

Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Geociências
Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais

Danilo de Sousa Lopes

**Dinâmica do Uso e Cobertura da Terra e Fragmentação da Paisagem no
Cerrado Piauiense**

Belo Horizonte

2018

Danilo de Sousa Lopes

**Dinâmica do Uso e Cobertura da Terra e Fragmentação da Paisagem no
Cerrado Piauiense**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais

Orientador: Dr. Diego Rodrigues Macedo

Coorientador: Dr. Rodrigo Affonso de Albuquerque Nóbrega

Belo Horizonte
Instituto de Geociências da UFMG
2018

L864d
2018 Lopes, Danilo de Sousa.
Dinâmica do uso e cobertura da terra e fragmentação da paisagem no cerrado piauiense [manuscrito] / Danilo de Sousa Lopes. – 2018.
87 f., enc.: il. (principalmente color.)

Orientador: Diego Rodrigues Macedo.
Coorientador: Rodrigo Affonso de Albuquerque Nóbrega.
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Cartografia, 2018.
Bibliografia: f. 82-85.

1. Modelagem de dados – Aspectos ambientais – Teses. 2. Solo – Uso – Piauí – Teses. 3. Mapeamento da cobertura do solo – Teses. 4. Relevo – Piauí – Teses. 5. Ecologia do cerrado – Teses. I. Macedo, Diego Rodrigues. II. Nóbrega, Rodrigo Affonso de Albuquerque. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Departamento de Cartografia. IV. Título.

CDU: 911.2:519.6(815.2)

Ficha catalográfica elaborada por Graciane A. de Paula – CRB6 3404



FOLHA DE APROVAÇÃO

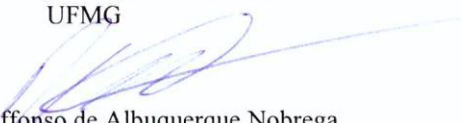
Evolução do Uso e Cobertura da Terra e Fragmentação da Paisagem no Cerrado Piauiense

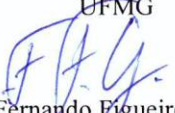
DANILO DE SOUSA LOPES

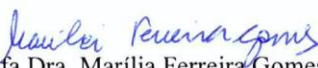
Dissertação submetida à Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, como requisito para obtenção do grau de Mestre em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, área de concentração ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS.

Aprovada em 05 de julho de 2018, pela banca constituída pelos membros:


Prof. Diego Rodrigues Macedo - Orientador
UFMG


Prof. Rodrigo Affonso de Albuquerque Nobrega
UFMG


Prof. Fernando Figueiredo Goulart
UFMG


Geógrafa Dra. Marília Ferreira Gomes
INCRA


Eng. Esp. Carlos Antônio Moura Fé
SEMAR-PI

Belo Horizonte, 05 de julho de 2018.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos Professores Diego Macedo e Rodrigo Nóbrega por terem aceitado me orientar e, assim, terem me ajudado nessa realização. Agradeço imensamente pela confiança depositada, amizade, críticas, sugestões e compreensão no desenvolvimento desta pesquisa.

À minha mãe, por estar ao meu lado me incentivando durante todo o processo do Mestrado. Aos meus irmãos, por sempre me apoiarem.

Ao Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais, pela oportunidade de aprendizado, crescimento pessoal e acadêmico.

À Equipe do Projeto Cerrado - Piauí e do Centro de Geotecnologia Fundiária e Ambiental do Estado do Piauí, pelo apoio a esta pesquisa.

A todos os amigos da Modelagem, Nunes, Fernanda, Max, Hélio e demais colegas que me apoiaram durante o mestrado.

À Clara Nina, pela amizade desde os primeiros dias do mestrado, compartilhando comigo os momentos de alegria e aflições durante minha trajetória em Belo Horizonte.

Ao Marcos Andrade, pela amizade e encorajamento nesta jornada do Mestrado, além do apoio durante minha estadia em Belo Horizonte.

A todos que, de alguma maneira, colaboraram para a realização deste trabalho.

RESUMO

Estudos sobre a evolução das mudanças de uso e cobertura da terra, realizados através da classificação de imagens de satélites e aplicação de conhecimentos de ecologia da paisagem, possibilitam o estabelecimento de programas adequados de conservação da biodiversidade e de controle dos usos dos recursos naturais. O objetivo deste trabalho é analisar a evolução do uso e cobertura do solo e fragmentação da paisagem nos últimos 30 anos no Cerrado piauiense. A área de estudo ainda possui grandes manchas de remanescentes de vegetação nativa do bioma e que vem sendo afetada com intenso processo de conversão para instalação de projetos agropecuários. Os procedimentos metodológicos utilizados contemplaram: (1) Mapeamento baseado em classificação orientada a objetos de imagens dos satélites Landsat 5 e 8, nos últimos 30 anos, em períodos decenais; (2) Cálculo de métricas de paisagem em nível de classe para cada unidade de relevo por período; (3) Cálculo de transições entre classes mapeadas nos anos de 1986, 1996, 2006 e 2016; e (4) Quantificação do incremento de conversão de áreas de vegetação para atividades agropecuárias por período e unidade de relevo. Os resultados demonstram que o efeito da degradação é mais pronunciado na unidade de relevo dos Planaltos que nas outras unidades da área estudada. Portanto, é evidente que o relevo da região é determinante para a ocupação antrópica, principalmente para a agricultura mecanizada de grãos. As atividades antrópicas na região dos cerrados piauienses afetam diretamente a vegetação florestada/arborizada, e esse processo intensifica-se a cada período decenal estudado. É possível afirmar que a vegetação da área de estudo está sofrendo um processo de fragmentação progressivo com o passar dos anos. As métricas mostram a configuração de fragmentos se tornando mais propícia para a acentuação dos efeitos de borda, com destaque para a unidade dos planaltos, onde a matriz da paisagem está em processo de mudança da classe de Vegetação Florestada/Arbórea para Agropecuária.

Palavras-chave: Análise Multitemporal; Cerrado; Ecologia da Paisagem; Mudanças de Uso e Cobertura do Solo; Savana Brasileira; Unidades de Relevo.

ABSTRACT

Investigations about the dynamics of land use and land cover changes based on satellite imagery blended with landscape ecology based knowledge allow the establishment of adequate programs towards the conservation of biodiversity as well as the control of the use of natural resources.

This work aims to analyze the evolution of land use and cover focusing on metrics gathered from fragmentation of the landscape along the the last 30 years in the cerrado of Piauí-Brazil. The study area still presents large patches of remnants native vegetation of the cerrado biome, but in general the area has been affected by intense deforestation due to the novel agricultural projects.

The investigation used the following methodological approach: (1) Mapping landcover using object-based image classification of Landsat 5 and 8 for the years 1986, 1996, 2006 and 2016; (2) Calculation of landscape metrics at the class level for each relief unit by year; (3) Calculation of transitions between landcover classes mapped along the last 30 years in ten-year periods; and (4) Quantification of the conversion increment of vegetation areas for agricultural activities by period and phisiographic relief unit

Findings show the effect of the degradation is more pronounced in the relief unit present in the Highlands than in the physiographic units of the studied area. Therefore, it is evident how the terrain the region is determinant for the anthropic occupation, mainly for the mechanic-oriented grain crop. The anthropic activities in this part of the state of Piauí directly affect the vegetation / forest, and this process was intensified every along the time-period studied.

Thus, it is possible to affirm that the vegetation of the study area is undergoing a progressive fragmentation process over the years. Metrics show the configuration of fragments changing and becoming more propitious for accentuated edge effects, highlighting the unity of the plateaus, where the matrix of the landscape is in the process of shifting from the Forest / Arboreal Vegetation class to Agriculture.

Keywords: Brazilian Savanna; Cerrado; Landscape ecology; Land Use Change Coverage; Relief Units; Multitemporal Analysis.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	12
1.1 Justificativa.....	13
1.2 Objetivos	14
1.3 Organização da Dissertação, Perguntas e Hipóteses	14
1.4 Bases Conceituais	15
1.5 Metodologia geral da dissertação	24
1.5.1 Contexto e Importância da Área de Estudo	24
1.5.3 Materiais e Métodos	29
1.6 Referências	39
2. TOWARDS A ROBUST APPROACH FOR MULTITEMPORAL LANDCOVER DATASET: 3 DECADES OF CHANGES IN PIAUÍ, BRAZIL	43
2.1 Introduction.....	43
2.2 Study Area and Material	45
2.3 Methodological Approach	47
2.4 Results and Analysis	52
2.5 Discussion	60
2.6 Conclusion.....	61
2.7 References	63
3. DINÂMICA DO USO E COBERTURA DA TERRA E FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM NO CERRADO PIAUIENSE	67
3.1 Introdução	67
3.2 Metodologia.....	69
3.3 Resultados	74
3.4 Discussão.....	81
3.5 Conclusão	83
3.6 Referências	84
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	87

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1.1: Especificações das bandas do satélite Landsat 5.....	17
Tabela 1.2: Especificações das bandas do satélite Landsat 8.....	17
Tabela 1.3: Bandas dos satélites Landsat utilizadas no estudo.....	31
Tabela 1.4: Limiares do índice Kappa.....	34
Tabela 2.1: Dates of the images used.....	49
Tabela 2.2: Classification thresholds.....	56
Tabela 2.3: Matrix of confusion.....	58
Table 2.4: Quantitative of areas per classes.....	60
Tabela 3.1: Métricas de paisagem – Vegetação Florestada / Arborizada.....	78
Tabela 3.2: Métricas de paisagem – Vegetação Parque / Gramíneo Lenhosa.....	78
Tabela 3.3: Métricas de paisagem – Atividades Agropecuárias.....	79

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1: Comparação do comprimento de onda das bandas dos satélites Landsat.....	18
Figura 1.2: Matriz-mancha-corredor.....	20
Figura 1.3: Localização da área de estudo.....	24
Figura 1.4: Órbitas-pontos das imagens utilizadas no estudo.....	30
Figura 1.5: Perfil esquemático da Savanna (Cerrado).....	33
Figura 1.6: Blocos-diagramas das fisionomias ecológicas da Savanna (Cerrado).....	34
Figura 1.7: Localização das Unidades de Relevo utilizadas.....	37
Figura 2.1 Map of study area showing seven cities in the southern Piauí and Landsat scenes used in investigation.....	45
Figura 2.2: General flowchart of the proposed methodology: Image registration [red]; mosaicking and image preparation [yellow]; OBIA [blue]; and analysis of results [green].....	48
Figura 2.3: Examples of the landcover classes present in the study area: (1) water body – Parnaíba River, (2) Agriculture field, (3) Woodland savanna, and (4) Parkland / Grassland savana.....	50
Figura 2.4: Example of seed points of 2016 image (left) and homologous points found in 1986 used to in the automatic image registration process.....	53
Figura 2.5: (1) Landsat 8 image segmentation; (2) Landsat 5 image segmentation.....	54
Figura 2.6: Segment samples per classes.....	55
Figura 2.7: Control points used in the classification validation.....	57
Figura 2.8: Classification of land use and land cover in the periods studied.....	59
Figura 3.1: Localização da área de estudo.....	69
Figura 3.2: Localização das Unidades de Relevo utilizadas.....	71

Figura 3.3: Classificação do uso e cobertura da terra por períodos na unidade de relevo dos Planaltos.....	75
Figura 3.4: Classificação do uso e cobertura da terra por períodos na unidade de relevo dos Vales Encaixados.....	76
Figura 3.5: Classificação do uso e cobertura da terra por períodos na unidade de relevo das Superfícies Aplainadas Degradadas / Planícies Fluviais.....	77

1. INTRODUÇÃO GERAL

O cerrado é considerado com um dos hotspots de biodiversidade em nível global (MYERS *et al.*, 2000) devido à riqueza biológica e à alta pressão antrópica a que vem sendo submetido (HUNKE *et al.*, 2015; STRASSBURG, *et al.*, 2017). O bioma é o segundo maior da América do Sul, ocupando cerca de 25% do território brasileiro (RATTER *et al.*, 1997). Do ponto de vista da diversidade biológica, o cerrado brasileiro é reconhecido como a savana mais rica do mundo, abrigando mais de 11.000 espécies de plantas nativas catalogadas (BRASIL, 2002).

Nas três últimas décadas, o bioma Cerrado tem sido visto como alternativa ao desmatamento na Amazônia, sendo proposta a exploração mais intensa dessa região, seja por expansão agrícola, seja por plantios florestais para fixar carbono atmosférico (BRASIL, 2002; AGUIAR e MONTEIRO, 2005, STRASSBURG *et al.*, 2017). A ocupação humana e a construção de estradas fizeram com que a massa contínua de área com biota natural se transformasse em paisagem cada vez mais fragmentada (BRASIL, 2002; SILVA *et al.*, 2006; GREGGIO *et al.*, 2009a).

Dentro do contexto do Cerrado, o estado do Piauí se localiza em uma de suas fronteiras de expansão agrícola, onde observa-se aceleradas taxas de devastação. Entre as décadas de 1970 e 1980, ocorreu com a implantação de megaprojetos agropecuários incentivados por várias linhas de créditos (MONTEIRO, 2005). Já na década de 1990, nessa região, considerada uma das últimas fronteiras agrícolas do Brasil, esse processo intensificou-se por meio de implementação de grandes projetos para a produção de grãos, tendo como carro-chefe a soja, voltada para a exportação. (AGUIAR e MONTEIRO, 2005; BRASIL, 2009a; GANEM *et al.*, 2010). O bioma Cerrado perdeu cerca de 49% da sua cobertura vegetal nativa até o ano de 2011, sendo 5,22% desmatado no período de 2002 a 2011, com taxa média de desmatamento de 0,58% ao ano (BRASIL, 2009b, 2011b, 2011c, 2015). Ao longo da série histórica de desmatamentos realizada pelo Ministério do Meio Ambiente – MMA, o Estado do Piauí apresentou dados crescentes de desmatamento anual, encerrando o último levantamento como a segunda unidade da federação que mais desmatou em todo o Bioma (BRASIL, 2009b, 2011b, 2011c, 2015).

Estudos sobre a evolução das mudanças de uso e cobertura da terra são largamente conduzidas através da classificação de imagens de satélites e aplicação

de conhecimentos e métricas de ecologia da paisagem (TURNER *et al.*, 2001; LANG e BLASCHKE, 2009). A ecologia da paisagem, um estudo das relações entre o meio físico e biótico, introduziu a preocupação com os padrões da paisagem e dos seus condicionantes, estudando a estrutura, função e mudança nos elementos espaciais da paisagem (FORMAN e GODRON, 1986; TURNER *et al.*, 2001).

1.1 Justificativa

Apesar de que esta abordagem de estudos multitemporais focada no uso e cobertura da terra e na configuração da paisagem não ser nova no Brasil (p.ex. FROHN e HAO, 2006; HERMANN *et al.*, 2011), e também no Cerrado (p.ex. CARVALHO *et al.*, 2009; OLIVEIRA *et al.*, 2017), devido à grande heterogeneidade de ambientes apresentado por este Bioma (RATTER *et al.*, 1997, WANTZEN *et al.*, 2006), esta pesquisa é relevante por ser a primeira realizada no cerrado piauiense com esta temática. Diante disto, entende-se como urgente o emprego dessas técnicas para avaliar a dinâmica de alterações do uso e cobertura da terra desta área que ainda possui grandes manchas de remanescentes de vegetação nativa do bioma.

O desenvolvimento deste estudo, utilizando ferramentas adequadas na execução e validação de dados *in loco*, possibilita o estabelecimento de programas adequados de conservação da biodiversidade e de controle dos usos dos recursos naturais da região. Assim, estes ambientes de bioma Cerrado poderão se beneficiar de ações e políticas públicas para seu ordenamento territorial e conservação.

A realização desta pesquisa está integralmente ligada às linhas de pesquisa do Programa de Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais, pois utiliza técnicas de modelagem de sistemas através da representação e análise da evolução espaço-temporal na área estudada e, aborda também, questões relacionadas à gestão da paisagem e de análise de recursos naturais por meio do uso de sensoriamento remoto.

1.2 Objetivos

Objetivo Geral

Analisar a evolução do uso e cobertura da terra e fragmentação da paisagem no cerrado piauiense nos últimos 30 anos.

Objetivos Específicos

- Mapear o uso e cobertura do solo dos anos de 1986, 1996, 2006 e 2016;
- Quantificar e analisar as transformações entre as classes, por períodos decenais, em um espaço temporal de 30 anos;
- Analisar os padrões dos fragmentos de vegetação natural, através da abordagem de métrica da paisagem;

1.3 Organização da Dissertação, Perguntas e Hipóteses

Esta dissertação está estruturada em cinco partes, iniciando-se por esta seção de Introdução Geral, que apresenta a contextualização, a problemática, a justificativa, metodologia e os objetivos do estudo. Em sequência, possui dois capítulos independentes, em formato de manuscritos científicos, encerrando com as considerações finais do trabalho.

A primeiro capítulo independente é intitulada de “Towards a robust approach for multitemporal landcover dataset: 3 decades of changes in Piauí, Brazil”. O outro capítulo é intitulado “Dinâmica do uso e cobertura da terra e fragmentação da paisagem no cerrado piauiense” e foi elaborado para responder às seguintes perguntas:

- Qual a dinâmica das transformações da paisagem do cerrado piauiense no período compreendido entre 1986 e 2016?
- Existe condicionamento de uso e cobertura da terra ocasionado pelas diferentes unidades de relevo da região?

As respostas para estas perguntas foram suportadas através da formulação de duas hipóteses:

- As atividades agropecuárias estão aumentando gradativamente ao longo dos anos na região, afetando as áreas de vegetação nativa, principalmente a vegetação florestada / arborizada;
- As unidades de relevo mais planas apresentam maior grau de conversão de áreas naturais para agricultura nos últimos 30 anos.

1.4 Bases Conceituais

1.4.1 Mapeamento do uso e cobertura da terra por meio do Sensoriamento Remoto e Processamento Digital de Imagens

O Sensoriamento Remoto é uma ciência que visa o desenvolvimento da obtenção de imagens da superfície terrestre por meio da detecção e medição quantitativa das respostas das interações da radiação eletromagnética com os materiais terrestres (JENSEN 2009; NOVO, 2010; MOREIRA, 2011). O imageamento por satélites é uma das mais importantes fontes de dados para diversos tipos de pesquisas sobre a superfície terrestre.

A série histórica do satélite Landsat é o mais longo e completo registro das superfícies continentais do planeta Terra a partir do espaço, de grande valor para os estudos sobre as mudanças globais do planeta (NOVO, 2010). A disponibilização gratuita das imagens do programa Landsat viabilizou a execução de estudos acerca dos diversos tipos de uso e cobertura da terra em diferentes períodos.

