

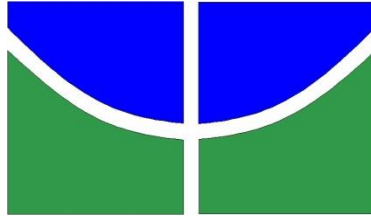


**MUDANÇAS NO USO DA TERRA E NA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM
NA REGIÃO DO SUDOESTE DO PIAUÍ ENTRE 2000 E 2016**

Adyne Cardoso da Costa

FACULDADE DE TECNOLOGIA

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL

**MUDANÇAS NO USO DA TERRA E NA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM
NA REGIÃO DO SUDOESTE DO PIAUÍ ENTRE 2000 E 2016**

Adyne Cardoso da Costa

Trabalho de Conclusão de Curso de graduação apresentado ao Departamento de Engenharia Florestal da Universidade de Brasília, como parte das exigências para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi

Brasília, junho de 2018



Universidade de Brasília - UnB
Faculdade de Tecnologia - FT
Departamento de Engenharia Florestal - EFL

**MUDANÇAS NO USO DA TERRA E NA FRAGMENTAÇÃO NA PAISAGEM
NA REGIÃO DO SUDOESTE DO PIAUÍ ENTRE 2000 E 2016**

Estudante: Adyne Cardoso da Costa

Matrícula: 13/0004782

Orientador: Prof. Dr. Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi

Menção: SS

Prof. Dr. Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi
Universidade de Brasília – UnB
Departamento de Engenharia Florestal
Orientador (EFL)

Prof. Dr. Reuber Albuquerque Brandão
Universidade de Brasília – UnB
Membro da Banca

Me. Juan Doblaz
Universidade de Brasília – UnB
Membro da Banca

Brasília-DF, 29 de junho de 2018.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por ter me dado o dom da vida, saúde, e, principalmente, por ter-me cedido a oportunidade de conviver com uma família maravilhosa.

À minha mãe, que me guiou pelos melhores caminhos possíveis, sempre me deu força, apoio e muito amor.

Ao meu orientador, amigo, Prof. Dr. Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi, que desempenhou verdadeiro papel de orientação, inclusive em relação a questões alheias ao ambiente acadêmico, e cujos conselhos me serão proveitosos para sempre.

Ao Prof. Dr. Reuber Albuquerque Brandão, por ter me proporcionado as aulas mais marcantes do curso de Engenharia Florestal, que influenciaram positivamente meu senso crítico frente às temáticas relacionadas ao curso e à vida.

Aos meus chefes do Instituto Socioambiental, Juan e Ricardo, que me ensinaram bastante nos últimos meses, e que me mostraram como é gratificante trabalhar com as pessoas dedicadas, responsáveis e atenciosas.

Aos meus amigos, que me deram todo o suporte emocional necessário nessa caminhada do curso de graduação. Sem vocês teria sido infinitamente mais difícil.

Por fim, a todas as pessoas que, direta ou indiretamente, participaram do desenvolvimento da minha pesquisa ao longo dos últimos meses, bem como na superação dos eventuais problemas.

RESUMO

MUDANÇAS NO USO DA TERRA E NA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM NA REGIÃO DO SUDOESTE DO PIAUÍ ENTRE 2000 E 2016

A partir da década de 90, o Cerrado piauiense foi explorado mais intensivamente pelas atividades de pecuária e agricultura extensiva, com a implantação de commodities agrícolas para produção de grãos, como a soja, o milho, o arroz e o feijão. O processo de expansão agrícola observado nas últimas décadas no sudoeste do Piauí, reduziu a cobertura vegetal nativa e resultou na crescente fragmentação dos ambientes naturais. O desmatamento e a fragmentação da paisagem são responsáveis pela redução da diversidade biótica e alteração de processos ecológicos como a dispersão, a polinização e a ciclagem de nutrientes. Na presente pesquisa, foi analisado as mudanças espaço-temporais do uso e cobertura da terra e da fragmentação da vegetação nativa do sudoeste do estado do Piauí ocorridas entre 2000 e 2016, utilizando dados de sensores remotos e técnicas de geoprocessamento. Os resultados da análise de uso e ocupação do solo em 2000, 2007 e 2016 indicam uma expressiva expansão da agricultura extensiva com a consequente redução da vegetação nativa na região estudada. A ampliação das áreas desmatadas levou também ao aumento da fragmentação dos remanescentes naturais, com potenciais impactos diretos na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos na área de estudo. A redução das taxas de desmatamento, a recomposição da vegetação nativa, a formação de corredores ecológicos e a criação de Unidades de Conservação são ações necessárias para reduzir os impactos da fragmentação da paisagem, para promover conservação e garantir a sustentabilidade ambiental no sudoeste do Piauí.

Palavras-Chave: Desmatamento, sudoeste do Piauí, agricultura, fragmentação da paisagem.

ABSTRACT

LAND USE AND LANDSCAPE FRAGMENTATION CHANGES IN THE SOUTHWEST OF PIAUÍ BETWEEN 2000 AND 2016

The deforestation of cerrado vegetation in the Brazilian state of Piauí increased more intensively after the 1990s because of the increasing crop and pasture land demand for livestock activities and extensive agriculture (agricultural commodities such as soybeans, maize, rice, and beans). That agricultural expansion process in the southwest of Piauí was responsible for decreasing native vegetation cover, which resulted in more landscape fragmentation. Deforestation and landscape fragmentation can impact biological diversity and change ecological processes such as seed dispersion, pollination, and nutrient cycling.

In this study, I assessed the land use and landscape fragmentation changes in the southwest of Piauí between 2000 and 2016 by using remotely sensed data and geoprocessing techniques. The land use and land cover changes observed by 2000, 2007, and 2016 indicate an increase of crop lands for extensive agriculture and, consequently, a decrease of native vegetation in the study region. The observed deforestation was responsible to increase landscape fragmentation and impact biodiversity and ecosystem services in the study area. Public policies aiming to reduce deforestation rates, create new protected areas, and enforce environmental restoration and ecological corridors are required to support environmental conservation and sustainability in southwest Piauí.

Keywords: Deforestation, southwest of Piauí, agriculture, landscape fragmentation.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Parâmetros do coeficiente <i>Kappa</i>	15
Tabela 2. Imagens dos satélites utilizadas para a classificação do uso e cobertura da terra em 2000, 2007 e 2016.	21
Tabela 3. Métricas de paisagem utilizadas no estudo de fragmentação da vegetação do sudoeste do Piauí entre 2000 e 2016.	24
Tabela 4. Mudança do uso e cobertura da terra no sudoeste do estado do Piauí entre 2000 e 2016.	26
Tabela 5. Número de fragmentos estimados para 2000, 2007, 2016 em classes de tamanho no sudoeste do Piauí.	35
Tabela 6. Área total dos fragmentos de vegetação nativa de acordo com classe de tamanho no sudoeste do Piauí.	37
Tabela 7. Índices de forma MSI e MPFD para a vegetação da área no período estudado.	38
Tabela 8. Índice de Densidade de Bordas (m/há) para a área de estudo, entre 2000 e 2016.	41

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da área de estudo na região Sudoeste do estado do Piauí.	19
Figura 2. Cenas dos satélites Landsat 5 e 8 que recobrem a região do Sudoeste do Piauí.	20
Figura 3. Mudança percentual das classes de uso e cobertura do solo na região de estudo nos anos 2000, 2007 e 2016 no sudoeste do Piauí.	27
Figura 4. Uso e cobertura da Terra em 2000, 2007 e 2016 no sudoeste do estado do Piauí.	28
Figura 5. Fragmentação da paisagem em 2016 no sudoeste do Piauí.	30
Figura 6. Mudanças na fragmentação da paisagem natural do sudoeste do Piauí entre 2000 e 2016.	33
Figura 7. Porcentagem de fragmentos pertencentes às classes de vegetação nativa para 2000, 2007 e 2016.	34
Figura 8. Número de fragmentos por classe de tamanho ao longo do período estudado.	36
Figura 9. Tamanho médio (ha) entre 2000 e 2016 para a classe de vegetação na área de estudo.	38
Figura 10. Percentual de área de interior dos fragmentos (TCAI) de vegetação entre 2000 e 2016.	39
Figura 11. Valores de TCA (ha) para a área de estudo entre 2000 e 2016.	40
Figura 12. Valores do índice de total de bordas (m) referentes aos fragmentos de vegetação no período e área de estudo.	40
Figura 13. Valores do índice de proximidade (MNN) para a vegetação no período de tempo estudado.	41

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	10
1.1.	QUESTÕES NORTEADORAS DE ESTUDO	11
2.	OBJETIVOS.....	12
2.1.	Objetivo geral	12
2.2.	Objetivos específicos	12
3.	REVISÃO DE LITERATURA	12
3.1.	Expansão agrícola no Cerrado do Piauí.....	12
3.2.	Uso e cobertura da terra	13
3.2.1.	Classificação Supervisionada	14
3.2.2.	Pós-classificação e acurácia do mapeamento	14
3.3.	Fragmentação florestal.....	15
3.3.1.	Métricas de paisagem	15
3.4.	Sensoriamento Remoto	16
3.5.	Unidades de Conservação do sudoeste do Piauí.....	18
4.	MATERIAIS E MÉTODOS.....	18
4.1.	Localização e caracterização da área de estudo.....	18
4.2.	Base de dados.....	20
4.3.	Classificação do uso e cobertura da terra.....	21
4.4.	Acurácia dos mapeamentos	22
4.5.	Estudo espaço-temporal do uso e cobertura do solo.....	23
4.6.	Estudo da fragmentação florestal.....	23
4.6.1.	Métricas de área, tamanho e densidade	24
4.6.2.	Métricas de forma.....	25
4.6.3.	Métricas de área central e de borda	25
4.6.4.	Métricas de proximidade e isolamento	25
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	26
5.1.	Dinâmica do uso e cobertura da terra	26
5.2.	Estudo da fragmentação da paisagem.....	32
5.2.1.	Métricas de área, tamanho e densidade	34
5.2.2.	Métricas de forma.....	38
5.2.3.	Métricas de área central e borda	39

5.2.4. Métricas de proximidade e isolamento.....	41
6. CONCLUSÃO.....	42
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	43

1. INTRODUÇÃO

O Brasil se destaca no cenário internacional como grande produtor de grãos devido especialmente ao clima, solos favoráveis e à grande quantidade de terras disponíveis para cultivo agrícola (MATOS, 2006). Os estados da Bahia, Maranhão e Piauí são chamados como a “última fronteira agrícola” no nordeste brasileiro, a maior parte coberta originalmente por vegetação típica de Cerrado (SALES, 2003).

Até a década de 70, a vegetação de cerrado no estado do Piauí era explorada apenas com a pecuária e com a agricultura extensiva, considerada de baixo impacto ambiental. A partir da década de 90, iniciou-se a implantação da agricultura mecanizada, principalmente para commodities agrícolas como a soja, o milho, o arroz, o feijão e o algodão. A expansão agrícola ocorreu principalmente nas regiões Sul e Sudoeste do Estado, por serem favorecidas pelo clima estável e pela topografia, composto por grandes platôs, em topos de chapadas (AGUIAR E MONTEIRO, 2005; FUNAGUAS, 2009; REYDON & MONTEIRO, 2009).

O bioma Cerrado é um dos *hotspots* mundiais de biodiversidade, pois apresenta alta proporção de espécies endêmicas (MMA, 2014a) e forma um complexo mosaico de fitofisionomias, incluindo áreas savânicas até áreas florestais (ALMEIDA et al., 2011). Apesar disso, esse bioma tem sido fortemente impactado nas últimas décadas (MMA, 2014a). Segundo o relatório técnico do monitoramento do Cerrado do período 2010-2011, ocorreu a redução de 7.246,67 km² de sua cobertura vegetal nativa (CERQUEIRA, 2015).

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).

