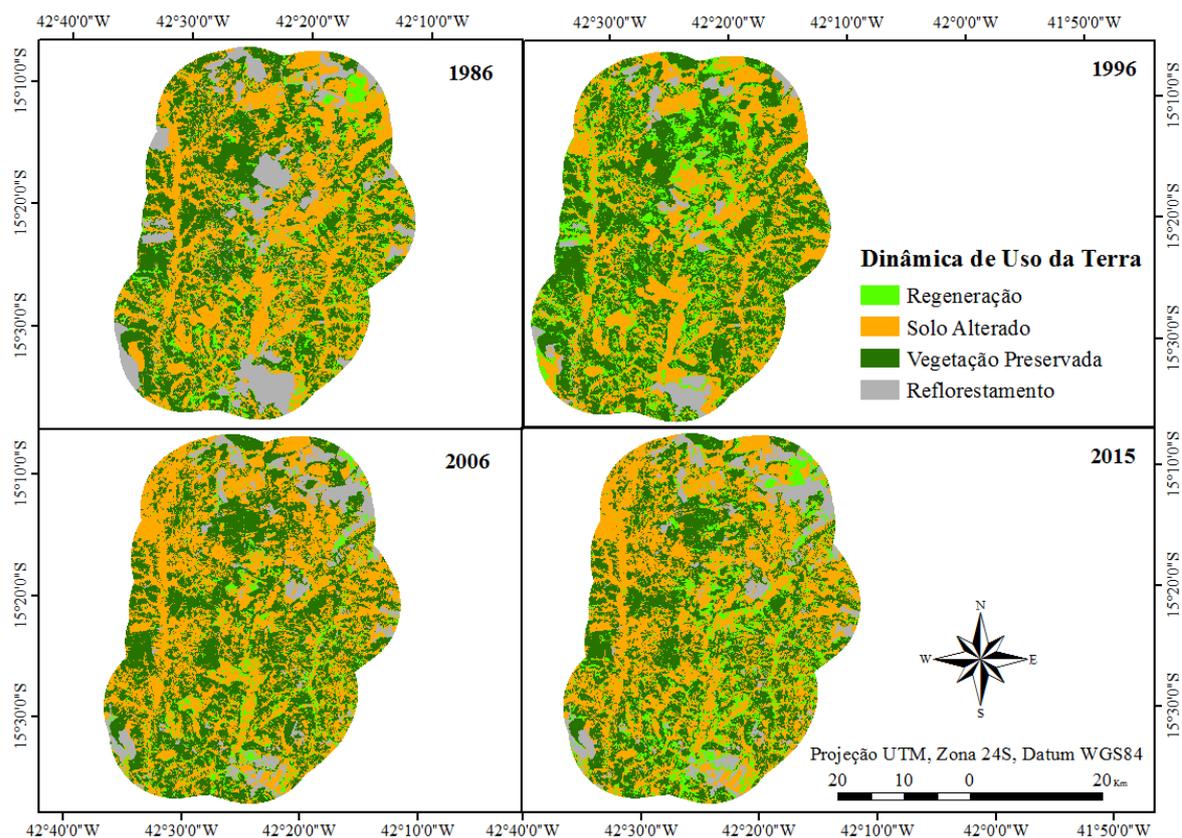


Figura 2.5. Dinâmica do uso e cobertura da terra entre 1986 e 1996; 1996 e 2006; 2006 e 2015 e 1986 e 2015.

A regeneração da vegetação nativa teve o maior incremento entre 1996 e 2006 na área de estudo. Este aumento pode ser explicado pela redução das áreas de monoculturas de eucalipto, que foram abandonadas, favorecendo a regeneração.

As áreas de solos alterados tiveram um incremento de 42,3% e 37,9% no entorno e na RDS Geraizeiras, respectivamente, entre 1986 a 1996. No período de 1996 a 2006), as áreas de solos alterados foram reduzidas em toda área de estudo. Entre 2006 e 2015, estas áreas de solos alterados aumentaram aproximadamente 45% e 39% na área do entorno e na RDS, respectivamente. Leite et al. (2012) explicam que a partir de 2010 as áreas que foram ocupadas pela monocultura de eucalipto em 1986 e 1996 deixaram de ser utilizadas para este fim.

2.4. CONCLUSÃO

Os diferentes usos e coberturas da terra na área de estudo apresentaram grandes variações, com destaque à diminuição acentuada do reflorestamento dentro da RDS Geraizeiras. Estas áreas foram em sua maior parte regeneradas, trazendo como resultado o aumento da vegetação nativa. Já na região do entorno da RDS, as áreas de reflorestamento

aumentaram nos anos mais recentes em detrimento da vegetação nativa. Esse processo de antropização da vegetação natural ocorreu principalmente no período mais recente (entre 2006 e 2015) desta análise.

Caso persista esta tendência observada nos últimos anos, é esperado a redução ainda maior das áreas de vegetação nativa no entorno da RDS. Assim, as áreas de regeneração natural parecem ser as mais prováveis e susceptíveis ao desmatamento, em especial para a expansão dos plantios de eucaliptos. Isso requer medidas preventivas e mais rígidas para evitar a expansão do desmatamento na região. Vale dizer que a RDS Geraizeiras apresenta um grande potencial para prestação de serviços ecossistêmicos (corredor ecológico, recursos hídricos, biodiversidade, etc.) e socioeconômicos. Deste modo, o que acontecer no entorno afetará diretamente o interior da RDS e, por isso, requer cuidados e atenção especial nos próximos anos.

Embora o fogo não tenha sido identificado como o principal fenômeno de degradação da vegetação natural na área e período de estudo, a sua ocorrência e propagação é uma preocupação socioambiental futura. A região apresenta condições climáticas favoráveis aos incêndios florestais que, aliada às mudanças climáticas previstas e à intensificação da fragmentação da vegetação natural observada neste estudo, deverá aumentar nos próximos anos.

De modo geral, observou-se que houve uma grande melhoria dos remanescentes de vegetação natural dentro da RDS Geraizeiras comparado ao seu entorno. Este fato é preocupante, visto que a área de entorno (zona de amortecimento da RDS) tem a função de amortecer os impactos negativos das atividades que ocorrem fora da referida Unidade de Conservação. A área de entorno da RDS tem a função de contenção dos efeitos externos que possam de alguma maneira influenciar negativamente na conservação da RDS, pois as atividades antrópicas desenvolvidas proximamente à RDS podem afetar substancialmente os seus atributos.

Complementarmente, sugere-se a preparação e instituição de um plano de manejo da RDS Geraizeiras que leve em conta os objetivos de sua criação, as potencialidades e as limitações físicas, bióticas, socioeconômicas e culturais desta Reserva. Tal medida poderá contribuir para melhorar a gestão e o uso sustentável dos recursos naturais e a preservação da área.

CAPÍTULO III – ESTUDO DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA RDS – NASCENTES GERAIZEIRAS

3.1. INTRODUÇÃO

A substituição das paisagens naturais por diversos tipos de usos da terra e, sobretudo, pelos modelos econômicos exploratórios dos recursos naturais e os diferentes ciclos de crescimento e dispersão populacional, têm contribuído com o aumento da fragmentação florestal e alteração da paisagem natural (TABARELLI et al., 2010; RIBEIRO et al., 2009). A alteração da paisagem resulta em mais fragmentos florestais de menor tamanho, geralmente inseridos dentro de uma matriz de habitats não-florestais (TABARELLI & GASCON, 2005).

No Norte de Minas Gerais, as causas da fragmentação florestal estão diretamente ligadas ao desmatamento para a produção de carvão. Este processo de desmatamento resulta em formação de fragmentos florestais esparsos, constituindo os últimos refúgios para muitas espécies vegetais e animais (ESPIRITO-SANTO et al., 2002). Afeta ainda a disposição das comunidades naturais, especialmente uma vez que restringe a área de vida das espécies e altera as condições climáticas locais (BIERREGAARD & DALE, 1996).

Os dados de mapeamentos temáticos com dados de sensoriamento remoto, permitem, a partir de técnicas utilizando métricas da paisagem, compreender melhor as mudanças das paisagens quantificando suas estruturas (PANG et al., 2010; ZARAGOZÍ et al., 2012). Tais métricas derivam índices que descrevem o nível de uniformidade ou fragmentação espacial de uma paisagem, calculados a partir de métricas de área, forma, borda, área do núcleo, proximidade, isolamento, contraste, contágio e diversidade, dentre outros (MCGARIGAL, & MARKS, 1995).

A partir de técnicas de geoprocessamento e métricas da paisagem, é possível estudar as transformações ocorridas em uma paisagem em diferentes escalas temporais e espaciais, assim como a estrutura e função dos seus elementos. O estudo dessas transformações torna-se importante para fins de manutenção da biodiversidade, permitindo identificar aptas à conservação por meio da interpretação dos dados obtidos (CALEGARI et al., 2010).

O presente estudo buscou analisar a estrutura da paisagem na Reserva de Desenvolvimento sustentável – RDS Nascentes Geraizeiras e seu entorno (zona de amortecimento de 10 quilômetros). Complementarmente, foi feita a avaliação do padrão de fragmentação a partir do uso de métricas da paisagem da cobertura vegetal natural

remanescente nos anos de 1986, 1996, 2006 e 2015. Os resultados desta pesquisa podem contribuir para a definição de estratégias de manejo e conservação da RDS Nascentes Geraizeiras.

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1. Localização e caracterização da área de estudo

A área de estudo compreende a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras, localizado no norte do estado de Minas Gerais. Os detalhes sobre a localização e caracterização da área de estudo estão apresentados no Capítulo 2 desta dissertação.

3.2.2. Base de dados

Os dados de uso e cobertura da terra utilizados nesta pesquisa compreendem os anos de 1986, 1996, 2006 e 2015. Estes dados foram preparados e apresentados no Capítulo 2 desta dissertação, acompanhados de detalhes metodológicos e da acurácia dos mapeamentos.

3.2.3. Análise da fragmentação florestal

A análise da fragmentação foi conduzida a partir dos mapas temáticos produzidos no capítulo II desta dissertação. Para esta etapa do estudo, as classes originais de uso e cobertura da terra foram reclassificadas (agrupadas) em duas classes: vegetação (vegetação nativa) e não vegetação (áreas queimadas, eucalipto, áreas antropizadas e corpos d'água), com o enfoque da análise na fragmentação da vegetação nativa.

Para descrever o nível de fragmentação da paisagem natural na RDS Nascentes Geraizeiras, foi utilizado o *software* Fragstats® versão 4.2 (MCGARIGAL, 2013). Este *software* constitui um conjunto de ferramentas que quantifica a estrutura da paisagem (padrões espaciais) em mapas categóricos de cobertura do solo, por meio de índices estatísticos divididos em três níveis: nível de fragmento ou fragmentos (características geométricas do fragmento individual); nível de classe ou categoria de cobertura do solo (analisa a configuração dos fragmentos em conjunto para cada tipo de classe encontrada); nível de paisagem (reproduz as características estruturais da paisagem como um todo) (MCGARIGAL & MARKS, 1995; LANG & BLASCHKE, 2009).

Para o cálculo das métricas da paisagem foram selecionados índices que possibilitaram quantificar os elementos da paisagem, estimando assim a área, densidade, forma, área central, proximidade e isolamento, contágio e dispersão e diversidade

(MCGARIGAL, 2013). As métricas geradas pelo *software* FRAGSTATS estão descritas nos itens abaixo: (MACGARIGAL & MARKS, 1995).

3.2.3.1. Métricas de área e densidade

Foi calculado o número de fragmentos (NP) em nível fragmento, que mede a quantidade de fragmentos para cada tipo de classe de uso e cobertura da terra, indicando a sua fragmentação. A porcentagem da paisagem que é ocupada pela maior mancha (LPI), e a porcentagem de fragmentos de mesma classe na paisagem (PLAND) e a área média dos fragmentos (AREA_MN) foram calculadas em nível de classe.

3.2.3.2. Métricas de forma

A forma dos fragmentos foi mensurada utilizando-se três métricas em nível de classe: Índice de forma médio (SHAPE_MN) dos fragmentos que representam a categoria. Mapas elaborados no formato matricial (*raster*) possuem o *pixel* como forma padrão (forma quadrada) e valor da forma (*shape*) = 1. Quanto mais distante do valor padrão, mais irregular é considerada a forma; a dimensão fractal média (FRAC_MN) que mede a complexidade das formas dos fragmentos e varia de 1 (manchas com formas mais simples e regulares) a 2 (manchas com formas mais complexas) e o índice médio de circularidade dos fragmentos (CIRCLE) que compara a mancha com um círculo e varia de 0 (para manchas circulares) a 1 (para manchas alongadas e lineares).

3.2.3.3. Métricas de área central

A área central ou nuclear é definida como a área dentro de um fragmento separada da borda por uma distância pré-definida, podendo ser definida como aquela área que não é influenciada pelo efeito de borda. Está associada à qualidade interna do fragmento em possibilitar condições para a manutenção da biodiversidade (PIRES, 1995; VOLOTÃO, 1998).

Para análise das características referentes à área central considerou-se 90 metros de distância de borda, devido ao tamanho de pixel da imagem (de 30m), foram utilizados três métricas em nível de classe. A porcentagem da área do núcleo relativamente à paisagem (CPLAND); o número de áreas centrais disjuntas (NDCA) e o índice de área central médio (CAI_MN) que mostra a porcentagem da mancha que é área de interior.

3.2.3.4. Métricas de proximidade e isolamento

Para o cálculo dessas métricas é necessário definir um raio de procura, onde serão procurados os fragmentos de vegetação natural próximos à mancha fonte. No presente estudo, foi utilizado o valor de 5.000 metros para o raio de procura. Esses índices quantificam a distância borda a borda entre os fragmentos com base no fragmento vizinho mais próximo, considerando o mesmo tipo de vegetação. Em nível de classe foi estimado o índice de proximidade média (PROX_MN), adimensional, variando de zero ao infinito e pode ser utilizado como valor comparativo.

3.2.3.5. Métricas de contágio e dispersão

Foi calculada a métrica coesão (COHESION) em nível de classe que mede a conectividade de fragmentos, que pode ser favorável para a conservação ou não dos remanescentes existentes. Este índice é insensível a configuração da mancha e aumenta conforme as manchas se tornam mais agrupadas;

3.2.3.6. Métricas de Diversidade

Foram aplicados os índices de diversidade Shannon (SHDI) e uniformidade de Shannon (SHEI) em nível de paisagem, estes índices fornecem uma ideia da riqueza e da igualdade na distribuição das áreas ocupadas pelos diferentes elementos que compõem a paisagem ao longo do tempo.

SHEI é uma medida adimensional que varia entre $0 \leq SHEI \leq 1$. Quando o $SHEI = 0$ a paisagem contém apenas uma mancha (i.e. não há diversidade) e à medida que se aproxima de 1 a distribuição da área entre os tipos diferentes de mancha torna-se cada vez mais desigual (i.e. dominada por um tipo de mancha). O $SHEI$ é igual a 1 quando a distribuição da área entre os tipos de mancha é perfeitamente uniforme (i.e. as abundâncias proporcionais são as mesmas).

O SHDI é sempre maior ou igual a zero sem limite superior. É igual a zero quando a paisagem contém apenas uma mancha (não há diversidade). O índice aumenta à medida que aumenta o número de tipos diferentes de mancha (a riqueza da mancha) e/ou à medida que a distribuição proporcional da área entre os tipos de mancha se torna mais equitativa. A Tabela 3.1 apresenta mais detalhes das métricas espaciais de fragmentação utilizadas nesta análise.

Tabela 3.1. Métricas espaciais utilizadas na quantificação da estrutura da paisagem na RDS – Nascentes Geraizeiras e seu entorno (zona de amortecimento de 10km).

| Grupo | Métrica | Variável |
|--------------------------|--|-----------|
| Área e densidade | Número de fragmentos (adimensional) | NP |
| | Área do maior fragmento (%) | LPI |
| | Porcentagem de fragmentos de mesma classe na paisagem (%) | PLAND |
| | Área média dos fragmentos (hectares) | AREA_MN |
| Forma | Índice de forma médio (adimensional) | SHAPE_MN |
| | Dimensão fractal média ($1 \leq \text{FRAC} \leq 2$) | FRAC_MN |
| | Círculo circunscrito relacionado médio ($0 < \text{CIRCLE} < 1$) | CIRCLE_MN |
| Área Central | Número de áreas centrais disjuntas (adimensional) | NDCA |
| | Índice de área central médio (%) | CAI_MN |
| | Porcentagem da área do núcleo relativamente à paisagem (%) | CPLAND |
| Proximidade e isolamento | Proximidade média entre classes (categorias) | PROX_MN |
| Contágio e dispersão | Conectividade (%) | COHESION |
| Diversidade | Índice de diversidade de Shannon ($\text{SHDI} \geq 0$) | SHDI |
| | Índice de Uniformidade de Shannon ($0 \leq \text{SHEI} \leq 1$) | SHEI |

Fonte: Macgarigal & Marks, 1995.

3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1. Métricas de área e densidade

Os resultados das métricas de áreas e densidade, indicam que a porcentagem da paisagem (PLAND) ocupada por maiores fragmentos de vegetação nativa aumentou tanto dentro da RDS Geraizeiras quanto na área de seu entorno. Este resultado foi mais expressivo para o interior da RDS, com aumento de quase 30% em todo o período de estudo (de 1986 a 2015), enquanto no seu entorno foi estimado 10,5% de aumento das áreas de maior fragmento de vegetação nativa (Figura 3.1). Os maiores valores deste índice foram observados em 2015, o que indica melhoria na composição da paisagem natural, favorecendo

a sua conservação, pois corresponde a classe de maior cobertura da paisagem (MCGARIGAL et al., 2002).