Atualmente, o sensoriamento é constituído por uma razoável constelação de satélites que oferecem imagens para atender as necessidades de uma ampla demanda de usuários. Os usuários interessados em monitoramento do uso e cobertura da terra podem recorrer aos sensores com alta taxa de revisita. Já os que se interessam em determinar a composição ou constituição dos minerais ou rochas, a procura é pelos sensores com maior resolução espectral. Por isso, uma forma de se abordar as potencialidades de um sensor é pelo dimensionamento de suas resoluções (MENEZES e ALMEIDA, 2012).

Devido à limitação que o sensor orbital tem para transmitir grandes volumes de dados para as estações terrestres de rastreamento de satélites, as imagens que recobrem grandes áreas, de dezenas de milhares de quilômetros quadrados, como as do satélite Landsat e CBERS, são associadas com resoluções espaciais médias (30 e 20 metros, respectivamente), e as imagens que recobrem pequenas áreas, como as imagens Ikonos, Orbview e Quickbird são associadas com alta resolução espacial (1 metro ou menor). Consequentemente, as imagens de média resolução espacial, por não mostrarem os detalhes dos alvos, servirão para estudos em escalas mais regionais, enquanto as imagens com alta resolução espacial se prestarão para estudos locais (JENSEN, 2009; MENEZES e ALMEIDA, 2012; NOVO, 2010).

A detecção ou identificação de um objeto nas imagens de sensoriamento remoto não é determinada somente pela resolução espacial, mas por quatro diferentes formas de medições: pela área do campo de visada do sensor; pelo comprimento de onda das bandas; pelos valores numéricos da medida da radiância do alvo; e pela data em que a imagem foi tomada (JENSEN, 2009; MENEZES e ALMEIDA, 2012).

1.4.2 Satélites Landsat

O programa Landsat constitui-se em uma série de oito satélites desenvolvidos e lançados pela *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) a intervalos médios de 3 a 4 anos (NOVO, 2010). O primeiro satélite da série recebeu o nome de *Earth Resources Technology Satellite - 1* (ERST-1) passando a ser chamado de Landsat em janeiro de 1975. Embora os satélites da série Landsat tenham sido concebidos para terem uma vida média de 2 anos, eles se mantiveram em operação durante muito mais tempo, como é o caso do Landsat 5, que lançado em 1984 se manteve imageando a superfície terrestre até meados de 2011 (NOVO 2010; NASA 2017).

O sensor *Landsat Thematic Mapper* (TM) foi lançado nos satélites Landsat 4 e Landsat 5, e as imagens consistem em sete bandas espectrais com uma resolução espacial de 30 metros para Bandas 1 a 5 e 7 (Tabela 1.1). O tamanho aproximado da cena é de 170 km norte-sul por 183 km a leste-oeste (NASA, 2017).

Tabela 1.1: Especificações das bandas do satélite Landsat 5

	Banda	Comprimento de onda (micrometros)	Resolução (metros)
Landsat 4 e 5	Band 1 – Blue (Azul)	0,45-0,52	30
	Band 2 – Green (Verde)	0,52-0,60	30
Thematic Mapper (TM)	Band 3 – Red (Vermelho)	0,63-0,69	30
	Band 4 - Near Infrared (NIR)	0,76-0,90	30
	Band 5 - Shortwave Infrared (SWIR) 1	1,55-1,75	30
	Band 6 – Thermal	10,40-12,50	120
	Band 7 - Shortwave Infrared (SWIR) 2	2,08-2,35	30

Fonte: NASA 2017

Os sensores Landsat 8, Operational Land Imager (OLI) e Thermal Infrared Sensor (TIRS), possuem nove bandas espectrais com uma resolução espacial de 30 metros para Bandas 1 a 7 e 9 (Tabela 1.2). A banda 1 (ultra azul) é útil para estudos costeiros e aerossóis. A banda 9 é útil para detecção de nuvens cirrus. A resolução da banda 8 (pancromática) é 15 metros. As bandas de infravermelho termais 10 e 11 são úteis para a obtenção de dados de temperaturas de superfície mais precisas e são obtidas a 100 metros de resolução espacial. O tamanho aproximado da cena é 170 km norte-sul por 183 km leste-oeste (NASA 2017).

Tabela 1.2: Especificações das bandas do satélite Landsat 8

	Banda	Comprimento de onda (micrometros)	Resolução (metros)
Landsat 8	Band 1 - Ultra Blue (coastal/aerosol)	0.43 - 0.45	30
	Band 2 – Blue (Azul)	0.45 - 0.51	30
Operational Land Imager (OLI) e Thermal Infrared Sensor (TIRS)	Band 3 – Green (Verde)	0.53 - 0.59	30
	Band 4 – Red (Vermelho)	0.64 - 0.67	30
	Band 5 - Near Infrared (NIR)	0.85 - 0.88	30
	Band 6 - Shortwave Infrared (SWIR) 1	1.57 - 1.65	30
	Band 7 - Shortwave Infrared (SWIR) 2	2.11 - 2.29	30
	Band 8 - Panchromatic	0.50 - 0.68	15
	Band 9 - Cirrus	1.36 - 1.38	30
	Band 10 - Thermal Infrared (TIRS) 1	10.60 - 11.19	100
	Band 11 - Thermal Infrared (TIRS) 2	11.50 - 12.51	100

Fonte: NASA 2017

Mesmo com sensores diferentes, os satélites Landsat 5 e Landsat 8 adquirem imagens em bandas espectrais semelhantes ou com pouca diferença de comprimento de onda (Figura 1.1; NASA, 2018). Assim, torna-se possível a utilização de bandas equivalentes para estudos multitemporais envolvendo diversos sensores Landsat.

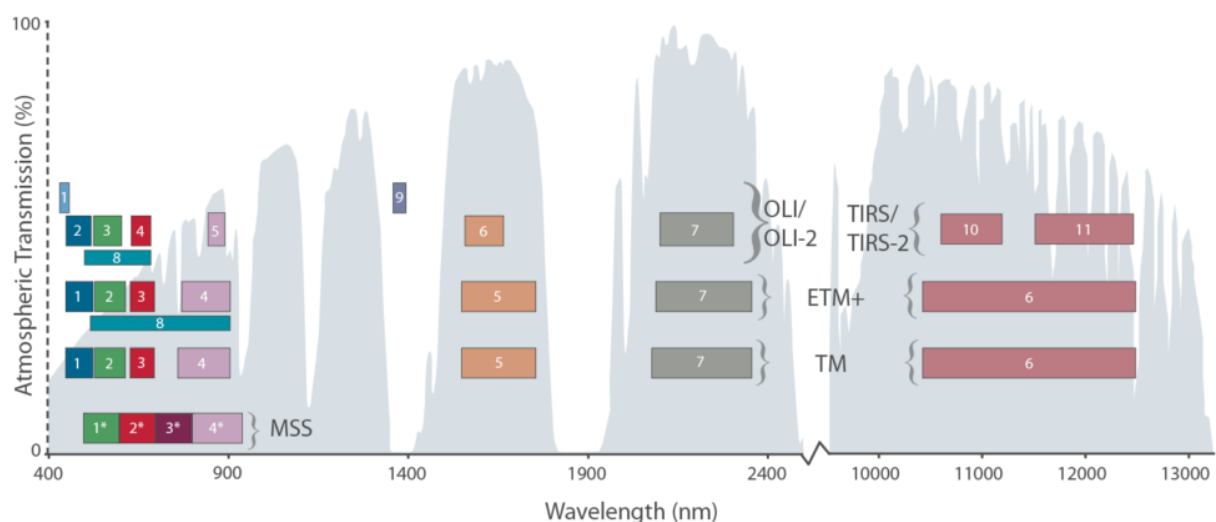


Figura 1.1: Comparação do comprimento de onda das bandas dos satélites Landsat.

Fonte: NASA, 2018.

1.4.3 Classificação Orientada a Objeto

A diferença básica entre os classificadores por pixel e por região é que esses últimos consideram a informação contextual presente nas imagens (MENEZES e ALMEIDA, 2012). Para incluir a informação de contexto no processo de classificação é necessário se utilizar uma imagem dividida em regiões homogêneas segundo algum critério. A segmentação de imagens consiste num processo de agrupamento de pixels que possuem características semelhantes, ou seja, regiões homogêneas (NOVO, 2010).

O processamento das imagens se dá, inicialmente, pela utilização de um algoritmo de segmentação que, ao definir regiões homogêneas na imagem, prepara-a para uma classificação posterior com base nessas regiões e não com base em valores individuais dos pixels. Como as condições texturais da imagem passam a ser

consideradas nesse tipo de abordagem, a classificação por segmentação se aproxima mais daquela feita, de forma qualitativa, por intérpretes humanos, acabando por produzir índices de exatidão mais elevados (MENEZES e ALMEIDA, 2012).

O agrupamento dos pixels é gerado a partir da definição de alguns parâmetros pelo analista, entre os quais a diferença de nível digital entre pixels contíguos e a área mínima do segmento a ser identificado. Assim sendo, o processo de segmentação exige a definição de dois parâmetros: o limiar de similaridade e o da área mínima. O limiar de similaridade representa a menor diferença aceita entre o valor médio de dois pixels ou conjuntos de pixels, para que sejam alocados a segmentos distintos. O limiar de área mínima representa o tamanho mínimo do segmento definido pelo analista. Este tamanho depende do tipo de alvo, da resolução espacial do sensor e da aplicação dos dados (NOVO, 2010).

Por limiar de similaridade deve-se entender o grau de similitude entre o pixel candidato à inclusão em um determinado segmento e os parâmetros estatísticos referentes aos pixels que já fazem parte do segmento em questão. O tamanho mínimo dos polígonos, também conhecido por limiar de área, se refere ao número mínimo de pixels admitidos em qualquer um dos segmentos. (MENEZES e ALMEIDA, 2012; NOVO, 2010).

1.4.4 Ecologia da Paisagem

Tendo como base as ciências geográficas e ecológicas, a ecologia da paisagem estuda a estrutura, função e mudança nos elementos espaciais da paisagem ao longo do tempo (TURNER *et al.*, 2001; HERRMANN, 2011). A ecologia da paisagem torna-se muito abrangente por envolver também as questões socioeconômicas do ambiente, onde o ser humano é visto como uma parte interativa dos ecossistemas naturais (NAVEH e LIEBERMAN, 1994). A análise da estrutura da paisagem com ajuda de métricas de paisagem ocorre em três níveis, quais sejam: (1º) o nível da mancha (menores elementos individuais observáveis da paisagem); (2º) o nível da classe; e (3º) o nível de toda a paisagem (LANG e BLASCHKE, 2009). Métricas relativas a manchas descrevem as características geométricas de manchas individuais. Métricas relativas a classes resumem todas as manchas de uma determinada classe. O grupo de métricas específicas de classe estuda

explicitamente a configuração desse conjunto de manchas. Métricas do nível da paisagem referem-se a toda a paisagem (LANG e BLASCHKE, 2009).

Além de estarem sendo destruídos rapidamente, os habitats que anteriormente ocupavam grandes áreas, são frequentemente divididos em pequenos pedaços, pelas estradas, campos, cidades, e um grande número de outras atividades humanas. A fragmentação do habitat é o processo pelo qual uma grande e contínua área de habitat é tanto reduzida em sua área, quanto dividida em dois ou mais fragmentos. (PRIMACK e RODRIGUES, 2001; FIQUEIRÓ, 2015). Quando o habitat é destruído, fragmentos de habitat geralmente são deixados para trás. Estes fragmentos são frequentemente isolados uns dos outros por uma paisagem altamente modificada ou degradada. Esta situação pode ser descrita pelo modelo de biogeografia de ilhas, com os fragmentos funcionando como ilhas de habitat em um “mar” ou matriz inóspita dominada pelo homem (PRIMACK e RODRIGUES, 2001).

Os seguintes elementos estruturais, essenciais no nível de paisagem, são discriminados pelo conceito de mancha-corredor-matriz (Figura 1.2), com relação à estrutura da paisagem (LANG e BLASCHKE, 2009):

- Manchas;
- Corredores;
- Matriz (segundo plano).

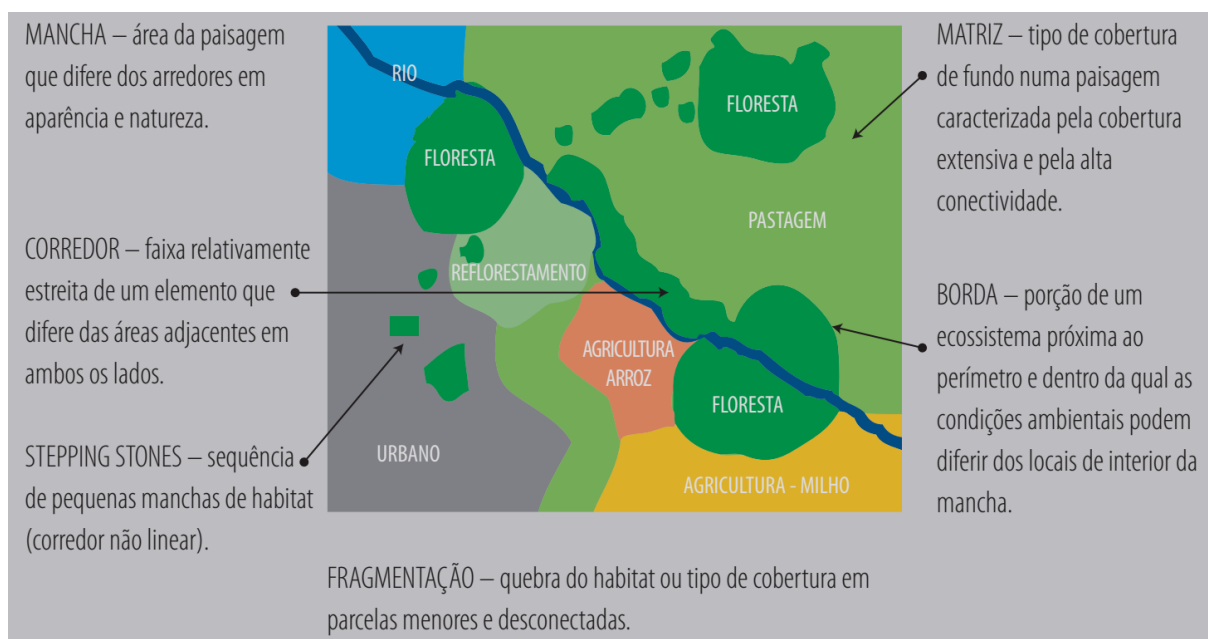


Figura 1.2: Matriz-mancha-corredor

Fonte: HERMANN, 2011.

Os menores elementos individuais observáveis da paisagem, de acordo com a escala de detecção e observação, são frequentemente chamados de manchas. Este termo designa a mais importante unidade espacial quase elementar da paisagem a ser estudada e é definida como uma forma da superfície delimitada não linearmente, com aparência distinta em relação ao seu entorno (LANG e BLASCHKE, 2009).

A forma da composição de elementos da paisagem é significativa para a definição da matriz da paisagem. Esta equivale ao tipo de superfície dominante e é definida como um elemento estendido da paisagem relativamente homogêneo, que inclui manchas ou corredores de diferentes tipos, desempenhando um papel relevante para o fluxo de energia, o ciclo das substâncias e o regime das espécies na paisagem (LANG e BLASCHKE, 2009).

Como corredores, poderiam ser designados todos os elementos estruturais que não são nem manchas nem matrizes, formando manchas de habitat lineares. Em relação à representação em escala da paisagem a ser pesquisada, os corredores se representam como estruturas lineares, isto é, eles possuem uma elevada relação de comprimento/largura (LANG e BLASCHKE, 2009).

Os fragmentos de habitat diferem do habitat original de dois modos importantes: (1) os fragmentos têm uma quantia maior de borda por área de habitat, (2) o centro de cada fragmento de habitat está mais próximo dessa borda (PRIMACK e RODRIGUES, 2001). O efeito de borda, ao propiciar uma alteração das condições microclimáticas (maior quantidade de luz, vento e temperatura), altera substancialmente o nicho das espécies que habitam aquele ecossistema, abrindo espaço para a colonização de espécies pioneiras que se estabelecem e alteram a composição florística e faunística naquele ambiente de transição. (FIQUEIRÓ, 2015; PRIMACK e RODRIGUES, 2001). A largura do efeito de borda ainda é uma variável bastante discutida entre os pesquisadores, já que a dinâmica de transformação estrutural da paisagem está condicionada às características climáticas e topográficas da região, bem como à natureza do processo de fragmentação (FIQUEIRÓ, 2015).

Áreas-núcleo (*core areas*) representam os espaços internos de unidades espaciais. Isso ocorre com base na premissa de que setores de borda são

influenciados por determinados efeitos de áreas exteriores (*edge effects*) e que, consequentemente, no setor interno predominam outras condições. Tal fato vale tanto para processos bióticos como abióticos, em função das relações laterais e funcionais entre as unidades espaciais. Por isso, o conceito de área-núcleo está fortemente relacionado ao conceito de ecótonos. Do ponto de vista da ecologia animal, a geração de áreas-núcleo serve para o registro de espaços interiores do habitat ecologicamente efetivo para espécies sensíveis às bordas (LANG e BLASCHKE, 2009).

A fragmentação da paisagem natural como decorrência da transformação nos padrões de uso do solo não apenas coloca em risco a sobrevivência de espécies animais e vegetais, que têm suas áreas de habitat reduzidas ou transformadas, como também diminui a possibilidade de descoberta de novas espécies pela eliminação total ou parcial dos ecossistemas (FIQUEIRÓ, 2015).

Um dos primeiros passos para a abordagem da conservação de ecossistemas é examinar o processo de fragmentação da vegetação, na tentativa de identificar as ações mais adequadas para reestabelecer ou manter a conectividade entre os fragmentos florestais. Além disso, é necessário saber em que medida a fragmentação ocorre, uma vez que o processo de ocupação não ocorreu de maneira uniforme ao longo do bioma. A maioria dos estudos sobre a fragmentação de ecossistemas, ou sobre a configuração espacial da paisagem, é baseada em mapas de uso e cobertura do solo, armazenados em um Sistema de Informação Geográfica – SIG (HERRMANN, 2011; GOERL *et al*, 2011; SOUZA *et al*, 2014; LANG e BLASCHKE, 2009).