O processo de expansão agropecuária no Cerrado das últimas décadas tem resultado em crescente fragmentação da vegetação nativa (MARTINS et al., 2002). A fragmentação do habitat pode gerar redução na diversidade local, seja imediatamente, com a redução da área, ou em longo prazo, pelos efeitos do isolamento (KADMON & PULLIAM, 1993). Essa conversão de habitats contínuos para áreas fragmentadas afeta

também processos ecológicos, como dispersão, polinização e ciclo de nutrientes (HANADA, 2004).

O conhecimento sobre as mudanças da paisagem é importante instrumento de planejamento ambiental, podendo ajudar na conciliação entre conservação e desenvolvimento econômico (MUCHAILH, 2007). Portanto, a análise da fragmentação da paisagem do sudoeste do Piauí conduzida na presente pesquisa teve como propósito avaliar os efeitos da expansão agrícola crescente sobre a área de Cerrado, entendendo melhor a fragmentação da paisagem para subsidiar o planejamento da ocupação e a conservação dos recursos naturais nessa área.

1.1. QUESTÕES NORTEADORAS DE ESTUDO

Ao analisar os processos históricos de ocupação do território piauiense, com ênfase na Mesorregião Sudoeste, Rufo (2013) observou que nas décadas 70 e 80 toda atividade estava relacionada à pecuária extensiva, com prevalência de práticas tradicionais e rudimentares. Nas últimas décadas, essas áreas passaram por intensos processos de ocupação e expansão da agricultura moderna para produção de commodities no Sudoeste do estado Piauí, uma lógica de ocupação de toda uma região conhecida como MAPITOBA. Nesta região, verifica-se que há certo padrão nos grandes projetos de soja, milho e arroz, e a existência de municípios ligados ao agronegócio. A expansão das áreas agrícolas sobre os diversos tipos de vegetação de cerrado pode causar diversos impactos ambientais e na paisagem natural da região. Apesar do intenso processo de expansão agrícola ocorrido nas últimas décadas, ainda não se tem informações espaço-temporais mais detalhadas da ocorrência do desmatamento na região Sudoeste do Piauí. Do mesmo modo, pouco se sabe dos impactos do desmatamento sobre a paisagem daquela região. Diante disso, o presente estudo foi norteado pelas seguintes questões de pesquisa: Qual a área de vegetação nativa desmatada no sudoeste do Piauí entre 2000 e 2016? Onde ocorreram os maiores desmatamentos na região? Quais os principais impactos do desmatamento sobre a paisagem natural da região do sudoeste do Piauí?

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Avaliar a dinâmica espacial e temporal do uso e cobertura da terra no sudoeste do estado do Piauí e os seus efeitos na fragmentação da paisagem entre 2000 e 2016, com base em dados de sensoriamento remoto e técnicas de geoprocessamento.

2.2. Objetivos específicos

- Identificar e quantificar as mudanças no uso e cobertura da terra utilizando dados de sensoriamento remoto e técnicas de geoprocessamento entre 2000 e 2016 no sudoeste do Piauí;
- Identificar as áreas de maior expansão do desmatamento na região estudada;
- Analisar o processo de fragmentação da vegetação nativa decorrentes do desmatamento ocorrido entre 2000 e 2016 no sudoeste do Piauí.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Expansão agrícola no Cerrado do Piauí

O Cerrado é uma savana tropical, que abrange 10 estados brasileiros (Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Tocantins, Maranhão, Bahia, Piauí, Minas Gerais, São Paulo e Paraná) e o Distrito Federal (MMA, 2002). Considerado um *hotspot* mundial de biodiversidade e a mais ameaçada savana tropical do planeta (CARDOSO da SILVA & BATES, 2002), abriga proporções excepcionais de plantas herbáceas endêmicas (44%) e já perdeu mais de 50% de sua cobertura vegetal natural (MITTERMEIER et al., 2004; MYERS et al., 2000).

No estado do Piauí, o Cerrado se estende em áreas de 24 municípios, ocupando 11,8 milhões de hectares, o que corresponde a 46% da área do estado, sendo o 4º do Brasil (5,6% do total do cerrado brasileiro) e o primeiro do Nordeste, conforme a Fundação CEPRO (2015). O Piauí está inserido na região do MATOPIBA, considerada a última fronteira agrícola brasileira, juntamente com os estados do Maranhão, Tocantins e Bahia. Essa região é responsável por grande parte da produção brasileira de fibras e grãos, com destaque para a produção de soja (EMBRAPA, 2018).

A partir dos anos 1970 foram implantados programas governamentais de desenvolvimento do Cerrado, baseados em uso intensivo de tecnologia e capital e no preço baixo das terras, favoráveis à mecanização e que compensavam os investimentos com correção dos solos. Em consequência, em pouco tempo, esse bioma adquiriu grande importância na produção agrícola brasileira (GOMES, 2011).

Entre os principais impactos ambientais resultantes dessa atividade, podemos citar a degradação dos solos, pois grande parte dos solos desse bioma é suscetível à erosão (RIBEIRO, 2009). Segundo Olimpio (2005), o desmatamento verificado em algumas áreas de encostas de chapadas no sudoeste piauiense é um grande problema ambiental, pois a vegetação natural tem a função de proteger as áreas de encostas, além de ajudar na contenção e regulação do fluxo de água. Para Aguiar e Monteiro (2005), o uso e a ocupação do Cerrado estão ocorrendo de forma desordenada e acelerada, sem a devida preocupação com o cumprimento da legislação ambiental, que é um instrumento normativo para a garantia do desenvolvimento com responsabilidade ambiental.

3.2. Uso e cobertura da terra

O mapeamento da cobertura e do uso da terra indica a distribuição geográfica da tipologia de uso, identificada por meio de padrões homogêneos da cobertura terrestre. É o conjunto de operações necessárias à elaboração de uma pesquisa temática que pode ser sintetizada por meio de mapas. Este levantamento retrata as atividades humanas que podem representar impactos ambientais, sendo uma importante ferramenta utilizada em estudos ambientais e socioeconômicos (SANTOS, 2004).

Ao identificar as formas de uso do solo, é necessário caracterizar e quantificar as mesmas, permitindo descrever a situação atual e o histórico de ocupação da área de estudo. 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 vegetação nativa, assoreamento de bacias hidrográficas, e de forma geral, a perda de recursos naturais (PÉRICO & CEMIN, 2006). Dessa forma, obter informações sobre o uso e cobertura da terra no sudoeste do Piauí é uma das ferramentas de manejo, pois permite quantificar as áreas de desmatamento sobre o Cerrado e entender melhor a fragmentação da paisagem (ROSA, 2007).

3.2.1. Classificação Supervisionada

A classificação supervisionada é utilizada quando se tem algum conhecimento prévio sobre as classes na imagem, pois permite 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* bem representativos, em termos de identidade espectral, 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.

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).

3.2.2. Pós-classificação e acurácia do mapeamento

A avaliação da acurácia de mapeamentos é essencial para indicar o grau de confiança no processo de classificação e mapeamento, já que os mapas produzidos fornecem informações importantes para a distribuição de recursos na terra. A matriz de erro ou matriz de confusão representa a acurácia dos 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. (CONGALTON & GREEN, 1999)

Para gerar uma matriz de confusão, a imagem classificada é comparada com a imagem de referência a partir de pontos amostrais aleatórios e a qualidade da classificação é indicada de forma quantitativa. Após a obtenção da matriz de erro, é 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).

Tabela 1. 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).

3.3. Fragmentação florestal

A fragmentação da paisagem é caracterizada 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. Dessa forma, os fragmentos passam a funcionar como ilhas de diversidade cercadas por áreas não florestadas (DEBINSKI & HOLT, 2000).

As principais consequências da fragmentação causadas por ações abióticas são as alterações no microclima (umidade do ar, temperatura, 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 por ações bióticas, pode-se citar a perda da biodiversidade microbiológica do solo, da flora e da fauna, a perda da diversidade genética e alteração da estrutura da vegetação. Assim, podem ocorrer modificações nas relações ecológicas a eliminação de espécies vegetais, polinizadores e dispersores (BORGES et al., 2004)

A fragmentação florestal é 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).

3.3.1. Métricas de paisagem

Para interpretar o impacto das mudanças que ocorrem na paisagem são utilizadas métricas que descrevem a fragmentação e a distribuição espacial de manchas,

calculando para cada classe de cobertura do solo uma variedade de índices a partir de classificações de uso de solo obtidos por meio de dados de satélite (SOUTHWORTH, MUNROE & NAGENDRA, 2004).

As métricas da paisagem são algoritmos que quantificam as características espaciais específicas de manchas, classes de manchas, ou do mosaico inteiro da paisagem (COUTO, 2004). 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 (SLAVIERO, 2007).

Para descrever o nível de fragmentação da paisagem natural na área de estudo, foi utilizado o software ArcGis versão 10.2®, por meio da extensão gratuita *Patch Analyst 2.0* (Analisador de Manchas) desenvolvida por Rempel (2009).

Dentre os recursos computacionais que auxiliam a análise da paisagem, destaca-se a extensão *Path Analyst* do software ArcGis, a 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). Essa extensão quantifica a estrutura da paisagem (padrões espaciais), por meio de índices estatísticos divididos em dois níveis: 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).

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

3.4. Sensoriamento Remoto

O Sensoriamento Remoto (SR) é um conjunto de atividades utilizadas para obter informações sobre um alvo, visando à representação e coleta de dados da superfície terrestre sem a necessidade de um contato direto. A análise de dados adquiridos é feita por meio de sensores (LILLESAND & KIEFER, 1994) alocados em aeronaves ou satélites (SAUSEN, 2000).

Os dados obtidos por sensoriamento remoto e as técnicas de geoprocessamento têm sido cada vez mais utilizados em estudos de monitoramento ambiental, visto que oferecem praticidade, eficiência operacional e qualidade aos estudos realizados (LIMA & FLORENZANO, 2009). É possível coletar diferentes informações em uma única imagem devido ao comportamento diferenciado da matéria ao entrar em contato com ondas eletromagnéticas, pois a radiação solar interage de maneira distinta com cada tipo de alvo, refletindo em diferentes assinaturas espectrais (FIGUEIREDO, 2005).

Landsat 5 TM:

O satélite Landsat foi o primeiro a ser desenvolvido para prover a cobertura quase global da superfície terrestre em base regular e previsível. Consequentemente, os dados adquiridos têm servido como comparação para os novos sensores que foram desenvolvidos posteriormente. Com o tempo, os satélites 4 e 5 passaram a carregar os sensores *Multi-Spectral Scanner* (MSS) e *Thematic Mapper* (TM) e a versão do sensor TM colocada a bordo do satélite Landsat-5 foi lançada em órbita em 1º de março de 1984. Esse foi um dos mais bem-sucedidos sensores de observação dos recursos naturais já desenvolvidos até então (PONZONI et al., 2012).

Em 21 de dezembro de 2012, o *United States Geological Service* (USGS) anunciou que o Landsat 5 seria desativado nos meses seguintes após falhas nos giroscópios do satélite. O satélite Landsat 5 foi desativado em 2013. Para dar continuidade à série Landsat, foi lançado em 11/02/2013 o satélite LDCM (*Landsat Data Continuity Mission*) ou também o 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).

Landsat 8 OLI/TIRS:

O sistema LANDSAT (LAND SATellite), desenvolvido pela NASA, iniciou sua operação em 1972 e foi o primeiro a obter imagens terrestres de forma sistemática de

média resolução. Em fevereiro de 2013, foi lançado o satélite Landat 8, portando o sensor OLI (*Operational Land Imager Sensor*) e TIRS (*Thermal Infrared Sensors*), um sensor infravermelho térmico (NOVO, 2008). Esse satélite está a 705 km de altitude da Terra, tem resolução temporal de 16 dias e coleta dados de onda nas bandas espectrais infravermelhas visíveis, infravermelho próximo e curtas, bem como uma banda pancromática.