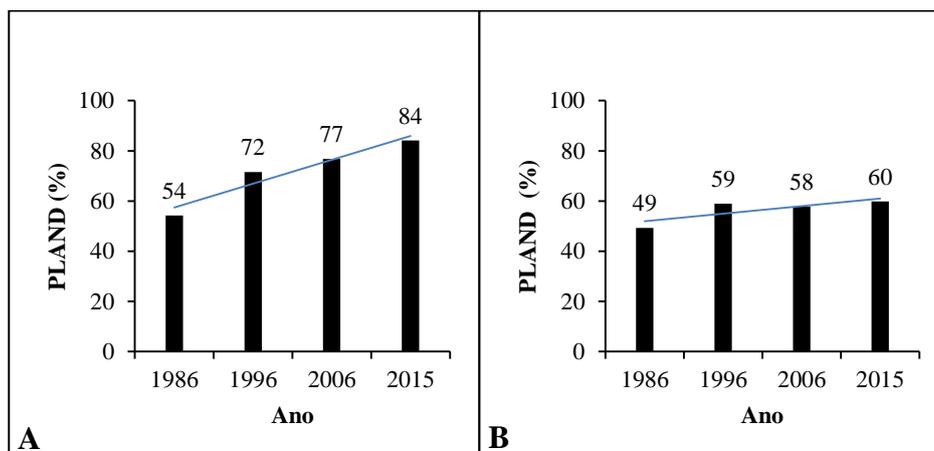


Figura 3.1. Estimativas das métricas de área e densidade para a RDS Nascentes Geraizeiras e seu entorno (10km) - Área do maior fragmento (PLAND): A) interior da RDS Geraizeiras; B) entorno da RDS.

O maior fragmento de vegetação nativa (LPI), denominado matriz, apresentava 20% para o interior da RDS Geraizeiras e 6% para o seu entorno em 1986. Esta métrica (LPI) apresentou um aumento substancial no interior da RDS e em seu entorno (63% e 22%, respectivamente) entre 1996 e 2015. O incremento observado em LPI indica que a paisagem natural estava mais fragmentada (MCGARIGAL & MARKS, 1995) em 1986 quando comparada com demais anos seguintes desta análise (Figura 3.2). Quanto maior o valor deste índice, melhor serão as condições para os dispersores, polinizadores e propágulos, abastecendo fragmentos menores com a criação de condições favoráveis para a manutenção da biodiversidade local (MCGARIGAL et al., 2002).

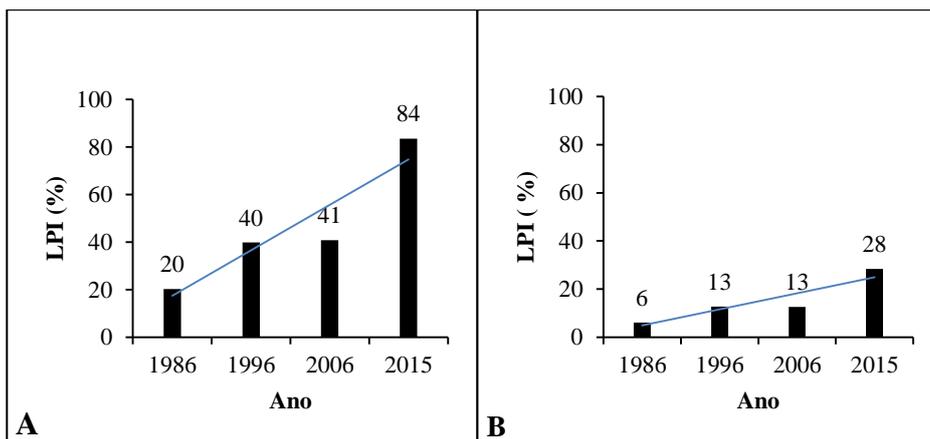


Figura 3.2. Estimativas das métricas de área e densidade para a RDS Nascentes Geraizeiras e seu entorno (10km) - Porcentagem de fragmentos da mesma classe na paisagem (LPI): A) RDS Nascentes Geraizeiras; B) Entorno da RDS.

A métrica do tamanho médio dos fragmentos (ÁREA_MN) apresentou aumento expressivo dentro da RDS Geraizeiras, passando de 31,4 hectares em 1986 para 176,9 hectares em 2015. No entorno da RDS, este aumento correspondeu foi de 27,2 hectares em 1986 para 38,6 hectares em 2015 (Figura 3.3). O tamanho médio dos fragmentos aumentou à medida que o número de fragmentos (NP) diminuiu (Tabela 3.2), indicando que as áreas dos fragmentos se tornaram maiores em todos os anos de estudo na RDS. No entorno da RDS o maior valor deste índice foi observado em 1996, correspondente ao ano com menor número de fragmentos. Em 2015, a área média dos fragmentos diminuiu à medida que os fragmentos (NP) aumentaram, indicando uma menor diversidade, uma vez que a riqueza das espécies depende das dimensões dos fragmentos (MCGARIGAL et al., 2002).

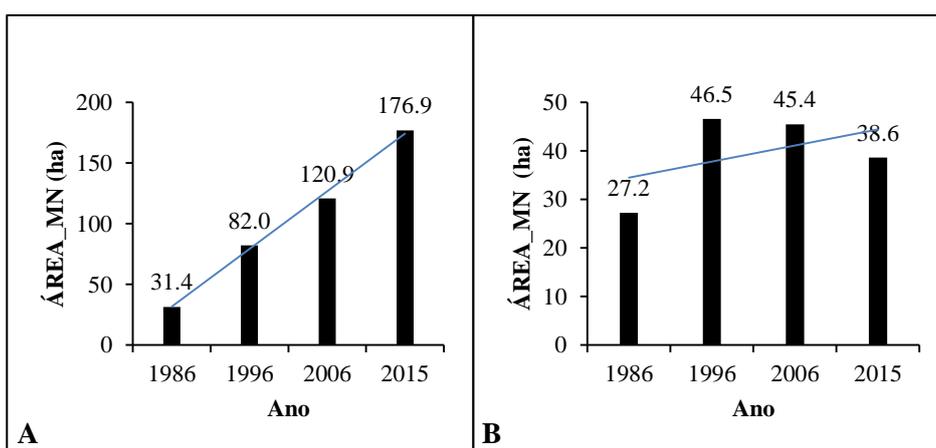


Figura 3.3. Estimativas das métricas de área e densidade para a RDS Nascentes Geraizeiras e seu entorno (10km) - Tamanho médio dos fragmentos (ÁREA_MN): A) RDS Nascentes Geraizeiras; B) Entorno da RDS.

O parâmetro mais importante para explicar as variações de riqueza de espécies é a área do fragmento (PIVORANI et al., 2014). A partir dos resultados deste estudo, estimou-se 658, 333, 243 e 187 fragmentos florestais dentro da RDS em 1986, 1996, 2006 e 2015, respectivamente (Tabela 3.2). Na região do entorno da RDS Geraizeiras, estimou-se um total de 2.818, 1.972, 2.224, 2.411 fragmentos florestais em 1986, 1996, 2006 e 2015, respectivamente (Tabela 3.3).

Tabela 3.2. Número de fragmentos estimados para 1986, 1996, 2006 e 2015 em classes de tamanho na RDS Nascentes Geraizeiras.

| Número de fragmentos (NP) Ano/percentual – RDS | | | | | | | | |
|---|-------------|----------|-------------|----------|-------------|----------|-------------|----------|
| Classes de Tamanho | 1986 | % | 1996 | % | 2006 | % | 2015 | % |
| Pequeno (< 5 ha) | 562 | 85 | 310 | 93 | 223 | 92 | 174 | 93 |
| Médio (5 – 50 ha) | 72 | 11 | 19 | 6 | 15 | 6 | 7 | 4 |
| Grande (>50 ha) | 24 | 4 | 4 | 1 | 5 | 2 | 6 | 3 |
| Todos (0 a >50 ha) | 658 | 100 | 333 | 100 | 243 | 100 | 187 | 100 |

Tabela 3.3. Número de fragmentos para os anos de 1986, 1996, 2006 e 2015 em classes de tamanho na área do entorno da RDS Nascentes das Geraizeiras (zona de 10km).

| Número de fragmentos (NP) Ano/percentual – Entorno da RDS | | | | | | | | |
|--|-------------|----------|-------------|----------|-------------|----------|-------------|----------|
| Classes de Tamanho | 1986 | % | 1996 | % | 2006 | % | 2015 | % |
| Pequeno (< 5 ha) | 2514 | 89 | 1791 | 91 | 1962 | 88 | 2125 | 88 |
| Médio (5 – 50 ha) | 196 | 7 | 127 | 6 | 201 | 9 | 216 | 9 |
| Grande (>50 ha) | 108 | 4 | 54 | 3 | 61 | 3 | 70 | 3 |
| Todos (0 a >50 ha) | 2818 | 100 | 1972 | 100 | 2224 | 100 | 2411 | 100 |

A análise dos fragmentos por classes de tamanho é um indicativo adequado do grau de fragmentação, por ser função do número de fragmentos e da área total ocupada pelos habitats (VALENTE, 2001). Os valores dos índices de números de fragmentos (NP) estimados dentro da RDS e seu entorno indicam que predominavam na paisagem pequenos fragmentos (< 5 hectares) em 1986. Isto provavelmente está relacionado à implantação de

monoculturas de eucalipto dentro da RDS Geraizeiras, resultando numa paisagem mais fragmentada e menos conservada. O principal problema desse padrão é que pequenos fragmentos estão mais sujeitos ao efeito de borda (PIROVANI et al., 2014).

Dentro da RDS Geraizeiras, o número de fragmentos pequenos (< 5 hectares) diminuiu substancialmente em todo o período de estudo (de 562 em 1986 para 174 em 2015). No entorno, o número de fragmentos pequenos diminuiu de 2.514 em 1986 para 1.791 em 1996. Entretanto, estes fragmentos menores voltaram a aumentar nos dois últimos anos deste estudo (2006 e 2015), sendo mais expressivo em 2015 com 2.125 fragmentos pequenos.

Os fragmentos médios (variando de 5 a 50 hectares) diminuíram substancialmente dentro da RDS passando de 72 em 1986 para 7 em 2015. No entorno da RDS, os fragmentos médios se mantiveram praticamente estáveis, sendo que em 1996 houve diminuição de todas as classes de tamanho de fragmentos, principalmente os fragmentos grandes (> 50 hectares).

Além da diminuição dos fragmentos pequenos, observou-se a diminuição dos fragmentos médios e grandes dentro da RDS, onde os fragmentos pequenos correspondem a 93% de todos os fragmentos observados em 2015. No entorno da RDS, o número de pequenos fragmentos aumentou nos últimos anos estudados (2006 e 2015) alcançando a 88% do total de fragmentos.

Segundo Forman e Godron (1986), os fragmentos grandes são importantes para a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala. Os fragmentos pequenos também cumprem funções relevantes ao longo da paisagem funcionando como elementos de ligação, trampolins ecológicos (*stepping stones*) entre grandes áreas, e atuam como refúgio para espécies que requerem ambientes particulares que só ocorrem nessas áreas.

Assim, os fragmentos pequenos também merecem atenção especial, pois os resultados do presente estudo indicam que estarão sob grande pressão antrópica nos próximos anos na área de estudo. Caso não sejam adotadas medidas e estratégias adequadas de manejo das áreas de interesse, poderá ocorrer grandes impactos na interligação entre os fragmentos próximos e maiores, pois os remanescentes de vegetação nativa apresentam frágeis padrões de sustentabilidade ao longo do tempo. Muitos fragmentos são na realidade, potenciais núcleos de colonização de florestas secundárias (PIROVANI et al., 2014).

3.3.2. Métricas de forma

O tamanho e forma dos fragmentos de paisagem podem influenciar inúmeros processos ecológicos importantes. Sua forma pode influenciar processos entre fragmentos, como a migração de pequenos mamíferos e a colonização de plantas de médio e grande porte, e pode influenciar as estratégias de fuga de certos animais. O principal aspecto da forma é a relação com o efeito de borda. Quanto mais recortado e com menos área, maior o valor deste índice (VOLOTÃO, 1998). No caso dos mapas no formato matricial, a métrica de forma indica que o padrão do fragmento é um quadrado (SHAPE_MN=1) (CEMIN et al., 2009). Valores superiores a 1 estão relacionados a formas irregulares. Quanto mais elevados os valores apresentados para o índice de forma, mais irregulares e suscetíveis ao efeito de borda estão os fragmentos (VALENTE, 2001)

Os valores do índice de forma médio (SHAPE_MN) estimados neste estudo mostram que praticamente não houve uma diferenciação entre os anos estudados tanto para a RDS quanto a área do entorno. De forma geral os valores do índice de forma médio estimados para a RDS foram de (1,46; 1,35; 1,36 e 1,31) e para a área do entorno foram de (1,45; 1,41; 1,44 e 1,42) para os anos de 1986, 1996, 2006 e 2015, respectivamente (Figura 3.4). De acordo com McGarigal et al. (2002), tais resultados indicam que a paisagem deste estudo apresenta fragmentos florestais de formas próximas às simples, ou seja, benéficos para a conservação, com uma tendência mínima de tornarem-se irregulares, visto que em ambas as áreas (RDS e entorno) esses valores tenderam a diminuir. Para Forman (1995), quanto mais irregulares são os fragmentos, mais suscetíveis estão a apresentar maior efeito de borda, principalmente aqueles de menor área, em função da sua maior interação com a matriz (CEMIN et al., 2009).

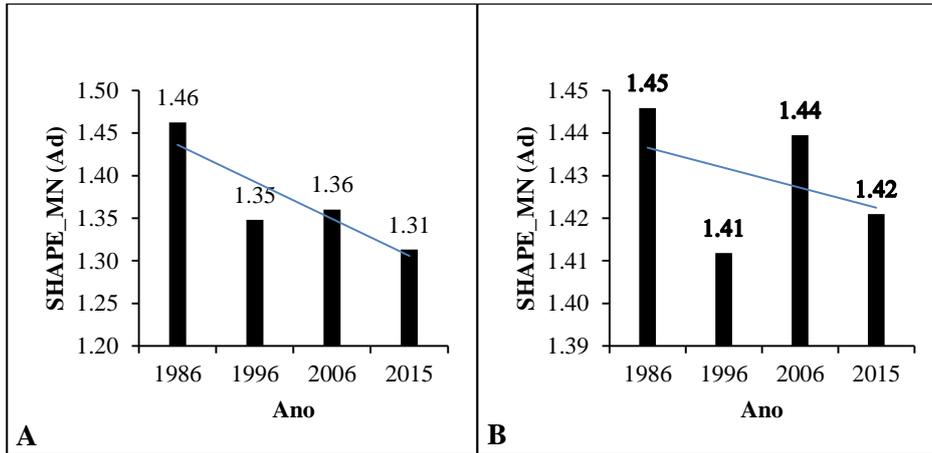


Figura 3.4. Estimativa das métricas de forma para a RDS Nascentes Geraizeiras e seu entorno (10km) - Índice de forma médio (SHAPE_MN): A) interior da RDS; B) entorno da RDS.

A dimensão fractal média (FRAC_MN) e o índice médio de circularidade dos fragmentos (CIRCLE_MN) corroboram com os valores do índice de forma médio (SHAPE_MN), pois apresentaram baixa variação e estiveram mais próximos de 1 e 0 para a RDS e o seu entorno entorno, respectivamente (Figuras 3.5 e 3.6). Estes resultados indicam formas com perímetros muito simples, como círculos ou quadrados e menos suscetível ao efeito de borda (MCGARIGAL & MARKS, 1995).

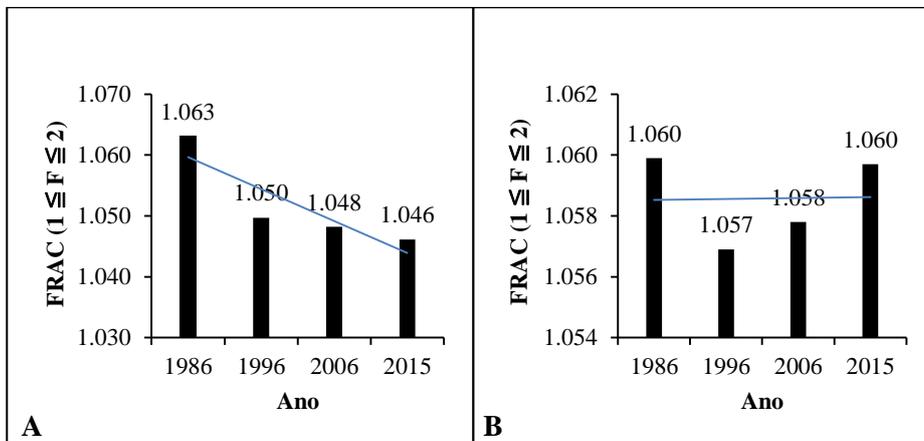


Figura 3.5. Estimativa das métricas de forma para a RDS Nascentes Geraizeiras e seu entorno (10km) - Dimensão fractal média (FRAC_MN): A) interior da RDS; B) entorno da RDS..

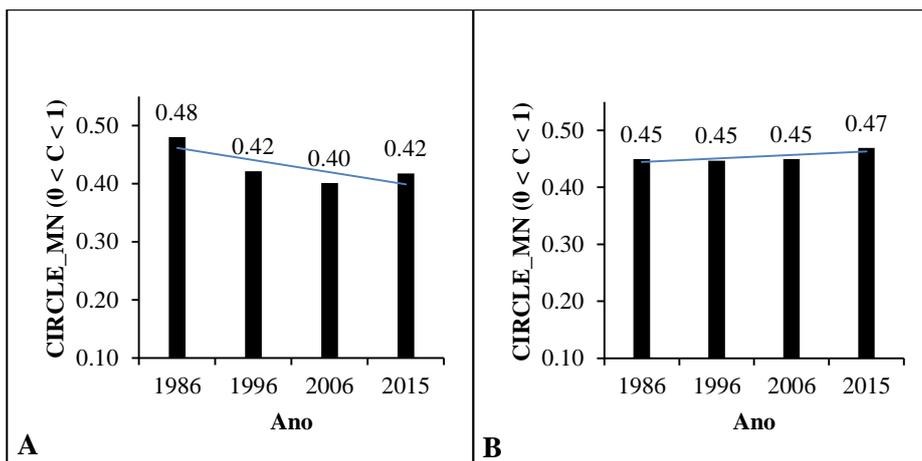


Figura 3.6. Estimativa das métricas de forma para a RDS Nascentes Geraizeiras e seu entorno (10km) - Círculo circunscrito relacionado médio (CIRCLE_MN): A) interior da RDS; B) entorno da RDS.