A relativa facilidade em gerar, armazenar e manipular dados espaciais proporcionou um rápido incremento no volume de pesquisas sobre os padrões espaciais que influenciam os processos ecológicos e, mais recentemente, de trabalhos de planejamento voltados para a conservação da biodiversidade. Além disso, na escassez de dados biológicos e na urgência de se estabelecer ações de conservação, frente à crescente pressão sobre os recursos naturais, os gestores e tomadores de decisão cada vez mais fazem uso rotineiro das diferentes ferramentas de SIG para definir estratégias e políticas públicas para conservação (HERRMANN, 2011)

A variabilidade espacial de paisagens geralmente é restituída num mapa temático. Pode tratar-se aqui de polígonos vetoriais ou de um raster temático. Por motivos de detecção e representação em mapas ou camadas de SIG, os limites são nítidos e as transições entre unidades abruptas. As próprias unidades são representadas como homogêneas. Como substituto para o mosaico de paisagem assim retratado, foi desenvolvido um grande número de medidas da estrutura da paisagem (*landscape metrics*). Tais medidas são relacionadas e correlacionadas com processos ecológicos (HERRMANN, 2011; GOERL *et al*, 2011).

A análise da estrutura da paisagem com ajuda de medidas da estrutura da paisagem ocorre em três níveis, quais sejam: 1º o nível da mancha; 2º o nível da classe; e 3º o nível de toda a paisagem (LANG e BLASCHKE, 2009).

Métricas relativas a manchas (*patch-level metrics*) descrevem as características geométricas de manchas individuais. Métricas relativas a classes (*class-level* ou *class-related metrics*) resumem todas as manchas de uma determinada classe. O grupo de métricas específicas de classe estuda explicitamente a configuração desse conjunto de manchas. Métricas do nível da paisagem (*landscape-level metrics*) referem-se a toda a paisagem. Podem-se discriminar, por outro lado, métricas específicas da paisagem e agregadas à paisagem (LANG e BLASCHKE, 2009).

Com os avanços das ferramentas de computação, os padrões espaciais da paisagem começaram a ser utilizados como indicadores, ou substitutos, ambientais da biodiversidade. A partir desses indicadores são traçadas inferências sobre os processos ecológicos que podem estar atuando nas diferentes áreas e sobre o seu potencial para conservação da biodiversidade em diferentes escalas. Dentre os parâmetros mais usualmente utilizados para selecionar áreas prioritárias para conservação estão tamanho, forma, proximidade e qualidade da matriz, assumindo-se que fragmentos maiores, de forma mais arredondada, conectados a outros fragmentos e imersos em uma paisagem favorável ao deslocamento das espécies possuem atributos naturais mais favoráveis à manutenção de uma parcela significativa da biodiversidade (HERRMANN *et al*, 2011).

1.5 Metodologia geral da dissertação

1.5.1 Contexto e Importância da Área de Estudo

A área de abrangência deste estudo envolve sete municípios do sul do Piauí (Figura 1.3), inseridos dentro da região de ocorrência do bioma Cerrado. Estes municípios possuem um total de 75.932 habitantes distribuídos em uma área de 36.134,567 km² (BRASIL, 2011a).

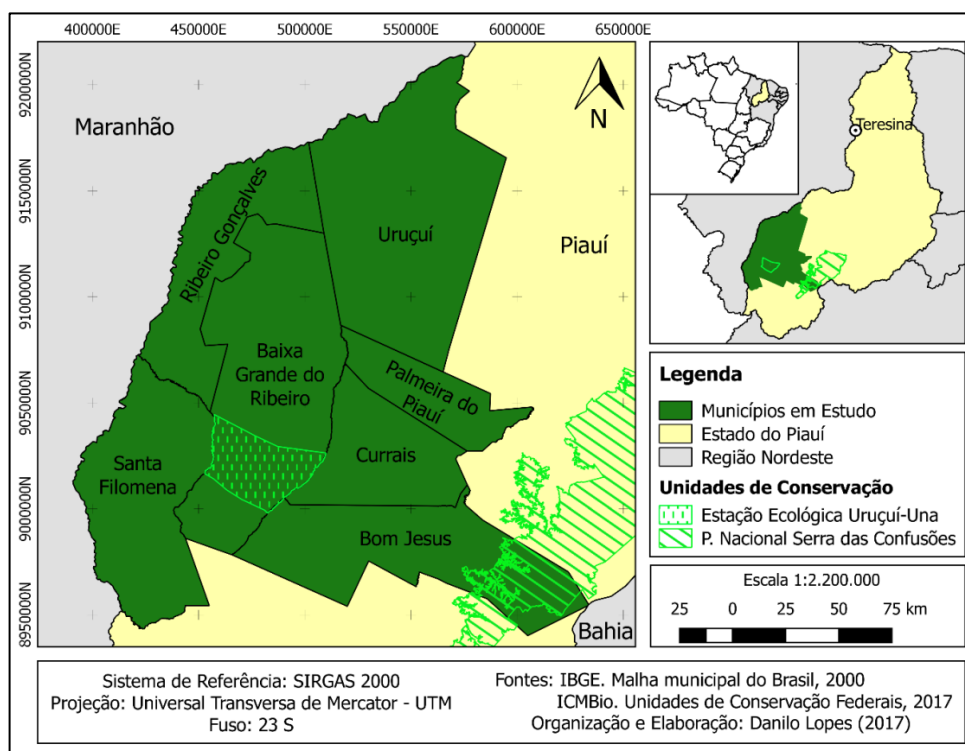


Figura 1.3: Localização da área de estudo

Os municípios envolvidos nesta pesquisa (Baixa Grande do Ribeiro, Bom Jesus, Currais, Palmeira do Piauí, Ribeirão Gonçalves, Santa Filomena e Uruçuí) foram os que mais desmataram o bioma cerrado dentro do Estado do Piauí, de acordo com os dados do Monitoramento do Bioma Cerrado para o período de 2009-2010 (BRASIL, 2011c). Destaque negativo, do ponto de vista ambiental, para os municípios de Baixa Grande do Ribeiro e Uruçuí, que desde o primeiro levantamento do MMA, para o período de 2002-2008, sempre estiveram entre os 10 (dez) municípios que mais desmataram o cerrado brasileiro (BRASIL, 2009b, 2011b, 2011c, 2015). Nos dois últimos levantamentos do Monitoramento do Bioma estes dois municípios ocupam o topo da lista dos que mais desmataram o cerrado do Brasil.

Com base nos dados do Mapeamento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite, realizado pelo MMA no período de 2009-2010 (BRASIL, 2011c), foi instituída uma lista de municípios prioritários para ações de conservação do bioma cerrado – PP Cerrado (Portaria MMA nº 97/2012), dos quais seis dos municípios estudados estão incluídos. Os critérios utilizados para a priorização das ações nesses municípios foram os seguintes: extensão da cobertura de vegetação nativa; Relevância para conservação da biodiversidade; e Concentração de extrema pobreza em áreas rurais.

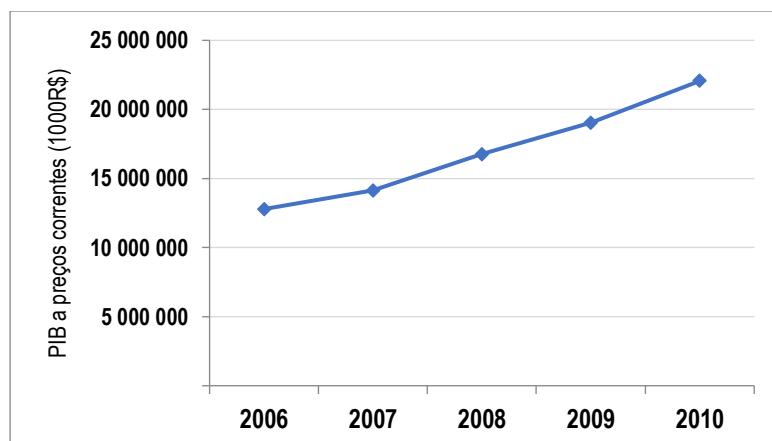
O rápido avanço das transformações no uso e cobertura da terra na região vem chamando a atenção de iniciativas internacionais para realização de projetos voltados para a recuperação de áreas degradadas e controle de desmatamentos e queimadas. Os municípios envolvidos nesta pesquisa foram alvos do Projeto de Redução do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado do Piauí (Projeto Procerrado-Piauí). Projeto este financiado através de doação do governo do Reino Unido ao Fundo Fiduciário de Mitigação das Mudanças Climáticas, através do Banco Mundial e com coordenação geral de responsabilidade do Ministério do Meio Ambiente (MMA). Os objetivos desse projeto foram de promover a adequação de produtores rurais à legislação florestal por meio de apoio a mecanismos de cadastramento ambiental de imóveis rurais e recuperação de passivos ambientais; e fortalecer a capacidade de prevenção e combate a incêndios florestais com foco em municípios do Sul do Piauí.

1.5.2 Caracterização Socioeconômica e Ambiental

De acordo com dados do IBGE, o PIB do Piauí em 2010 correspondeu a pouco mais de 22 bilhões e *per capita* de R\$7.072,00 (BRASIL, 2011a). Há uma evolução do PIB nos anos de 2006 a 2010, onde houve um incremento de aproximadamente 42% em relação ao arrecadado em 2006 (Gráfico 1.1).

A respeito dos municípios da área de estudo, em 2010 Uruçuí se destacou com o quinto maior PIB a preços correntes no Estado e foi o município com maior PIB *per capita*, superando, inclusive, a capital do Estado.

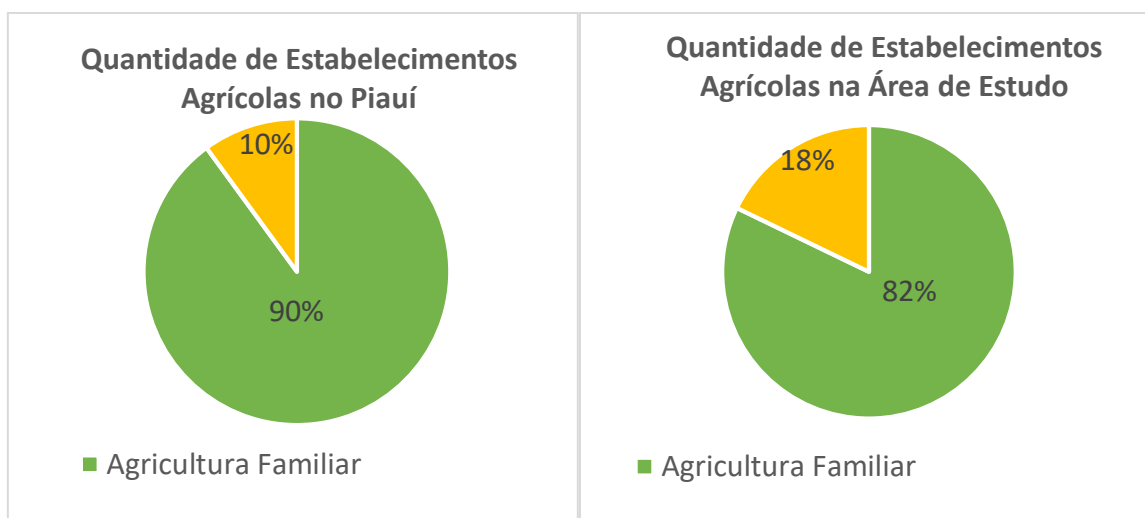
Gráfico 1.1: Evolução do PIB no Estado do Piauí



Fonte: BRASIL, 2011a.

De acordo com os dados do Censo Agropecuário de 2006 (BRASIL, 2006), o Piauí possui 245.378 estabelecimentos rurais, ocupando uma área de 9.506.597 hectares. Destes, 90% enquadram-se como Agricultura Familiar (Lei Nº. 11.326). No que diz respeito aos municípios da área de estudo, os sete possuem cerca de 4.968 estabelecimentos rurais, totalizando uma área de 1.277.250 hectares, onde 82% dos estabelecimentos tratam-se de agricultura familiar, o que corresponde a 4.082 imóveis rurais, como evidencia os gráficos 1.2 e 1.3.

Gráficos 1.2 e 1.3: Número de Estabelecimentos Rurais

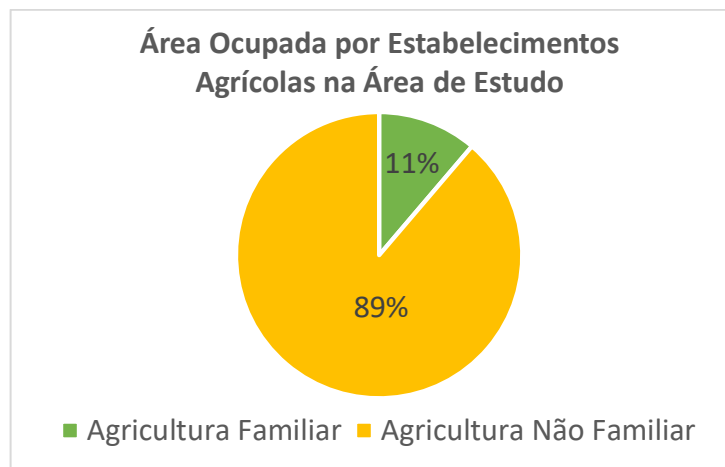


Fonte: Censo Agropecuário (BRASIL, 2006)

Embora a grande maioria de estabelecimentos rurais na área de estudo sejam de produtores da agricultura familiar (área de até 4 módulos fiscais), a área ocupada

por essas propriedades/posses é bastante inferior a área dos pertencente aos estabelecimentos dos grandes e médios produtores (Gráfico 1.4).

Gráfico 1.4: Área ocupada por estabelecimentos rurais nos 07 municípios abrangidos na área de estudo.



Fonte: Censo Agropecuário (BRASIL, 2006)

- **Baixa Grande do Ribeiro**

O município de Baixa Grande do Ribeiro possuía uma população de 10.516 habitantes (IBGE, 2011a) distribuída em uma área territorial de aproximadamente 7.808,924 km² com extensas chapadas situadas em níveis altimétricos de 500 a 800m, caracterizadas por topos planos regulares. A vegetação predominante é a Savana Arbórea Aberta com floresta de galeria e Savana Arbórea Densa (Cerrado), sendo limitadas por escarpas cortadas abruptamente e predominam a agropecuária e extrativismo de carnaúba/babaçu como atividades econômicas (BRASIL, 2011a; PIAUÍ, 2012)

- **Bom Jesus**

Com uma população de 22.629 habitantes (BRASIL, 2011a) distribuída em uma área territorial de 5.469,182 km², o município de Bom Jesus possui, em grande parte, em um amplo vale pedimentado, situado em cotas altimétricas de 400 a 500m. A vegetação do município predomina o Contato Estepe/Savana e o Contato Savana/Floresta Estacional e como atividades econômicas, há a predominância de agropecuária e pecuária extensiva (BRASIL, 2011a; PIAUÍ, 2012).

- Currais

A maior parte do município de Currais é ocupada por extensas chapadas situadas em níveis altimétricos de 500 a 800m, caracterizadas por topos planos regulares. O município possui cerca de 4.704 habitantes (BRASIL, 2011a) e uma área territorial de 3.156,657 km². A vegetação predominante é representada pela Savana Arbórea Aberta e Savana Arbórea Densa (Cerrado), sendo limitadas por escarpas abruptamente cortadas (BRASIL, 2011a; PIAUÍ, 2012). Predominam a pecuária extensiva, agricultura comercial e extrativismo de carnaúba/babaçu como principais atividades econômicas (PIAUÍ, 2012).

- Palmeira do Piauí

A população deste município, no ano de 2010, era de 4.993 habitantes e sua área territorial é de 2.023,513 km². O município conta, em sua maior parte, em especial a região central, chapadas situadas em níveis altimétricos de 500 a 800m, caracterizadas por topos planos regulares. A vegetação predominante é a Savana Arbórea Aberta com floresta-de-galeria e Savana Arbórea Densa (Cerrado), sendo limitadas por escarpas abruptamente interrompidas (BRASIL, 2011a; PIAUÍ, 2012). Predomina a agropecuária e pecuária extensiva como atividade econômica (PIAUÍ, 2012).

- Ribeiro Gonçalves

O município Ribeiro Gonçalves é praticamente todo ocupado por extensas chapadas situadas em níveis altimétricos de 500 a 800m, caracterizadas por topos planos regulares. Predomina a vegetação Savana Arbórea Aberta com floresta de galeria e Savana Arbórea Densa (Cerrado), sendo limitadas por escarpas abruptamente cortadas. Este município possuía uma população de 6.845 habitantes, no ano de 2010, distribuída em uma área territorial de 3.978,945 km². Predomina como atividades econômicas a agropecuária e o extrativismo de carnaúba/babaçu (BRASIL, 2011a; PIAUÍ, 2012).

- Santa Filomena

O município de Santa Filomena é, em sua maioria, ocupado por chapadas situadas em níveis altimétricos de 500 a 800m, caracterizadas por topos planos regulares. A vegetação é do tipo Savana Arbórea Aberta, Savana Parque e Savana Arbórea Densa (Cerrado), sendo limitadas por escarpas intensamente dissecadas. Predomina a vegetação de floresta-de-galeria e Savana Parque com floresta-de-galeria (Cerrado) e Savana Arbórea Aberta (PIAUÍ, 2012). Em termos populacionais, o município de Santa Filomena possuía, no 2010, um total de 6.096 habitantes. A área territorial deste município é de 5.285,438 km² com o predomínio da pecuária extensiva, agricultura comercial e extrativismo de carnaúba/babaçu como atividades econômicas (BRASIL, 2011a; PIAUÍ, 2012).

- Uruçuí

O município de Uruçuí possuía uma população de 20.149 habitantes, no ano de 2010, distribuída em uma área de 8.411,908 km², sendo o maior município do Estado do Piauí em termos territoriais. Este município também possui extensas chapadas situadas em níveis altimétricos de 500 a 800m, caracterizadas por topos planos regulares. A vegetação é de Savana Arbórea Aberta com floresta-de-galeria e Savana Arbórea Densa (Cerrado), sendo limitadas por escarpas abruptamente cortadas (BRASIL, 2011a; PIAUÍ, 2012). Predomina a agropecuária e extrativismo de carnaúba/babaçu como atividades principais (PIAUÍ, 2012).

1.5.3 Materiais e Métodos

O uso e cobertura do solo foi avaliado através de imagens dos Satélites Landsat 5 e Landsat 8, ambos com resolução espacial de 30 metros para os anos de 1986, 1996, 2006 e 2016. A escolha do período de abrangência deste estudo é justificada pelo início das ocupações das áreas de cerrado do Piauí, ocasionando as primeiras alterações significativas no uso e cobertura da terra nos municípios envolvidos. O mapeamento identificou cinco classes: Recursos Hídricos, Área Urbana, Atividades Agropecuárias (Cultivos Agrícolas e Pastos Artificiais), Savana Florestada / Arborizada e Savana Parque / Gramíneo Lenhosa.