3.5. Unidades de Conservação do sudoeste do Piauí

Segundo o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), criado pela lei 9.985, de 18 de julho de 2000, unidades de conservação são espaços territoriais que têm seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais legalmente instituídos pelo Poder Público. Tem-se como objetivo conservar esses recursos naturais, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção.

As Unidades de Conservação são divididas em dois grupos, o das Unidades de Proteção Integral, que objetivam preservar a natureza, permitindo apenas o uso indireto dos seus recursos naturais, e as Unidades de Uso Sustentável, que têm como objetivo compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais, permitindo as atividades de coleta e uso dos recursos naturais que mantenham constantes os recursos ambientais renováveis e processos ecológicos (SNUC, 2000).

O sudoeste do Piauí possui três Unidades de Conversação de Proteção Integral, o Parque Nacional Serra das Confusões, o Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba e a Estação Ecológica de Uruçuí-Una. O primeiro parque ocupa uma área de 823.854,54 há e foi criado em 1998. Já o segundo parque tem extensão territorial de 724.324,61 há e foi criado em 2002. A ESEC de Uruçuí-Una possui área de 135.120,46 há e é a mais antiga da região, criada em 1981.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Localização e caracterização da área de estudo

A área selecionada para o presente estudo ocupa 5.713.371,45 milhões de hectares e está localizada nas regiões Sul/Sudoeste do estado do Piauí (Figura 1), onde está concentrada a maior parte da exploração do Cerrado para fins agrícolas. Essa área compreende parte dos municípios piauienses: Baixa Grande do Ribeiro, Barreiras do

Piauí, Bom Jesus, Corrente, Cristalândia do Piauí, Currais, Gilbués, Monte Alegre do Piauí, Palmeira do Piauí, Parnaçuá, Ribeiro Golçalves, Santa Filomena, Santa Luz, São Gonçalo do Gurguéia, Sebastião Barros, Sebastião Leal e Uruçuí.



Figura 1. Localização da área de estudo na região Sudoeste do estado do Piauí.

A economia da região se baseia no cultivo de grãos. O relevo dessa área é constituído por platôs, contornados por escarpas íngremes. De maneira geral, a estrutura fundiária predominante é de grandes propriedades. É caracterizada por grande variedade de tipos de solos. Nos relevos aplanados predominam os tipos latossólicos, com predomínio do Latossolo Vermelho-amarelo e do Latossolo Vermelho. Em áreas com forte inclinação das vertentes, há ocorrência de Cambissolo, Neossolo litólico e solos com horizontes B textural (EMBRAPA, 2012).

O clima da região é tropical e semiárido, onde a precipitação é um dos fatores críticos para a agricultura. Além disso, os cenários futuros do IPCC (Painel Internacional de Mudanças Climáticas) preveem a redução média de 15% da precipitação na região de estudo nos próximos 20 anos (IPCC, 2014).

4.2. Base de dados

Para o mapeamento do uso e cobertura da terra da região de estudo foram utilizadas imagens dos satélites Landsat-5 e 8, sensores TM (*Thematic Mapper*) e OLI (*Operational Land Imager*), respectivamente, com resolução espacial de 30 metros, para os anos de 2000, 2007 e 2016. As imagens foram obtidas por meio da base de dados do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS), entre os meses de julho, agosto e setembro, época em que há menor quantidade de nuvens na região. As cenas Landsat utilizadas no presente estudo estão descritas na Figura 2 e Tabela 2, respectivamente.



Figura 2. Cenas dos satélites Landsat 5 e 8 que recobrem a região do Sudoeste do Piauí.

Tabela 2. Imagens dos satélites utilizadas para a classificação do uso e cobertura da terra em 2000, 2007 e 2016.

	Ano	Path/row	Data
Landsat-5 / TM	2000	219/65-67	12/08/2000
		220/65-67	19/08/2000
		220/66-67	26/08/2000
		221/65-66	09/07/2000
Landsat-5 / TM	2007	219/65-67	01/09/2007
		220/65-67	07/08/2007
		220/66-67	30/08/2007
		221/65-66	21/08/2007
Landsat-8 / OLI	2016	219/65-67	08/08/2016
		220/65-67	14/07/2016
		220/66-67	06/08/2016
		221/65-66	28/07/2016

Inicialmente, as imagens foram corrigidas radiometricamente a partir de sua conversão em Número Digital para Reflectância no topo da atmosfera. Posteriormente, as imagens foram georreferenciadas no sistema de projeção UTM, zona 23S e Datum WGS-84. As correções geométricas foram feitas tomando como base a cena 220/66 obtida no site *USGS Global Visualization Viewer*, a fim de calibrar as imagens, reduzir as distorções geométricas sistemáticas, garantindo assim a fidelidade no estudo espaço-temporal.

4.3. Classificação do uso e cobertura da terra

Na presente pesquisa foram utilizados os dados do mapeamento das mudanças no uso e cobertura da terra produzidos por Mendes (2018) para toda a região do MATOPIBA. O mapeamento de Mendes (2018) foi ajustado e recortado para o limite da área deste estudo, que incluiu o sudoeste do estado do Piauí.

Em seu estudo, Mendes (2018) conduziu inspeção visual das imagens Landsat que recobrem a região do MATOPIBA, identificando cada tipo de uso e cobertura da terra por meio da interpretação de elementos como textura, forma, tamanho, sombra e padrão de relevo. Em sua pesquisa, Mendes (2018) utilizou as bandas de 1 a 5 e 7 (composição 5(R) 4(G) 3(B)) do Landsat 5/TM e as bandas 2 a 7 (composição 6(R) 5(G) 4(B)) do Landsat 8/OLI, para definir as seguintes classes de uso e cobertura da terra: Cerrado, Solo exposto, Mata ciliar/galeria, Água, Queimadas, Agricultura e Sombras.

Subsequentemente, as imagens multiespectrais dos satélites foram transformadas utilizando Análise dos Componentes Principais (ACP), para obter novas imagens mais nítidas da área de estudo, que foram utilizadas como entrada de dados para uma classificação supervisionada.

Mendes (2018) aplicou a classificação supervisionada usando assinaturas espectrais extraídas de amostras (entre 40 a 70 polígonos) de cada classe de interesse nas imagens dos Componentes Principais. Por fim, utilizou o algoritmo de Máxima Verossimilhança (*Maximum Likelihood*) para classificar cada mosaico da ACP. Para eliminar ruídos na classificação, foi aplicado o filtro “*Majority*”, com janela 5 x 5 pixels. Depois que a classificação de uso do solo foi ajustada ao limite da área de estudo do presente trabalho, a estimativa da área total de cada classe de uso e cobertura da terra foi feita de forma indireta, a partir da contagem de pixels de cada classe multiplicado pela área efetiva de cada pixel (900 m²).

4.4. Acurácia dos mapeamentos

Para avaliar a acurácia do mapeamento do uso e cobertura da terra, Mendes (2018) utilizou imagens do satélite RapidEye, com resolução espacial de 10 metros, do ano de 2016. Foi gerada uma Matriz de Confusão para comparar 100 pontos amostrais aleatórios da classificação com a cena RapidEye de melhor resolução espacial. Por fim, Mendes (2018) estimou a acurácia total, acurácia do produtor, acurácia do usuário e o Índice *Kappa*. Este índice indica o desempenho do classificador, retratando o grau de concordância dos dados, gerando um aspecto de confiabilidade e precisão dos dados classificados (PERROCA E GAIDZINSKI, 2003). Mendes (2018) utilizou a tabela proposta por (Landis e Koch, 1977) para classificar o índice *Kappa*, que pode variar de péssimo a excelente.

Em seu estudo, a autora encontrou 82% de acurácia global e, de modo geral, a classificação do uso e cobertura da terra para a área de estudo foi considerada boa, com valor do índice *Kappa* de 0,43. Os resultados encontrados por Mendes (2018) indicam que a classe com maior erro (50%) de comissão (relacionado à acurácia do usuário) foi a classe de queimadas. O maior erro (36,4%) de omissão (relacionado à acurácia do produtor) foi estimado para a classe solo exposto.

4.5. Estudo espaço-temporal do uso e cobertura do solo

A partir da quantificação de cobertura vegetal nos anos de 2000, 2007 e 2016 foi feita a análise temporal das mudanças do uso e cobertura da terra. Primeiramente a análise foi feita com todas as sete classes determinadas na classificação (queimadas, água, sombra, cerrado, solo exposto, agricultura e mata ciliar). Posteriormente, as classes foram reclassificadas para somente duas classes, vegetação (Cerrado e mata ciliar) e não vegetação (queimadas, água, sombra, solo exposto e agricultura). Os dados do uso e cobertura reclassificados foram utilizados para a análise da fragmentação da vegetação natural, descrita a seguir.

4.6. Estudo da fragmentação florestal

A análise da fragmentação foi conduzida a partir dos mapas temáticos de uso do solo produzidos para os anos 2000, 2007 e 2016. Para esta etapa de estudo, as classes originais de uso e cobertura da terra foram reclassificadas (agrupadas) em duas classes, sendo paisagem natural (Cerrado, Mata Ciliar, Corpos d'água e Sombra) e paisagem antrópica (Áreas queimadas, Solo exposto, Agricultura), e o enfoque da análise de fragmentação foi para a paisagem natural.

Para descrever o nível de fragmentação da paisagem natural na área de estudo, foi utilizado o software ArcGis versão 10.2®, usando a extensão gratuita *Patch Analyst* 2.0 (Analisador de Manchas) desenvolvida por Rempel (2009). Esta extensão constitui um conjunto de ferramentas que quantifica a estrutura da paisagem (padrões espaciais), por meio de índices estatísticos divididos em dois níveis: 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).

De acordo com os índices disponibilizados pela extensão do *Path Analyst* e com a análise de manchas de apenas uma classe (paisagem natural), foram avaliadas as seguintes categorias de índices: métricas de área, métricas de densidade e tamanho, métricas de borda, métricas de forma, métricas de área central e bordas e métricas de proximidade (MCGARIL & MARKS, 1995) (Tabela 3).

Tabela 3. Métricas de paisagem utilizadas no estudo de fragmentação da vegetação do sudoeste do Piauí entre 2000 e 2016.

Categoria	Métrica	Sigla	Unidade
Área	Área da classe	CA	Hectares (ha)
Densidade e tamanho	Número de fragmentos	NumP	Adimensional
	Porcentagem de fragmentos	ZLAND	%
	Tamanho médio dos fragmentos	MPS	Hectares (ha)
Forma	Índice médio de forma	MSI	Adimensional
	Dimensão fractal média	MPFD	Adimensional
Área central e de borda	Total de áreas de interior	TCA	Adimensional
	Porcentagem de áreas de interior	TCAI	%
	Total de bordas	TE	Metros (m)
	Densidade de bordas	ED	Metros/hectare (m/ha)
Proximidade e isolamento	Distância média do vizinho mais próximo	MNN	Adimensional

Os mapas de uso da terra, para cada ano (2000, 2007 e 2016), foram convertidos do formato vetorial para *raster* para análise de algumas métricas adicionais. Utilizou-se a distância de *buffer* para o efeito de borda de 100 m para o cálculo das métricas de área central. Essa distância foi escolhida de acordo com Pirovani (2010), pois verificou-se que seria indicada uma distância máxima de 100 metros para a realização de estudos com simulações de faixa de borda, já que valores acima deste eliminariam por completo a área central de fragmentos pequenos, os quais predominam no entorno da área de estudo.

4.6.1. Métricas de área, tamanho e densidade

Considerando a paisagem natural como a classe de uso do solo em estudo, foi calculado, para cada ano, o número total de manchas (NumP), que mede a quantidade de fragmentos para esse tipo de classe, indicando a sua fragmentação. Estimou-se também o índice de área total da classe (CA), que representa a soma de todas as manchas da classe; a porcentagem de fragmentos de mesma classe na paisagem (ZLAND) e o tamanho médio dos fragmentos (MPS).