3.3.3. Métricas de área central

A área central, nuclear ou *core* de um fragmento é o melhor indicativo da qualidade dos fragmentos do que sua área total (MCGARIGAL et al., 2002). Valores maiores indicam uma melhor qualidade da paisagem, uma vez que corresponde a área total do habitat preservado dentro dos fragmentos (CALEGARI, L. et al., 2010). No presente estudo o percentual da área central (CPLAND), apresentou uma tendência de aumento em ambas as áreas (dentro da RDS e no seu entorno), passando de 29% para 53% entre 1986 e 2015 dentro da RDS e de 24% para 31% no entorno da RDS no mesmo período (Figura 3.7). Este resultado indica que a área de núcleo aumentou em toda a área de estudo no período de análise (MCGARIGAL & MARKS, 1995). Observou-se que estes resultados foram mais expressivos dentro da RDS do que para a área de seu entorno, influenciada pela redução dos fragmentos pequenos (< 5 hectares) em todos os períodos estudados (Tabela 3.2).

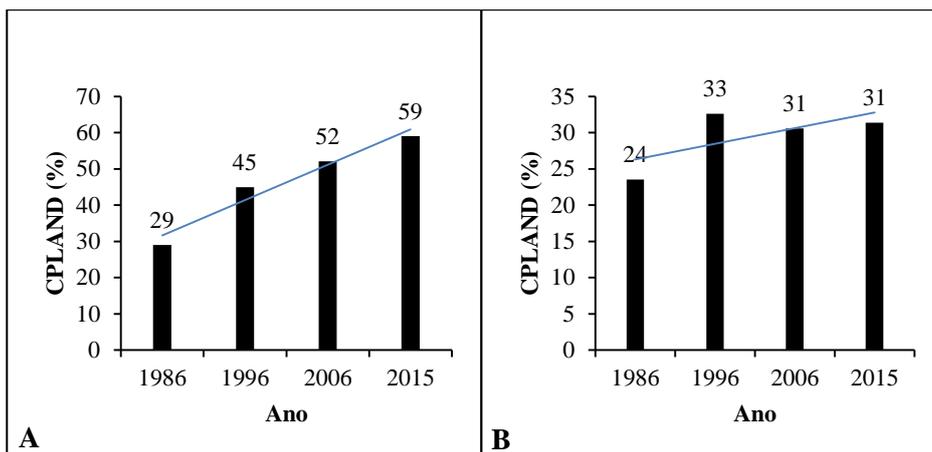


Figura 3.7. Estimativa das métricas de área central para a RDS Nascentes Geraizeiras e seu entorno (10km) - Porcentagem da área do núcleo relativamente à paisagem (CPLAND): A) interior da RDS; B) entorno da RDS.

O número de áreas do núcleo disjuntas (NDCA) diminuiu no interior da área da RDS de 382 em 1986 para 205 em 2015. Este resultado indica a redução do efeito de borda dentro da RDS Geraizeiras a partir do agrupamento de fragmentos de vegetação nativa mais isolados, como resultado da redução do total e densidade de bordas. Na prática, o interior da RDS melhorou seu estado de conservação, uma vez que, a borda é um limite permeável sujeito a impactos advindos da matriz exterior antrópica, que causa constante degradação (RODRIGUES & NASCIMENTO, 2006). O (NDCA), entretanto, aumentou na área de entorno da RDS Geraizeiras de 1717 em 1986 para 1769 em 2015 (Figura 3.8), indicando um aumento da fragmentação da vegetação natural (MCGARIGAL & MARKS, 1995).

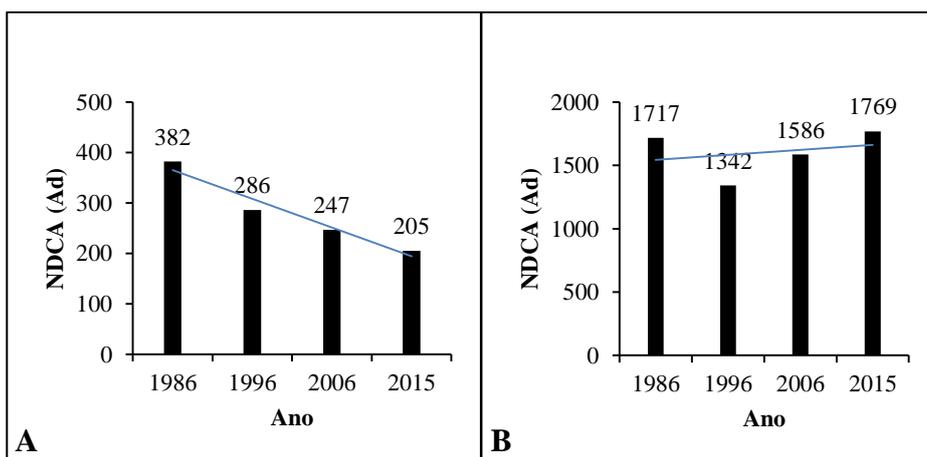


Figura 3.8. Estimativa das métricas de área central para a RDS Nascentes Geraizeiras e seu entorno (10 km) - Número de áreas centrais disjuntas (NDCA): A) interior da RDS; B) entorno da RDS.

O índice de área central média (CAI_MN) representa a percentagem média do fragmento da classe que é a área central (*core area*), onde um fragmento com CAI = 0 não possui área central. No presente estudo, os valores estimados de CAI_MN para o interior da RDS Geraizeiras reduziram de 2,25% para 0,62% entre 1986 e 2015. Similarmente, na área de entorno da RDS Geraizeiras houve a redução do CAI_MN de 1,95% para 1,59% no mesmo período de análise (Figura 3.9).

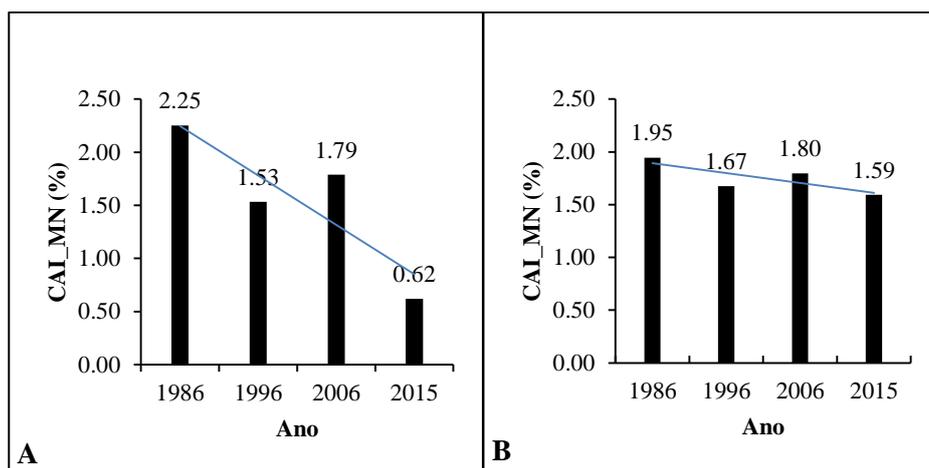


Figura 3.9. Estimativa das métricas de área central para a RDS Nascentes Geraizeiras e seu entorno (10km) - Índice de área central médio (CAI_MN): A) interior da RDS; B) entorno da RDS.

3.3.4. Métrica de proximidade e isolamento

O índice de proximidade (PROX-MN) estimado usando um raio de 5.000 metros, indica que em todos os anos desta análise os fragmentos de vegetação nativa possuíam vizinhos de mesmo tipo, pois tanto dentro da RDS quanto no seu entorno, não foram observados valores nulos. Os resultados revelam uma tendência de aumento da proximidade entre fragmentos, sendo que em 2015 foi observado o maior valor de PROX-MN, indicando a presença de fragmentos mais contíguos e menos isolados em toda a área de estudo (Figura 3.10).

O índice PROX-MN considera o tamanho e a distância de todos os fragmentos cujas bordas estiverem dentro do raio de procura determinado a partir do fragmento focal. No contexto espacial de um fragmento de habitat com relação à sua vizinhança, quanto mais distantes do fragmento local e menos próximos, menor será o valor de PROX_MN (MACGARIGAL & MARKS, 1995). Quanto menor o isolamento dos fragmentos com relação aos fragmentos da mesma classe e quanto menor for a fragmentação da distribuição das várias classes de fragmentos, maior será o valor do índice (MARQUES, 2004).

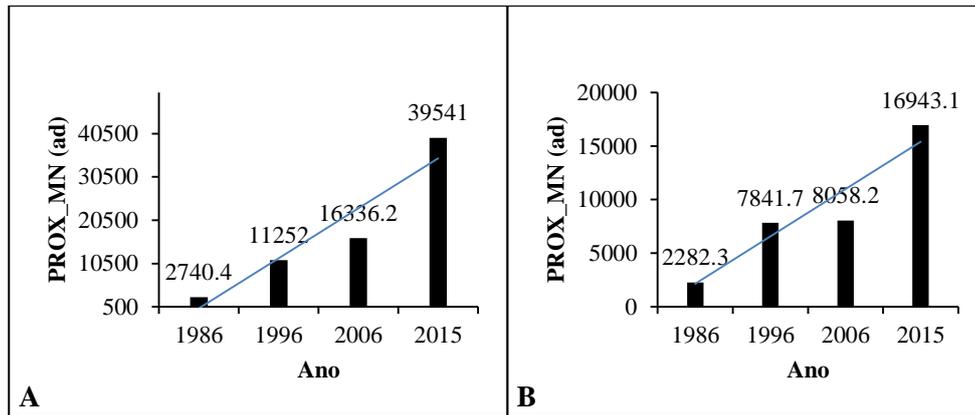


Figura 3.10. Estimativa da métrica de proximidade e isolamento (PROX_MN) para a RDS Nascentes Geraizeiras e seu entorno (10km) - Proximidade média entre classes (PROX_MN): A) interior da RDS; B) entorno da RDS.

3.3.5. Métrica de contágio e dispersão

Na métrica de contágio e dispersão (COHESION) é utilizada para medir o grau de conectividade dos fragmentos de uma área de estudo. Com base nos resultados deste estudo utilizando a métrica COHESION a uma distância de 200 m, estimou-se aproximadamente 100% de conectividade para todos os anos analisados dentro da RDS e de seu entorno. Este resultado indica que os fragmentos da vegetação nativa mantiveram uma conectividade física e permaneceram praticamente inalterados, não havendo alterações substancial da conectividade no período e área de estudo (Figura 3.11). Tal resultado indica maior agregação e, portanto, menos isolamento dos fragmentos da classe.

Os resultados desta análise revelaram que a RDS e seu entorno estavam constituídas em mais de 80% da cobertura vegetal nativa por fragmentos pequenos (< 5 hectares) em 2015. Tais fragmentos estavam ligados por estruturas físicas como corredores, o que pode ser considerado favorável para a conservação desses remanescentes e para aumentar a taxa de migração de espécies (METZGER, 1999).

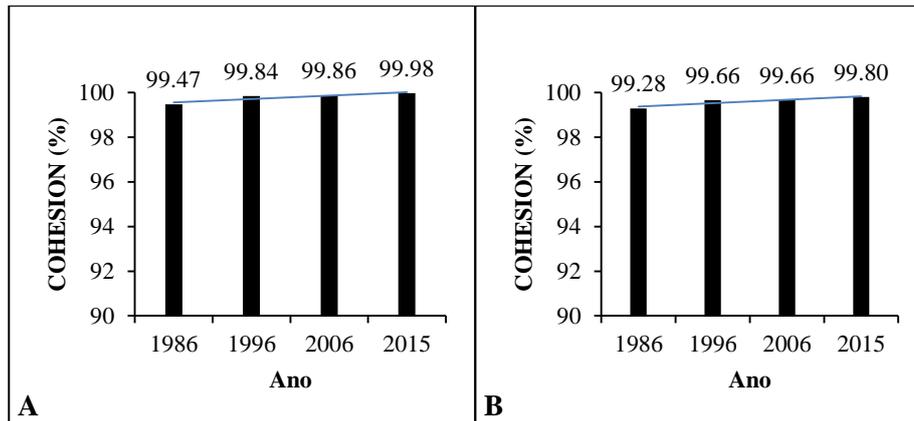


Figura 3.11. Estimativa da métrica de contágio e dispersão dentro da RDS Nascentes Geraizeiras e de seu entorno (10km) - Conectividade (COHESION): A) interior da RDS; B) entorno da RDS.

3.3.6. Métricas de diversidade

De forma geral, ao comparar a paisagem de 1986 com a de 2015 na área de estudo, observou-se que a riqueza e distribuição da abundância dos elementos que compõem a paisagem apresentaram incrementos nas condições da paisagem (índices de diversidade de Shannon (SHDI) e uniformidade de Shannon (SHEI) (Figura 3.12). Estes valores mostram que a paisagem na área de estudo em 2015 está menos fragmentada e com menor uniformidade na distribuição de abundância dos elementos. Em ambas as áreas (dentro e no entorno da RDS Geraizeiras) predominam fragmentos pequenos (< 5 hectares) que, do ponto de vista ecológico, podem suportar uma menor diversidade específica. Entretanto, estas áreas podem servir de pontos de conexão dentro da paisagem aumentando o grau de percolação das mesmas (PÉRICO & CEMIN, 2006).

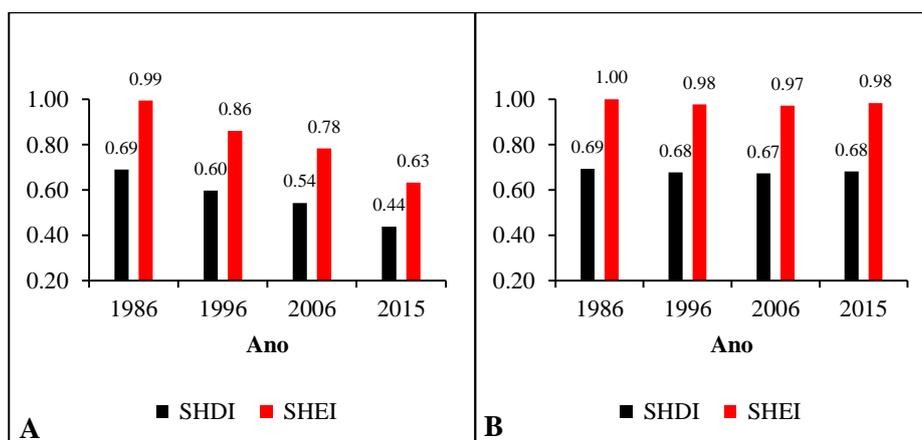


Figura 3.12. Estimativa das métricas de diversidade para a RDS Nascentes Geraizeiras e seu entorno (10km) - índice de diversidade de Shannon (SHDI) e índice de uniformidade de Shannon (SHEI): A) interior da RDS; B) entorno da RDS.

3.4. CONCLUSÃO

As análises das métricas da paisagem revelaram alto grau de fragmentação da vegetação natural dentro e no entorno da RDS Geraizeiras em 2015. Entretanto, observou-se que houve melhoria da paisagem quando comparados os resultados das métricas da paisagem de 1986 e 2015 na área de estudo.

Mais especificamente, observou-se uma tendência de aumento da proximidade entre esses fragmentos no período de estudo (1986 a 2015). As áreas núcleo dos fragmentos de vegetação nativa também apresentaram incremento para ambas as áreas (dentro e no entorno da RDS Geraizeiras). Os resultados desta análise também revelaram que a paisagem na área de estudo estava menos fragmentada e com menor uniformidade na distribuição de abundância dos elementos e com menos fragmentos isolados e com formas mais simples.

E, de forma geral, a paisagem natural da área de estudo apresentou melhores condições para a conservação da biodiversidade em 2015 quando comparada com as condições observadas em 1986. O interior da RDS Geraizeiras, entretanto, apresentou melhores resultados das condições de fragmentação da paisagem quando comparado com a área de entorno da RDS. A melhoria das condições da paisagem observada entre 1986 e 2015 no interior da RDS contribui para a conservação da biodiversidade e para a melhoria da qualidade de vida da região. Neste contexto, a criação do Plano de Manejo da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras, poderia contribuir ainda mais com a recuperação de áreas degradadas e para conservação dos remanescentes de vegetação nativa na região.

Por fim, considerando que predominam os fragmentos pequenos em no interior e no entorno da RDS Geraizeiras, com destaque na área do entorno, é necessário esforço para ampliar a união e formação de fragmentos maiores. Isso poderia ser feito a partir da recomposição da vegetação nativa e a formação de corredores ecológicos, o que promoveria ainda mais o aumento das áreas centrais deixando os fragmentos menos susceptíveis aos efeitos de borda.

CAPÍTULO IV – ANÁLISE DE CORREDOR ECOLÓGICO NA RESERVA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL – RDS NASCENTES GERAIZEIRAS

4.1. INTRODUÇÃO

O estado de Minas Gerais apresenta grande extensão territorial estando em três grandes Biomas brasileiros: Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica. O processo de desmatamento e fragmentação da vegetação natural é expressiva em todos os Biomas de Minas Gerais. No norte do Estado a pressão antrópica também é intensa, especialmente devido à expansão capitalista sustentada pelo governo, oferecendo condições necessárias e incentivos fiscais e financeiros fundamentais para o capital privado da região (BRITO, 2012). Nesta região, o estágio de degradação é avançado e tem como consequência a fragmentação de extensas áreas de vegetação natural.