O período analisado compreende um espaço temporal de 30 anos, iniciando em 1986, com intervalos decenais. Todo o território estudado está localizado na área de abrangência de sete cenas dos satélites Landsat. Portanto, foram utilizadas 28 (vinte e oito) imagens, sendo 21 do satélite Landsat 5-TM e sete do satélite Landsat 8-OLI, cenas das órbitas/pontos 219/066, 219/067, 220/065, 220/066, 220/067, 221/65, 221/66, dos anos de 1986, 1996, 2006 e 2016. Estas imagens (Figura 1.4), foram escolhidas por permitirem uma análise temporal mais abrangente das mudanças de uso cobertura da terra na região. As imagens utilizadas têm resolução espacial de 30 metros e são disponibilizadas gratuitamente na internet pelos sítios do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE (Landsat 5) e da United States Geological Survey - USGS (Landsat 8).

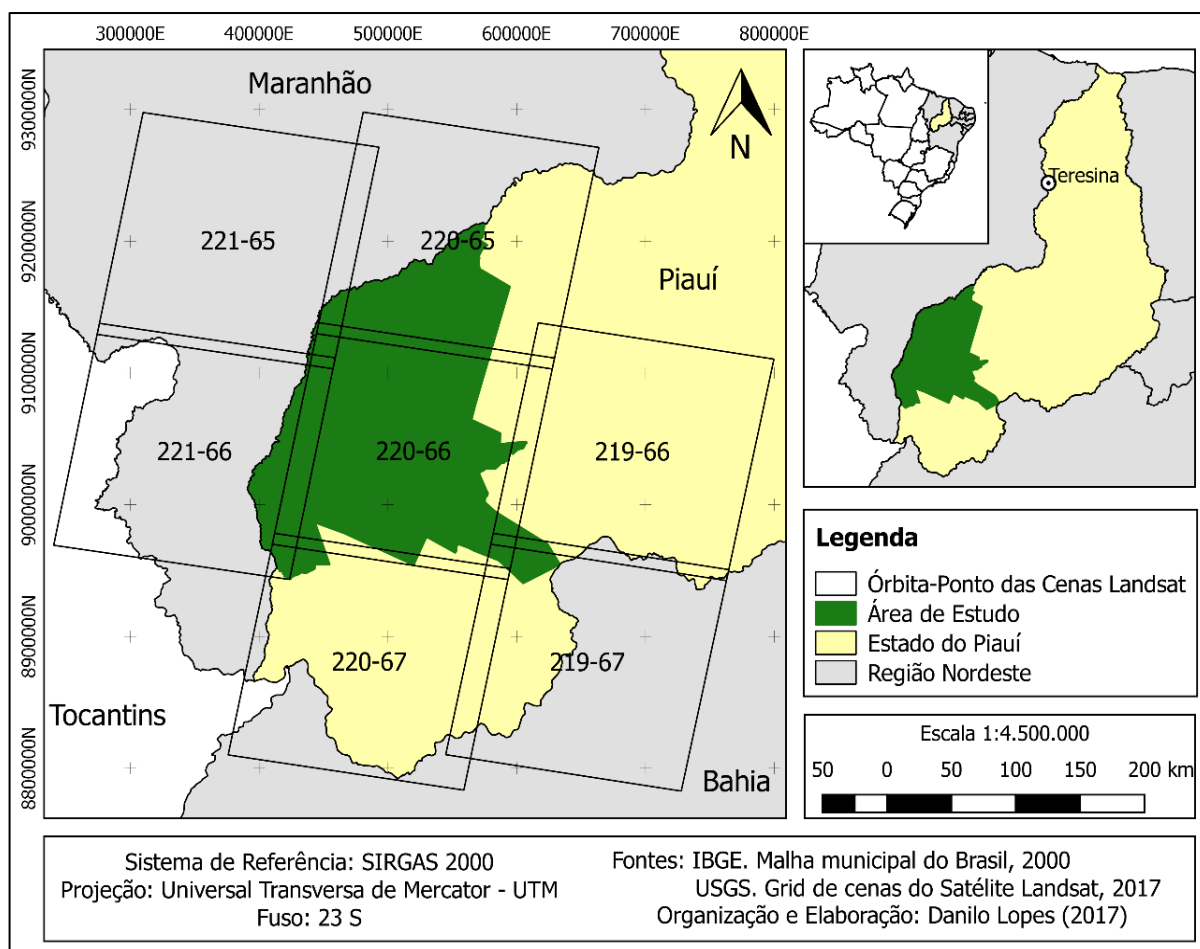


Figura 1.4: Órbitas-pontos das imagens utilizadas no estudo.

Fonte: Adaptação de BRASIL (2000) e USGS (2017).

Para a realização dos procedimentos foram utilizadas seis bandas dos satélites Landsat 5 e 8 (Tabela 1.3). A escolha dessas bandas se deu pela correspondência de resolução espectral entre os satélites e pela diversidade dos alvos a serem classificados. Em seguida, executou-se o empilhamento de bandas, por meio do software Envi 5.1, para a junção de todas as bandas correspondentes em um só arquivo. Esse processo foi realizado individualmente com todas as 28 cenas utilizadas.

Tabela 1.3: Bandas dos satélites Landsat utilizadas no estudo

Bandas Landsat 5	Bandas Landsat 8	Comprimento de onda
1	2	Azul
2	3	Verde
3	4	Vermelho
4	5	Infravermelho próximo
5	6	Infravermelho de ondas curtas 1
7	7	Infravermelho de ondas curtas 2

Fonte: Adaptado de NASA, 2017.

As imagens do satélite Landsat 8 já são disponibilizadas ortorretificadas, porém o mesmo não acontece com as imagens do Satélite Landsat 5, ocasionando distorções no posicionamento dos dados imageados através deste último satélite. Diante disto, realizou-se o procedimento de correção geométrica das imagens obtidas do Landsat 5 para os anos de 1986, 1996 e 2006. O método utilizado para esta correção foi o registro automático multipontos, tomando por base as imagens do Landsat 8.

A partir das imagens empilhadas, foi realizado o pré-processamento, que se deu em ambiente Envi 5.1, com o registro automático multipontos. Este registro foi realizado com a configuração para procura automática de 200 pontos homólogos entre as imagens dos dois satélites. Para a maior confiabilidade destes procedimentos, realizou-se a observação manual de todos os pontos escolhidos automaticamente pelo software, com a finalidade de verificar o correto posicionamento destes. Os pontos verificados em desconformidade foram excluídos, e, caso houvesse necessidade, novos pontos eram adicionados manualmente. Após

esta verificação, o procedimento era executado com o número mínimo de 100 pontos homólogos em cada cena analisada.

Após o registro das imagens com base nas cenas do satélite Landsat 8, foram confeccionados os mosaicos para os anos de 1986, 1996, 2006 e 2016. A confecção destes mosaicos de imagens para cada ano estudado foi executada dividida por órbitas, dada a heterogeneidade dos dados, pois as cenas obtidas em cada órbita são de datas diferentes dentro do mesmo mês. As imagens utilizadas são todas do período compreendido entre junho e julho dos anos correspondentes, meses posteriores ao período chuvoso na região de estudo.

Com os mosaicos de imagens, divididos em 3 órbitas para cada ano, procedeu-se o recorte individual com base no polígono de delimitação da área de estudo, utilizando-se o software Envi 5.1. Isto foi realizado com o objetivo de facilitar o processamento dos dados e otimizar a classificação, devido à grande extensão da área estudada.

Logo após a etapa de recorte dos mosaicos, foi procedido a composição das imagens, realce das bandas e posterior segmentação e classificação por órbita. Este procedimento ocorreu primeiramente com as imagens do ano de 2016 (Landsat 8), em ambiente eCognition 9.1, utilizando-se a classificação orientada a objeto para a obtenção do mapeamento dos usos e coberturas da terra.

As classes e seu detalhamentos utilizados foram:

- **Área Urbana:** Áreas Urbanas, Sedes Municipais, Povoados, etc.
- **Atividades Agropecuárias:** Cultivos Agrícolas e Pastos Artificiais.
- **Recursos Hídricos:** Cursos D'água, Lagoas, Represas, etc.
- **Vegetação Florestada / Arborizada:** Cerradão, Campo Cerrado, Cerrado Típico, Cerrado Denso, Florestas, Matas Ciliares, Matas de Galeria e Mata Seca.
- **Vegetação Parque / Gramíneo Lenhosa:** Campo-Sujo-de-Cerrado, Cerrado-de-Pantanal, Campo-de-Murundus, Cerrado Ralo ou Covoal, Campo Rupestre, Palmeiral, Veredas e Campo-Limpo-de-Cerrado.

A vegetação da região, agrupada em duas classes, neste trabalho, são ilustradas em perfil esquemático (Figura 1.5) e em blocos-diagramas das fisionomias ecológicas (Figura 1.6)

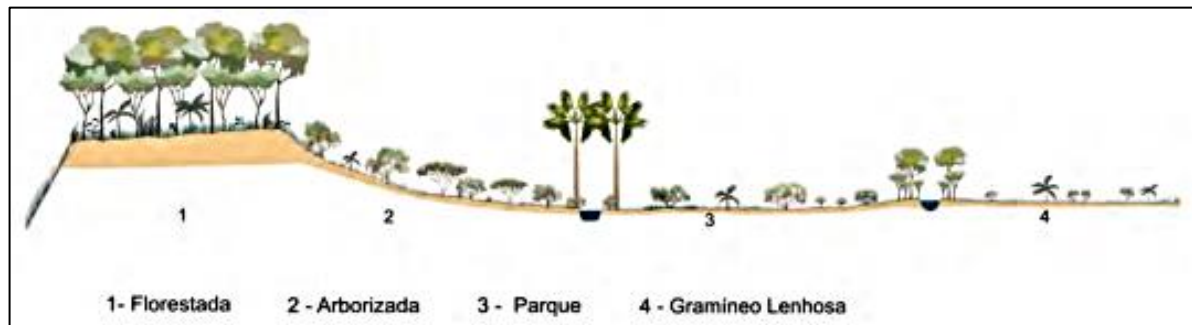


Figura 1.5: Perfil esquemático da Savanna (Cerrado).

Fonte: Veloso *et al* (1991) e Brasil (2012).

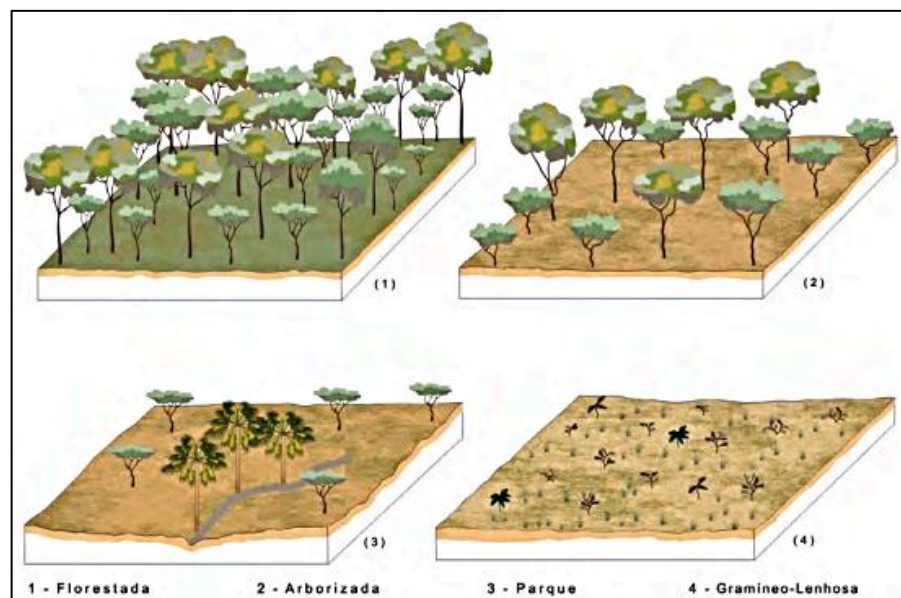


Figura 1.6: Blocos-diagramas das fisionomias ecológicas da Savanna (Cerrado).

Fonte: Veloso *et al* (1991) e Brasil (2012).

O processo de segmentação das imagens Landsat 8 foi realizado com a utilização do algoritmo *multiresolution segmentation* do programa eCognition 9.1. Para esta etapa foi adotado o tamanho 250 para o parâmetro de escala (*Scale parameter*). Este parâmetro define o tamanho dos segmentos a serem gerados, ou seja, quanto maior o valor adicionado maior será o tamanho do meu segmento definido (SILVA *et al*, 2016). Definiu-se os valores de parâmetros para forma (*shape*) para 0.3 e compactidade (*Compactness*) para 0.8. Todos estes parâmetros

introduzidos foram definidos a partir de diversas tentativas de segmentação com as imagens trabalhadas.

Após a realização da segmentação, foram criadas as classes abordadas neste estudo. Com as classes criadas, iniciou-se a amostragem de segmentos para cada classe inserida por meio de identificação visual na imagem de satélite, com base em conhecimento prévio em campo da área a ser classificada.

A classificação supervisionada do uso e cobertura da terra das imagens Landsat foram realizadas com o algoritmo *classification*, que utiliza a lógica fuzzy para definição das classes. Esta classificação abrangeu apenas as classes “atividades agropecuárias”, “recursos hídricos”, “Vegetação florestada/arborizada”, e “Vegetação parque/gramíneo lenhosa”. A definição da classificação de áreas urbanas foi definida manualmente no software Qgis 2.18, por gerar muita confusão de classes neste processo. Com as imagens já classificadas, utilizou-se o algoritmo *assign class* para filtragem de classes por homogeneidade, textura e contato de borda com outras classes.

Uma das últimas etapas da classificação digital de imagens é a da validação dos resultados. O que se busca nessa etapa é avaliar a acurácia da classificação. Um resultado com 100% de acurácia significa que todos os pixels da imagem foram classificados de forma correta, segundo um conjunto de dados que compõe a verdade terrestre. (CONGALTON e GREEN, 1999; MENEZES e ALMEIDA, 2012).

A acurácia depende de uma série de fatores como a complexidade do terreno, as resoluções espaciais e espectrais do sistema sensor, o próprio algoritmo de classificação utilizado, a legenda utilizada no processo de classificação e o conjunto de dados que representa a verdade terrestre. Por exemplo, considere os resultados da classificação de imagens de satélite de um determinado município. Se a legenda for composta de duas classes, terra e água, a acurácia tende a ser maior do que a de outra legenda composta por três classes de vegetação natural – formações campestres, savânicas e florestais – e três classes de uso da terra – culturas agrícolas, pastagens cultivadas e reflorestamento (MENEZES e ALMEIDA, 2012).

A análise Kappa é uma técnica multivariada discreta utilizada na avaliação da acurácia. O resultado da realização de uma análise Kappa é uma estatística KHAT (na realidade K, uma estimativa de Kappa), que é outra medida de concordância ou acurácia (COHEN, 1960). Esta medida de concordância é baseada na diferença

entre a concordância real na matriz de erro (ou seja, a concordância entre a classificação de sensoriamento remoto e os dados de referência, como indicado pela diagonal maior) e a concordância de acaso que é indicada pela linha e coluna totais, isto é, marginais. (CONGALTON e GREEN, 1999).

Os diferentes índices de concordância são classificados conforme mostra a tabela 1.4:

Tabela 1.4: Limiars do índice Kappa

Estatística Kappa	Classificação
< 0.00	Ruim
0.00-0.20	Leve
0.21-0.40	Razoável
0.41-0.60	Moderado
0.61-0.80	Substancial
0.81-1.00	Quase perfeito

Fonte: Landis e Koch (1977)

A primeira classificação de imagens ocorreu para o ano de 2016. Em posse do mapa classificado para este ano, realizou-se a tomada de pontos de controle em campo, com um GPS de navegação, para validação dos dados. Este processo de tomada de pontos em campo foi realizado percorrendo-se toda a área de estudo, contemplando os sete municípios estudados. Foram levantados 154 pontos envolvendo alvos de todas as classes identificadas. Com os pontos obtidos em campo, montou-se uma matriz de confusão entre as classes para o cálculo do índice Kappa, com objetivo de validar os resultados do mapeamento.

Após a classificação e validação dos dados para o ano de 2016, executou-se a mesma metodologia para os demais anos analisados. A obtenção das amostras no processo de classificação das imagens dos anos de 1986, 1996 e 2006 foi realizada de acordo com os padrões visuais observados nas imagens de 2016, cuja a classificação passou pelo processo de validação em campo.

Para a segmentação das imagens Landsat 5 foi adotado o tamanho 20 para o parâmetro de escala (*Sacle parameter*), 0.1 para a forma (*shape*) e 0.3 para a compacidade (*Compactness*). Estes parâmetros foram os que mais se ajustaram às imagens do satélite Landsat 5 para a área de estudo, de acordo com testes realizados com atribuição de diversos parâmetros. Os procedimentos de amostragem e classificação de imagens foram os mesmos utilizados nas imagens Landsat 8.

A área de estudo é dividida em 4 unidades de relevo (BRASIL, 2010). São elas: Planaltos; Superfícies Aplainadas Degradadas; Planícies Fluviais; e Vales Encaixados. Porém, pela pequena extensão de área e proximidade de características das Planícies Fluviais e Superfícies Aplainadas Degradadas, dentro da área de estudo, essas duas unidades foram agrupadas (Figura 1.7). Diante disto, utilizou-se a divisão em 3 unidades de relevo para a execução da metodologia proposta:

- ✓ Planaltos;
- ✓ Vales Encaixados; e
- ✓ Superfícies Aplainadas Degradadas / Planícies Fluviais

Os Vales Encaixados são relevos de degradação de morfologia acidentada, constituídos por vertentes predominantemente retilíneas a côncavas, fortemente sulcadas, declivosas, com sedimentação de colúvios e depósitos de tálus. A amplitude de relevo varia de 100 a 300 m, com inclinação das vertentes de 10° a 25°, com ocorrência de vertentes muito declivosas, acima de 45° (BRASIL, 2010).

Os planaltos estão alçados em cotas que variam entre 400 e 700 m de altitude, sendo profundamente entalhadas por uma rede de vales encaixados. Esses planaltos, relevos de degradação em rochas sedimentares, são superfícies mais elevadas que os terrenos adjacentes, apresentando formas tabulares, com inclinação de 2° a 5° e amplitude de relevo de 20 a 50 m, excetuando-se os eixos dos vales fluviais (BRASIL, 2010). As Superfícies Aplainadas Degradadas / Planícies Fluviais apresentam um desnivelamento total em torno de 200 a 350 m (BRASIL, 2010). As Planícies Fluviais são superfícies sub-horizontais, constituídas de depósitos arenoargilosos a argiloarenosos, apresentando gradientes extremamente suaves e convergentes em direção aos cursos d'água principais, com terrenos imperfeitamente drenados nas planícies de inundação (BRASIL, 2010). A amplitude de relevo nessas áreas é praticamente nula, apresentando inclinação máxima de 3 graus.