As métricas de área tamanho e densidade são consideradas a base do conhecimento da paisagem. Por meio delas é possível obter outras métricas que são úteis para estudos ecológicos, uma vez que a riqueza e abundância de certas espécies dependem das dimensões dos fragmentos da paisagem para existir (VOLOTÃO, 1998).

4.6.2. Métricas de forma

A forma dos fragmentos foi mensurada utilizando duas métricas em nível de classe: Índice médio de forma (MSI) dos fragmentos que expressa o quanto a mancha é próxima de um círculo, sendo que quanto mais próximo de 1 for o valor, mais circular é a mancha e mais protegido pode estar o fragmento. Estimou-se também a dimensão fractal média da mancha (MPFD) 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).

4.6.3 Métricas de área central e de borda

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 foram considerados 90 metros de distância de borda. Esta distância foi utilizada devido ao tamanho de pixel da imagem (de 30m), utilizado em métricas em nível de classe. Estimou-se o índice de áreas de interior (TCAI), que representa o percentual de área de interior dos fragmentos de classe e o total das áreas de interior (TCA), que soma todas as áreas de interior dos fragmentos.

Para estimar as bordas dos fragmentos foram utilizados dois índices: total de bordas (TE), que expressa a soma em metros dos perímetros das bordas de todos os fragmentos da classe estudada; densidade de bordas (ED), que corresponde ao perímetro total das bordas dos fragmentos em relação à área total da paisagem, expresso em m/ha.

4.6.4. 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 distância média do vizinho mais próximo (MNN), adimensional, variando de zero ao infinito e pode ser utilizado como valor comparativo.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Dinâmica do uso e cobertura da terra

Houve um incremento de 10,1% de desmatamento na área de estudo entre 2000 e 2016, que corresponde a um aumento de aproximadamente 500 mil hectares convertidos para agricultura e solos expostos até 2016. A expansão da agricultura ocorreu essencialmente sobre áreas de Cerrado e Mata Ciliar que elevou as áreas de uso agrícola e pecuário na região de estudo para mais de 400 mil hectares em 2016 (Tabela 4).

Tabela 4. Mudança do uso e cobertura da terra no sudoeste do estado do Piauí entre 2000 e 2016.

Classes de Uso e Cobertura da Terra	2000		2007		2016	
	ha	%	ha	%	ha	%
Queimadas	139.644,81	2,4	242.383,41	4,2	29.097,72	0,5
Água	10.362,06	0,2	7.706,61	0,1	5.940,54	0,1
Sombra	66.559,95	1,2	102.166,29	1,8	112.165,47	2,0
Cerrado	4170276,45	73,0	3.771.518,13	66,0	3.653.226,54	63,9
Solo exposto	62.830,26	1,1	207.397,08	3,6	164.912,04	2,9
Agricultura	905.334,03	15,8	1.237.840,11	21,7	1.377.877,95	24,1
Mata Ciliar	358.363,89	6,3	144.359,82	2,5	370.151,19	6,5

As áreas de matas ciliares foram substancialmente afetadas (3,8% da área de estudo) pelo desmatamento no período de 2000 a 2007, e posteriormente, as áreas dessa classe passaram de 2,5% para 6,5% da paisagem. O aumento na área de matas ciliares em 2016 pode ser explicado pela confusão com a classe de sombras, que nesse ano estava muito ligada à áreas de encostas e próximas a rios. A remoção da vegetação natural próxima às margens de rios afeta o equilíbrio de vários ecossistemas, pode acelerar o processo de erosão natural, reduzir a proteção natural contra enchentes e, como consequência, causar o assoreamento de recursos hídricos naturais ou artificiais (BARBOSA et al., 2014).

Observou-se que o fogo afetou mais áreas em 2000 e 2007 do que em 2016, sendo que em 2007 foi observada a maior área queimada (aproximadamente 250 mil

hectares), equivalente a 4,2% da área de estudo (Tabela 4). Este resultado indica que as condições climáticas variáveis anualmente, aliadas às mudanças no uso da terra, são os principais fatores que influenciam a propagação do fogo na região de estudo.

As áreas de solos expostos aumentaram 2,5% e 1,8% em 2007 e 2016, respectivamente (Tabela 4), comparadas com as áreas de solo exposto observadas em 2000. O aumento das áreas de solos expostos pode estar relacionado a ampliação das áreas de cultivos agrícolas mecanizados, especialmente durante o período de preparação do solo para o plantio (RUFO, 2013).

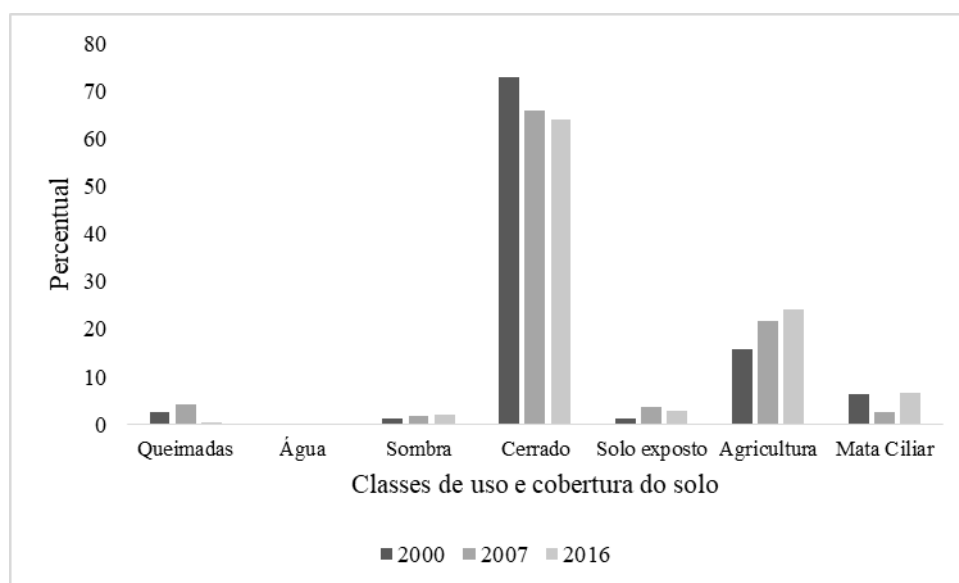


Figura 3. Mudança percentual das classes de uso e cobertura do solo na região de estudo nos anos 2000, 2007 e 2016 no sudoeste do Piauí.

O sudoeste do Piauí está entre as maiores áreas agrícolas observadas por de Mendes (2018). Segundo dados do Banco de Dados de queimadas do INPE, foram registrados focos de incêndio na região de estudo em todos os anos avaliados, sendo que a ocorrência de fogo se concentrou em áreas com predominância de vegetação nativa (Figura 4). Esse quadro degradante e preocupante é resultado da deficiência da fiscalização e monitoramento ambiental, associada aos efeitos do clima e aos aspectos econômicos da região, que agravam ainda mais o cenário de incêndios nos biomas considerados de extrema importância (AGUIAR, 2005).

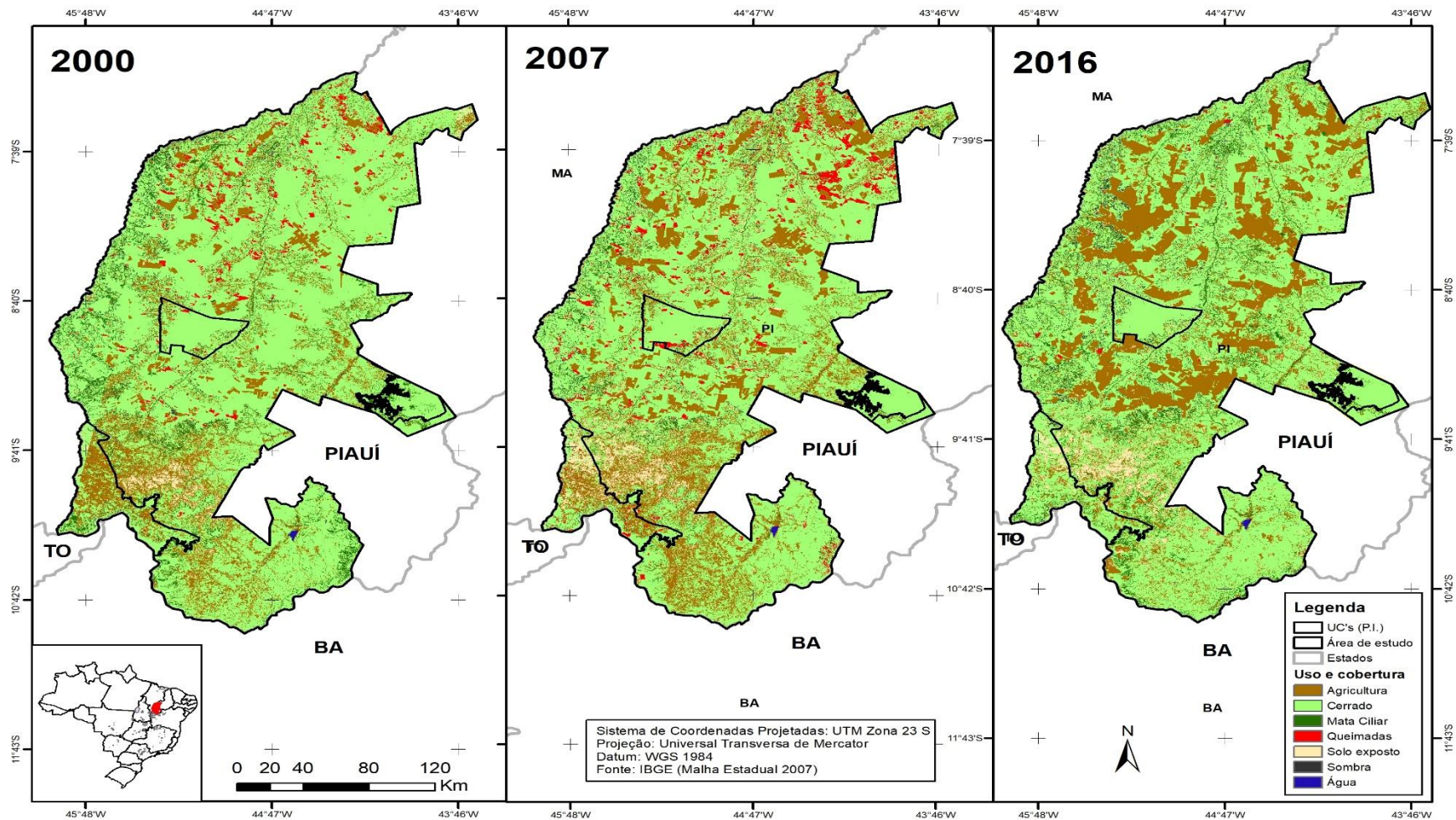


Figura 4. Uso e cobertura da Terra em 2000, 2007 e 2016 no sudoeste do estado do Piauí.

Rufo (2013), ao analisar os processos históricos de ocupação do território piauiense, com ênfase na Mesorregião Sudoeste, observou que inicialmente tudo estava relacionado à pecuária extensiva, com a prevalência de práticas tradicionais. No entanto, atualmente essas áreas vêm passando por intensos processos de ocupação e expansão das áreas de agricultura moderna do estado Piauí, o que confirma a lógica de ocupação e expansão agrícola na área conhecida como região do MAPITOBA, havendo certa continuidade e simetria nos grandes projetos de soja e existência de municípios ligados ao agronegócio. Ainda de acordo com Rufo (2013), os municípios de Correntina, Cristalândia do Piauí e Parnaçuá estavam entre os maiores produtores de grãos do sudoeste piauiense, com culturas agrícolas principalmente de soja, milho e arroz em 2015.

Na região do oeste do Piauí a agricultura avançou 474.209.83 hectares sobre a vegetação do cerrado entre 2000 e 2016. Essa ocupação homogênea da região ocorreu, de acordo com MONTEIRO (2002), devido às condições favoráveis do ponto de vista morfológico, climático, de recursos hídricos e vegetação.