Durante as décadas de 70 e 80, os governos federal e estadual apoiaram a expansão da monocultura de eucalipto no norte de Minas Gerais. O modelo de produção foi baseado na monocultura e nos latifúndios que ocupavam vastas áreas de Cerrado, especialmente nos chapadões. Assim, as mesmas áreas de Cerrado ocupadas secularmente pelas comunidades locais foram substituídas por grandes plantios de eucalipto, convertendo-se em propriedades privadas de grandes empresas siderúrgicas e grupos empresariais que receberam os incentivos fiscais, financiamentos e total apoio do Estado (BRITO, 2012).

Os estudos realizados nos capítulos II e III desta dissertação incluíram a análise da dinâmica do uso e ocupação das terras e o processo de degradação da vegetação nativa na Reserva de Desenvolvimento Sustentado Nascentes das Geraizeiras, localizada no norte de Minas Gerais. O processo de ocupação naquela RDS e seu entorno levaram a um intenso processo de fragmentação e degradação da vegetação nativa nas últimas décadas. Entretanto, o processo de antropização foi mais intenso entre os anos de 2006 a 2015. Seguindo essa tendência observada nos últimos anos, é previsto um aumento ainda maior das áreas antropizadas, especialmente as ocupações em áreas que se encontram em processo de regeneração florestal.

Portanto, a definição e criação de um corredor ecológico na Reserva de Desenvolvimento Sustentável – RDS, representa uma estratégia de planejamento do uso e ocupação do solo regional que pode contribuir substancialmente com a conservação e preservação da flora e da fauna (VALERI & SENÔ, 2004; KORMAN, 2003), extrapolando a ideia de um caminho para facilitar a circulação dos animais, promovendo a conectividade

entre remanescentes, permitindo o fluxo gênico e de indivíduos facilitando a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas, além de auxiliar na conservação dos recursos hídricos e do solo (BRASIL, 2006; PRIMACK & RODRIGUES 2001),

Conforme a Lei 9.985/00, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC, os corredores ecológicos são considerados:

“Porções de ecossistemas naturais ou seminaturais, ligando unidades de conservação, que possibilitam entre elas o fluxo de genes e o movimento da biota, facilitando a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas, bem como a manutenção de populações que demandam para sua sobrevivência áreas com extensão maior do que aquela das unidades individuais”. Ainda segundo essa lei, em seu Art. 25. “As unidades de conservação, exceto Área de Proteção Ambiental e Reserva Particular do Patrimônio Natural, devem possuir uma zona de amortecimento e, quando conveniente, corredores ecológicos”.

Para Silva et al. (2011), os corredores ecológicos são importantes para o planejamento ambiental, pois ajudam a conciliar o desenvolvimento urbano com as atividades econômicas no espaço, buscando contornar as consequências da fragmentação dos habitats em uma determinada área e, assim, conectá-los, proporcionando o fluxo de biodiversidade.

Na área de estudo, estão inseridos dois corredores ecológicos de prioridade de conservação da flora, sendo um deles de prioridade muito alta. Indicados no estudo do inventário florestal de Minas Gerais no ano de 2005, nesse estudo foram mapeados a flora nativa e os reflorestamentos do estado, utilizando imagens acerca dos anos de 2003 e 2005, respectivamente. Além desses dois corredores também foram indicados outros quatro corredores de prioridade especial, extrema, muito alta e potencial para conservação da fauna em todo o Estado (DRUMOND et al., 2005).

O corredor proposto de prioridade muito alta de conservação da flora, a Serra do Espinhaço, está inserido em quase toda a totalidade oeste da RDS Nascentes Geraizeiras, este corredor se constitui num conjunto orográfico que se estende por cerca de 1.100 km, com altitudes médias entre 800 e 1.200 m e máximas entre 1800- 2000 m, formado de um corredor limitado, ao sul, pela Serra de Ouro Branco e, ao norte, pelas áreas de Monte Verde e Montezuma (DRUMMOND et al., 2005).

No Inventário florestal de Minas Gerais (2005), foram mapeados corredores de prioridade de conservação da fauna. A área da RDS e seu entorno abrangem quatro corredores de prioridade de conservação da fauna, que se configuram em prioridade especial de répteis e anfíbios, prioridade muito alta de peixes, prioridade especial de invertebrados e prioridade potencial de aves (DRUMMOND et al., 2005). As principais ações recomendadas por este inventário florestal, é a investigação científica, a criação de Unidades de Conservação nessas áreas e a promoção de conectividade para a maioria das áreas prioritárias, e a promoção de conectividade entre fragmentos de vegetação natural (DRUMMOND et al., 2005).

O presente capítulo buscou fazer uma análise detalhada dos fragmentos da vegetação natural remanescente de estudo (1986 a 2015) na RDS com vistas a identificação de um corredor ecológico atual na RDS Nascentes Geraizeiras. O corredor deverá proporcionar a ligação do corredor de prioridade muito alta de conservação da fauna com a Unidade de Conservação de proteção integral, o Parque Estadual de Montezuma, em conexão com a RDS Nascentes geraizeiras e outros corredores de prioridade de conservação da fauna e da flora. Com isso, espera-se destacar o papel da RDS na prestação de serviços ecossistêmicos na formação desse corredor, realçando assim a necessidade de sua conservação. Por fim, identificar também as áreas prioritárias para recuperação ambiental dentro do corredor proposto, de forma a contribuir para o seu pleno funcionamento.

4.2. MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1. Localização e caracterização da área de estudo

A área de estudo compreendeu a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes das Geraizeiras e a zona de amortecimento (10 quilômetros) do seu entorno, localizada no norte de Minas Gerais. As informações da localização e caracterização da área de estudo estão apresentadas de forma detalhada no capítulo 2 desta dissertação.

4.2.2. Base de Dados

O delineamento dos corredores foi feito com base nos mapas de uso e cobertura da terra dos anos de 1986, 1996, 2006 e 2015, elaborados no capítulo 2 deste documento.

O mapeamento de uso e cobertura da terra foi feito com a aplicação do método de classificação supervisionada, utilizando o algoritmo de Máxima Verossimilhança (MaxVer). Este método de classificação possibilitou delimitadas as seguintes classes temáticas: área

queimada, reflorestamento, vegetação nativa, áreas antropizadas e corpos d'água. O mapeamento conduzido no Capítulo 2 desta dissertação apresentou acurácia global de 91,3% e bom desempenho na classificação individual das classes de antropismo (reflorestamento e áreas antropizadas).

4.2.3. Delineamento do Corredor

A metodologia proposta para identificação do corredor ecológico na área de estudo foi baseada na técnica do caminho de menor custo (CMC). Esta técnica identifica a melhor rota entre dois pontos com base em uma superfície de atrito pré-definida, tomando por referência um ponto de partida (origem) e um ponto de chegada (destino) (LARKIN, 2004). Nesta pesquisa o ponto de partida foi definido no corredor de prioridade muito alta de conservação da fauna localizado ao sul no entorno da RDS Nascentes Geraizeiras, e o ponto de chegada foi estabelecido no Parque Estadual de Montezuma (Unidade de Conservação de proteção integral) localizado ao norte no entorno da RDS.

Para a delimitação dos Corredores Ecológicos (CE's) foi utilizado a metodologia desenvolvida por Louzada et al. (2010), que teve como base Martins et al. (1998), Altoé et al. (2005), Rocha et al. (2007), Nunes et al. (2005), Bergher (2008) e Tebaldi et al. (2009). Neste estudo dos corredores ecológicos, foram utilizados ainda os dados do mapeamento de uso da terra e de declividade.

Inicialmente, foram atribuídos valores de fricção (custos) para as classes de uso da terra, que variaram de 1 a 100. Neste caso, quanto menor o custo de um determinado caminho (variáveis), maior seu potencial como Corredor Ecológico. As funções de distância de custo são similares às euclidianas, mas em vez de calcular a distância real a partir de um ponto até o outro (em linha reta), as funções de custos determinam a menor distância ponderada (ou custo de viagem acumulada) de cada pixel para o pixel mais próximo a partir do pixel de origem (SANTOS, A. et al., 2010).

O mapa de declividade foi dividido em três classes, sendo: Agricultável Mecanicamente com declividade $< 20^\circ$; Uso Restrito com declividade entre 20 a 45° e Área de Preservação Permanente com declividade $> 45^\circ$. Os maiores custos foram atribuídos para áreas com declividade mais suave pois são consideradas mais aptas para a mecanização na agricultura. As áreas com declividade superior a 45° receberam o menor custo, pois foram consideradas adequadas para integrar os CE's e de menor pressão antrópica para a agricultura.

O custo foi definido como uma função da distância percorrida e da dificuldade encontrada para percorrer essa distância. As classes vegetação natural, corpos d'água e áreas queimadas, receberam o menor valor, assumindo que estas classes apresentaram maior potencial como Corredor Ecológico, visto que os incêndios florestais ocorrem na área de forma sazonal. A classe reflorestamento foi considerada um obstáculo médio, assumindo-se que estas áreas se constituem em propriedades privadas e sua aquisição para a formação de corredores ecológicos é bastante complexa.

Além disso, foi considerado que a recuperação dessas áreas exige bastante tempo e um alto investimento. As áreas antropizadas receberam o maior valor, por serem consideradas áreas com solo exposto e próximas a áreas de atividades agropecuárias, não sendo adequadas para a passagem dos CE's. Os detalhes dos valores de fricção adotados neste estudo estão apresentados nas Tabelas 4.1 e 4.2.

Tabela 4.1. Valores de fricção atribuídos às classes de uso da terra na RDS - Nascentes Geraizeiras e seu entorno (10km).

| Classes de uso da terra | Valores de Fricção | Justificativas |
|--------------------------------|---------------------------|---|
| Vegetação natural | 1 | São áreas adequadas para integras os CE's. |
| Áreas queimadas | 1 | Tendo em vista que os incêndios florestais ocorrem e se propagam na região de estudo de forma sazonal. |
| Corpos d'água | 1 | São áreas adequadas para integrar os CE's, por ser um lugar de dessedentação da fauna, além de construir em seu entorno área de preservação. |
| Reflorestamento | 50 | São áreas plantadas, em sua maioria com objetivo econômico, sendo suprimida após alguns nos ficando a área desflorestada, além de ter um custo elevado para recuperar constituem-se em propriedades privadas. |
| Antropizado | 100 | São áreas com solo exposto próximas a áreas de atividades agropecuárias, não sendo adequadas para a passagem dos CE's. |

Fonte: Adaptado de Louzada et al. (2010).

Tabela 4.2. Valores de fricção atribuídos às classes de declividade na RDS - Nascentes Geraizeiras e seu entorno (10km).

| Declividade | Valores de Fricção | Justificativas |
|-------------|--------------------|---|
| < 20 | 100 | Agricultável mecanicamente - Considerado como barreiras para a passagem dos CE's |
| 20 a 45 | 50 | Uso restrito - Por caracterizar o relevo fortemente ondulado, são áreas restritas para integrar os CE's |
| > 45 | 1 | Área de Preservação Permanente - São áreas adequadas para integrar os CE's |

Fonte: Adaptado de Louzada et al. (2010).

Para a definição dos valores de fricção da região do Corredor Ecológico não foram considerados critérios de exclusão para barreiras como as rodovias. Portanto, há probabilidade dos CE's cruzarem áreas que não são favoráveis ao deslocamento das espécies, como é o caso das rodovias.

4.2.4. Processamento dos dados

A partir dos mapas de uso e ocupação da terra dos anos de 1986, 1996, 2006 e 2015, foram atribuídos valores de fricção (custo) para cada classe de uso e cobertura da terra, com auxílio da ferramenta *Reclassify* do ArcGIS 10.2. Os custos foram atribuídos e incorporados numa imagem matricial representando o custo de cada classe de uso (mapa de fricção). Este procedimento também foi realizado para o mapa de declividade. Esta fricção representava algum fator ou combinação de fatores que poderiam afetar o funcionamento do corredor, ou seja, representou as áreas aptas para a formação do corredor. A fricção final foi obtida a partir da soma de todos os pesos atribuídos para cada elemento considerado. Buscou-se com isso gerar uma superfície de custo (mapa de fricção) nas quais as classes com maiores custos teriam maiores gastos, para o caso de conservá-las ou recuperá-las.

Os mapas de fricção de uso da terra e de declividade gerados, foram unificados, afim de se obter o mapa de fricção total das duas variáveis. Subsequentemente foram criados dois pontos de ligação do corredor (ponto de partida e ponto de chegada), para construir a matriz de custo acumulado em duas direções (partida e chegada), onde foi calculada uma superfície de custos para cada nó de interligação, equivalentes a cada fragmento a ser interligado, utilizando a ferramenta *Cost Distance* do ArcGis 10.2.

A definição do corredor ecológico foi feita com o uso da ferramenta *Corridor* do sistema ArcGIS 10.2 a partir das matrizes de custo acumulado geradas, interligando os dois pontos (partida/chegada), traçando os corredores ecológicos. No caso deste estudo, o corredor ecológico buscou a conexão entre um ponto situado no Corredor Ecológico de prioridade muito alta de conservação da fauna (proposto pelo inventário florestal de MG) com outro ponto situado no Parque Estadual de Montezuma (Unidade de Conservação de proteção integral).

4.2.5. Definição dos Corredores

Após a delimitação dos corredores pelo caminho de menor custo, observou-se que em alguns trechos a largura mínima não obedecia à Resolução CONAMA nº 9/1996, que em seu artigo 3º define que:

“... a largura dos corredores será fixada previamente em 10% (dez por cento) do seu comprimento total, sendo que a largura mínima será de 100 metros”.

Desta forma, foi construída uma zona de entorno (*buffer*) de 1 km buscando o alargamento desses trechos e, por fim, definir os limites dos corredores ecológicos finais.

4.2.6. Avaliação da Integridade do Corredor

Afim de avaliar a integridade do corredor do último ano de estudo (2015), foi realizado um cruzamento do corredor final de 2015 com o mapa de usos da terra do mesmo ano, com o auxílio da ferramenta *intersect* do *software* ArcGIS 10.2, quantificando os usos dentro do corredor.

4.2.6. Definição de áreas prioritárias para a recuperação

A definição das áreas prioritárias para recuperação no corredor de 2015 foi realizada utilizando a abordagem multicriterial pela Combinação Linear Ponderada (CLP). A análise multicriterial consiste numa metodologia de padronização dos fatores para uma escala numérica comum (normalização), na qual os fatores recebem escores e são combinados por uma média ponderada. Como resultado tem-se um mapa de prioridades limitado pelas restrições (EASTMAN, 2001).

A análise multicriterial tem sido utilizada em diversos estudos relacionados ao planejamento ambiental por diferentes autores (VALENTE, 2005; MALCZEWSKI, 2006; SARTORI, 2010). O método CLP é um dos métodos mais utilizados por ser de fácil

implementação em ambiente SIG e de fácil entendimento para os tomadores de decisão, pois uma vez que os mapas de critérios (fatores) são gerados, a partir dos escores atribuídos a cada variável, basta multiplicar cada mapa de fator pelo seu peso e, então, somar os resultados.

Com base no método CLP para delimitação das áreas prioritárias para recuperação, foram atribuídos escores para cada variável de interesse, em seguida fez-se uma fusão dos escores gerando uma classificação de áreas prioritárias. As variáveis utilizadas para a elaboração do mapa das áreas prioritárias para recuperação do corredor do ano de 2015 instituíram: uso e cobertura da terra, distâncias de rios, declividade e classes de solos.

4.2.7. Mapas de Fatores

Para a definição dos critérios e restrições dos mapas de fatores, foram definidos escores para cada variável estudada, variando de 1 a 5, onde 1 apresentou o valor para as áreas de menor prioridade de recuperação/mitigação e 5 para as áreas de maior prioridade.

A distância dos rios na área de estudo variou entre 0 a > 2000 m. Neste estudo, assumiu-se que quanto maior a distância dos rios, menor é a prioridade de recuperação e quanto mais próximo ao rio maior a prioridade (Tabela 4.3), visto que o novo Código Florestal Brasileiro considera Áreas de Preservação Permanente (APP) as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de 30 m, para os cursos d'água de menos de 10m de largura. Nessas áreas não se pode fazer a retirada da cobertura vegetal original, para permitir, assim, o exercício pleno de suas funções ambientais (Ribeiro et al., 2005).

Tabela 4.3. Escores de prioridade de recuperação atribuídos à distância dos rios.

| Distância dos rios (m) | Prioridade de recuperação |
|-------------------------------|----------------------------------|
| > 2000 | 1 |
| 500-1000 | 2 |
| 250-500 | 3 |
| 30-250 | 4 |
| 0-30 | 5 |

A classe de solo foi classificada de acordo com a erodibilidade, ou seja, quanto mais arenoso for o solo maior a prioridade para recuperação, e quanto mais argiloso menor a prioridade para recuperação (Tabela 4.4). A erodibilidade é a susceptibilidade de um

determinado tipo de solo à erosão, o tipo de solo da área de estudo foi obtido pelo Mapa de Solos do Estado de Minas Gerais, com sua respectiva legenda expandida, na escala de 1:500.000 (UFV/CETEC/UFLA/FEAM, 2010). As propriedades físicas (estrutura, textura, permeabilidade e densidade) e químicas dos diferentes tipos de solos geram efeitos distintos no processo de erosão. Essas propriedades causam maior ou menor resistência à ação da água mesmo em condições semelhantes de chuva, topografia e cobertura vegetal (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1985).

Tabela 4.4. Escores de prioridade de recuperação atribuídos às classes de solo.

| Classes de Solo | Descrição | Prioridade de recuperação |
|------------------------|---|----------------------------------|
| LVA _{d1} | Latossolo Vermelho-Amarelo | 1 |
| RU _{bd1} | Neossolo Flúvico | 2 |
| CX _{be4} | Cambissolo Háplico + Argissolo Vermelho-Amarelo | 2 |
| CX _{bd5} | Cambissolo Háplico | 3 |

Fonte: UFV/CETEC/UFLA/FEAM, 2010.

A declividade na área de estudo variou entre 0 e 85 graus. Assumiu-se que quanto maior a declividade, maior a prioridade de recuperação, e quanto menor a declividade menor a prioridade de recuperação, visto que as áreas com declividade superior a 45° constituem Áreas de Preservação Permanente (APP), segundo o novo CÓDIGO FLORESTAL BRASILEIRO (Tabela 4.5).