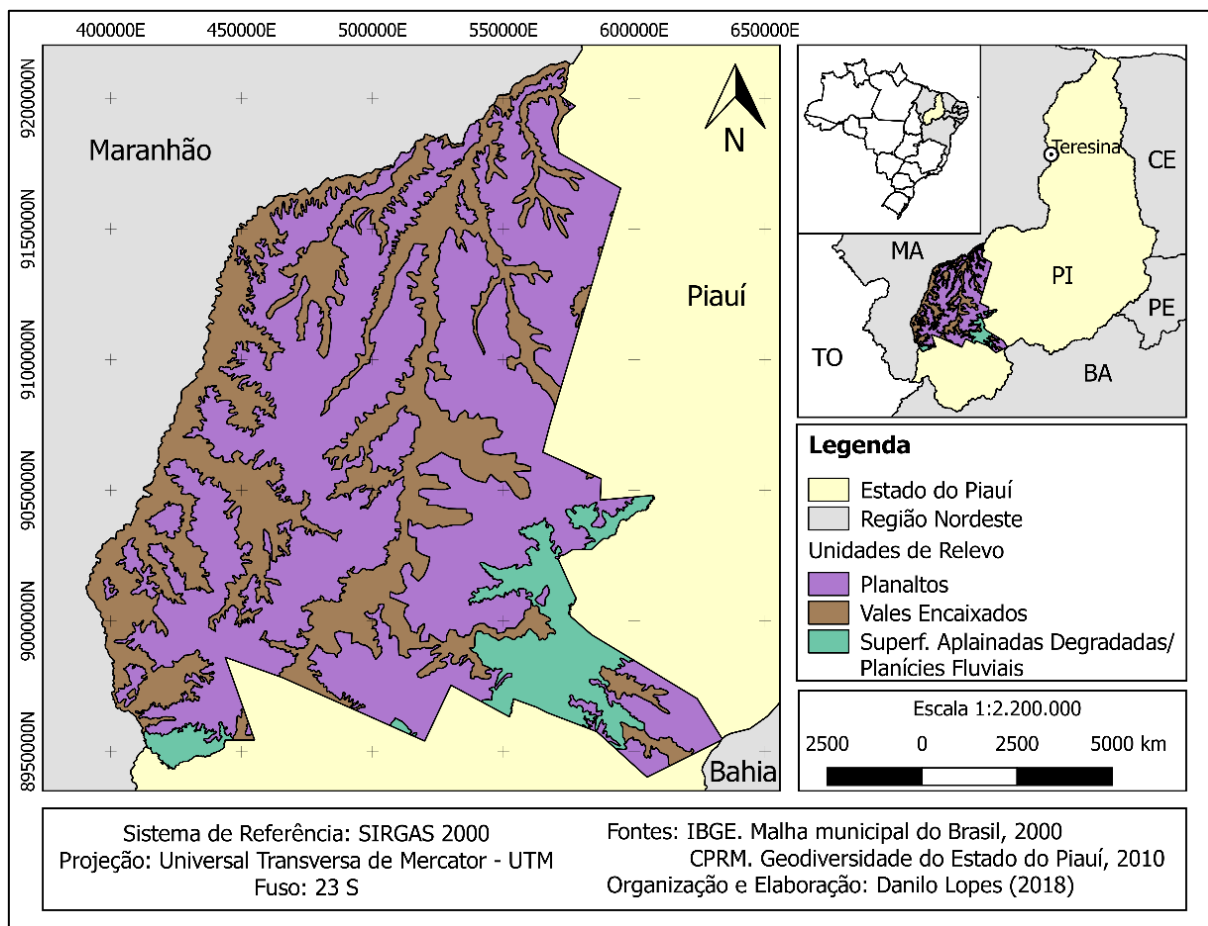


Figura 1.7: Localização das Unidades de Relevo utilizadas.

Os arquivos oriundos do mapeamento da classificação do uso e cobertura da terra foram recortados com base nas três unidades de relevo abordadas neste estudo, usando o programa ArcGIS versão 10.1. Para cada unidade de relevo foram calculadas as métricas de paisagem em nível de classe, com a utilização do software Fragstats (Quadro 1.1).

Após o cálculo das métricas de paisagem, os resultados foram tabulados, utilizando-se o software excel, e analisados de acordo com os anos escolhidos e pelas unidades de relevo existentes. O resultado das métricas foram considerados apenas para três classes mais relevantes para o estudo: vegetação florestada/arborizada; vegetação parque/gramíneo lenhosa; e atividades agropecuárias.

Os mapas recortados para cada unidade de relevo também foram utilizados para o cálculo de transições entre classes, por períodos. Estes dados de transições por período foram obtidos através de um modelo formulado no ambiente do programa Dinâmica EGO versão 4.0. A finalidade deste mapa foi a de extração do

percentual do quantitativo de áreas de todas as transformações ocorridas ano a ano estudado.

Por fim, foram calculados o total de área de atividades agropecuárias para cada ano e gerados os valores de incremento de conversão para estas atividades por período e unidade de relevo. Foram calculados também os valores percentuais destes incrementos.

Quadro 1.1: Métricas de paisagem utilizadas

MÉTRICA	EQUAÇÃO	UNIDADE	DESCRIÇÃO
ÁREA DA CLASSE	$CA = \sum_{i=1}^n c_i$	Ha	CA= Número total de manchas que pertencem a uma determinada classe; c_i = Área da i-ésima mancha correspondente à classe avaliada.
PORCENT. DA PAISAGEM	$PLAND = P_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$	%	PLAND= Porcentagem de uma determinada classe na paisagem; $j= 1$ a n número de manchas; a = área total da paisagem; a_{ij} = área da mancha i na classe j .
NÚMERO DE MANCHAS	$NUMP = \sum n_i$	-	NUMP= Número total de manchas dentro de uma mesma classe; n_i =Quantidade de manchas de uma classe
ÁREA MÉDIA	$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i}$	Ha	MPS= Tamanho médio das manchas; a_{ij} = área da mancha i na classe j ; $j= 1$ a n número de manchas da classe.
ÍNDICE MÉDIO DE FORMA	$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \left \frac{0,25 p_{ij}}{a_{ij}} \right }{n_i}$	-	MSI= Índice de forma média; p_{ij} = Perímetro da mancha ij ; a_{ij} = área da mancha i na classe j ; $j= 1$ a n número de manchas; e n_i = número de manchas da classe.
ÁREA NÚCLEO MÉDIA	$MCA = \sum_{j=1}^n \left(\frac{a_{ij}^2}{a_{ij}} \right)$	Ha	MCA= Área núcleo média; $j= 1$ a n número de manchas; a_{ij} = área da mancha i na classe j ; a_{ij}^e = core area (m^2) da mancha ij baseado na largura da borda (edge width), em metros. Para o cálculo das áreas núcleo, foi utilizado o valor de borda de 100 metros.

Fonte: LANG e BLASCHKE (2009).

1.6 Referências

AGUIAR, T. de J. A.; MONTEIRO, M. do S. L. **Modelo agrícola e desenvolvimento sustentável**: a ocupação do cerrado piauiense. Ambiente e Sociedade, v. VIII, n.2, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. **Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Brasília, 2002.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Censo Agropecuário de 2006**. Rio de Janeiro, 2006.

BRASIL. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa. **Savanas**: demandas para pesquisa. Embrapa Cerrados. Planaltina-DF, 2009a.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. **Relatório Técnico de Monitoramento do Desmatamento no Bioma Cerrado, 2002 a 2008**: Dados Revisados. 2009 b. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/arquivos/relatorio_tecnico_monitoramento_desmate_bioma_cerrado_csr_rev_72_72.pdf. Acesso em: 22/03/2017.

BRASIL. Serviço Geológico do Brasil – CPRM. **Geodiversidade do estado do Piauí**. Recife, 2010.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Censo Demográfico de 2010**. Características da população e dos domicílios: resultados do universo. Rio de Janeiro, 2011a.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. **Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite**. Monitoramento do Bioma Cerrado 2008 a 2009. 2011b. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/arquivos/relatoriofinal_cerrado_2008_2009_72.pdf. Acesso em: 22/03/2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. **Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite**. Monitoramento do Bioma Cerrado 2009 a 2010. 2011c. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/arquivos/relatoriofinal_cerrado_2010_final_72_1.pdf. Acesso em: 22/03/2017.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro, 2012.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. **Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite**. Monitoramento do Bioma Cerrado 2010 a 2011. 2015. Disponível em: [http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80120/PPCerrado/Relatorio%20Tecnico Bioma%20Cerrado_2011vfinal.pdf](http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80120/PPCerrado/Relatorio%20Tecnico%20Bioma%20Cerrado_2011vfinal.pdf). Acesso em: 22/03/2017.

CARVALHO, F. M. V.; MARCO JÚNIOR, P.; FERREIRA, L. G. **The Cerrado intopieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil**. Biological Conservation, n.142, 2009.

CONGALTON, R.G.; GREEN, K. **Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices**. New York: Lewis Publishers, 1999. 137p.

FIGUEIRÓ, A. S. **Biogeografia: Dinâmicas e Transformações da Natureza**. São Paulo, Oficina de Textos, 2015.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. John Wiley e Sons, New York, NY. 1986.

FROHN, R. C.; e HAO, Y. "Landscape metric performance in analyzing two decades of deforestation in the Amazon Basin of Rondônia, Brazil." Remote Sensing of Environment 100.2: 237-251. 2006.

GANEM, Roseli Senna; DRUMMOND, José Augusto; e FRANCO, José Luiz de Andrade Franco. **Ocupação Humana e Impactos Ambientais no Bioma Cerrado: Dos Bandeirantes à Política dos Biocombustíveis**. In: BRASIL, Vanessa Maria e GANDARA, Gercinair Silvério. Cidades, Rios e Patrimônio: Memórias e Identidades Beiradeiras. Goiânia: PUC-Goiás, 2010, pp. 171-188

GOERL, R. F.; SIEFERT, C. A. C.; SCHULTZ, G. B.; SANTOS, C. S. dos; Santos, I. dos. **Elaboração e Aplicação de Índices de Fragmentação e Conectividade da Paisagem para Análise de Bacias Hidrográficas**. Revista Brasileira de Geografia Física, v.05, p.1000-1012, 2011.

GREGGIO, T. C.; PISSARRA, T. C. T.; e RODRIGUES, F. M. **Avaliação dos fragmentos florestais do município de Jaboticabal-SP**. Revista Árvore, v.33, n.1, p.117-124, 2009.

HERRMANN, G. (Org.). **Incorporando a Teoria ao Planejamento Regional da Conservação: A Experiência do Corredor Ecológico da Mantiqueira**. Belo Horizonte: Valor Natural, 2011.

HERRMANN, G.; MACHADO, R.B.; MACEDO, D.R. **Planejamento para a Conservação da Biodiversidade Regional: uma proposta metodológica para a indicação de áreas prioritárias para a recuperação, formação de microcorredores e criação de unidades de conservação**. In: Herrmann, G. (Org.). Incorporando a Teoria

ao Planejamento Regional da Conservação: A Experiência do Corredor Ecológico da Mantiqueira. Belo Horizonte: Valor Natural, 2011.

HUNKE, P.; MUELLER, E.N.; SCHRÖDER, B.; ZEILHOFER, P. **The Brazilian Cerrado**: assessment of water and soil degradation in catchments under intensive agricultural use. 2015. *Ecohydrology* 8, 1154–1180. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1002/eco.1573>. Acesso em : 20/05/2018.

JENSEN, John R. **Sensoriamento remoto do ambiente**: Uma perspectiva em recursos terrestres. 2ed. São José dos Campos: Parêntese, 2009.

LANDIS, J.R. e 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 Textos, 2009.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. (org.) **Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto**. Brasília: CNPq, 2012.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.; KENT, J. **Biodiversity hotspots for conservation priorities**. 2000. *Nature* 403:853–858.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicação**. 4 ed. Viçosa: Editora UFV, 2011.

NASA. National Aeronautics and Space Administration. **Landsat Science**. Disponível em: <https://landsat.gsfc.nasa.gov/>. Acesso em: 09 de abril de 2017.

NASA. Landsat Spectral Bands. Disponível em: <https://landsat.gsfc.nasa.gov/landsat-9/landsat-9-spectral-bands/>. Acesso em: 20 de junho de 2018.

NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A.S. **Landscape ecology**: Theory and application. New York, Spring Verlag, 1994. 2nd ed. 360p.

NOVO, E.M.L. de M. **Sensoriamento Remoto**: Princípios e Aplicações. 4 ed., São Paulo: Blucher, 2010.

OLIVEIRA, S. *et al.* "Landscape-fragmentation change due to recent agricultural expansion in the Brazilian Savanna, Western Bahia, Brazil." *Regional Environmental Change* 17.2. 2017.

PIAUI (Estado). Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos - SEMAR. **Zoneamento Ecológico-econômico do Estado do Piauí, com maior**

detalhamento dos Cerrados Piauienses. Banco de dados e mapa de subsídios à gestão Territorial, 2012.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação.** Londrina-PR, Ed. Planta, 2001.

RATTER J.; RIBEIRO J.; BRIDGEWATER S. **The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity.** Ann Bot 80:223–230. 1997.

SILVA, J.F.; FARIÑAS, M.R.; FELFILI, J.M.; KLINK, C.A. **Spatial heterogeneity, land use and conservation in the Cerrado region of Brazil.** J. Biogeogr. 33, 536–548. 2006. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01422.x>. Acesso em: 20/05/2018.

SILVA, Anderson Adailson *et al.* **Uso do eCognition 8 para classificação de imagem de satélite com alta resolução.** EDUERN, Mossoró – RN. 2016.

SOUZA C. G.; ZANELLA, L.; BORÉM, R. A. T.; CARVALHO, L. M. T. de; ALVES, H. M. R.; VOLPATO, M. M. L. **Análise da Fragmentação Florestal da Área de Proteção Ambiental Coqueiral, Coqueiral – MG.** Revista Ciência Florestal, Santa Maria, v. 24, n. 3, p. 631-644, jul-set., 2014.

STRASSBURG, B.B.N.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; LATAWIEC, A.E.; OLIVEIRA FILHO, F.J.B.; SCARAMUZZA de, C.A.M.; SCARANO, F.R.; SOARES-FILHO, B.; BALMFORD, A.; **Moment of truth for the Cerrado hotspot.** Nat. Ecol. Evol. 1, 99. 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/s41559-017-0099>. Acesso em 20/05/2018.

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

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 123 p. Disponível em: http://biblioteca.ibge.gov.br/colecao_digital_publicacoes.php. Acesso em: 20/05/2018.

WANTZEN, K.M.; SIQUEIRA, A.; CUNHA, C.N.; PEREIRA de SÁ, M.F. **Streamvalley systems of the Brazilian Cerrado: impact assessment and conservation scheme.** Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 16, 713–732. 2006.

2. TOWARDS A ROBUST APPROACH FOR MULTITEMPORAL LANDCOVER DATASET: 3 DECADES OF CHANGES IN PIAUÍ, BRAZIL

2.1 Introduction

Over the last three decades the Cerrado (Brazilian Savanna biome) has been an alternative to the deforestation in the Amazon, and the most intense exploration of this region is driven either by agricultural and pasture expansion or by forest plantations (BRASIL, 2002; AGUIAR and MONTEIRO, 2005; STRASSBURG et al, 2017). The state of Piauí is located within a transition between the biomes Caatinga at east and Cerrado at west, where the new grain-oriented agriculture is pushing the economy and driving major landscape changes. As for the governance policies, between the 1970s and 1980s, the region experienced the implantation of agricultural mega-projects sponsored by federal funds. In the 1990s, this process was intensified through the implementation of grain-oriented agriculture projects, where soybean played key role as the major commodity for exportation in the region (AGUIAR and MONTEIRO, 2005; BRASIL, 2009; GANEM et al, 2010). Given the anthropic pressure of the novel extensive agriculture fields on the natural environments of the Piauí Cerrado area, it is imperative to produce multi-temporal geospatial records in order to support research as well as the formulation of public policies related to land use and cover in the region.

Thus, mapping from satellite images is one of the most important sources of data to register and to investigate the earth surface (JENSEN, 2009). The historical series of LANDSAT satellite is the longest and complete record of continental surface imagery obtained from space since 1970's (ROY et al., 2014). The availability of LANDSAT images allows conducting studies on different types of land use and cover in different dates, then this program is currently a key instrument to support the investigations about global land changes (NOVO, 2010). Nevertheless, the most important rule to allow multi-temporal data analysis is the geometric fitness among the layers or images that will be combined to perform the analytical approach (BEUCHLE et al., 2015). Thus, it is mandatory that different images may fit perfectly

each other in order to detect the changes from simple differences between the digital numbers associate to the pixels (BYRNE et al., 1980).

Broadly sensu, the image classification is the procedure used to detect the geographic features of interest present in a scene to create a thematic map-like representation. Contrary to the manual feature extraction, the image classification techniques allow to compute a large amount of data and a wide geographic coverage within a time-consuming intangible for human operation (MANFRE et al., 2016). Due to the large amount of data as well as the repetitive operations, the remote sensing practitioners tend to develop protocols for optimize the procedures (NOBREGA et al, 2010). Therefore, it is easier to adjust the parameters of a given protocol to be applied in a new image dataset than start over a new set of commands and rules from scratch. Among the diversity of the techniques of image classification, we choose the Geographic Object-Based Image Classification (GeOBIA) (BLASCHKE, 2010) as the key procedure used in the present investigation.

Given the well know expansion of agriculture fields and reduction of natural woodland savanna in the study area, we hypothesize that not all areas of savanna is been reduced, so we estimate that patches of parkland-grassland type savanna have increased along the last 3 decades due to the nature of the grain-oriented agriculture fields (large flat areas) and reduction of traditional family-based cattle farms. Thus, this paper addresses an implementation model for building a multitemporal land cover dataset in a Cerrado area in the state of Piauí-Brazil using robust approaches for automatic registration and classification of Landsat images. The model built analytical capacity for assessing and quantifying 3 decades of landcover changes in the study area, moreover it is capable for replication. Therefore, our objective is to investigate the dynamic of the agriculture use and savanna cover in the study area along the last 3 decades.

2.2 Study Area and Material

2.2.1 The study area

The area covered by this study involves seven cities in the south of Piauí (Figure 1), located within the region of occurrence of the Cerrado (Brazilian Savanna) biome. Together, these cities have a total of 75,932 inhabitants distributed in an area of 36,134,567 km² (IBGE, 2010).