O desmatamento verificado em algumas áreas de encostas de chapadas no sudoeste piauiense é uma grande problemática, pois a vegetação está diretamente relacionada à função de proteger as áreas de encostas, além de ajudar na contenção e regulação do fluxo de água (OLIMPIO, 2005). A rápida transformação econômica e ambiental da região deve ser devidamente considerada, pois a expansão da produção agrícola tem várias implicações socioambientais para as regiões impactadas. As crescentes mudanças no uso da terra requerem, portanto, o alerta para criação de políticas públicas na região que protejam as áreas de vegetação nativa remanescente no entorno das unidades de conservação já existentes a fim de garantir a manutenção da biodiversidade do bioma (MENDES, 2018).

Mudanças no uso da terra x Unidades de Conservação

A partir dos resultados deste estudo, observa-se que houve aumento de fragmentos de vegetação nativa nas proximidades das estradas principais e em áreas fora dos limites de Unidades de Conservação localizadas no sudoeste do estado do Piauí (Figura 13). Isso ocorreu porque a presença das estradas facilita o acesso e escoamento da produção agrícola, garantindo melhores condições de transporte e competitividade aos produtores rurais.

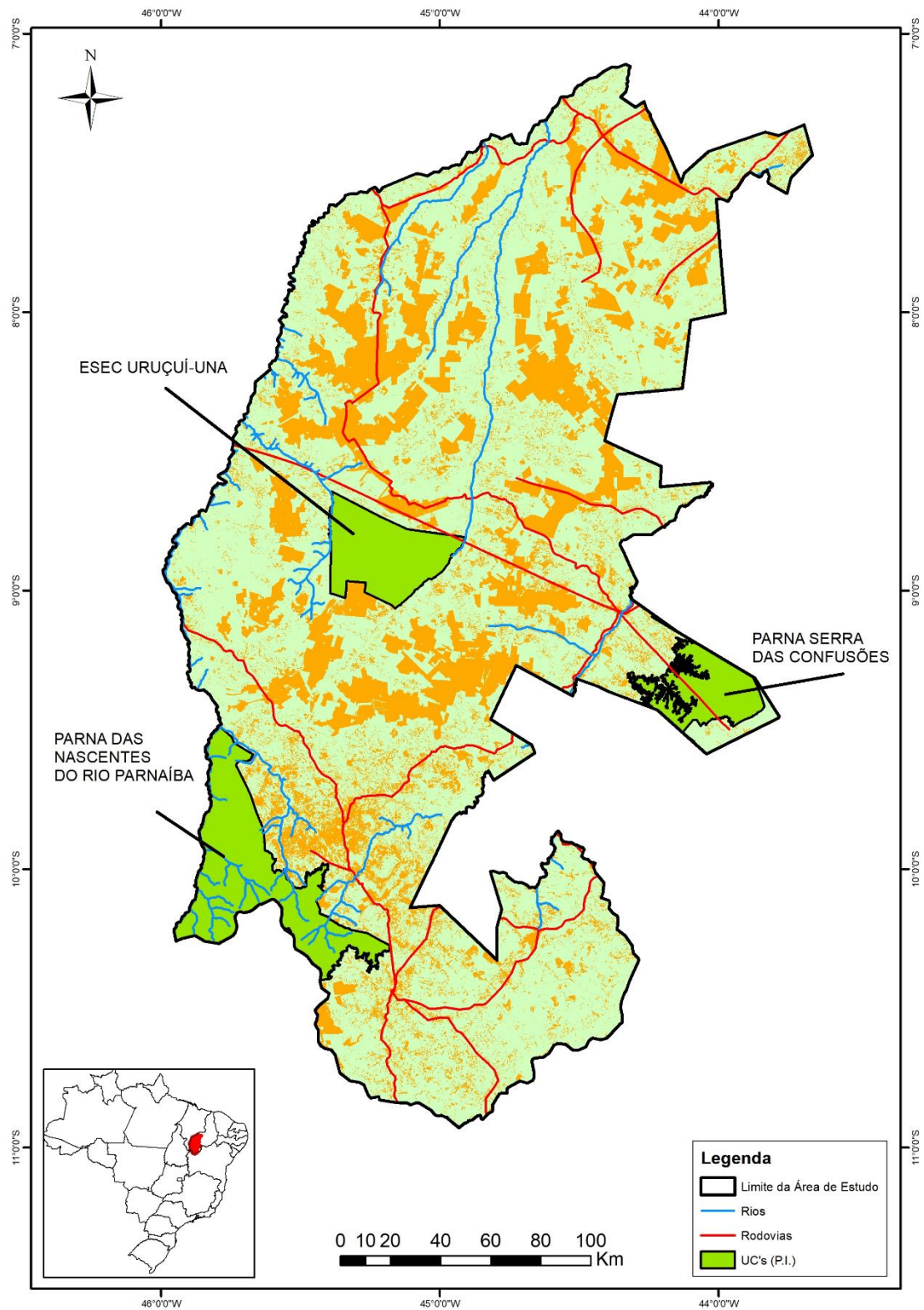


Figura 5. Fragmentação da paisagem em 2016 no sudoeste do Piauí.

Quanto às Unidades de Conservação presentes na área, observou-se que durante o período analisado, o Parque Nacional da Serra das Confusões e a Estação Ecológica

de Uruçuí-Una foram os que menos apresentaram mudanças na cobertura da terra. O parque, criado em 1998, compreende mais de 800 mil hectares (LIMA, 2008) e a estação ecológica, criada em 1981, abriga mais de 135 mil hectares (ZACHER, 2001), sendo ambos administrados pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio. A principal pressão antrópica sobre o Parque Nacional da Serra das Confusões é a caça ilegal, enquanto que na Estação Ecológica de Uruçuí-Una, o desmatamento e as queimadas em áreas próximas aos limites da unidade são as principais ameaças (MMA, 2018; ICMBio, 2018).

Já o Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba (PNNRP), criado mais tardiamente (2002), ocupa área de mais de 700 mil hectares e mostrou grandes alterações no uso e cobertura da terra, principalmente em 2007 (Figura 5). Esse fato pode ser explicado porque o parque não possuía plano de manejo e Conselho Consultivo até 2014, o que facilitou ameaças antrópicas às áreas da unidade de conservação. Os principais problemas que o parque enfrentou antes da criação do seu Plano de Manejo foi a intensa irregularidade fundiária, utilização do fogo de forma clandestina, extração de madeira e caças ilegais. Entretanto, atualmente o PNNRP ainda enfrenta problemas relacionados a queimadas, desmatamento e caça predatória, e a falta de recursos financeiros e humanos tem dificultado a execução de medidas necessárias para a efetiva proteção do parque (ICMBio, 2018).

O objetivo específico de criação do Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba se baseou em suas características ambientais. Este Parque abriga as nascentes do rio e contém cinco quedas d'água que são originadas de vários rios. As nascentes do Rio Parnaíba conformam a segunda maior bacia hidrográfica do Nordeste, ameaçada pelo processo de ocupação da área e da utilização desordenada dos seus recursos naturais. Este rio banha 50 cidades nordestinas e sua extensão de 1.750 km. Assim, é provável que a redução da fragmentação nas áreas de vegetação nativa dentro deste Parque em 2016 foi resultado da conclusão de seu Plano de Manejo e da ampliação de sua área em mais 20 mil hectares, que abrangia regiões em diferentes níveis de recuperação (MMA, 2018). Porém, a região continua com alta pressão antrópica para ampliação das áreas agrícolas, que deve ser considerada apropriadamente para evitar problemas futuros.

5.2. Estudo da fragmentação da paisagem

A partir da reclassificação das classes originais de uso e cobertura da terra em duas novas classes (vegetação/paisagem natural e não vegetação/paisagem antrópica), foram gerados os mapas que caracterizam a fragmentação da paisagem natural da área de estudo (Figura 6).

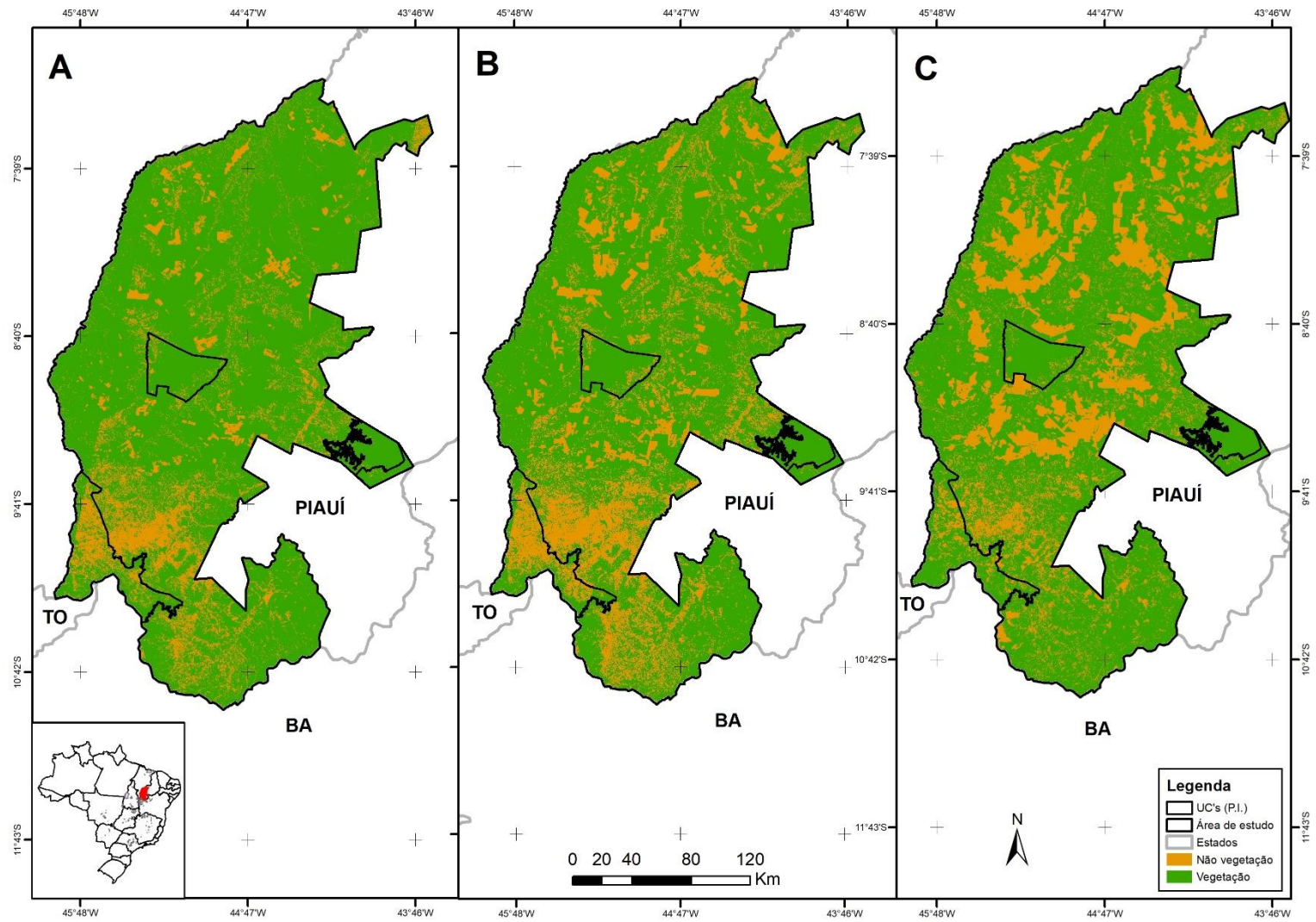


Figura 6. Mudanças na fragmentação da paisagem natural do sudoeste do Piauí entre 2000 e 2016

5.2.1. Métricas de área, tamanho e densidade

A matriz da paisagem na área de estudo é predominantemente composta por Cerrado e os resultados das métricas de área e densidade indicam a redução na porcentagem de fragmentos de vegetação - ZLAND (Figura 7) ao longo do período de estudo, passando de 82,9% para 72,9% de 2000 para 2016, respectivamente. Em termos de índice de área total da classe (CA), que representa a soma de todas as manchas da classe de vegetação natural foram reduzidas de 4.734.797,76 ha para 4.164.729,12 ha, no período desta análise.