Tabela 4.5. Escores de prioridade de recuperação atribuídos à declividade.

| Declividade (graus) | Prioridade de recuperação |
|----------------------------|----------------------------------|
| 0 – 20 | 1 |
| 20 – 45 | 2 |
| > 45 | 3 |

Para o mapa de fator de uso e cobertura da terra, foi assumido a partir das classes de uso, que as áreas mais prioritárias para recuperação foram aquelas menos favoráveis para a delimitação do Corredor Ecológico, e as áreas menos prioritárias para recuperação foram aquelas mais favoráveis para a delimitação do Corredor (Tabela 4.6).

Tabela 4.6. Escores de prioridade de recuperação atribuídos ao uso e cobertura da terra.

| Classe de uso da terra | Prioridade de recuperação |
|------------------------|---------------------------|
| Antropizado | 5 |
| Reflorestamento | 3 |
| Vegetação natural | 1 |
| Áreas queimadas | 3 |
| Corpos d'água | 0 |

Para gerar mapa final de áreas prioritárias para recuperação no corredor ecológico de 2015, foram atribuídos pesos para cada mapa de fator, onde o escore de cada variável utilizada foi multiplicado ao peso correspondente da variável, com o auxílio da ferramenta *Map Algebra* do *software* ArcGIS 10.2. Na ponderação entre as classes é atribuído o peso de importância em porcentagem, sendo necessário que esses somem 100%, que pôde ser estimado com a seguinte equação (FRANCOSO et al., 2011):

$$PR = (DR * 0,35) + (UCT * 0,35) + (DL * 0,20) + (CS * 0,10)$$

Onde:

PR = Prioridade de recuperação

UCT = Uso e Cobertura da Terra

DR = Distância dos rios

DL = Declividade

CS= Classes de Solos.

O mapa de áreas prioritárias de recuperação final foi reclassificado em três classes prioritárias (baixa, média e alta), e com isso quantificar a prioridade de recuperação no corredor ecológico de 2015 (Tabela 4.7).

Tabela 4.7. Valores quantitativos e qualitativos das áreas prioritárias para recuperação no corredor ecológico de 2015.

| Prioridade de recuperação | Classificação da prioridade |
|---------------------------|-----------------------------|
| 1 | Baixa |
| 2 | Média |
| 3 | Alta |

4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1. Análise da fricção

A escolha criteriosa e lógica dos custos de fricção para cada feição de uso da terra e de declividade foi fundamental para que o corredor traçasse preferencialmente pelas áreas mais adequadas (baixo custo) a este fim. A definição desses custos de fricção de cada fator foi o ponto chave da metodologia.

Ao atribuir os custos para as variáveis (uso da terra) no presente estudo, verificou-se que os corredores incluíram caminhos de sem de vegetação natural, mesmo que estes tenham apresentados custos elevados. Embora estas situações não sejam desejáveis, são necessárias para garantir a definição espacialmente consistente para a formação do Corredor Ecológico desejado.

Portanto, em muitas áreas indicadas para fazerem parte dos corredores ecológicos, será necessário a recuperação de as áreas degradadas para a maior efetividade e funcionamento do corredor. No presente estudo, alguns trechos com custos mais altos abrangidos pelo corredor ecológico proposto, observou-se a presença de rodovias. Nestes casos, serão necessárias medidas adicionais para mitigar os impactos das rodovias e viabilizar estratégias para o fluxo de animais através da barreira física formada pela referida rodovia (Figura 4.1).

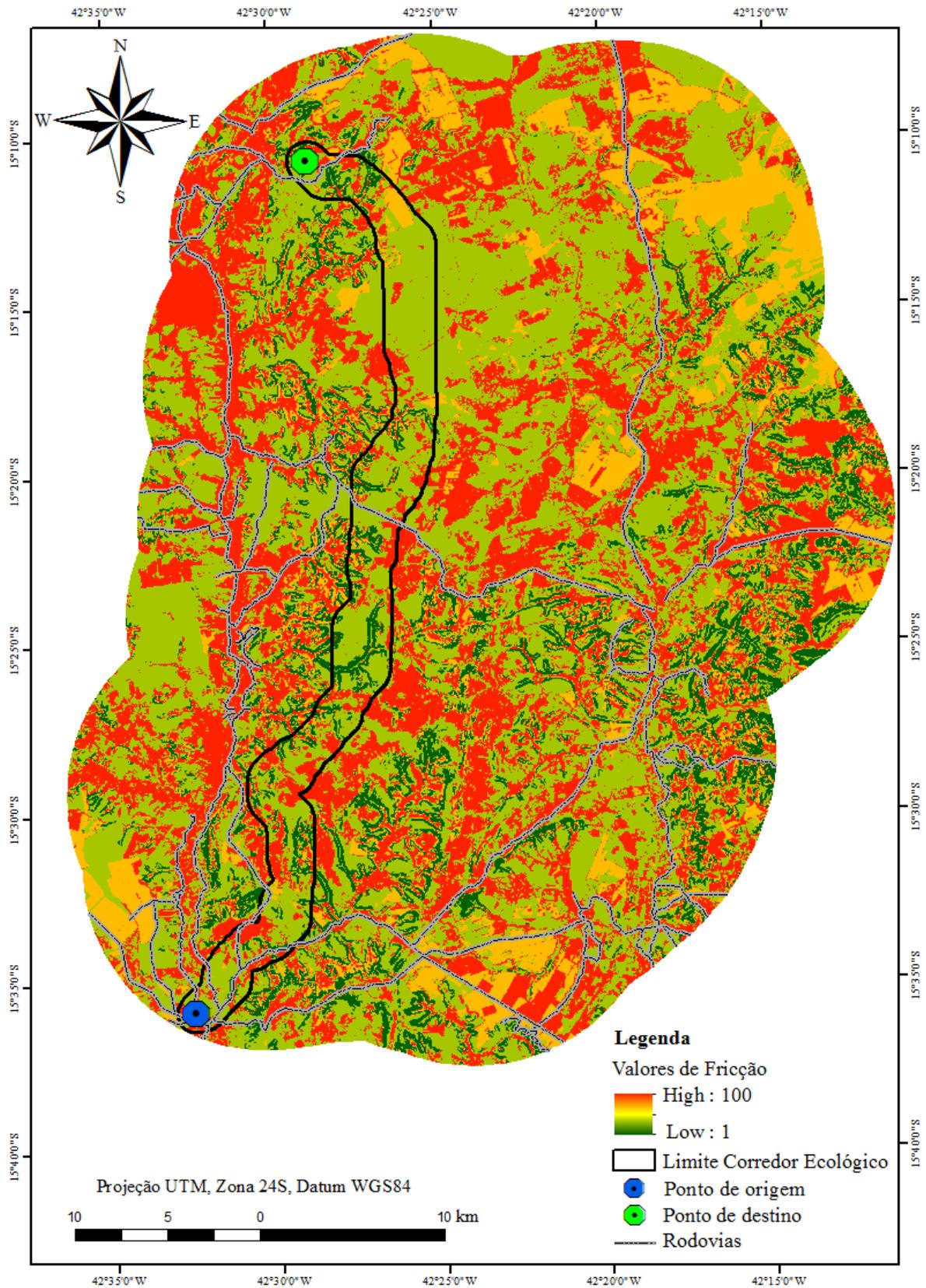


Figura 4.1. Mapa de fricção final.

4.3.2. Dinâmica dos Corredores na área de estudo

Na avaliação da dinâmica, observou-se que todos os corredores ecológicos percorreram o caminho de menor custo acumulado (CMCA) passando pela área da RDS, no entanto o corredor do ano de 1986 foi o que menos percorreu esta área, este resultado indica que neste ano a RDS se encontrava com menos condições favoráveis para a delimitação dos corredores do que nos outros anos. A análise de fragmentação realizada no capítulo 3 deste documento corrobora com este resultado, onde foi evidenciado que houve uma melhoria da paisagem em ambas as áreas (RDS e entorno), com o aumento da cobertura vegetal em todos os períodos avaliados (1986 a 2015) sendo mais expressivo para a RDS.

O estudo de uso e ocupação da terra realizado no Capítulo 2 deste documento também corrobora com este resultado, estimando que em 1986 havia mais áreas antropizadas na RDS do que no seu entorno (28,7 e 22,6 %, respectivamente). Em 1986, a área do entorno estava menos fragmentada do que no interior da RDS. Isto pode explicar a inclusão de boa parte do território no interior da RDS para a composição do corredor ecológico desejado, ou seja, foram percorridas na modelagem as áreas menos antropizadas, consideradas mais favoráveis aos corredores Figura 4.2.

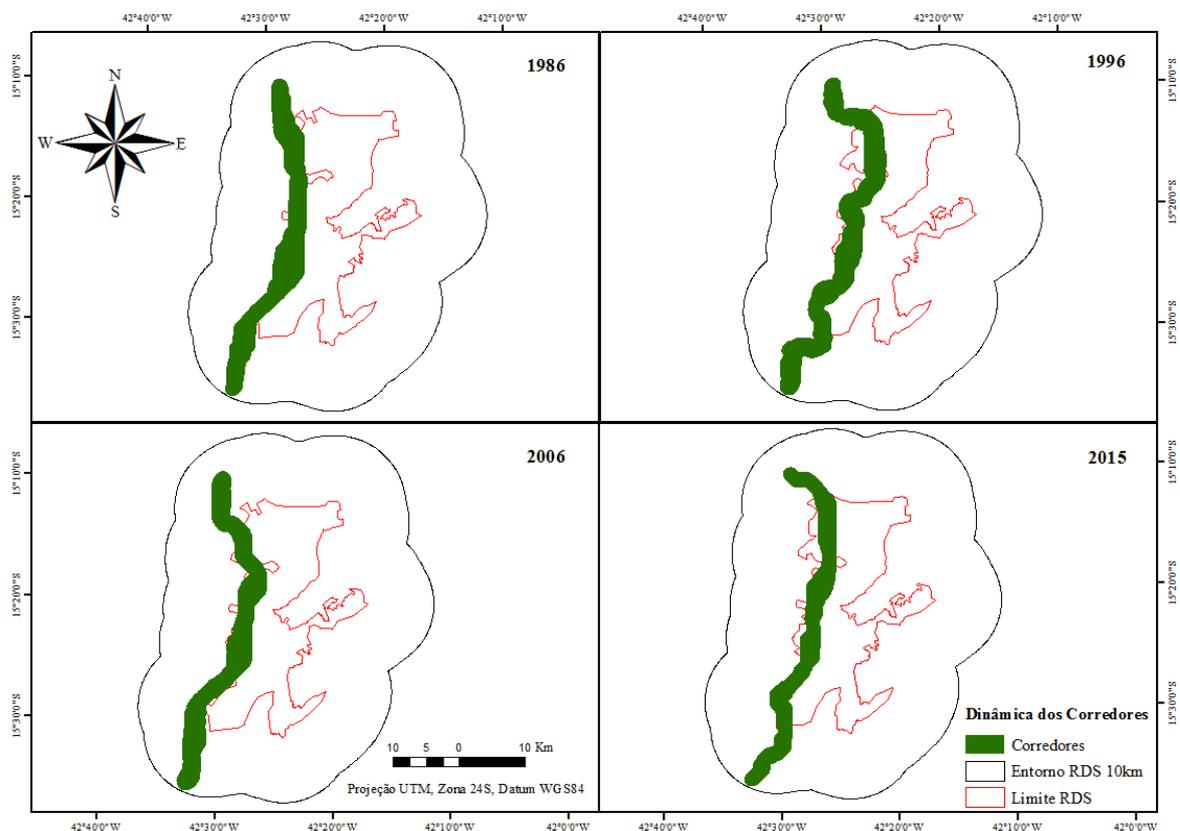


Figura 4. 2. Mapa da dinâmica dos corredores ecológicos.

Os resultados deste estudo evidenciam que a fragmentação da vegetação natural foi decisiva na definição dos corredores ecológicos na área e período de estudo. A dinâmica espacial dos corredores ecológicos observada nesta análise revela os efeitos negativos da fragmentação florestal para a conservação da biodiversidade local, em destaque o isolamento reprodutivo das espécies. A fragmentação modifica os padrões de polinização e dispersão de sementes e, desta forma, acarreta em modificações na diversidade e estrutura genética tanto das espécies animais quanto vegetais (SEOANE et al., 2010).

4.3.3. Integridade do Corredor

A análise de integridade do corredor foi feita apenas para o último ano de estudo (2015) afim de delimitar as áreas prioritárias para ações de mitigação. Para 2015 foi avaliada a influência do uso e cobertura com base nos valores de fricção sobre a chance de ruptura do corredor. Partiu-se do pressuposto de que quanto maior valor de fricção, maior o grau de antropização de cada classe de uso e com base no percentual de vegetação em cada hexágono, maior possibilidade de influenciar negativamente o corredor em um determinado momento. Neste caso, haveria maior probabilidade do corredor se tornar mais antropizado e assim perder sua função de conectividade de fragmentos e preservação das áreas.

A presença de trechos críticos (antropização) no corredor indica o potencial deste corredor ser fracionado em duas ou mais partes (ALONSO, 2010). Diante disso, quanto mais trechos críticos, menor sua potencialidade de conectividade e corredor ecológico.

A análise de integridade da cobertura vegetal do corredor foi realizada a partir da sobreposição dos mapas do corredor final de 2015 com o mapa de uso da terra do mesmo ano, onde foi possível quantificar os usos dentro do corredor. Os resultados mostraram que a área total do corredor é composta por 64,1% de vegetação nativa, 8,4% de áreas queimadas, 2,9% de reflorestamento, 24,4% de áreas antropizadas e 0,1% de corpos d'água (Tabela 4.8).

Estes resultados evidenciam que o corredor se encontra com um substancial percentual de cobertura vegetal nativa, sendo um bom indicativo de sua integridade (Tabela 4.8), e 35,7% de sua área sofreu perturbações em sua integridade (antrópica ou natural).

Tabela 4.8. Quantificação do uso e cobertura da terra no corredor ecológico.

| Classes de uso da terra | Área (ha) | % |
|--------------------------------|------------------|------------|
| Áreas queimadas | 1.256,8 | 8.4 |
| Reflorestamento | 430,7 | 2.9 |
| Áreas antropizadas | 3.639,8 | 24.4 |
| Vegetação natural | 9.557,2 | 64.1 |
| Corpos d'água | 19,7 | 0.1 |
| Total | 14.904,18 | 100 |

A nível regional, Mantovani e Pereira (1998), baseado na análise de imagens do Landsat, estimaram a integridade da cobertura vegetal do Cerrado relacionando-a com quatro graus distintos de antropização: não-cerrado, Cerrado não-antropizado, Cerrado antropizado e Cerrado fortemente antropizado. Esses últimos autores não apresentaram nenhum resultado em forma de mapa temático.

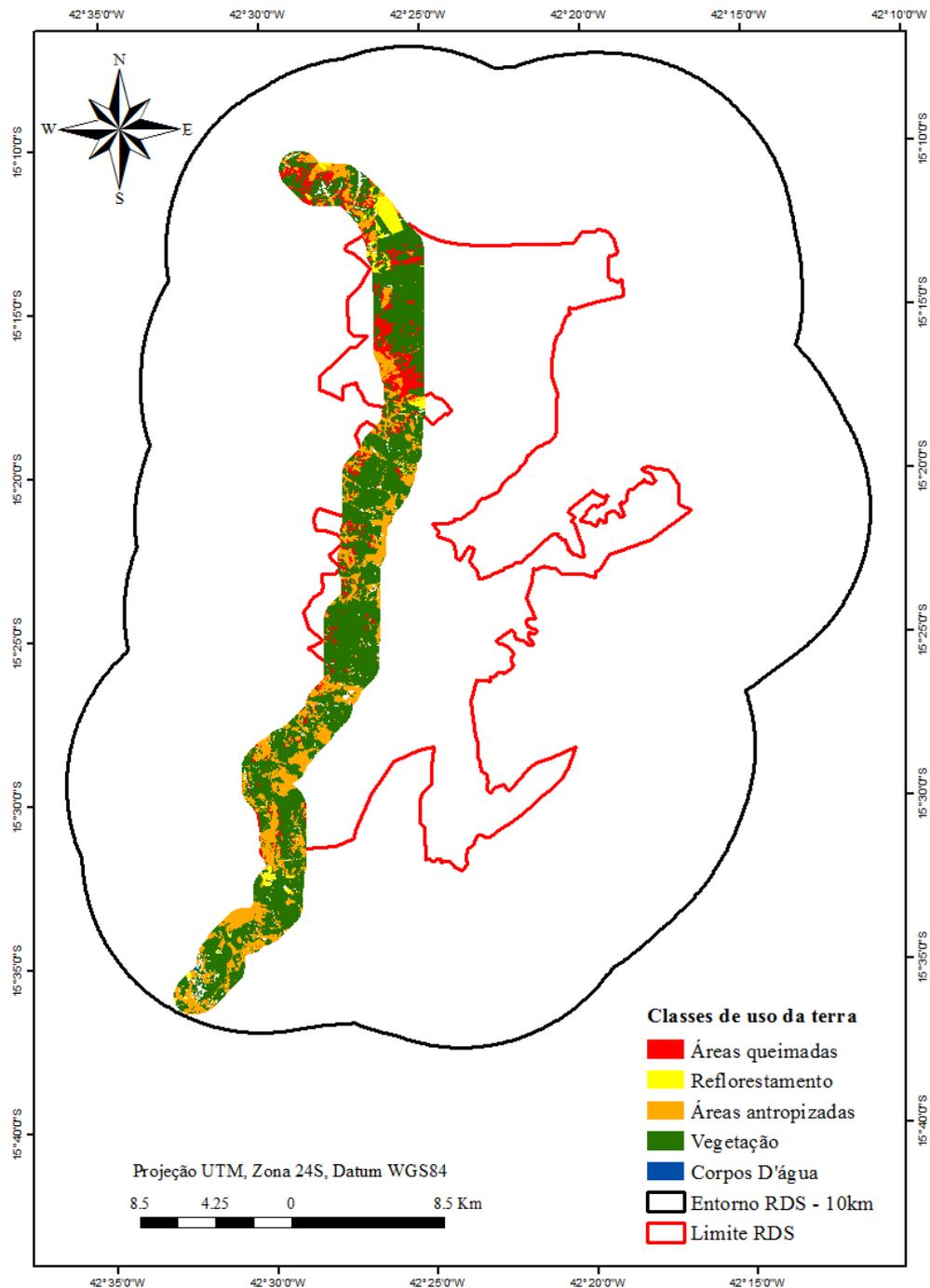


Figura 4.3. Mapa de uso e cobertura da terra no corredor ecológico proposto no ano de 2015.