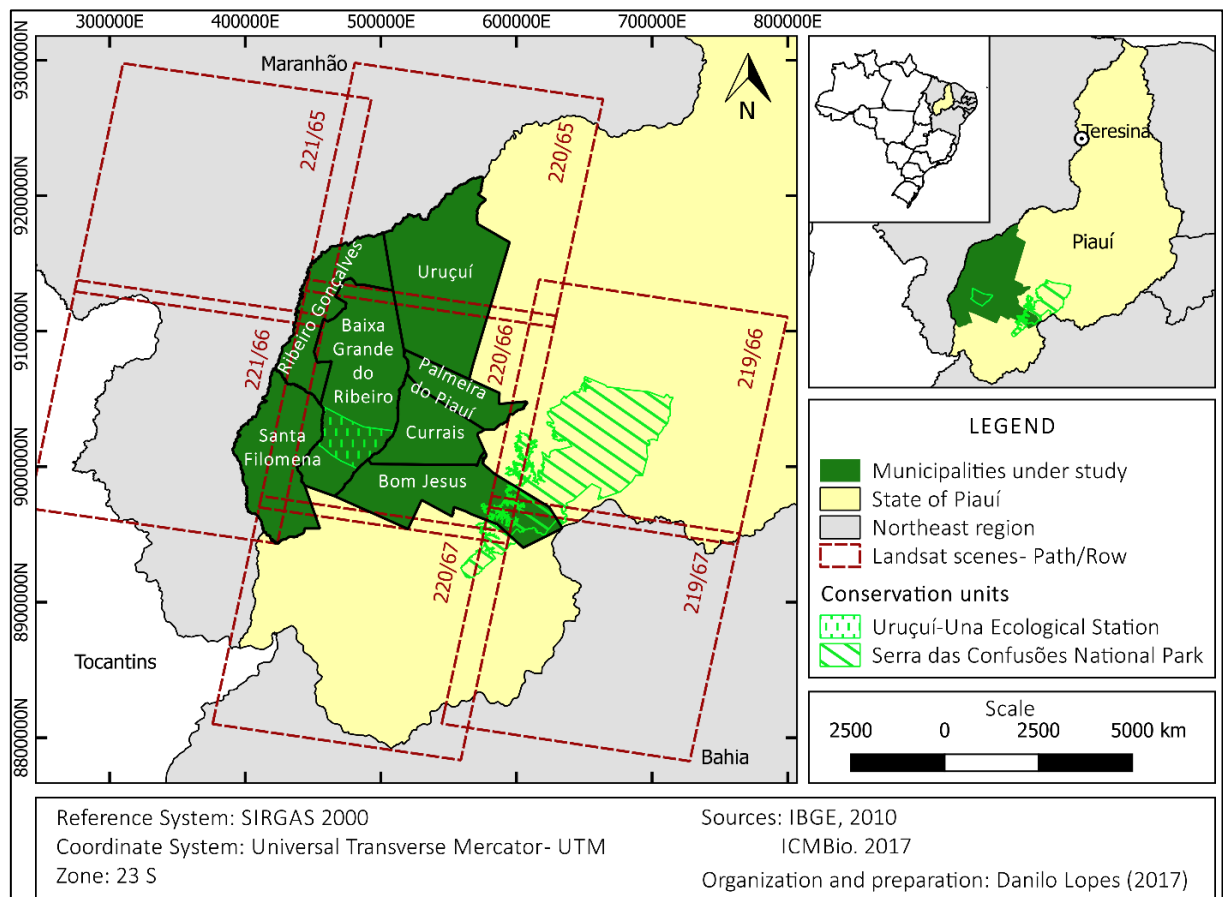


Figure 2.1: Map of study area showing seven cities in the southern Piauí and Landsat scenes used in investigation.

According to the Monitoring data of the Cerrado biome for the period 2009-2010 (BRAZIL, 2011), the seven cities involved in this present high deforestation rates in the state and two of them, Baixa Grande do Ribeiro and Uruçuí, were among the top ten cities that deforested the Cerrado in the whole country for 2002-2008 (BRASIL, 2009, 2011b, 2011c, 2015). Notwithstanding, in the last two surveys of the Biome Monitoring these two cities stand in the top of the list of those who deforested the Cerrado in Brazil.

Based on the records of the Mapping of Deforestation in the Brazilian Biomes by Satellite produced by the MMA in the period 2009-2010 (BRAZIL, 2011b), it was created a list of priority cities for conservation actions of the Cerrado biome (PP Cerrado 97/2012). The criteria used for the prioritization of actions in these cities were: the geographic extension of native vegetation cover; the relevance of the area for biodiversity conservation; and the concentration of extreme poverty people in rural areas. Six out the seven cities in our study area are included in this list.

2.2.2 The images

In order to capture the land cover changes therefore to assess the metrics of the changes, we targeted a timeframe of the past 30 years. We used year 2016 as the reference and looked back 3 decades, therefore using the years 2006, 1996 and 1986, respectively. Despite the new release of the MapBiomas dataset, a country-wide project of land cover products for Brazil (MAPBIOMAS, 2018), its use is still incipient and pending validation using local parameters. The need for an accurate classification capable to capture the local characteristics of the landscape (a natural mosaic of flat plateaus and valleys covered by agriculture fields and natural savanna vegetation) encouraged us to avoid traditional per-pixel classification methods, therefore exploring a robust image classification technique with local ground truth validation.

The whole study area is covered by seven Landsat scenes (219/066, 219/067, 220/065, 220/066, 220/067, 221/65, 221/66, see Figure 1). Thus, the investigation employed 28 full Landsat scenes, where 21 of them correspond to TM landsat-5 and 7 correspond to OLI landsat-8 images. These images enable to develop multitemporal analysis therefore capturing the big and small changes in land cover

patterns in the region. The processing relied on Landsat original ground sample distance of 30 meters. The high spectral correspondence between the bands of TM and OLI sensors, with perfect fit in the visible and mid infrared, and partial fit in the near and short infrared bands. These characteristics gave us confidence to operate images of both sensors in the present investigation. All images used are changeless and free available at Brazilian National Institute of Spatial Researches (INPE) as well as United States Geological Service (USGS).

2.2.3 The tools

In order to promote the best use of different solutions, the methodological approach stood on: (i) software for digital image processing of remote sensing data, (ii) preprocessing the data, visualizing and analyzing the results, (iii) Geographic Object-Based image Analysis package for classifying the multi-temporal dataset, and (iv) landscape ecology toolkit to analyze and quantify the landscape metrics of the land cover classes in different years. Thus, the investigation used the following solutions: (i) the ITT image analysis software ENVI version 4.7, (iii) the Trimble eCognition version 9.3, and (ii and iv) the free and open source Geographic Information System QGIS version 2.18.

2.3 Methodological Approach

In this work we proposed a robust protocol for mapping the landcover from multitemporal satellite images. In short, the approach consists in [1] Image registration, [2] mosaicking and image preparation, [3] OBIA and [4] analysis of results. The executed procedures are detailed in the following flowchart (Figure 2).

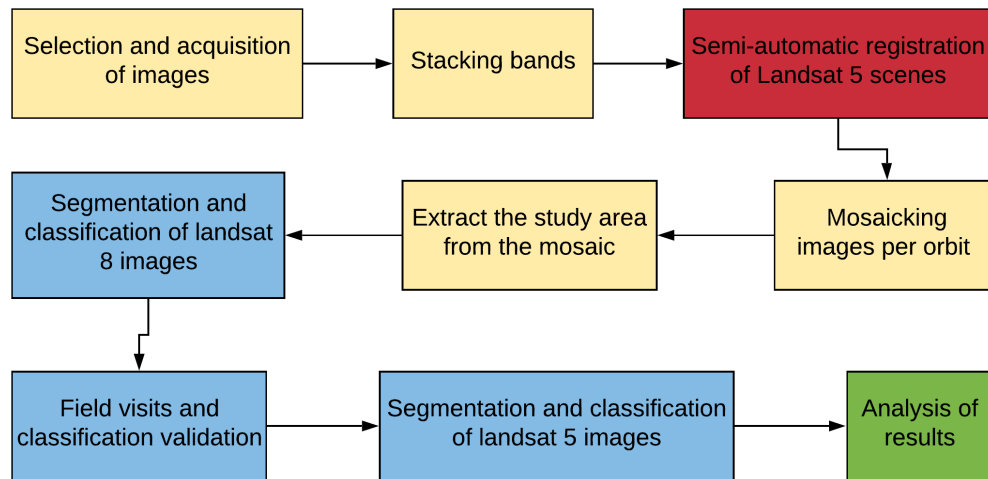


Figure 2.2: General flowchart of the proposed methodology: Image registration [red]; mosaicking and image preparation [yellow]; OBIA [blue]; and analysis of results [green].

2.3.1 Image Preparation

The first step before to the image processing was the data download. As usual, the scenes were available per spectral band. After gathering the data, we selected six bands (Blue, Green, Red, Near Infrared, Shortwave Infrared 1 and 2). The bands were layer stacked following a sequential order to produce one multispectral image per scene per date (28 multispectral images in total). Besides simple, this is a key procedure towards the automation of the process. Any disturbance in the order of the stacking can compromise the next steps of the methodological approach.

Notwithstanding, the remote sensing images are susceptible to geometric distortions what compromise the positioning accuracy (BENTOUTOU et. al. 2005; CRÓSTA 1992). Traditionally, different techniques are used to minimize or fix the geometric inconsistencies of the image, such as image registration, which is a fundamental procedure used to match two or more images taken, for example, at different times, from different sensors, or from different viewpoints (BERTUCINI JUNIOR, 2016; BROWN, 1992). So next, the multispectral images were accurately registered in order to avoid geometric inconsistencies among the land cover maps produced later. The geometric quality of the OLI landsat-8 images due to the

orthorectification process performed by United States Geological Service (USGS) allows these images to be used as reference for further registration of other images.

Thus, we established the set of Landsat 8 images (year 2016) as the geometric basis for registering the images of the previous decades. The automatic image registration identifying homologous points in target images considering a seed point in the reference image and the search window. The process uses convolution window and image correlation process (FARIA, 2017). Besides some GIS and remote sensing software presents automatic image registration among the toolkit, the solution is not popular among the users, what encouraged us to use it in the present work. The automatic image registration was computed using ENVI software, which launches a collection of seed points in the reference image and so far uses search windows and convolution process to identify the homologous points in the other image. The exactly location of the point is given by the highest correlation among the two images. Then, one by one, the seven multispectral images of 2006 were registered to the correspondent image of 2016. The procedure was repeated to the images of 1996 and 1986.

After registering the images based on the Landsat 8 satellite scenes, we create a single raster dataset per year from multiple scenes by mosaicking them, which results were 4 datasets to 2016, 2006, 1996 and 1986, respectively. Due to the geographic amplitude of the study area, as well as the radiometric inconsistencies among the images with distinct dates of acquisition, the mosaic requested a strategic radiometric balancing to maximize the quality of the output (NOBREGA and QUINTANILHA, 2004). So, the mosaic was performed per orbit, and the images used correspond to the period between June and August (Table 2.1), few months after the rainy season in the study region. In order to speed up the process therefore optimize the quality of the mosaic avoiding consider the digital numbers of the pixels external to the limiting polygon, the mosaics were computed within the study area only.

Table 2.1: Dates of the images used.

	Path-Row						
	219-66	219-67	220-65	220-66	220-67	221-65	221-66
Year 1986	jul/21	jul/21	jun/10	jun/26	jun/26	jun/17	jun/17
1996	jun/30	jun/30	jun/21	jun/21	jun/21	jun/28	jun/28
2006	jul/12	jul/12	jul/19	jul/19	jul/19	jun/24	jun/24
2016	ago/09	ago/09	ago/08	jul/22	jul/22	jul/08	ago/09

2.3.2 Protocolling and Validating OBIA's Approach

The key step towards the successful classification using OBIA is the appropriate segmentation of the image. Thus, the literature provided a background for the rule set of shape, compactness, scale and band weights (FEIZIZADEH, 2017; WEZYK, 2016). In order to achieve the OBIA classification rule set and a landcover map capable for validation, OBIA was developed solely to the images of the year 2016 (Landsat 8), and later adapted and applied to the 2006, 1996 and 1986 georegistered images. The approach allowed a comprehensive evaluation of the classification process, followed by a rigorous ground survey to assess the accuracy of the land cover map produced.

The investigation relied on traditional typology of land cover classes, such as:

- Developed areas: urban areas, build up areas and roads;
- Agricultural fields: agricultural crops and artificial pastures;
- Water bodies: rivers, ponds and dams;
- Woodland savanna: dense shrubs and trees, riparian forests, and dry forest;
- Parkland / Grassland savanna: grass and ground vegetation, wetland, rocky field, palm tree.



Figure 2.3: Examples of the landcover classes present in the study area: (1) water body – Parnaíba River, (2) Agriculture field, (3) Woodland savanna, and (4) Parkland / Grassland savanna.

The geographic objects resulting from the segmentation were selected and used as samples in the training process. We adopted the fuzzy logic as the key strategy for the classification process to minimize the spectral confusion of the classes. After collecting and computing the statistics of the spectral patterns of the samples, geometric-based metrics were added into the ruleset of the classes for straightening the classification process.

According to accuracy assessment of the classification process, we selected 154 ground surveyed samples spatially distributed across the study area. Despite reaching the seven cities without concentrate, the region presents isolate and remote areas that difficult the perfect distribution of the ground truth samples. As a solution, the samples were collected in the best feasible areas close to the primary plan.

According to Congalton and Green (1999), a result with 100% accuracy means that all the pixels in the image. However, the accuracy depends on several factors such as terrain complexity, spatial and spectral resolutions of the sensor system, the classification algorithm, the quality and representativity of the samples, and the complexity of the classes of the legend (MENEZES and ALMEIDA, 2012). Traditionally, remote sensing relies on a discrete multivariate technique called Kappa analysis for accuracy assessment of the classification results. Kappa is a metric based on the difference between the remote sensing classification and the actual reference data, organized in a matrix framework (CONGALTON and GREEN, 1999). Other than the global metric, the matrix-based framework also allows to assess metrics for false-positive (commission error) and false-negative (omission error) per class.

2.3.3 Multitemporal Image Classification

After complete and attest the classification of 2016 data, similar OBIA approaches were performed to the other 3 datasets (2006, 1996 and 1886). Minor adjustments in the segmentation settings were necessary to fit segments to actual geographic objects present in the landscape. Similar analogy to the classification rules, in special to the previous years of 1986 and 1996 due to the early stage of the grain-oriented agriculture activities in the region in comparison to the year 2016. Samples were pulled up from the images of 1986, 1996 and 2006 and analyzed using visual inspection like the approach used through the validation process in the field.

2.4 Results and Analysis

2.4.1 Automatic Image Registration and mosaicking

Given the availability of orthorectified Landsat 8 images, we used the 2016 scenes as reference for the automatic registration of the Landsat 5 scenes acquired in previous dates. The automatic registration approach employed up to 200 seed points homogeneously distributed per scene. The threshold for acceptance of the correlation was 90%, so only the homologous points highly correlated to the seed points within the 100x100 pixels window search area were considered as anchor points to the image registration.

In order to guarantee the reliability of the registration, all the remaining seed points and the respective homologous points were observed to attest the correct positioning. Points with no conformity were excluded, and if necessary, new points were added manually. After this verification, the procedure was performed with the minimum number of 100 homologous points in each analyzed scene (Figure 2.4).

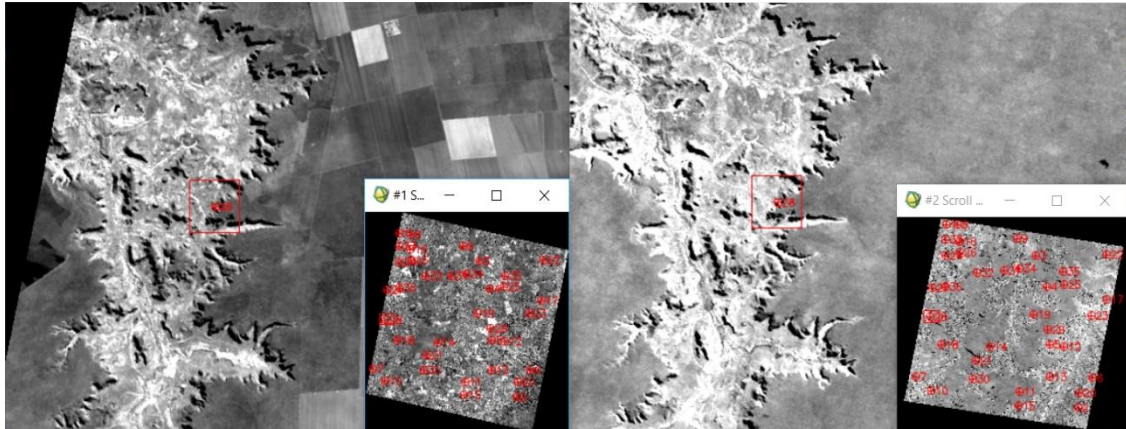


Figure 2.4: Example of seed points of 2016 image (left) and homologous points found in 1986 used to in the automatic image registration process.

All 21 scenes of the Landsat 5 referent to the years 2006, 1996 and 1986 go through the registration process using the correspondent orthorectified 2016 Landsat 8 scenes. After the registration was completed, the images were loaded together in a GIS framework (i.e., QGIS) for visual inspection. Findings show perfect geometric fitting between the scenes regarding the natural features such as rivers, cliffs, as well as roads and other anthropogenic features.

Next, given the database of geographically correlated images of each year studied, the mosaic of the scenes and the land use and cover classification by orbit were executed. The strategy of mosaicking adjacent images per orbit improved the quality of the product and speed up the segmentation/classification processes, except in cases where excessive differences in atmospheric conditions were detected. Thus, the approach promoted high quality mosaics for further classification process.

2.4.2 The OBIA Protocol

- Segmentação

The segmentation process of Landsat 8 images (Figures 2.5) was performed with the use of multi resolution algorithm segmentation of the program eCognition 9.3. For this step, bands 2, 3, 4, 5, 6 and 7 (Landsat 8) were used, using scale parameter equals 100. The scale parameter defines the size of the segments to be generated, that is, the larger the value added the larger the size of the segments (SILVA et al., 2016), and consequently the less the level of detail. The parameter values were defined as 0.3 for shape and 0.8 for compactness, in order to capture

both anthropogenic agriculture fields and natural features such as dense vegetation along the rivers and valleys. All these introduced parameters were defined from several attempts of segmentation with the worked images.