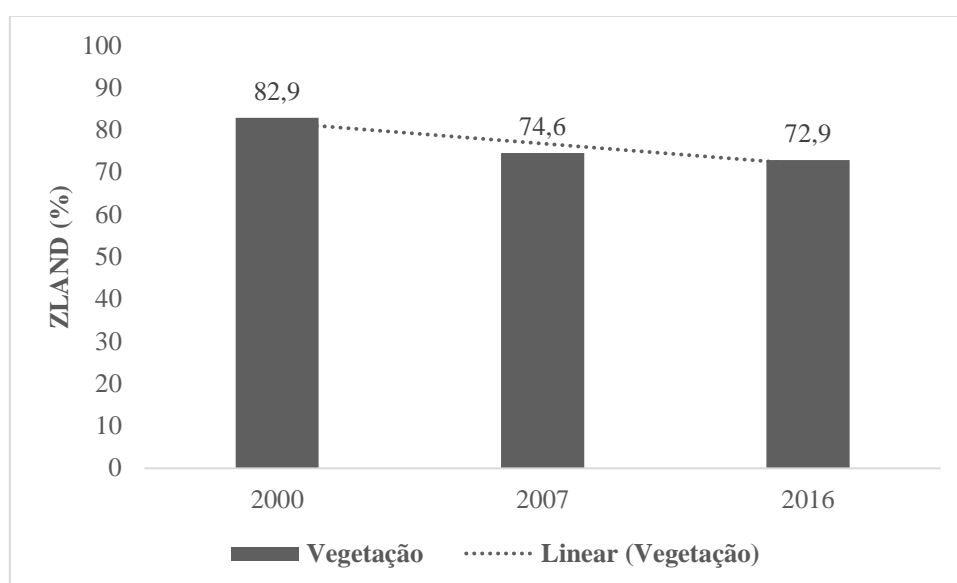


Figura 7. Porcentagem de fragmentos pertencentes às classes de vegetação nativa para 2000, 2007 e 2016.

Segundo ROCHA et al. (2011), o desmatamento no Cerrado está relacionado ao fato de que o sudoeste do Piauí faz parte das novas fronteiras agropecuárias, em que a supressão da vegetação é facilitada pelas condições de relevo, que facilitam a mecanização. O boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, elaborado pela Embrapa (2011), que analisou alguns municípios do oeste do estado, identificou que entre 2005 e 2010 parte da vegetação nativa foi desmatada em decorrência do rápido desenvolvimento agrícola. Além disso, AGUIAR (2014) observou que a porcentagem da paisagem ocupada pela vegetação natural (métrica ZLAND) apresentou tendência de redução até 2050 em três cenários (otimista, pessimista e tendencial) projetados para a região do MATOPIBA.

A perda de ambientes naturais, principalmente pela supressão da vegetação nativa frente à expansão dos cultivos agrícolas resulta em ambientes fragmentados com baixa diversidade de habitat natural (FAHRIG, 2001). Estes fragmentos geralmente são isolados, não havendo conectividade entre eles, impedindo ou diminuindo o fluxo de animais, pólen ou sementes, interrompendo as possibilidades de manutenção da vida animal e vegetal nestes locais (BATISTA et al, 2007).

A fragmentação da paisagem ameaça não somente a biodiversidade do Cerrado, mas também a recarga dos rios, pois a retirada da vegetação interfere na capacidade do solo de infiltrar água. A implantação da agropecuária, juntamente com a devastação das matas ciliares, provoca o desaparecimento das veredas, o assoreamento e a intermitência de cursos d'água (LAGE et al., 2008).

O número de fragmentos de uma determinada classe é uma medida do grau de fragmentação da mesma (MARQUES, 2004). A partir dos resultados deste estudo, estimou-se 16.310, 22.783 e 11.009 fragmentos florestais dentro da área de estudo em 2000, 2007 e 2016, respectivamente (Tabela 5).

Tabela 5. Número de fragmentos estimados para 2000, 2007, 2016 em classes de tamanho no sudoeste do Piauí.

Classes de tamanho	2000	%	2007	%	2016	%
Muito pequeno (< 1 ha)	8.165	50,1	11.587	50,9	5.598	50,8
Pequeno (1 - 5 ha)	5.357	32,8	7.335	32,2	3.659	33,2
Médio (5 - 50 ha)	2.386	14,6	3.330	14,6	1.500	13,6
Grande (50 - 1000 ha)	361	2,2	492	2,2	217	2,0
Muito grande (> 1000 ha)	41	0,3	39	0,2	35	0,3
TODOS (0 a 1000 ha)	16.310	100	22.783	100	11.009	100

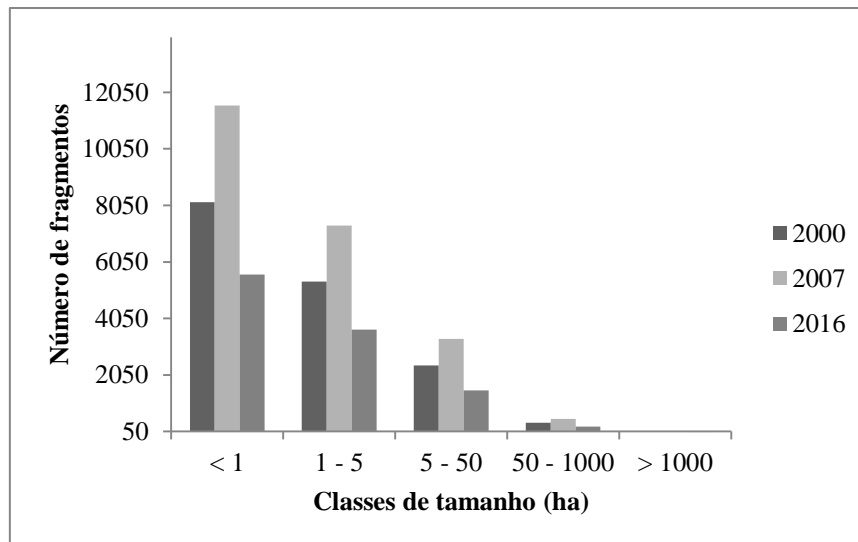


Figura 8. Número de fragmentos por classe de tamanho ao longo do período estudado.

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). Como pode ser visto na Figura 8, os valores dos índices de números de fragmentos (NumP) estimados para a área de estudo indicam que os fragmentos muito pequenos (< 1 hectare) aumentaram entre 2000 e 2007. E, no período seguinte (2007 a 2016), os pequenos fragmentos diminuíram. Do mesmo modo, observou-se um comportamento parecido com as demais classes de tamanho médio de vegetação.

Ou seja, num primeiro momento (2000 a 2007) o processo de desmatamento causou o aumento da fragmentação na vegetação nativa e, no segundo momento (2007 a 2016), levou ao desmatamento dos pequenos fragmentos de vegetação nativa remanescentes na região. Desta forma, o número de manchas aumenta em 2007, em vista da constante degradação da paisagem natural, e diminui em 2016, com o desmatamento desses fragmentos. Observou-se ainda que, até 2016 houve predomínio do número de fragmentos pequenos e muito pequenos na área, somando 84% do total. Isto indica que a paisagem natural remanescente continua bastante fragmentada e vulnerável ao desmatamento se persistir no futuro a tendência de desmatamento de pequenos fragmentos na área de estudo,

Os fragmentos pequenos têm a função de ligação entre grandes áreas, atuando como refúgio para espécies que requerem ambientes particulares que só ocorrem nessas áreas (CERQUEIRA, 2016). Porém, o principal problema destes fragmentos é que eles estão mais sujeitos ao efeito de borda (PIROVANI et al., 2014). Já os fragmentos

grandes são importantes para a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala (FORMAN E GODRON, 1986).

Tabela 6. Área total dos fragmentos de vegetação nativa de acordo com classe de tamanho no sudoeste do Piauí.

Classes de tamanho	2000 (ha)	%	2007 (ha)	%	2016 (ha)	%
< 1	7.868,55	0,2	11.223,81	0,3	5.351,48	0,1
1 - 5	12.856,67	0,3	17.730,19	0,4	8.515,97	0,2
5 - 50	33.093,67	0,7	47.804,14	1,1	20.650,06	0,5
50 - 1000	62.835,41	1,3	78.708,77	1,8	35.494,26	0,8
>1000	4.644.349,33	97,5	4.122.248,20	96,4	4.124.709,13	98,3

Observou-se, a partir da estimativa da porcentagem da área total que cada classe de tamanho ocupa, que os fragmentos maiores ocupam a maior parte da área de estudo, caracterizando assim a matriz da paisagem (Tabela 6). De modo geral, paisagens muito fragmentadas apresentam a distribuição dos fragmentos por classe de tamanho em “J” invertido, ou seja, muitos fragmentos pertencem às primeiras classes de distribuição, mas ocupam poucas áreas da paisagem (RIBEIRO et al., 2009). A predominância de grandes fragmentos de vegetação nativa é um fator ambiental positivo, mas existe a preocupação de manter a conexão entre esses fragmentos, especialmente com a formação de corredores ecológicos.

O tamanho médio dos fragmentos (MPS) da classe vegetação diminuiu em 2007, passando de 693,54 para 419,79 ha, e aumentou em 2016, atingindo 973 ha (Figura 9). A diminuição do tamanho médio dos fragmentos está inversamente relacionado número de fragmentos. Tal resultado pode ser explicado pelo aumento do desmatamento, responsável pela destruição de vários pequenos fragmentos de vegetação nativa remanescente. (MCGARIGAL et al., 2002).

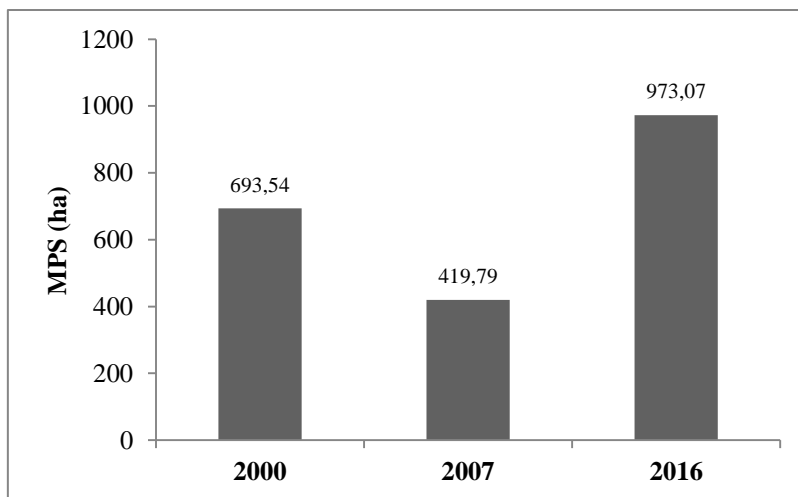


Figura 9. Tamanho médio (ha) entre 2000 e 2016 para a classe de vegetação na área de estudo.

5.2.2. Métricas de forma

Os valores de índice médio de forma (MSI) encontrados para os fragmentos de vegetação da área de estudo estão próximos de 1, o que indica que esses fragmentos têm forma próxima a um círculo. Os resultados do índice de dimensão fractal média (MPFD) encontrados para a área deste estudo estão próximos a 1,0, que indica que a paisagem possui fragmentos de forma mais regulares e simples (CALEGARI et al., 2010). Os resultados de ambos os índices não apresentaram alterações expressivas ao longo dos anos avaliados (Tabela 7).

Tabela 7. Índices de forma MSI e MPFD para a vegetação da área no período estudado.