Os resultados revelaram que o corredor identificado neste estudo, além de fazer conexão com a RDS Nascentes Geraizeiras, também se conecta com as áreas de prioridade de conservação propostas pelo inventário florestal de Minas Gerais em 2005. Desta forma, destaca-se a importância da RDS como conexão ecológica entre as Unidades de Conservação e as outras áreas importantes para a conservação da fauna e da flora, favorecendo o fluxo de espécies (Figura 4.4).

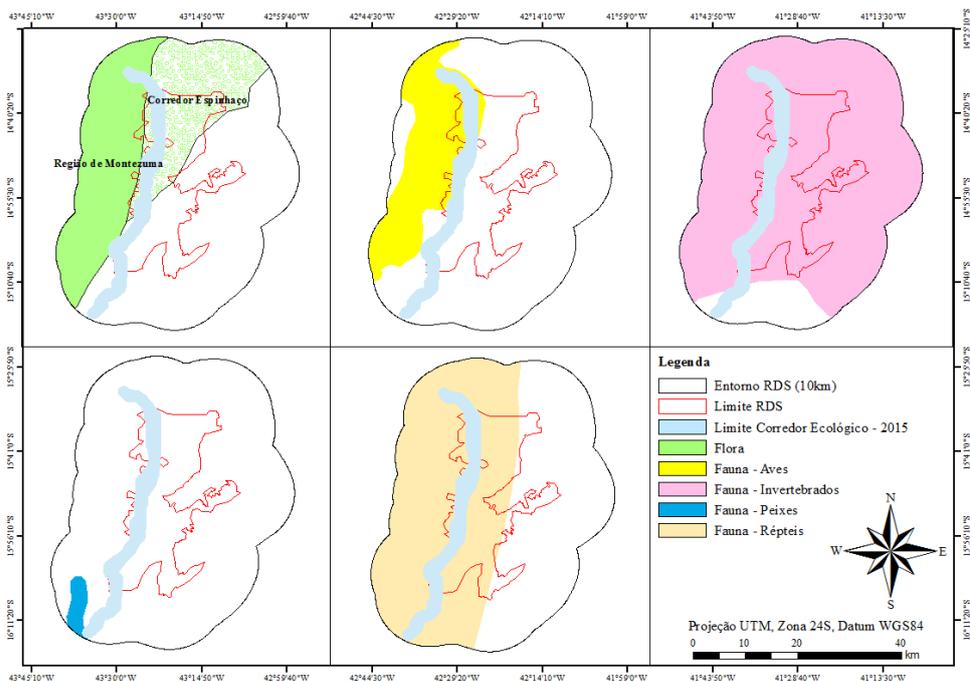


Figura 4.4. Áreas prioritárias para conservação conectadas ao Corredor Ecológico proposto.

O corredor ecológico identificado neste estudo é cortado por rodovias em alguns trechos, definido como barreiras antrópicas. Esse tipo de barreira dificulta o fluxo da fauna silvestre e causa atropelamentos e, no entanto, requer ações de mitigação deste efeito. A norma DNIT 077/2006 – ES prevê a mitigação desses efeitos afim de proteger a fauna que circula ao longo de corredores interceptados por rodovias, evitando que a fauna atravesse a plataforma rodoviária com a possibilidade de vir a ser atropelada e ocasionando risco para os usuários através de acidentes.

4.3.4. Áreas Prioritárias para a Recuperação

A partir dos resultados estimados na análise de áreas prioritárias para recuperação, as áreas de prioridade alta totalizaram em 14% de toda a área de estudo, 46% de média prioridade e 39 % foram consideradas áreas de baixa prioridade de recuperação (Tabela 4.9).

Tabela 4.9. Classificação das áreas prioritárias para recuperação.

| Prioridade de Recuperação | Área - Hectares | Porcentagem dos fragmentos (%) |
|---------------------------|-----------------|--------------------------------|
| Baixa | 5.814,18 | 39 |
| Média | 6.933,15 | 46 |
| Alta | 2.156,85 | 14 |
| Total | 14.904,18 | 100 |

Na Figura 4.5 é apresentado o mapa final das áreas prioritárias para recuperação. Observou-se que as áreas de maior prioridade se localizam em áreas onde não apresentam cobertura vegetal, as áreas de média prioridade correspondem as classes de uso da terra (áreas antropizadas e reflorestamento) e as áreas de baixa prioridade de recuperação estão localizadas em áreas onde apresentam cobertura vegetal natural.

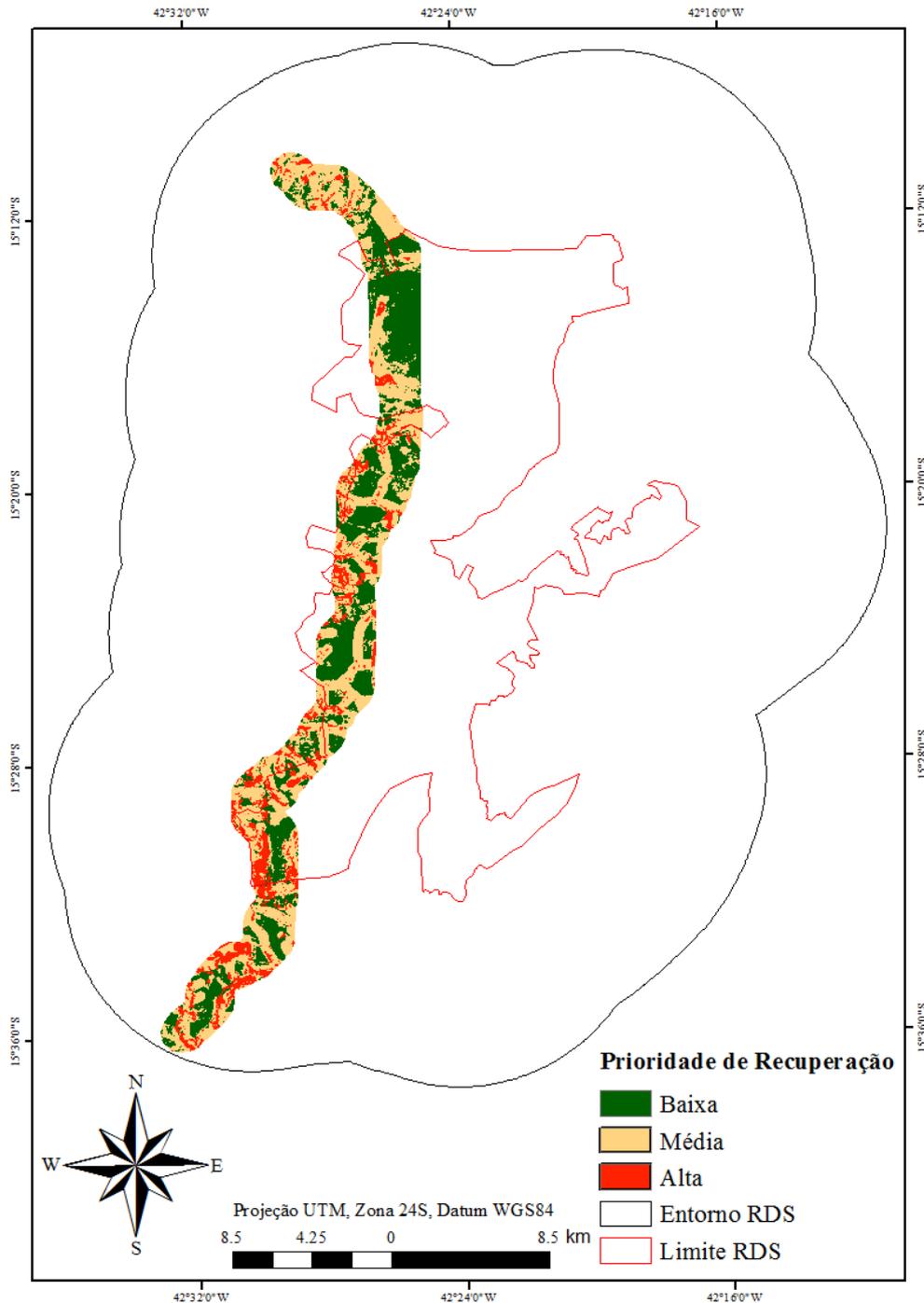


Figura 4.5. Mapa final das áreas prioritárias para recuperação.

4.4. CONCLUSÃO

A formação de um corredor ecológico (conforme identificado neste estudo) poderia contribuir fortemente para melhorar a conservação e conectividade dos fragmentos na área de estudo. A área abrangida por este corredor ecológico é considerada de prioridade muito alta de conservação da fauna pois conecta possibilita a conexão de áreas protegidas na região (RDS Nascentes das Geraizeiras e o Parque Estadual de Montezuma). A conservação de áreas de vegetação nativa aliada ao corredor ecológico parecem ser uma atividade estratégica de planejamento e desenvolvimento sustentado de uma região. Tais áreas são consideradas como “pontos-chave” para a conservação e trazem importantes contribuições para a gestão do meio ambiente, incluindo a prestação de serviços ecossistêmicos de proteção dos recursos hídricos e manutenção de recursos genéticos.

Mais de 60% da área total do corredor ecológico se encontra coberta com vegetação natural. Isso é um bom indicativo de eficiência do corredor, mostrando que o mesmo poderá cumprir o seu pleno papel de funcionamento. E, sobretudo, destaca-se a importância da RDS nessa conexão de áreas protegidas dentro do corredor, pois as unidades de conservação, além de contribuir para a proteção da biodiversidade, são fontes potenciais de uma série de benefícios para as pessoas, como os serviços ecossistêmicos.

Entretanto, observou-se que existem áreas na região de estudo antropizadas, ocupadas por pastagens, agricultura e silvicultura. Tais áreas devem ser objeto de ações de recuperação. Além disso, outras áreas precisam de ações mitigadoras, como é o caso das rodovias presentes no corredor, que requerem a adoção de mecanismos de proteção dos animais, a construção de túneis, pontes, cercas, bem como, placas de sinalização para os usuários, dentre outros.

A interligação de todos os fragmentos diretamente entre si seria a forma mais completa de proposta do corredor. Porém, isso poderia ser inviável economicamente ou impraticável devido ao contexto e realidade de ocupação da área de estudo. Apenas para exemplificar, a região envolve um conjunto de comunidades agroextrativistas, os Geraizeiros em meio aos municípios de Montezuma, Rio Pardo de Minas e Vargem Grande do Rio Pardo. Portanto, existe um custo elevado para a desapropriação de áreas. Assim, de forma complementar a este estudo, sugere-se que temas de estudos futuros poderão incluir uma análise mais profunda das características sociais e institucionais dos municípios onde foram identificadas áreas com alto potencial para corredor ecológico. Tais áreas poderão ser

objeto de ações de mitigação de impactos ambientais buscando o melhor desempenho do corredor ecológico, assegurando a melhor conservação da biodiversidade.

E, finalmente, entende-se que a definição e delimitação de corredores por meios computacionais (SIG's) de forma automatizados, como o realizado no presente estudo, deve ser aplicada com cautela e utilizada como orientação prévia para futuras decisões baseadas na realidade de campo. A produção do mapa de uso do solo também pode ser aprimorada com a utilização de sensores mais modernos, com melhores resoluções espacial, espectral e temporal.

CAPÍTULO V – PRINCIPAIS CONCLUSÕES

5.1. REVISITANDO AS QUESTÕES DE PESQUISA

a) Qual foi a dinâmica de uso e cobertura da terra entre os anos de 1986 a 2015 na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras e seu entorno (zona de 10km)?

No processo de uso e ocupação de terras no norte do estado de Minas Gerais entre 1980 aos dias atuais, a região da RDS Geraizeiras e seu entorno sofreram grandes pressões antrópicas, principalmente nos anos 80 e 90. Os resultados deste estudo revelaram que houve uma melhora significativa na RDS, e no seu entorno ocorreu o inverso, onde a vegetação nativa do Cerrado tem sido substituída por áreas de agricultura e extensas áreas de monocultivos agrícolas e florestais. A vegetação nativa diminuiu substancialmente na área do entorno da RDS e aumentou dentro da RDS, especialmente na última década estudada. Os processos de regeneração natural parecem ter sido responsáveis pelo aumento da vegetação nativa dentro da RDS, com destaque àquelas áreas previamente ocupadas por monocultivo de eucaliptos. Esta dinâmica mostra o aumento da pressão antrópica no entorno da RDS e o declínio de monoculturas de eucalipto dentro da RDS. No entanto observou-se a expansão de atividades agropecuárias na área levando ao aumento das áreas antropizadas. Visto que a economia do norte mineiro está baseada na agropecuária e no extrativismo (LEITE et al., 2010). Contudo, a partir da instituição legal da RDS Nascentes Geraizeiras (Decreto sem número de 13 de outubro de 2014), espera-se ainda mais a melhoria da qualidade ambiental em seu interior que podem viabilizar esta Unidade de Conservação como prestadora de serviços ecossistêmicos.

b) Quais atividades antrópicas impactaram a maior área de vegetação nativa?

Os resultados deste estudo confirmaram que no período de análise houve uma maior pressão antrópica na área de entorno da RDS do que no interior da RDS. A principal pressão antrópica observada foi a monocultura de eucalipto, que diminuiu nos três primeiros anos de estudo e voltou a aumentar no último período de análise na região, sendo mais expressiva no entorno da RDS.

c) Quais os efeitos do desmatamento na fragmentação da paisagem?

Os resultados deste estudo mostram que no período entre 1986 e 2015 houve um incremento de vegetação nativa dentro da RDS. Apesar disso, na área do entorno da RDS foram desmatados 11.231 hectares de vegetação nativa, que equivale a 7,2% da área de estudo. As consequências deste desmatamento são inúmeras, entre elas, destaca-se: o aumento da fragmentação da paisagem natural, a diminuição dos serviços ambientais ocasionado pela degradação do solo e dos recursos hídricos, a diminuição da biodiversidade, e ainda, conflitos sociais gerados pela exclusão social, emigração das populações tradicionais e perda de conhecimento tradicional.

Para tanto, em consequência do desmatamento na área de estudo, ocorreu o predomínio de fragmentos pequenos e mais susceptíveis aos efeitos de borda, em ambas as áreas, sendo mais expressivo para o entorno, e o principal efeito do desmatamento observado neste estudo foi a redução da quantidade de água dos rios temporários e perenes nos anos mais recentes como consequência da ampliação do desmatamento na região de estudo.

d) A RDS pode contribuir com um corredor ecológico na região?

Identificou-se que a RDS apresenta grande potencial para formar um corredor ecológico que poderá ser um conector de áreas de prioridade de conservação da fauna e da flora, favorecendo o fluxo de espécies à RDS Geraizeiras e o Parque Estadual de Montezuma localizado no entorno desta RDS. A existência do corredor além de conectar os fragmentos, facilitando a sobrevivência dos organismos durante seu fluxo entre as manchas, também pode apresentar as condições necessárias de habitat temporário ou permanente para algumas populações. Desde o surgimento da proposta dos corredores como importante elemento na conectividade da paisagem, muitos estudos têm mostrado seus efeitos positivos para a conservação de remanescentes de vegetação e de animais.

A criação do corredor ecológico servirá ainda, de estratégia de adoção de uso sustentável dos recursos naturais constituindo um ganho ambiental para a região, pois irá reduzir os efeitos da fragmentação, visto que a área de pesquisa é ameaçada por atividades antrópicas.

5.2. CONTEXTO DESTA PESQUISA NO DESENVOLVIMENTO SUSTENTADO E ÁREAS PROTEGIDAS

O mapeamento de uso e cobertura do solo é um indicador para monitorar a paisagem e sua integridade. As alterações de uso do solo podem ser o fator mais importante nas alterações que atingem os sistemas ecológicos (FOODY, 2002). Neste contexto, as informações sobre o uso e ocupação do solo tornam-se de extrema importância na implantação de projetos de planejamento e monitoramento ambiental.

A análise da fragmentação da paisagem também é um indicador importante de monitoramento, pois traz informações quanto às condições ambientais da paisagem, da cobertura florestal que tem função reguladora dos processos hidrológicos e do ecossistema, além dos importantes serviços ambientais prestado à sociedade.

A criação de corredores ecológicos insere-se no rol de políticas públicas de conservação da biodiversidade, sendo uma estratégia de conservação baseada na gestão integrada do território e têm como objetivo promover a conectividade entre áreas nativas em bom estado de conservação. Visando resolver ou, pelo menos, minimizar a contradição existente entre as áreas protegidas e o seu entorno da RDS, que está submetido, na maioria dos casos, às políticas desenvolvimentistas.

Diante do exposto, o levantamento de uso e cobertura do solo, a análise fragmentação e a proposta de criação de corredor ecológico, servirão de subsídios para a elaboração do Plano de Manejo da RDS Geraizeiras, bem como para apoiar a sua gestão, planejando ambientalmente a região, incluindo o ordenamento do seu processo de ocupação bem como para proteção da biodiversidade por meio da criação do corredor ecológico. No entanto, para que ocorra a efetiva proteção da biodiversidade e demais recursos naturais, é preciso que haja integração de instituições e de políticas públicas voltadas para o desenvolvimento regional de forma sustentável.