For the segmentation of Landsat 5 images, bands 1, 2, 3, 4, 5 and 7 were used, using size 40 for the scale parameter, 0.1 for shape and 0.3 for compactness. These parameters were the ones that best fit the images of the Landsat 5 satellite for the study area, according to tests performed with assignment of several parameters. The difference of segmentation parameters between the images of the two Landsat satellites is justified by the difference of sensors (TM and OLI). In the images of Landsat 5 satellite it was necessary to create segments with different parameters to distinguish the mapped targets.

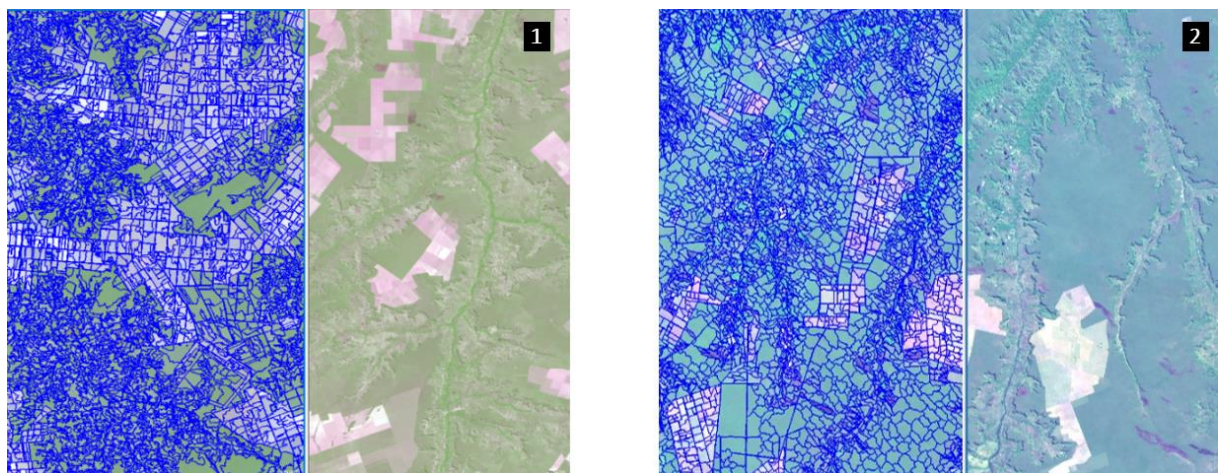


Figure 2.5: (1) Landsat 8 image segmentation; (2) Landsat 5 image segmentation.

- Amostragem dos segmentos

After complete the segmentation, we created the classes and the respective ruleset for each class by sampling the segments and assessing their spectral and geometric parameters. The knowledge from previous field work was important to promote the correct association between the land use and cover classes seen in the 2016 images and in the field. For each class were selected samples distributed throughout the region to be classified, obtaining at least 20 samples per class (Figure 2.6). Then, we collected 50 examples for the classes vegetation and agricultural activities because these classes are the most expressive in the area.

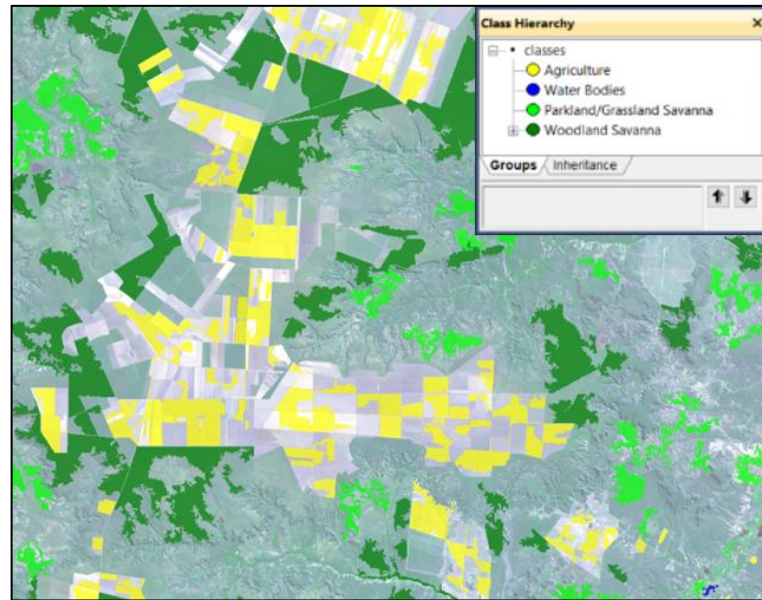


Figure 2.6: Segment samples per classes.

- Classification of Landsat images

Supervised land use and cover mapping of Landsat images was performed using the classification algorithm. These covered classes were “water bodies”, “Agriculture field”, “Woodland savanna”, and “Parkland / Grassland savanna”. The urban areas were manually defined, because it generated a lot of class confusion in this process.

- Pertinence functions used in decision rules (fuzzy logic)

For the image classification, the "Nearest Neighbor" method was used, taking as a rule the use of the mean value of the segment pixels. After classification, the thresholds were generated for each class (Table 2.2). In this process all the bands used were considered with equal weights in the classification.

Table 2.2: Classification thresholds

Class	Pertinence function	Thresholds
<i>Water Bodies</i>	Area	1 / 2,515
	Brightness	30 / 9,465
	Border length	4 / 2,914
	GLCM homogeneity (all directions)	0.004 / 0.30
<i>Agriculture Fields</i>	Area	1 / 147,774
	Brightness	2,134 / 23,103
	Border length	4 / 80,410
	GLCM homogeneity (all directions)	0.2 / 0.78
<i>Parkland / Grassland Savanna</i>	Area	2 / 1,480,490
	Brightness	5,929 / 15,353
	Border length	6 / 241,698
	GLCM homogeneity (all directions)	0.0005 / 0.29
	Rel. Border to Agriculture	0 / 1
<i>Woodland Savanna</i>	Area	9 / 3,079,350
	Brightness	8,667 / 12,372
	Border length	16 / 3,066
	GLCM homogeneity (all directions)	0.0031 / 0.12
	Rel. Border to Agriculture	0 / 1

With the already classified images, the assign assignment algorithm was used to refine the classification obtained through decision rules (reclassification). So, we reclassify the dataset by analyzing metrics such as homogeneity, texture and edge contact with other classes. The rules used were:

1. Agriculture class with GLCM Homogeneity (all dir.) < 0.2 at level 1: Parkland/Grassland Savanna;
2. Parkland/Grassland Savanna with Rel. border to Agriculture ≥ 0.47 at level 1: Agriculture;
3. Water Bodies with GLCM Homogeneity (all dir.) ≥ 0.94 at level 1: unclassified.

- Validation process

The first classification of images occurred for the year 2016. In the possession of the classified map for this year, control points were collected in the field (Figure 2.7), with a navigation GPS, for data validation. Field visits occurred in August and September 2017. This process of taking of points was carried through covering all the study area, contemplating the seven studied cities. A total of 154 points were raised involving targets from all classes identified. With the points obtained in the field, a confusion matrix was assembled between the classes to calculate the Kappa index, in order to validate the results of the mapping.

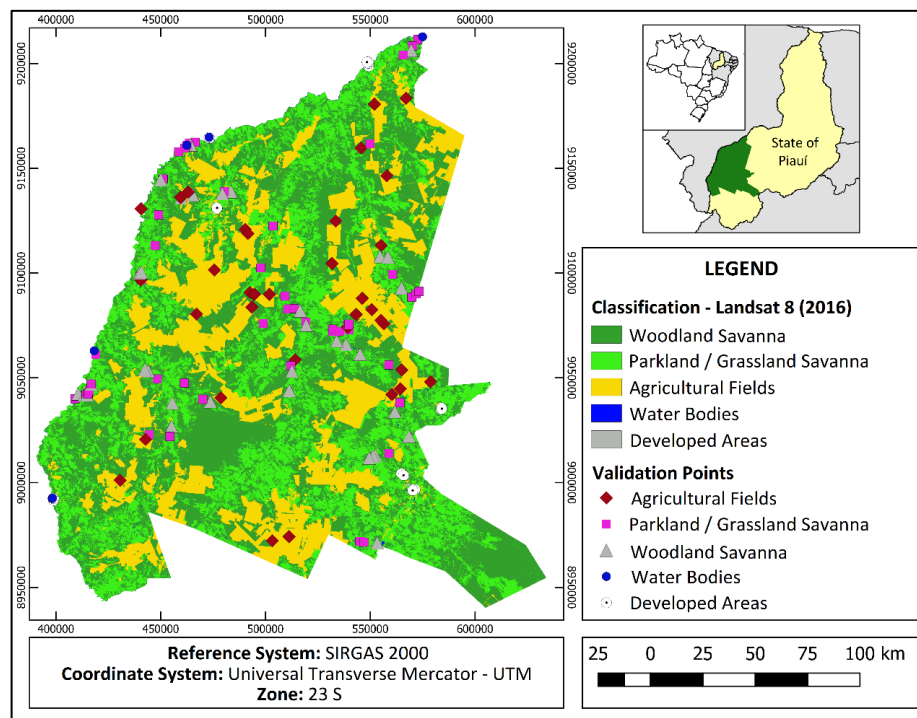


Figure 2.7: Control points used in the classification validation

- Kappa index and errors of commission and omission of classes

The result obtained with the calculation of the kappa index for the year 2016 classification was 0.82, considered excellent ($K > 0.8$) by Congalton and Green (1998). Although the result of the index was successful, the “Parkland / Grassland savanna” and “Woodland savanna” classes had produced accuracy and user accuracy slightly below 80%, respectively. This slight increase in errors of

commission and omission is justified by the confusion between these two classes of subdivision of vegetation, as explained in Table 2.3.

Table 2.3: Matrix of confusion

	Classification						Errors of omission	User's accuracy
	Woodland	Parkland	Agricultural	Developed	Water			
Ground Truth	Woodland savanna	28	9	0	0	0	24%	76%
	Parkland / Grassland savanna	4	42	3	0	0	14%	86%
	Agricultural Fields	0	6	31	0	0	16%	84%
	Developed Areas	0	0	0	25	0	0%	100%
	Water Bodies	0	0	0	0	6	0%	100%
	Errors of commission	13%	26%	9%	0%	0%		
	Producer's accuracy	88%	74%	91%	100%	100%		

- Multitemporal classification and data tabulation

The supervised classification of the images of the two Landsat satellites, even of different sensors, was facilitated for comparison purposes by the use of object oriented classification method. Therefore, the procedures were not only based on the spectral response of the pixel but also based on geometric and textural contexts to classify the land use and cover classes.

This method provided a greater malleability in the interpretation of the presented raw data, not being limited only to the spectral response of the targets. At the junction of the data of each orbit it was observed that there were no disagreements among the classifications of the three orbits covered by the study area (Figure 2.8).

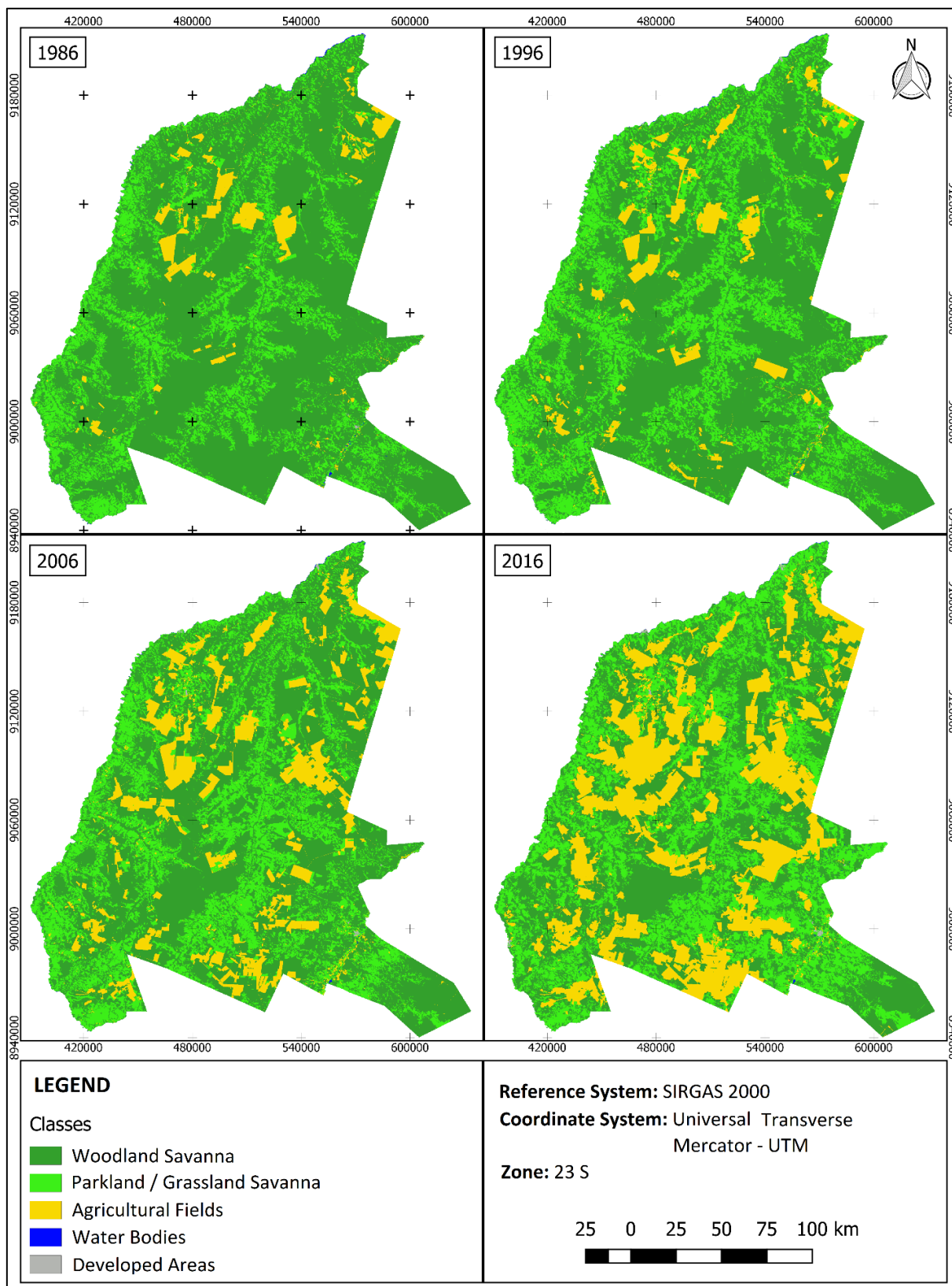


Figure 2.8: Classification of land use and land cover in the periods studied.

Land use and cover data were qualified for each year analyzed (Table 2.4). With these data, it is evident the increase of the agricultural activities and the reduction of the area of forested and arborized vegetation.

Table 2.4: Quantitative of areas per classes.

Class	Class area (ha)	Percentage
1986		
Woodland savanna	2,663,086.14	73.68%
Agricultural fields	146,060.46	4.04%
Water bodies	2,789.37	0.08%
Developed areas	543.4	0.02%
Parkland savanna / Grassland savanna	802,124.91	22.19%
1996		
Woodland savanna	2,341,521.99	64.78%
Agricultural fields	222,989.22	6.17%
Water bodies	2,144.25	0.06%
Developed areas	959.58	0.03%
Parkland savanna / Grassland savanna	1,046,994.93	28.97%
2006		
Woodland savanna	2,097,910.98	58.04%
Agricultural fields	459,981.09	12.73%
Water bodies	1,885.23	0.05%
Developed areas	1,580.67	0.04%
Parkland savanna / Grassland savanna	1,053,240.84	29.14%
2016		
Woodland savanna	1,579,926.51	43.71%
Agricultural fields	908,447.13	25.13%
Water bodies	2,870.1	0.08%
Developed areas	3,029.49	0.08%
Parkland savanna / Grassland savanna	1,120,330.62	30.99%

2.5 Discussion

In this work, we present a method that best suits multi-temporal studies of land use and cover, pre-processing procedures, semiautomatic register and image classification of the Landsat 5 and 8 satellites were performed, as well as the subsequent validation of the data in the field. This study has become complex because it involves an extensive area encompassing seven Landsat scenes and a 30-year time span divided over ten-year periods.

Thus, we present the results of a multi-temporal analysis of a Landsat images (PESSOA et al., 2013) and the results obtained in the Brazilian states of Mato Grosso and Rio de Janeiro. In a study on the register of a series of Landsat images (BERTUCINI JUNIOR and CENTENO, 2016) it was observed that the process can be automated (FARIA, 2017) and that success depends on the contrast quality of the regions used in the development of this research.

Since this is a comparative research between four distinct periods, the work with non-orthorectified orbital images makes impossible the geospatial correspondence between data of several year. This lack of correspondence, in turn, does not allow the comparison of the evolution of land use and cover in a given area. Another problem found in multitemporal studies using different orbital sensors is the difficulty of finding suitable satellite image classification methods that minimize these differences. The use of oriented classification registration and the use of classification using OBIA have proved to be important tools for solving problems evidenced in multitemporal satellite data. Therefore, the relevance of these types of studies is in the formulation of a roadmap that can be executed in the other multitemporal analyzes of land use and cover, as well as in other themes linked to historical data of a region.

Although, the multitemporal OBIA approach provided mechanism to support the detection and classification of the land use and cover classes used in this investigation, including the small patches of grassland savanna. It is important to highlight the proposed method meets the need of a robust approach capable for mapping minor changes in landscape, so we could quantify not only the expansion of agriculture filed over the savanna, but also small patches of savanna that arise in the study area along the last 3 decades.

2.6 Conclusion

As for the methodology, the proposed approach attested the efficiency of the semi-automatic image-to-image registration as an effective method for the geometric correction of Landsat scenes. It is observed that the techniques used in this multitemporal study provide a correct geographic positioning between the images of all the analyzed years.

The classification of land use and cover obtained for the study area was satisfactory during all years covered, even with different sensor images. Therefore, it is concluded that the object-based classification procedures, based on the methodologies performed in this work, are appropriate for multitemporal studies. Based on the confusion matrix and the calculated accuracy, it can be stated that this procedure was able to classify the region correctly in the analyzed period.

Our findings show a strong reduction of woodland savanna that covered 73% of the study area in 1986 and only 43% in 2016, while agricultural areas increasing from 4% to 25%. However, the quality of the geometric matching of the multitemporal images and the OBIA classification method allowed us to map minor changes in the landscape. Thus, the hypothesis of small patches of grassland savanna emerging in areas of degraded cattle farm and hills could be proved. The results show high increase from 22% in 1986 to nearly 31% in 2016.