Índice de forma	2000	2007	2016
MSI	1,25	1,25	1,23
MPDF	1,03	1,03	1,03

Fragmentos de vegetação nativa que têm forma simples, próxima a circular, são menos suscetíveis ao efeito de borda (MCGARIGAL, 2015). Nos estudos de Aguiar (2014) foram encontrados valores desses índices próximos de 1 para toda a região do MATOPIBA, semelhante ao presente estudo. Além disso, o estudo desse autor também confirmou esse resultado como estimativa para a mesma área até 2050.

As métricas de forma permitem planejamentos regionais. Por exemplo, fragmentos alongados são relativamente importantes no que diz respeito à formação dos corredores ecológicos, pois garantem a conectividade entre os fragmentos florestais,

permitindo o fluxo genético, de matéria e o deslocamento da fauna (SMANIOTTO, 2007).

5.2.3. Métricas de área central e borda

A área central indica melhor a qualidade dos fragmentos do que sua área total (MCGARIGAL et al., 2002). Valores maiores de área central indicam uma melhor qualidade da paisagem, já que corresponde a área total do habitat preservado dentro dos fragmentos (CALEGARI, L. et al., 2010). Para análise das características referentes à área central neste estudo, foi considerado 90 metros de distância de borda, pois valores acima deste levam a uma redução significativa nos valores dessas métricas tornando a porcentagem de área central insignificante (PIROVANI, 2010).

No presente estudo, o percentual da área central (TCAI) apresentou uma queda e posterior aumento, passando de 84,37% para 81,54% entre 2000 e 2007 e para 82,49% em 2016 (Figura 10). O aumento da área núcleo entre 2007 e 2016 é o resultado do processo de desmatamento dos pequenos fragmentos (com menores áreas núcleos), prevalecendo como remanescentes de vegetação natural a área núcleo dos fragmentos maiores.

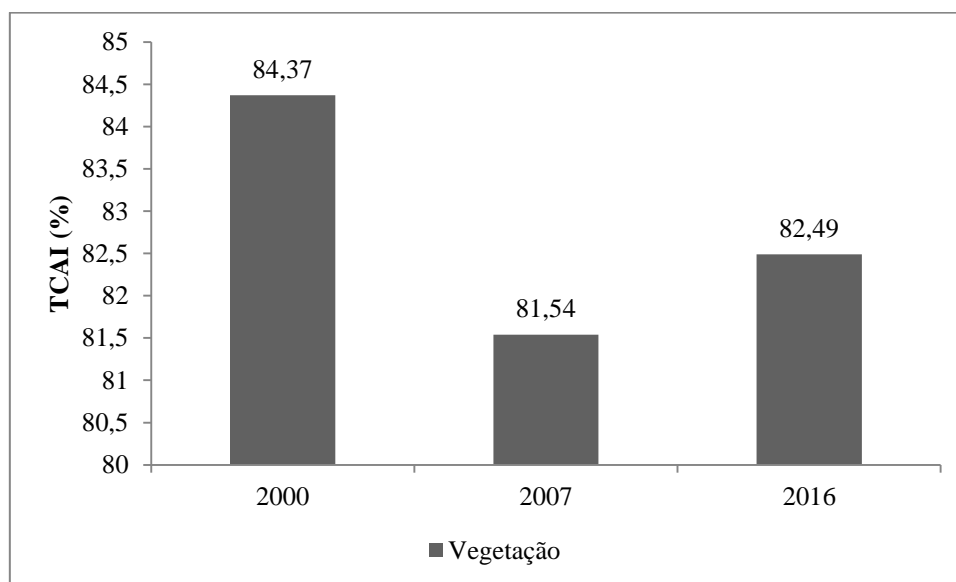


Figura 10. Percentual de área de interior dos fragmentos (TCAI) de vegetação entre 2000 e 2016.

O total de áreas de interior, que soma todas as áreas de núcleos dos fragmentos (TCA) diminuiu ao longo do período estudado para a vegetação (Figura 11). Isto indica a redução da fragmentação florestal (CALEGARI et al., 2010) na área de estudo.

Entretanto, esta redução foi devido à extinção (desmatamento) de vários pequenos fragmentos de vegetação nativa ao longo do período de estudo.

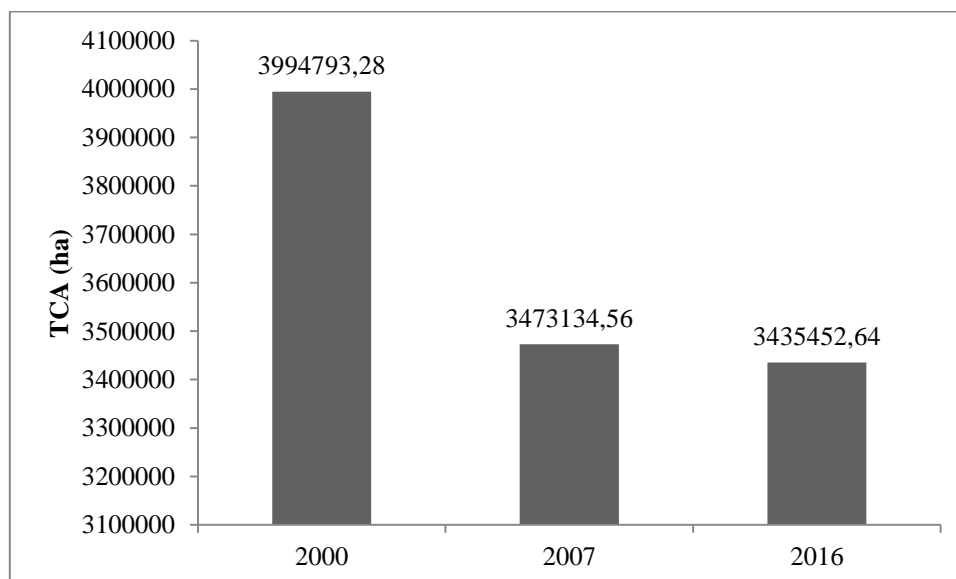


Figura 11. Valores de TCA (ha) para a área de estudo entre 2000 e 2016.

O maior valor do total de bordas foi observado para o ano de 2007, período em que houve intensa fragmentação da paisagem em manchas das classes de pequena área (Figura 12). De maneira semelhante, o maior valor de densidade de borda foi similar para o período de estudo (Tabela 8).

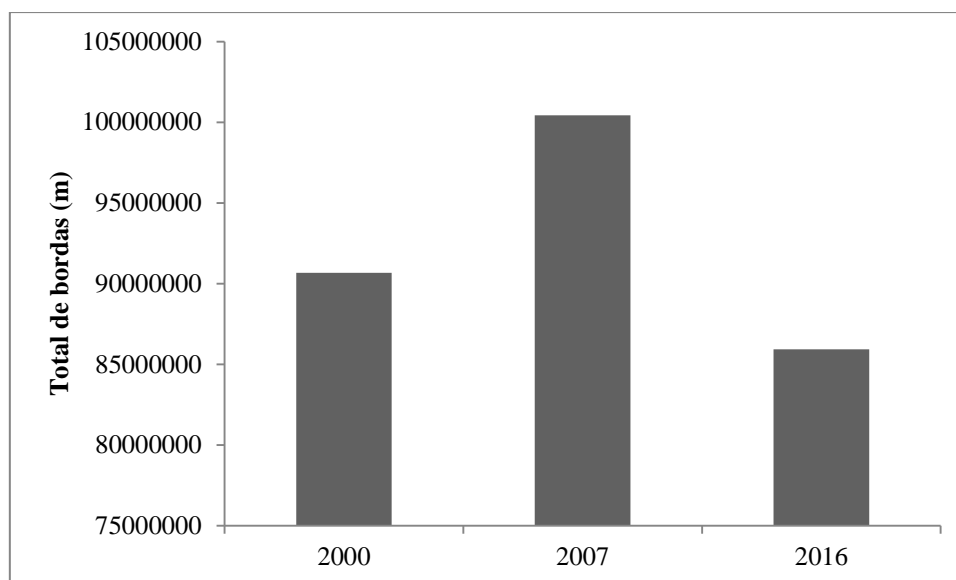


Figura 12. Valores do índice de total de bordas (m) referentes aos fragmentos de vegetação no período e área de estudo.

Tabela 8. Índice de Densidade de Bordas (m/há) para a área de estudo, entre 2000 e 2016.

Ano	ED (m/ha)
2000	15.87
2007	17.58
2016	15.04

A redução na densidade de bordas (ED) em 2016 como consequência da redução dos pequenos fragmentos de vegetação na área de estudo. Houve redução do número de manchas em decorrência da mudança no uso e ocupação do solo da região.

5.2.4. Métricas de proximidade e isolamento

A Distância Média do Vizinho mais Próximo (MNN), estimada 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, já que não foram observados valores nulos. Os resultados revelam uma tendência de aumento da distância entre fragmentos, sendo que em 2016 foi observado o maior valor de MNN, indicando a presença de fragmentos menos contíguos e mais isolados em toda a área de estudo (Figura 13).

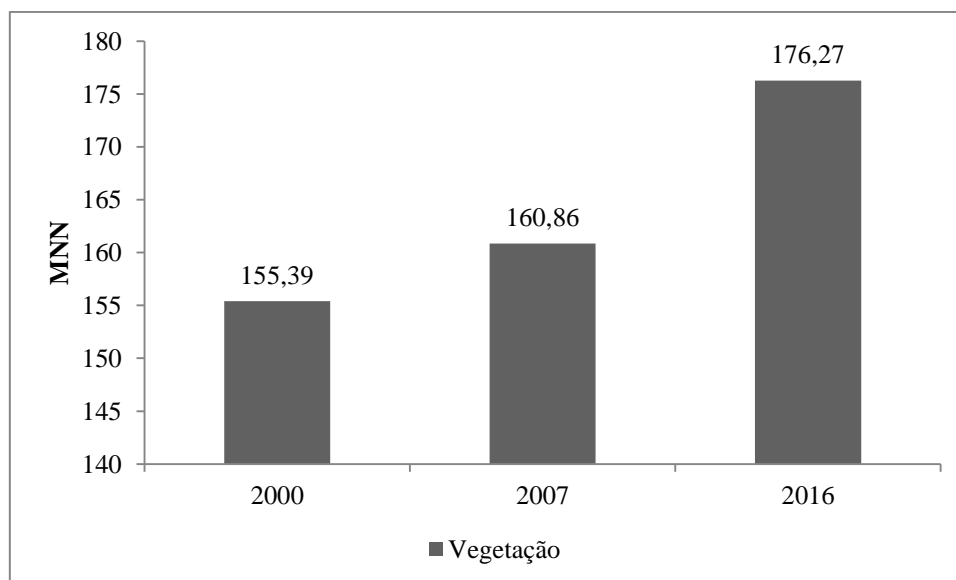


Figura 13. Valores do índice de proximidade (MNN) para a vegetação no período de tempo estudado.

O índice MNN 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, maior será o valor de MNN

(MACGARIGAL & MARKS, 1995). No presente estudo, a degradação de manchas de vegetação causou um aumento da distância entre os fragmentos remanescentes, elevando o valor de MNN ao longo do período analisado.

Observou-se que o resultado deste índice reflete problemas na qualidade ecológica da paisagem da área de estudo especialmente no que diz respeito à conservação dos remanescentes naturais. Esse índice fornece uma importante informação quanto ao isolamento dos fragmentos, pois segundo Metzger (2000), os fragmentos circunvizinhos podem ajudar a controlar a diversidade de espécies tanto quanto a área do fragmento, se houver corredores ecológicos entre eles.

6. CONCLUSÃO

A região do sudoeste do estado do Piauí estava predominantemente coberta por vegetação nativa até 2016, apesar do crescente e contínuo aumento do desmatamento e da fragmentação observados entre 2000 e 2016. O estudo do uso e ocupação das terras no sudoeste do Piauí evidenciaram o avanço das áreas para produção de commodities agrícolas em regiões de Cerrado, com maior intensidade no período entre 2007 e 2016.