5.3. CONCLUSÕES PRINCIPAIS

Observou-se que o uso e ocupação do solo na região sofreu muitas alterações entre 1986 e 2015, sobretudo no que diz respeito à supressão da vegetação preservada e ao aumento das áreas Antropizadas em ambas as áreas (entorno e dentro da RDS). O processo de antropização mais acentuado ocorreu no último período de análise (2006 a 2015). Seguindo essa tendência observada nos últimos anos, é esperado um crescimento ainda maior das áreas antropizadas no entorno da RDS. Estes resultados revelam também a redução da regeneração florestal no mesmo período na área de entorno da RDS, o que é

preocupante e requer tomada de decisão para a proteção na vegetação nativa de Cerrado ainda existente na região, principalmente as áreas que formam o corredor ecológico com a RDS.

As mudanças nos valores das métricas de paisagem utilizadas neste estudo, indicam que, apesar RDS da RDS apresentar 93%, de cobertura vegetal por fragmentos pequenos (< 5 ha) e o entorno a 88% no último ano de estudo (2015), os resultados do conjunto das métricas indicaram que houve uma melhoria da paisagem em ambas as áreas (RDS e entorno), com o aumento da cobertura vegetal em todos os períodos avaliados (1986 a 2015).

A proposta de criação de um corredor ecológico ligando o corredor de prioridade muito alta de conservação da fauna com o Parque Estadual de Montezuma em conexão com a RDS e outras áreas prioritárias para conservação, mostrou ser uma ótima estratégia de conservação da área e conectividade dos fragmentos. O corredor ecológico servirá de conexão de Unidades de Conservação na região de estudo, representando uma das estratégias mais promissoras para o planejamento regional da conservação e preservação da flora e da fauna. Tais áreas são consideradas como “pontos chaves” para a conservação e trazem importantes contribuições para a gestão do meio ambiente.

Contudo, a eficácia dos corredores ecológicos depende do envolvimento, no sentido coletivo entre a sociedade, governos local e federal e de instituições de ensino e pesquisa. A base de sustentação dos corredores ecológicos são as Unidades de Conservação, desta forma, deve-se rever as atuais políticas de implementação das mesmas, caso contrário, ocorrerá uma inviabilização dos corredores ecológicos. Os resultados deste estudo podem contribuir para a definição de programas, priorização de ações de conservação para essas áreas protegidas.

5.4. OPORTUNIDADES DE ESTUDOS FUTUROS

Sugere-se uma investigação mais detalhada da integridade do corredor ecológico proposto neste estudo, a fim de avaliar as repercussões do corredor quanto aos benefícios produzidos pela sua implantação. Os trabalhos de campo indicam um certo grau de conectividade da paisagem natural, mas estudos mais detalhados são necessários para a comprovação da efetividade e viabilidade da implantação de um corredor ecológico. Assim, estudos futuros sobre diversidade biológica e comportamento de espécies são importantes, de forma a preencher lacunas científicas que busquem identificar espécies nativas prioritárias para preservação e estratégias voltadas para a sustentabilidade dos recursos naturais e desenvolvimento das populações tradicionais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AALEN, F.H.A. **Management of the landscape**. In: Aalen, F.H.A., Whelan, K. and Stout, M. Atlas of the Irish rural landscape. Cork University Press, Cork. p. 255-259, 1997.

ADAMG - Atlas Digital das Águas de Minas Gerais. Uma ferramenta para o planejamento e gestão dos recursos hídricos. Coordenação técnica, direção e roteirização Humberto Paulo Euclides. 2. Ed. Belo Horizonte: RURALMINAS; Viçosa, MG: UFV, 2007. 1 CD-ROM. ISBN 85-7601-082-8.

ALMEIDA FILHO, N. O. Mapeamento da cobertura da terra no município de Alfenas-MG utilizando imagens do satélite RapidEye. **Anais...** XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR. Foz do Iguaçu, PR, Brasil, INPE, p. 1502-1508, 2013..

ALMEIDA, C. G. **Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná**. 72 f. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território) – Setor de Ciências Exatas e Naturais, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2008.

ALMEIDA, M. I. S. **Reflexões Sobre a Geografia Norte Mineira Enquanto Prática Social**. In: Leituras Geográficas Sobre o Norte de Minas Gerais. Ed. Unimontes, Montes Claros, 2004.

ALMEIDA, S. Louzada, J. ; Sperber, C. ; Barlow, Jos . Subtle Land-Use Change and Tropical Biodiversity: Dung Beetle Communities in Cerrado Grasslands and Exotic Pastures. **Biotropica**, v. 43, p. 704-710, 2011.

ALONSO, A. C. **Delineamento e avaliação de corredores lineares multi-habitat: estudo de caso com bugio-ruivo (Alouatta clamitans) em mosaico urbano-rural**. Porto Alegre, RS. Dissertação (mestrado) 66 f., Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2010.

ALTOÉ, R. T.; OLIVEIRA, J. C.; RIBEIRO, C. A. A. S. sistema de informações geográficas na definição de corredores ecológicos para o município de Conceição da Barra – ES. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia. Anais, INPE, p. 1995-2002, 2005.

ALVES, V. E. L. A mobilidade sulista e a expansão da fronteira agrícola brasileira. **Agrária**, n.2, p.40-68, 2005.

ANTUNES, A. F. B.; LINGNAU, C. Uso dos Índices de Acurácia para Avaliação de Mapas temáticos obtidos por meios de classificação digital. In: III Congresso e Feira para Usuário de geoprocessamento, 1997, Curitiba. **Anais...** III Congresso e Feira para Usuário de geoprocessamento, Curitiba: Sagres, 1997.

APUBLICA. **Lá no Norte de Minas Gerais**. Publicada em set. 2014. Disponível em: <<http://apublica.org/2014/09/la-no-norte-de-minas-gerais/>>. Acesso em 03 out. 2015.

BASIL, E. A. **Caracterização estrutural e física de fragmentos florestais no contexto da paisagem da Bacia do Rio Corumbataí, SP**. 2006. 86 f. Dissertações (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

BERGHER, I. S. B. **Estratégias para edificação de micro-corredores ecológicos entre fragmentos de Mata Atlântica no Sul do Espírito Santo**: Alegre, UFES, 2008. 110 f. Dissertações (Mestrado em Produção Vegetal) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Espírito Santo. Brasil, Alegre, 2008.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. Piracicaba: Livroceres, 1985. 368p.

BEZERRA, C. G.; SANTOS, A. R. dos; PIROVANI, D. B.; PIMENTEL, L. B.; EUGENIO, F. C. Estudo da Fragmentação Florestal e Ecologia da Paisagem na Sub-Bacia Hidrográfica do Córrego Horizonte, Alegre, ES. **Espaço & Geografia**, Brasília, v. 14, n. 2, p. 257:277, 2011.

BIERREGAARD, R. O.; DALE, V. H. Islands in an ever-changing sea: the ecological and socioeconomic dynamics of Amazonian rainforests fragments. In: SCHELLAS, J.; GREENBERG, R. (Ed.). **Forest patches in tropical landscapes**. Washington: University Island Press, 1996. p.187-204.

BORGES, L.F.R.; SCOLFORO, J.R.; OLIVEIRA, A.D. et al. Inventário de fragmentos florestais nativos e propostas para seu manejo e o da paisagem. **Cerne**, v. 10, n. 1, p. 22-38, 2004.

BRASIL. Decreto de 13 de Outubro de 2014. Cria a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras, localizada nos Municípios de Montezuma, Rio Pardo de Minas e Vargem Grande do Rio Pardo, Estado de Minas Gerais. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 14 de outubro de 2014. Seção 1, ed. 198, p. 13.

BRASIL. Lei Federal Nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=322>>. Acesso em: 09 out. 2015.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de Julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Diário Oficial da União. Brasília, DF, 18 de Julho de 2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMAa – **O Bioma Cerrado**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>>. Acesso em: 10 out. 2014.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMAb. **Unidades de Conservação**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/unidades-de-conservacao>>. Acesso em: 01 out. 2014.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMAc. **Plano de Manejo**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/unidades-de-conservacao/plano-de-manejo>>. Acesso em: 05 out. 2014.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite**. Brasília, DF: CSR/IBAMA, MMA e PNUD, 2011. 54p. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/>>. Acesso em: 25 mai. 2015.

BRASIL. ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA – FAO. Roma, Itália, 2010 Disponível em: <<https://www.fao.org.br/>>. Acesso em: 05 set. 2015.

BRITO ICB. A rede-movimento social dos geraizeiros do Norte de Minas. In: **VI Encontro Nacional da ANNPAS**; 2012; Belém - PA. 2012. p. 1-22.

BRITO, I. C. B. de. **Ecologismo dos Gerais: conflitos socioambientais e comunidades tradicionais no Norte de Minas Gerais**. 2013. 269 f., Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável) - Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

CALEGARI, L.; MARTINS, S. V.; GLERIANI, J. M.; SILVA, E.; BUSATO, L. C. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 5, p. 871-880, 2010.

CARVALHO, I. S. H.; SAWYER, D. R. Potenciais e limitações do uso da biodiversidade do Cerrado: um estudo de caso da Cooperativa Grande Sertão no Norte de Minas. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 2, p.1449-1452, 2007.

CARVALHO, L. M. T.; ACERBI JUNIOR, F. W.; SCOLFORO, J. R. S.; CAVALCANTI, H. C. Monitoramento da Flora Nativa e dos Reflorestamentos de Minas Gerais entre 2005 e 2007. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14. (SBSR), 2009, Natal. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2009. p. 2653-2660. DVD, On-line. ISBN 978-85-17-00044-7. Disponível em: <<http://dpi.inpe.br/>>. Acesso em: 29 out. 2016.

CARVALHO, T. M.; CARVALHO, C. M. **Sistemas de informações geográficas aplicadas à descrição de habitats**. Acta Scientiarum, Ciências Humanas e Sociais, v. 34, p. 79-90, 2012. ISSN 2178-5198.

CDB – CONSERVAÇÃO PARA A DIVERSIDADE BIOLÓGICA. Metas de Aichi para a Biodiversidade. 2011. Disponível em: <<https://www.cbd.int/sp/targets/>>. Acesso em: 20 de abril de 2015.

CEMIN, G.; PERICO, E.; REMPEL, C. Composição e configuração da paisagem da sub-bacia do Arroio jacaré, Vale do Taquari, RS, com ênfase nas áreas de florestas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 33, n. 4, p. 705-711, 2009.

COHEN, J. A. Coefficient of agreement for nominal scales. **Educational and Psychological Measurement**, v. 20, n. 1, p. 37-46, 1960.

CONAMA. Resolução nº 13, de 06 de dezembro de 1990. Licenciamento Ambiental em Zonas de Amortecimento de Unidades de Conservação. Diário Oficial da União. Brasília, DF, 28 de Dezembro de 1990, Seção I, Pág. 25.541. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res90/res1390.html>>. Acesso em 15 Jun. 2015.

CONGALTON, R. G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment**, v.37, p.35-46, 1991.

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

CORREIA, J. R. **Pedologia e conhecimento local**: proposta metodológica de interlocução entre saberes construídos por pedólogos e agricultores em área de Cerrado em Rio Pardo de Minas, MG. 2005. 234f. Tese de Doutorado - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2005.

COSTA, D. S. M.; RUAS, K. F.; PEREIRA, A. M. As Potencialidades da Região Semiárida do Norte de Minas Gerais: Análise do Centro de Estudos de Convivência com o Semiárido. 2010. Porto Alegre - RS, In: In: XVI Encontro Nacional de Geógrafos, 2010, Porto Alegre. Anais... XVI Encontro Nacional de Geógrafos, p. 1-10, 2010.

COUTO P. Análise fatorial aplicada a métricas da paisagem definidas em FRAGSTATS. *Investigação Operacional*, v. 24, n. 1 p. 109-137, 2004.

DAMSCHEIN, E. I.; HADDAD, N. M.; ORROCK, J. L.; TEWKSBURY, J. J.; LEVEY, D. J. Corridors increase plant species richness at large scale. **Science**, v.313, n.5791, p.1284-1286, 2006.

DEBINSKI, D. M., HOLT, R. D. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. **Conservation Biology**, v. 14, n. 2, p. 342-355. 2000.

DRUMMOND, G. M.; MARTINS, C. S.; MACHADO, A. B. M. SEBAIO, F. A. & ANTONINI, Y. (Org.). Biodiversidade em Minas Gerais: um Atlas para sua conservação. 2. ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005. 222p.

EASTMAN, J. R. Decision support: decision strategy analysis. In: IDRIS 32 release 2: guide to GIS and image processing. Worcester: Clark University/Clark Labs, 2001. v. 2. p. 1-22.

EMBRAPA MONITORAMENTO POR SATÉLITE. **Satéltes de Monitoramento: LANDSAT - Land Remote Sensing Satellite**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2013. Disponível em: <http://www.sat.cnpm.embrapa.br/conteudo/missao_landsat.php>. Acesso em: 26 mar. 2014.

ESPÍRITO-SANTO, F. D. B.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; MACHADO, E. L. M.; SOUZA, J. S.; FONTES, M. A. L.; MARQUES, J. J. G. S. M. Variáveis ambientais e a distribuição de espécies arbóreas em um remanescente de floresta estacional semidecídua montana no campus da Universidade Federal de Lavras, MG. **Acta Botânica Brasílica**, São Paulo, v. 16, n. 3, p. 331-356, 2002.

FIGUEIREDO, D. **Conceitos Básicos de Sensoriamento Remoto**. São Paulo, 2005. Disponível em: <http://www.conab.gov.br/conabweb/download/SIGABRASIL/manuais/conceitos_sm.pdf>. Acesso em: 26 nov. 2014.

Fonseca, L. M. G. **Processamento digital de imagens**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 2000. 105p

FOODY G. M. Status of land cover classification accuracy assessment. **Remote Sensing of Environment**, v. 80, n. 1, p. 185-201, 2002.

FORMAN, R. T. T. Corridors in a landscape: their ecological structure and function. **Ekológia (CSSR)**, v. 2, n. 4, p. 375 - 387, 1983.

FORMAN, R. T. T. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge, Cambridge University Press, 1995.

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

FRANÇA, A. F.; TAVARES JUNIOR, J. R.; MOREIRA FILHO, J. C. C. **Índices NDVI, NDWI e NDBI como ferramentas ao mapeamento temático do entorno da lagoa olho d'água, em Jaboatão dos Guararapes-PE**. IV Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação. Recife - PE, 2012, p. 001 - 009.

FRANCOSO, R. D.; BRANDÃO, R. A.; BATISTA, V. B. G. V. Identificação de áreas relevantes para conservação baseada em indicadores biológicos: subsídio ao zoneamento de dois Parques Nacionais no cerrado brasileiro. *Caminhos de Geografia (UFU)*, v. 12, p. 106-118, 2011.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **Desmatamento Minas Gerais**. Disponível em: <<http://www.sosma.org.br/17811/divulgados-novos-dados-sobre-o-desmatamento-da-mata-atlantica/>>. Acesso em: 22 out. 2015.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual Técnico de Uso da Terra. 3 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013.

GUPTILL, S. C.; MORRISON, J. L. Elements of Spatial Data Quality. **Elsevier Science**, New York, 1995. p. 31–58.

HENDERSON F.M., XIA Z.-G. **Radar applications in urban analysis, settlement detection and population estimation**, - In: Henderson, F.M. and A.J. Lewis: Principles and Applications of Imaging Radar – Manual of Remote Sensing, Vol. 2, John Wiley & Sons, New York, p. 733-768. 1998.

HORD, R. M.; BROONER, W. Land Use Map-Accuracy Criteria. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 42 n.5, p. 671- 677, 1976.'

IBAMA. **Relatório de ocorrências de incêndios em Unidades de Conservação federais, 2006**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, 2007. 28p. Disponível em: <file:///E:/Artigos/ARTIGOS-CAP-IV/relatorio_de_incendios_em_ucs_05_08.pdf>. Acesso em: 23 mar. 2016.

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS – IEF/MG. **Panorama da Biodiversidade de Minas Gerais.** Disponível em: <<http://www.ief.mg.gov.br/images/stories/planobiodiversidade/rascunho%20panorama%201%20atualizao.pdf>>. Acesso em: 10 out. 2015.

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS – IEF/MG. **Projeto Corredores Ecológicos.** Disponível em: <<http://www.ief.mg.gov.br/noticias/1/1705-projeto-corredores-ecologicos>>. Acesso em: 10 abr. 2016.

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS – IEF/MG. **Proteção da Biodiversidade em Unidades de Conservação.** Disponível em: <<http://www.ief.mg.gov.br/areas-protegidas/criacao-de-areas-protegidas>>. Acesso em: 20 nov.2014.

INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL – ISA. Disponível em: <<https://www.socioambiental.org/pt-br/noticias-socioambientais/dilma-cria-seis-unidades-de-conservacao-e-amplia-duas-as-vesperas-do-2o-turno-das-eleicoes-1>>. Acesso em: 20 nov. 2014.

KAZMIERCZAK, M. L.; SILVA, P. H. A.; CALDAS, G.; FELIX, I. M.; MELO, W. Detecção de mudanças utilizando imagens RapidEye através do Model Maker do ERDAS Imagine. **Anais... XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Curitiba, PR, Brasil, 2011, INPE p.5941.

KORMAN, V. **Proposta de integração das glebas do Parque Estadual de Vassununga (Santa Rita do Passa Quatro, SP).** 2003. 131 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2003. Disponível em: <<file:///E:/Artigos/ARTIGOS-CAP-IV/VaniaKorman.pdf>>. Acesso em: 23 mar 2016.

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

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG.** São Paulo, SP: Oficina de Texto, 2009. 424p.

LANGLEY, S. K.; CHESHIRE, H. M.; HUMES, K. S. A comparison of single date and multitemporal satellite image classifications in a semi-arid grassland. **Journal of Arid Environments**, v. 49, n. 2, p. 401-411, 2001.