As áreas atingidas por fogo variaram espacial e temporalmente a cada período analisado, indicando que condições climáticas variáveis, associadas ao uso da terra, são as principais responsáveis pela ocorrência e propagação do fogo na área de estudo. A região do sudoeste do Piauí integra a região denominada MATOPIBA, notadamente a nova fronteira agrícola de grãos (arroz, milho e soja) do país dos anos 2000, mas a região também possui forte exercício de pecuária extensiva.

O estudo das métricas da paisagem revelou alto grau de fragmentação da vegetação natural na área de estudo, principalmente no período entre 2007 e 2016. Verificou-se que houve intensa expansão do desmatamento em 2007, que levou ao aumento no número de fragmentos, diminuição da área central e aumento do efeito de bordas sobre as manchas nesse período. Com o desmatamento dos fragmentos de paisagem natural no período seguinte (2007 a 2016), houve a redução do número de manchas, aumento do tamanho médio e da distância entre as manchas de vegetação. De maneira geral, os fragmentos de vegetação natural remanescentes apresentam forma circular e regular, o que indica que estão menos suscetíveis aos efeitos de borda.

Por fim, conclui-se que havia predomínio do número de fragmentos de pequena classe na área de estudo até 2016, sendo necessário um esforço para conservá-los nos

anos subsequentes como forma de ampliar a união e formação de fragmentos maiores, que são importantes para a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala. A recomposição da vegetação nativa e a formação de corredores ecológicos são ações que promoveriam o aumento das áreas centrais, deixando as pequenas manchas de vegetação menos susceptíveis ao efeito de borda.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, A. S. **Modelagem da Dinâmica do Desmatamento na região do MATOPIBA até 2050**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, 2014.

AGUIAR, T. J. A.; MONTEIRO, M. S. L. **Modelo agrícola e desenvolvimento sustentável: a ocupação do Cerrado piauiense**. *Ambiente & Sociedade*. v.08, n.02, 2005.

ALMEIDA, S. L.; SPERBER, C.; BARLOW, J. Subtle land-use change and tropical biodiversity: dung beetle communities in Cerrado grasslands and exotic pastures. *Biotropica*, v. 43, p. 704-710, 2011.

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.

BATISTA, W.G.M.; ZWART, S.J. SEBAL. Methodology for detecting spatial variation of water productivity and scope for improvement in eight irrigated wheat systems. *Agricultural Water Management*. v.89, p.287-296. 2007.

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.

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.

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.

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**, v. 34, n. 5, p. 871–880, 2010.

CARDOSO, J. M.; BATES, J. M. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: A tropical savanna hotspot. **BioScience**, v. 52, n. 3, p. 225, 2002.

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. 105p.

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

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

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

DAMSCHEN, 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.12841286, 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.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2012. Cerrado brasileiro. Disponível em: < <http://www.cnpso.embrapa.br/>>. Acesso em: 26 Abr. 2017.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Matopiba. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/tema-matopiba/sobre-otema>>. Acesso em: 13 jun. 2018.

FAHRIG, L. How much habitat is enough? *Biol. Conserv.* 100:65-74.

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: 7 nov. 2017.

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

FUNAGUAS – Fundação Águas do Piauí. Um diagnóstico sobre a exploração dos cerrados piauienses. Disponível em: <<http://www.funaguas.org.br/artigos/>>. Acesso em: 07 Jun. 2017. GONZALEZ, R. C.; WOODS, R. E. Processamento de imagens digitais. São Paulo: Blucher, 2009.

FUNDAÇÃO CEPRO. Cerrados Piauienses. Teresina, 2015. Disponível em: < <http://www.cepro.pi.gov.br/noticia.php?id=258>> Acesso em 24 de dez. de 2017.

GOMES, R. A.; MIRANDA, R. Dinâmicas agrícolas e econômicas no nordeste do Brasil: estratégias para mitigação da pobreza rural. In: XV Congresso Brasileiro de Sociologia. Anais... Curitiba: SBS, 2011.

HANADA, L.C. Mudanças do uso da cobertura do solo na fronteira agrícola da Amazônia ocidental, bacia do Ji-Paraná-Rondônia. 2004. 98p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

ICMBio. Parna da Serra das Confusões. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/unidades-de-conservacao/biomas-brasileiros/caatinga/unidades-de-conservacao-caatinga/2131-parna-da-serra-das-confusoes>. Acesso em: 19 jun. 2018.

INPE. Terraclass Cerrado traz dados inéditos sobre o bioma. Disponível em: <http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=4056>. Acesso em: 8 de junho e 2018.

IPCC. Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Summary for Policymakers. WGII AR5 Phase I Report Launch. Mar. 2014. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/syr/AR5_SYR_FINAL_SPM.pdf>. Acesso em: 18 de maio de 2017.

KADMON, R.; PULLIAM, R. H. Island biogeography: effect of geographical isolation on species composition. **Ecology**, Vol.74, No.4, p. 977–981, 1993.

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

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

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

LIMA FILHO, E. F. et al. Levantamento preliminar da avifauna do Parque Nacional Serra das Confusões – Piauí- Brasil. In.: Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu – MG, 23 a 28 de Setembro de 2007. UFPE, Recife – PE. 2008.

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.

MARQUES, A. J. Mapeamento de fragmentos de mata no município de Maringá, PR: Uma abordagem da ecologia da paisagem. Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, SP, 2004, 102p.

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.

MARTINS, I. C. D. M.; SOARES, V. P.; SILVA, E.; BRITES, R. S. Diagnóstico ambiental no contexto da paisagem de fragmentos florestais naturais “ipucas” no município de Lagoa da Confusão, Tocantins. **Revista Árvore**, v. 26, n. 3, p. 299–309, 2002.

MATHER, P.M. 1987. **Computer processing of remotely-sensed images: an introduction**. Nova York: Willey. 352 pp.

MATOS, P. F. **A consolidação da modernização agrícola no Cerrado e os impactos ambientais**. Revista Mediação, v.01, n.01, 2006.

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

MENDES, T. J. **Análise da fragmentação e viabilidade de corredores ecológicos na região do Matopiba**. 2018. 73p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Distrito Federal, 2018.

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

METZGER, J. P. Tree functional group richness and landscape structure in Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Applications**, New York, v. 10, n. 4, p. 1147- 1161, 2000.

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 em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre**. Curitiba: Ed. UFPR, 2003. p. 423-538.

MITTERMEIER, R. .; ROBLES-GIL, P.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J. .; BROOKS, T. .; MITTERMEIER, C. G.; LAMOREUX, J. L.; FONSECA, G. **Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. Mexico City. CEMEX, 2004.

MMA. **Plano de ação para prevenção e controle do desmatamento e das queimadas no Cerrado - PPCerrado**. Brasília, 2014.

Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>>. Acesso em: 6 jun. 2018.

MMA. **Relatório Parametrizado – Unidade de Conservação: Estação Ecológica de Uruçuí-Una**. Brasília, DF.

Disponível em:

<http://sistemas.mma.gov.br/cnuc/index.php?ido=relatorioparametrizado.exibeRelatorio&relatorioPadrao=true&idUc=65>. Acesso em 19 jun. 2018.

MUCHAILH, M. C. Análise da paisagem visando à formação de corredores de biodiversidade. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Paraná, 2007.

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.

MYERS, N.; FONSECA, G. A B.; MITTERMEIER, R. A; FONSECA, G. A B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

NOVO, E. M. L. M. Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações. São Paulo: Edgard Blucher, 4. ed. Revista e ampliada. 2008. Disponível em: <http://issuu.com/editorablucher/docs/issuu_sensoriamento_remoto_isbn9788521204411>. Acesso em: 24 out 2017.

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.

OLIMPIO, J.; MONTEIRO, M. **Impactos modernos da agricultura sobre o solo e a biodiversidade no cerrado em Palmeira do Piauí e Currais**. Carta Cepro, Teresina: Janeiro/Julho, 2005, vol.23, p-50-64.

MCGARIGAL, K. Fragstats.Help.4.2. n. April, p. 1–182, 2015.

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

MONTEIRO, M.S.L. **A ocupação do cerrado piauiense: um processo de valorização fundiária**. Disponível: <<http://www.sober.org.br/palestra/>>. Acesso em: 26 mai. 2017.

RIBEIRO, Ricardo Ferreira. O eldorado do Brasil central: história ambiental e convivência sustentável com o cerrado. En publicacion: *Ecología Política: Naturaleza, sociedad y utopía*. Héctor Alimonda. CLACSO. 2002, disponível em <http://bibliotecavirtual.clacso.org.ar/ar/libros/ecologia/ribeiro.pdf>, acesso em 7.nov.2017.

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.

PERROCA, M. G.; GAIDZINSKI, R. R. Avaliando a confiabilidade interavaliadores de um instrumento para classificação de pacientes--coeficiente kappa. **Revista da Escola de Enfermagem da U S P**, v. 37, n. 1, p. 72–80, 2003.

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

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.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. **Sensoriamento Remoto da Vegetação**. São Paulo-SP: Oficina de Textos, 2ed. atualizada e ampliada, 2012. 160p.

REYDON, B.P.; MONTEIRO, M.S.L. **A ocupação do cerrado piauiense: um processo de valorização fundiária**.

Disponível em: <<http://www.sober.org.br/palestra/>>. Acesso em: 26 jul. 2017.

REMPEL, R. **Patch Analyst v.3.0**. 2009. Disponível em: <<http://flash.lakeheadu.ca/~rempel/patch/>>. Acesso em: 02 jun. 2018.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

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, G. F.; GUIMARÃES FERREIRA, L.; CLEMENTINO FERREIRA, N.; EDUARDO FERREIRA, M. Detecção de desmatamentos no bioma Cerrado entre 2002 e 2009: padrões, tendências e impactos. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 63, p. 341–349, 2011.

ROSA, R. **Introdução ao Sensoriamento Remoto**. 6º. ed. Uberlândia: Ed. UFU, 2007. 248 p.

RUFO, T. F. Modernização agrícola no Sudoeste Piauiense – Impactos na rede urbana regional, no meio ambiente e nas comunidades. Monografia – Departamento de Geografia/ Universidade de Brasília – UnB. 2013.

SALES, M. C. L. **Degradação ambiental em Gilbués, Piauí.** Mercator, v.02, n.04, 2003.

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

SAUSEN, T. M. **Sensoriamento remoto e suas aplicações para recursos naturais.** Projeto Educa SeRe III-Carta-Imagens CBERS. São José dos Campos, SP, 2000.

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.

SMANIOTTO, M. Análise ambiental de Bacias Hidrográficas com base na fragmentação da paisagem: município de Getúlio Vargas (RS). 2007. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos. São Paulo, 2007. Disponível em: < [http:// www.btdt.ufscar.br/htdocs/tedeSimplificado/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=2651](http://www.btdt.ufscar.br/htdocs/tedeSimplificado/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=2651)>. Acesso em: 23 mai. 2018, 116f.

SOUTHWORTH, J.; MUNROE, D.; NAGENDRA, H. Land cover change and landscape fragmentation — comparing the utility of continuous and discrete analyses for a western Honduras region. v. 101, p. 185–205, 2004.

SOUTHWORTH, J.; NAGENDRA, H.; CARLSON, L. A.; TUCKER, C. Assessing the impact of Celaque National Park on forest fragmentation in western Honduras. **Applied Geography**, v. 24, n. 4, p. 303–322, 2004.

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.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY- USGS. **Landsat Project Description.** 2015. Disponível em: <http://landsat.usgs.gov/about_project_descriptions.php>. Acesso em: 14 mar. 2018.

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.

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

ZAHER, H. E. D. **Projeto: Diversidade de Vertebrados Terrestres da Estação Ecológica de Uruçuí-Una, Piauí (PI): subsídios para o plano de manejo.** Curitiba: Fundação O Boticário. 2001. 110p.