LEITE, M. E; ALMEIDA, J. W. L.; SILVA, R. F. Análise espaço-temporal do eucalipto no Norte de Minas Gerais nos anos de 1986, 1996 e 2010. **GeoTextos**, v. 8, n. 2, p. 59-74, 2012.

LEITE, M. R.; BRITO, J. L. S.; LEITE, M. E.; ESPÍRITO-SANTO, M. M. do.; CLEMENTE, C. M. S.; ALMEIDA, J. W. L. Sensoriamento remoto como suporte para quantificação do desmatamento da floresta estacional decidual no norte de Minas Gerais. In: **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XV, 2010, Curitiba. Anais...** Curitiba: Instituto Nacional de Pesquisa Espacial, 2010.

LENNEY, M. P.; WOODCOCK, C. E.; COLLINS, J. B.; HAMDI, H. The Status of Agricultural Lands in Egypt: The Use of Multitemporal NDVI Features Derived from Landsat TM. **Remote Sensing of Environment**, v. 56, n. 1, p. 8-20, 1996.

LILLESAND, T. M.; KIEFER, R. W. **Remote Sensing and Photo Interpretation**, 3rd. ed. John Wiley & Sons: New York, 1994, 750 p.

LIMA, R. N. S. **Técnicas de Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento Aplicados no Mapeamento e Análise de Fragmentos Florestais no Município de Juiz de Fora – MG em 1987 e 2008. 2010.** 122 f. Monografia (Especialização em Análise Ambiental - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora. 2010.

LIMA, R. N. S.; ROCHA, C. H. B. Técnicas de sensoriamento remoto e métricas de ecologia da paisagem aplicadas na análise da fragmentação florestal no município de Juiz de Fora – MG em 1987 e 2008. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15. (SBSR), 2011, Curitiba. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2011. p. 2067-2074. Disponível em: <<http://urlib.net/3ERPFQRTRW/3A54QCL>>. Acesso em: 10 out. 2014.

LIMA, S. F. S.; FLORENZANO, T. G. Uso de geotecnologias no estudo do Pantanal na educação básica. In: SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS DO PANTANAL, 2. 2009, Corumbá. **Anais...** Corumbá: Embrapa Informática Agropecuária/INPE, p. 861-868.

LOUZADA, F. L. R. de O.; SANTOS, A. R.; SILVA, A. G. **Delimitação de corredores ecológicos no ArcGIS 9.3.** Alegre: CAUFES, 2010. 50p.

MACHADO, W. P.; GUIMARÃES, R. F.; CARVALHO JÚNIOR, O. A.; GOMES, R. A. T.; OLIVEIRA, S. N.; SODRÉ, R. V. R.; CHAVES, T. A. Identificação de padrões de vegetação e análise dos fragmentos florestais a partir do processamento digital de imagens e análise morfométrica em imagens ASTER no município de Cromínia-GO. **Espaço & Geografia**, v. 15, n. 1, p. 299-263, 2012.

MALCZEWSKI, J. GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. **International Journal of Geographical Information Science**, v.20, n.7, p.703-726, 2006,

MANTOVANI, J. E.; PEREIRA, A.(1998). Estimativa da integridade da cobertura de vegetação do Cerrado através de dados Landsat - TM. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 9., 1998. Santos. **Anais...** Santos: INPE, 1998. p. 1455-1466.

MARQUES, A.J. **Mapeamento de fragmentos de mata no Município de Maringá, PR: Uma abordagem da ecologia da paisagem.** 102 f. Dissertação. (Mestrado em Ciências Cartográficas) - Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2004.

MARTINS, A. K. E.; NETO, A. S. MARTINS, I. C. M.; BRITES, R. S.; SOARES, V. P. Uso de um Sistema de Informações Geográficas para Indicação de Corredores Ecológicos no Município de Viçosa – MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 22, n. 3, p. 373-380, 1998.

MASELLI, F. Monitoring forest conditions in a protected Mediterranean coastal area by the analysis of multiyear NDVI data. **Remote Sensing of Environment**, v. 89, n. 4, p. 423-433, 2004.

MCGARIGAL, K. **Fragstats: Fragstats help - versão 4.2**. Computer software program produced by the author at the University of Massachusetts, Amherst, 2013. 182p.

MCGARIGAL, K., CUSHMAN, S. A.; NEEL, M. C.; ENE, E. **Fragstats: Spatial pattern analysis program for categorical maps - version 3.3** build 5. Manual do programa. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, 2002.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN S.A.; NEEL, M.C.; ENE, E. **Fragstats v3: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps**. Massachusetts; 2002. Disponível em: <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>>. Acesso em: 2015 Jan. 18.

MCGARIGAL, k.; MARKS, B. J. **Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Reference manual. Corvallis: For. Sci. Dep. Oregon State University, 1995. 59p.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. **Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto**. Brasília, Distrito Federal: CNPQ, UnB, 2012. 266p.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, n.3-I, p. 445-463, 1999.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: CULLEN, J. R.; L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (eds) **Métodos de estudos embiologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. UFPR, 2003. p. 423-538.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotrópica**, Campinas, v. 1, n. 1/2, p. 1-9, 2001. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/fullpaper?bn00701122001+pt>>. Acesso em: 20 out. 2014.

MINISTÉRIO DOS TRANSPORTES - DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES. **Norma DNIT 077/2006 – ES**. Disponível em: <<http://ipr.dnit.gov.br/>>. Acesso em: 20 abr. 2016.

MUCHAILH, M. C.; RODERJAN, C. V.; CAMPOS, J. B.; MACHADO, A. L. T.; CURCIO, G. R. Metodologia de planejamento de paisagens fragmentadas visando a formação de corredores ecológicos. **Revista Floresta**, v.40, n.1, p.147-162, 2010.

NETO, J. O. M.; GUIMARÃES, D. V.; GONZAGA, M. I. S. Estimativa e análise temporal do uso e ocupação do solo no entorno do refúgio de vida silvestre Mata do Junco com base em processamento digital de imagens orbitais. **Scientia Plena**, v. 8, n. 4, p. 1-5, 2012.

NOGUEIRA, M. C. R. Gerais a dentro e a fora: identidade e territorialidade entre Geraizeiros do Norte de Minas Gerais. 2009. 233 f. Tese (Doutorado em Antropologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2009.

NUNES, G. M.; SOUZA FILHO, C. R. de; VICENTE, L. E.; MADRUGA, P. R. de A. e L. F. WATZLAWICK. Sistemas de Informações Geográficas aplicados na implantação de corredores ecológicos na Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Vacacaí- Mirim (RS). **Anais... XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. P. 3183-3189. INPE (Abril). Goiânia, GO, 2005.

OKA-FIORI, C.; FIORI, A. P. ; HASUI, Y. Dinâmica da ocupação do solo na bacia do Rio Itiquira, Mato Grosso, Brasil. **Revista RA'E Ga**, n. 7,p. 19-31, 2003.

OLIVEIRA, A. G.; SILVA, G. B.; SILVA, H. R. F.; SANTOS, M. G.; LIMA, U. D. S. Mapeamento de índices de cobertura vegetal dos bairros de Salvador-BA com uso de imagens do sensor RapidEye para o ano de 2009. **Anais... XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA – FAO. Disponível em: <<https://www.fao.org.br/ddmcramp.asp>>. Acesso em: 05 jun. 2015.

PANG, A.; LI, C.; WANG, X.; HU, J. Land use/cover change in response to driving forces of Zoige County, China. **Procedia Environmental Sciences**, v.2, p.1074-1082, 2010.

PÉRICO, E.; CEMIN, G. Caracterização do município de Arvorezinha, RS, com ênfase na dinâmica dos fragmentos florestais, por meio de sistemas de informações geográficas (SIGs). **Scientia Forestalis**, n. 70, p.1-29, 2006.

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

PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G.; SANTOS, A. R.; CECÍLIO, R. A.; GLERIANI, J. M.; MARTINS, S. V. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 2, p. 271-281, 2014.

POLETTE, M. Paisagem: uma reflexão sobre um amplo conceito. **Turismo: Visão e Ação**, v. 2, n. 3, p. 83-96, 1999.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T.M. **Sensoriamento Remoto da Vegetação**. São José dos Campos, SP: Oficina de Textos. 2012, 176 p.

PORTO-GONÇALVES, C. W. **Breve ensaio sobre Desenvolvimento e Sustentabilidade a partir da Geografia do Norte de Minas**. In: DAYRELL, Carlos; A. LUZ. Cláudia (orgs.) Cerrado e Desenvolvimento: Tradição e Atualidade. Montes Claros. Ed. Unimontes, 2000.

PRIMACK, R.; RODRIGUES, E. 2001. **Biologia da Conservação**. Efraim Rodrigues, Londrina, 2001, 328 p.

RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. **Fragmentos de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. 510 p.

RESENDE, F.N. Mudanças do Uso da Terra no Cerrado sobre Comunidade de Besouros Escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). **Revista Brasileira de Gestão e Engenharia**, v. 5, p. 87-102, 2012.

RIBEIRO C. A. A. S.; SOARES, V. P.; OLIVEIRA, A. M. S.; GLERIANI, J. M.O. Desafio da delimitação de áreas de preservação permanente. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29, n. 2, p. 203-212, 2005.

RIBEIRO MC, METZGER JP, MARTENSEN AC, PONZONI FJ, HIROTA MM. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v.142, p.1141-1153, 2009.

RICHARDS, J. A.; JIA, X. **Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction**. Australia: Springer - Verlag berlin Heidelberg, 2006. 439p.

ROCHA, C. C. da; SILVA, A. de B.; NOLASCO, M. C. e W. F. ROCHA. Modelagem de corredores ecológicos em ecossistemas fragmentados utilizando processamento digital de imagens e sistemas de informações georreferenciadas. 117 **Anais... XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. 3065-3072. INPE (Abril). Florianópolis-Santa Catarina (SC)-Brasil, 2007.

ROCHA, C. H. B. **Geoprocessamento: tecnologia transdisciplinar**. Juiz de Fora, MG: Edição do Autor, 2007. 220 p.

RODRIGUES, P. J. F. P.; NASCIMENTO, M. T. Fragmentação florestal: breves considerações teóricas sobre efeitos de borda. **Rodriguésia**, v.57, n.1, p.63-74, 2006.

ROSA, Roberto. **Introdução ao sensoriamento remoto**. 6°. ed. Uberlândia: Ed. UFU, 2007. 248 p.

ROSENFELD, G.; FITZPATRICK-LINS, K. A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**. v. 52, n. 2, p. 223-227, 1986.

ROSENFELD, G.H. Analysis of areal data in thematic mapping experiments. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 48, n. 9, p. 1455-1462, 1982.

SALOVAARA, K.J.; THESSLER, S.; MALIK, R.N.; TUOMISTO, H. Classification of Amazonian primary rain forest vegetation using Landsat ETM+ satellite imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 97, p. 39-51, 2005.

SANTOS, A. R.; LOUZADA, F. L. R. O.; EUGENIO, F. C. ArcGIS 9.3 Total: Aplicações para Dados Espaciais. 2. ed. Alegre, ES: CAUFES, v. 1. 2010, 184p.

SANTOS, H. C.; LEITE, R. de F. C. Norte de Minas múltiplos olhares sobre a ocupação do Cerrado. **Anais...** XIV Encontro Nacional dos Geógrafos. Porto Alegre: AGB, 2010.

SANTOS, M. A., BARBIERI, A. F., CARVALHO, J. A. M., MACHADO, C.J. **O cerrado brasileiro: notas para estudo**. Belo Horizonte: UFMG/Cedeplar, 2010. 15p.

SANTOS, M. L. F.; SOUSA, L. H. G.; SILVA NETO, C. F. Análise do uso e ocupação do solo da Área de Proteção Ambiental Tambaba litoral sul da Paraíba. In: XV SBSR - Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2011, Curitiba. **Anais...** XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, 2011. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2011/files/p1093.pdf>>. Acesso em: 12 jun. 2015.

SANTOS, R. F. dos. **Planejamento Ambiental - teoria e prática**. São Paulo: Oficina de Textos, 2004. 184 p.

SARTORI, A. A. C. **Análise multicritérios na definição de áreas prioritárias à conectividade entre fragmentos florestais**. 2010. 98f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2010.

SATO, S. E. **Zoneamento geoambiental do município de Itanhaém - Baixada Santista (SP)**. 2012. 123 f. Tese - (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, 2012. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/104397>>. Acesso em: 30 out. 2015.

SCHIER, R. A. Trajetórias do Conceito de Paisagem na Geografia. **Ra'ega**, Curitiba, v. 7, n.7, p. 79-85, 2003.

SCOLFORO, J. R.; CARVALHO, L. M. T. **Mapeamento e Inventário da Flora e dos Reflorestamentos de Minas Gerais**. cap. 4. Lavras: UFLA, p.63-73, 2006.

SEOANE, C. E. S.; DIAZ, V. S.; SANTOS, T. L.; FROUFE, L. C. M. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, PR, v. 30, n. 63, p. 207-216, 2010.

SILVA, M. M.; SANTOS, D. G.; REIS, L. N. G.; SILVA, N. R.; FARIA, P. O. Uma proposta de corredor ecológico para o município de Uberlândia (MG). Observatorium: **Revista Eletrônica de Geografia**, v. 3, n. 7, p. 115-133, 2011.

SLAVIERO, L. B. et al. Estrutura, configuração e fragmentação da Paisagem na região norte do rio grande do sul, Brasil. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8., 2007, Caxambu. **Anais...** Caxambu, 2007. p. 1-2.

SOUZA, K.R; VIEIRA, T.G.C; ALVES, H.M.R; VOLPATO, M.L; ANJOS, A.P; SOUZA, C.G; ANDRADE, L.N. Classificação automática de imagem do satélite rapidezeye para o mapeamento de áreas cafeeiras em Carmo de minas, MG. In: SIMPÓSIO DE PESQUISA DOS CAFÉS DO BRASIL, 4., 2011, Araxá. **Anais eletrônicos...** Araxá. 2011. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/44386/1/Classificacao-automatica-de-imagem.pdf>>. Acesso em: 20 jul. 2015.

STORY, M.; CONGALTON, R. G. Accuracy assessment: a user's perspective. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 52, n. 3, p. 397-399, 1986.

TABARELLI M, GASCON C. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 734-739, 2005.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C.A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, 2010.

TEBALDI, A. L. C.; OLIVEIRA, J. P. B.; FERRARI, J. L.; OLIVEIRA, L. B. SANTOS, A. R. DOS S.; RAMOS, K. A.; COUTINHO, L. M. Utilização de sistema de informação geográfica para delimitação de corredores de biodiversidade. In: **Corredores ecológicos: iniciativas e metodologias para a implementação do Projeto corredores ecológicos**. Roberto Xavier de Lima, organizador. MMA/SBF. Brasília Brasil, 2009.

TOLEDO, A. R. Corredores Biológicos: entre el neoliberalismo y la búsqueda de equidade social. **Revista Simposium**, 2004. Disponível em: <<http://www.sur.iucn.org/ces/index//>>. Acesso em: 17 nov. 2014.

TROLL C. Luftbildplan and ökologische bodenforschung. **Zeitschrift der Gesellschaft fur Erdkunde Zu Berlin**, n. 7/8, 1939, p. 241– 298.

UFV/CETEC/UFLA/FEAM. Universidade Federal de Viçosa; Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais; Universidade Federal de Lavras; Fundação Estadual do Meio Ambiente. **Mapa de Solos do Estado de Minas Gerais: legenda expandida**. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010. 49p.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY- USGS. **Landsat Project Description. 2015**. Disponível em: <http://landsat.usgs.gov/about_project_descriptions.php>. Acesso em: 15 mai. 2015.

VALENTE, R. O. A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí, SP**. 2001. 144 f. Dissertação (Mestrado em Recursos florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2001.

VALENTE, R. O. A. Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal por meio da abordagem multicriterial em ambiente SIG. 2005. 121f. Tese (Doutorado - Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" USP, Piracicaba, 2005. 121 p.

VALERI, S. V.; SENÔ, M. A. A. F. A importância dos corredores ecológicos para a fauna e a sustentabilidade de remanescentes florestais. In: Congresso Internacional de Direito Ambiental, v. 7. **Anais...** São Paulo: Imprensaoficial, v. 1, p. 699-709, 2004. Disponível em: <<http://www.saoluis.br/revistajuridica/arquivos/005.pdf>>. Acesso em 23 mar 2016.

VELOSO G. A.; ROSA R. Mapeamento da Monocultura do Eucalipto na Microrregião de Salinas, Norte de Minas Gerais, nos Anos de 1986, 1996 e 2010. In: XXI Encontro Nacional de Geografia Agrária, “Territórios em disputa: os desafios da geografia agrária nas condições do desenvolvimento brasileiro”. 2012, Uberlândia. **Anais...** Uberlândia, 2012.

VELOSO, G. A.; LEITE, M. E. A Dinâmica Espaço-Temporal das Florestas Plantadas na Microrregião de Grão-Mogol. **Revista Cerrados**, v. 11, n. 1, p. 13-21, 2013.

VILELA, M. F.; CORREIA, J. R. ; SANO, S. M. ; SEVILHA, A. C. ; MACHADO, C.T. de T. ; FERNANDES, S. G. ; CARRARA, A. A. ; FRANZ, C. A. B. . **Mapeamento e análise da dinâmica de uso e da cobertura do solo em comunidades tradicionais do Alto Rio Pardo, Minas Gerais**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2009

VOLOTÃO, C. F. S. **Trabalho de análise espacial – Métricas do Fragstats**. INPE, São José dos Campos. 1998. 48p.

WOODCOCK, C. E., MACOMBER, S. A., PAX-LENNEY, M., & COHEN, W. C. Monitoring large areas for forest change using Landsat: Generalization across space, time and Landsat sensors. **Remote Sensing of Environment**, 78, 194–203, 2001.

ZARAGOZÍ, B.; BELDA, A.; LINARES, J.; MARTÍNEZ-PÉREZ, J. E.; NAVARRO, J. T.; ESPARZA, J. A. free and open source programming library for landscape metrics calculations. **Environmental Modelling & Software**, v. 31, p. 131-140, 2012.