2.7 References

- BENTOULOU, Y.; NASREDDINE, T.; KPALMA, K.; RONSIN, J. **An automatic image registration for application in remote sensing**. IEEE Transactions on Geosciences and Remote Sensing, v.43, n.9, pp 2127-2137. 2005.
- BERTUCINI JUNIOR, J. J.; and CENTENO, J. A. S. **Registro de Série de Imagens Landsat Usando Correlação e Análise de Relação Espacial**. Boletim de Ciências Geodésicas. v. 22, n. 4, 2016.
- BEUCHLE, R.; GRECCHI, R.C.; SHIMABUKURO, Y.E.; SELIGER, R.; EVA, H.D.; SANO, E.; ACHARD, F. **Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach**. Appl. Geogr., 58 (2015), pp. 116-127
- BLASCHKE, T. **Object based analysis for remote sensing**. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, v.65, pp.2-16. 2010
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. **Relatório Técnico de Monitoramento do Desmatamento no Bioma Cerrado, 2002 a 2008**: Dados Revisados. 2009. Available at: http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/relatorio_tecnico_monitoramento_desmate_bioma_cerrado_csr_rev_72_72.pdf [Accessed 22 March 2017]
- BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Censo Demográfico de 2010**. Características da população e dos domicílios: resultados do universo. Rio de Janeiro, 2011a.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite. **Monitoramento do Bioma Cerrado 2008 a 2009**. 2011b. Available at: http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/relatoriofinal_cerrado_2008_2009_72.pdf [Accessed 22 March 2017].
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite. **Monitoramento do Bioma Cerrado 2009 a 2010**. 2011c. Available at: http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/relatoriofinal_cerrado_2010_final_72_1.pdf [Accessed 22 March 2017].

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite. **Monitoramento do Bioma Cerrado 2010 a 2011**. 2015 Available at: http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80120/PPCerrado/Relatorio%20Tecnico_Bioma%20Cerrado_2011vfinal.pdf [Accessed 22 March 2017].

BROWN, L. G. **A survey of image registration techniques**. ACM Computing Survey is, V.24, N.4, pp. 325-376. 1992.

BYRNE, G. F.; CRAPPER, P.F.; MAYO, K.K. **Monitoring land-cover change by principal component analysis of multitemporal landsat data**. *Remote Sensing of Environment*, v.10 n.3, pp.175-184. 1980.

COELHO, Victor H. R.; MONTENEGRO, Suzana M. G. L.; ALMEIDA, Cristiano das N.; LIMA, Eduardo R. V. de; RIBEIRO NETO, Alfredo; e MOURA, Glawbber S. S. de. **Dinâmica do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica do semiárido brasileiro**. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.18, n.1, p.64-72, 2014.

CONGALTON, R.G.; GREEN, K. **Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices**. New York: Lewis Publishers, 1999. 137p.

CRÓSTA, A. P. **Processamento Digital de Imagens de Sensoriamento Remoto**. Campinas, SP: IG/UNICAMP, 1992.

FARIA, T. **Classificação em área urbana apoiada em imagens aéreas e dados LIDAR**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais, Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, 2017. 94p. Available at: <http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/handle/1843/IGCM-AQXN63> [Accessed 01 March 2019]

FEIZIZADEH, B.; BLASCHKE, T.; TIEDE, D.; MOGHADDAM, M.H.R. **Evaluating fuzzy operators of an object-based image analysis for detecting landslides and their changes**. *Geomorphology*, v. 293, part A, pp 240-254. 2017.

FIGUEIRÓ, A. S. **Biogeografia: Dinâmicas e Transformações da Natureza**. São Paulo, Oficina de Textos, 2015.

JENSEN, John R. **Sensoriamento remoto do ambiente: Uma perspectiva em recursos terrestres**. 2ed. São José dos Campos: Parêntese, 2009.

LANDIS, J.R. and 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 Textos, 2009.

MANFRE, L. A. ; NOBREGA, R. A. A. ; QUINTANILHA, J. A. . **Evaluation of Multiple Classifier Systems for Landslide Identification in LANDSAT Thematic Mapper (TM) Images**. ISPRS International Journal of Geo-Information, v. 5, p. 164, 2016.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. (org.) **Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto**. Brasília: CNPq, 2012.

MAPBIOMAS. **Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil**. Available at: <https://mapbiomas.org/> [Accessed November 29 2018].

NOBREGA, R. A. A.; AANSTOOS, J.; DABBIRU, L. **An innovative approach to aid the detection of anomalies along the Mississippi Levees by bridging SAR and GIS**. In: 2010 Geospatial Conference, 2010, Athens. Proceedings of 2010 Geospatial Conference, 2010.

NOBREGA, R. A. A.; QUINTANILHA, J. A. **Comparative analysis of automatic digital image balancing and standard histogram enhancement techniques in remote sensing imagery**. Revista Brasileira de Cartografia (Impresso), UNESP - Presidente Prudente, v. 56, n.1, p. 55-64, 2004

NOVO, E.M.L. de M. **Sensoriamento Remoto: Princípios e Aplicações**. 4 ed., São Paulo: Blucher, 2010.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicação**. 4 ed. Viçosa: Editora UFV, 2011.

NASA. **National Aeronautics and Space Administration. Landsat Science**. Available at: <https://landsat.gsfc.nasa.gov/> [Accessed 9 Abril 2017].

PESSOA, Seyla P. M.et al. **Análise espaço-temporal da cobertura vegetal e uso da terra na interbacia do rio Paraguai médio-MT, Brasil**. Revista Árvore, v.37, n.1, 2013.

PIAUÍ. Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos - SEMAR. **Zoneamento Ecológico-econômico do Estado do Piauí, com maior detalhamento dos Cerrados Piauienses**. Banco de dados e mapa de subsídios à gestão Territorial, 2012.

ROY, D. et al., "**Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research**", Remote Sens. Environ., vol. 145, pp. 154-172, Apr. 2014.

WECKMÜLLER, N. C. S. et al. Análise Multitemporal como Subsídio à Identificação da Trajetória Evolutiva do Uso e Cobertura da Terra no Corredor Ecológico do Muriqui/RJ. Revista Brasileira de Cartografia. N. 65/3, 2013.

WEZYK, P.; HAWRYLO, P.; SZOSTAK, M.; PIERZCHALSKI, M.; KOK, R. Using Geobia and Data Fusion Approach for Land Use and Land Cover Mapping. Quaestiones Geographicae, v. 35(1), pp 93-104. 2016.

3. DINÂMICA DO USO E COBERTURA DA TERRA E FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM NO CERRADO PIAUIENSE

3.1 Introdução

O cerrado é considerado com um dos hotspots de biodiversidade em nível global (MYERS *et al.*, 2000) devido à riqueza biológica e à alta pressão antrópica a que vem sendo submetido (HUNKE *et al.*, 2015; STRASSBURG, *et al.*, 2017). O bioma é o segundo maior da América do Sul, ocupando cerca de 25% do território brasileiro (RATTER *et al.*, 1997). Do ponto de vista da diversidade biológica, o cerrado brasileiro é reconhecido como a savana mais rica do mundo, abrigando mais de 11.000 espécies de plantas nativas catalogadas (BRASIL, 2002).

Nas três últimas décadas, o bioma Cerrado tem sido visto como alternativa ao desmatamento na Amazônia, sendo proposta a exploração mais intensa dessa região, seja por expansão agrícola, seja por plantios florestais para fixar carbono atmosférico (BRASIL, 2002; AGUIAR e MONTEIRO, 2005; STRASSBURG *et al.*, 2017). A ocupação humana e a construção de estradas fizeram com que a massa contínua de área com biota natural se transformasse em paisagem cada vez mais fragmentada (BRASIL, 2002; SILVA *et al.*, 2006; GREGGIO *et al.*, 2009).

Dentro do contexto do Cerrado, o estado do Piauí se localiza em uma de suas fronteiras de expansão agrícola, onde observa-se aceleradas taxas de devastação. Entre as décadas de 1970 e 1980, ocorreu com a implantação de megaprojetos agropecuários incentivados por várias linhas de créditos. Já na década de 1990, nessa região, considerada uma das últimas fronteiras agrícolas do Brasil, esse processo intensificou-se por meio de implementação de grandes projetos para a produção de grãos, tendo como carro chefe a soja, voltada para a exportação. (AGUIAR e MONTEIRO, 2005; BRASIL, 2009a; GANEM *et al.*, 2010).

Estudos sobre a evolução das mudanças de uso e cobertura da terra são largamente conduzidas através da classificação de imagens de satélites e aplicação de conhecimentos e métricas de ecologia da paisagem (TURNER *et al.*, 2001; CARVALHO *et al.*, 2009; LANG e BLASCHKE, 2009). A ecologia da paisagem, um estudo das relações entre o meio físico e biótico, introduziu a preocupação com os

padrões da paisagem e dos seus condicionantes (FORMAN e GODRON, 1986; TURNER *et al.*, 2001). Tendo como base as ciências geográficas e ecológicas, a ecologia da paisagem estuda a estrutura, função e mudança nos elementos espaciais da paisagem ao longo do tempo (TURNER *et al.*, 2001, HERRMANN, 2011). A ecologia da paisagem torna-se muito abrangente por envolver também as questões socioeconômicas do ambiente, onde o ser humano é visto como uma parte interativa dos ecossistemas naturais (NAVEH e LIEBERMAN, 1989). A análise da estrutura da paisagem com ajuda de métricas de paisagem ocorre em três níveis, quais sejam: (1º) o nível da mancha (menores elementos individuais observáveis da paisagem); (2º) o nível da classe; e (3º) o nível de toda a paisagem (LANG e BLASCHKE, 2009). Métricas relativas a manchas descrevem as características geométricas de manchas individuais. Métricas relativas a classes resumem todas as manchas de uma determinada classe. O grupo de métricas específicas de classe estuda explicitamente a configuração desse conjunto de manchas. Métricas do nível da paisagem referem-se a toda a paisagem (LANG e BLASCHKE, 2009).

Apesar de que esta abordagem não é nova no Brasil (p.ex. FROHN e HAO, 2006; HERMANN *et al.*, 2011), e também no Cerrado (p.ex. Carvalho *et al.*, 2009; OLIVEIRA *et al.*, 2017), devido à grande heterogeneidade de ambientes apresentado por este Bioma (RATTER *et al.*, 1997, WANTZEN *et al.*, 2006), esta pesquisa é de grande relevância por ser a primeira realizada no cerrado piauiense com esta temática e utilização de métricas de paisagens. Diante disto, entende-se como urgente o emprego dessas técnicas para avaliar a dinâmica de alterações do uso e cobertura da terra desta área que ainda possui grandes manchas de remanescentes de vegetação nativa do bioma.

Como o objetivo de analisar a evolução do uso e cobertura da terra e fragmentação da paisagem no cerrado piauiense, este trabalho será conduzido através de: (1) Quantificar e analisar as transformações entre as classes por períodos analisados nos últimos 30 anos, (2) Análise dos padrões dos fragmentos de vegetação natural, através da abordagem de métrica da paisagem, por unidades de relevo da região, e (3) Cálculo o incremento das áreas convertidas para atividades agropecuárias por unidades de relevo ao longo dos períodos analisados. As nossas hipóteses de trabalho são que as unidades de relevo mais planas apresentam maior grau de conversão de áreas naturais para agricultura nos últimos

30 anos; e que as atividades agropecuárias estão aumentando gradativamente ao longo dos anos na região, afetando as áreas de vegetação nativa, principalmente a vegetação florestada / arborizada.

3.2 Metodologia

3.2.1 Área de Estudo

A área de abrangência deste estudo envolve 07 municípios do sul do Piauí (Figura 3.1), inseridos dentro da região de ocorrência do bioma Cerrado. Estes municípios possuem um total de 75.932 habitantes distribuídos em uma área de 36.134,567 km² (BRASIL, 2011a).

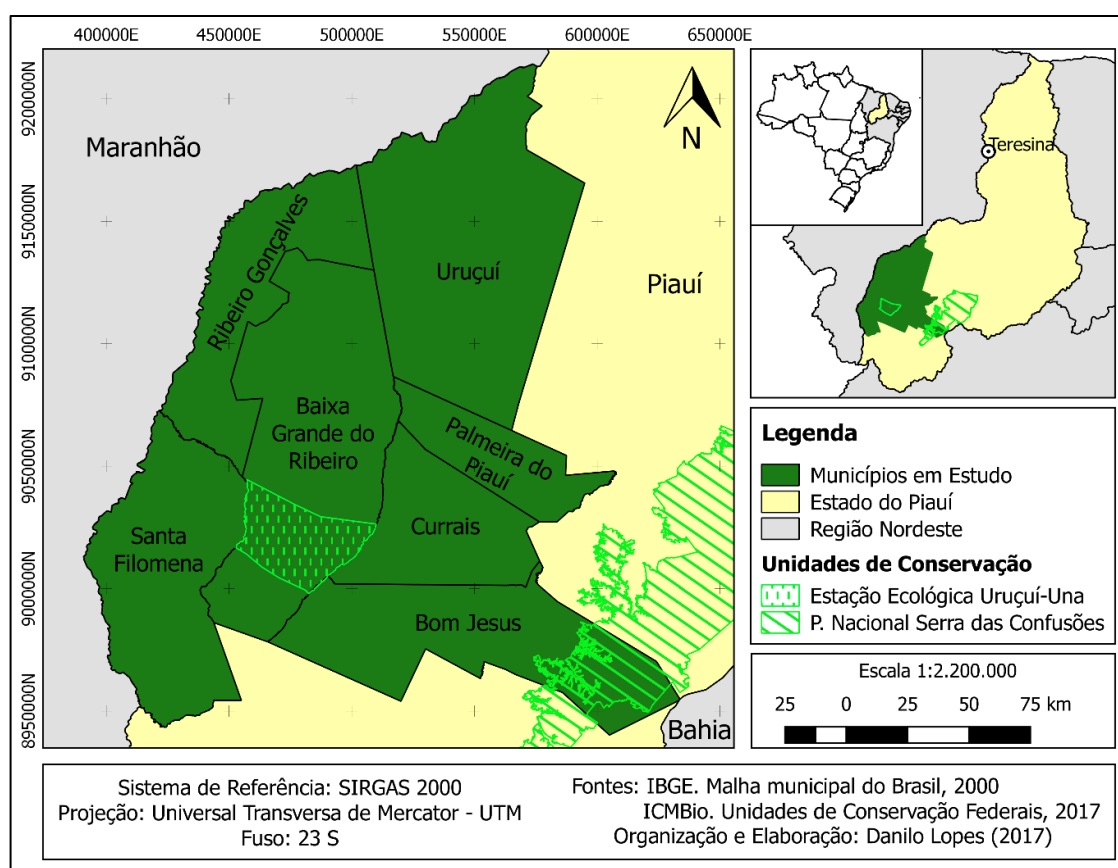


Figura 3.1: Localização da área de estudo

Os sete municípios envolvidos nesta pesquisa (Baixa Grande do Ribeiro, Bom Jesus, Currais, Palmeira do Piauí, Ribeiro Gonçalves, Santa Filomena e Uruçuí) foram os que mais desmataram o bioma cerrado dentro do Estado do Piauí, de acordo com os dados do Monitoramento do Bioma Cerrado para o período de 2009-2010 (BRASIL, 2011b). Destaque negativo, do ponto de vista ambiental, para os municípios de Baixa Grande do Ribeiro e Uruçuí, que desde o primeiro levantamento

do MMA, para o período de 2002-2008, sempre estiveram entre os 10 (dez) municípios que mais desmataram o cerrado brasileiro (BRASIL, 2009b, 2011b, 2011c, 2015). Nos dois últimos levantamentos do Monitoramento do Bioma estes dois municípios ocupam o topo da lista dos que mais desmataram o cerrado do Brasil.

Com base nos dados do Mapeamento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite, realizado pelo MMA no período de 2009-2010 (BRASIL, 2011b), foi instituída uma lista de municípios prioritários para ações de conservação do bioma cerrado – PP Cerrado (Portaria MMA nº 97/2012), dos quais seis dos municípios estudados estão incluídos. Os critérios utilizados para a priorização das ações nesses municípios foram os seguintes: Extensão da cobertura de vegetação nativa; Relevância para conservação da biodiversidade; e Concentração de extrema pobreza em áreas rurais.

3.2.2 Materiais e Métodos

O uso e cobertura do solo foi avaliado através de imagens dos Satélites Landsat 5 e Landsat 8, ambos com resolução espacial de 30 metros para os anos de 1986, 1996, 2006 e 2016. A escolha do período de abrangência deste estudo é justificada pelo início das ocupações das áreas de cerrado do Piauí, ocasionando as primeiras alterações significativas no uso e cobertura da terra nos municípios envolvidos. Foi utilizada classificação orientada a objetos. O mapeamento identificou cinco classes: Recursos Hídricos, Área Urbana, Atividades Agropecuárias (Cultivos Agrícolas e Pastos Artificiais), Savana Florestada / Arborizada e Savana Parque / Gramíneo Lenhosa.

A área de estudo é dividida em 4 unidades de relevo (BRASIL, 2010). São elas: Planaltos; Superfícies Aplainadas Degradadas; Planícies Fluviais; e Vales Encaixados. Porém, pela pequena extensão de área e proximidade de características das Planícies Fluviais e Superfícies Aplainadas Degradadas, dentro da área de estudo, essas 2 (duas) unidades foram agrupadas (Figura 3.2). Diante disto, utilizou-se a divisão em 3 unidades de relevo para a execução da metodologia proposta:

- ✓ Planaltos;
- ✓ Vales Encaixados; e

✓ Superfícies Aplainadas Degradadas / Planícies Fluviais

Os Vales Encaixados são relevos de degradação de morfologia acidentada, constituídos por vertentes predominantemente retilíneas a côncavas, fortemente sulcadas, declivosas, com sedimentação de colúvios e depósitos de talus. A amplitude de relevo varia de 100 a 300 m, com inclinação das vertentes de 10° a 25°, com ocorrência de vertentes muito declivosas, acima de 45° (BRASIL, 2010).

Os planaltos estão alçados em cotas que variam entre 400 e 700 m de altitude, sendo profundamente entalhadas por uma rede de vales encaixados. Esses planaltos, relevos de degradação em rochas sedimentares, são superfícies mais elevadas que os terrenos adjacentes, apresentando formas tabulares, com inclinação de 2° a 5° e amplitude de relevo de 20 a 50 m, excetuando-se os eixos dos vales fluviais (BRASIL, 2010). As Superfícies Aplainadas Degradadas / Planícies Fluviais apresentam um desnivelamento total em torno de 200 a 350 m (BRASIL, 2010). As Planícies Fluviais são superfícies sub-horizontais, constituídas de depósitos arenoargilosos a argiloarenosos, apresentando gradientes extremamente suaves e convergentes em direção aos cursos d'água principais, com terrenos imperfeitamente drenados nas planícies de inundação (BRASIL, 2010). A amplitude de relevo nessas áreas é praticamente nula, apresentando inclinação máxima de 3 graus.

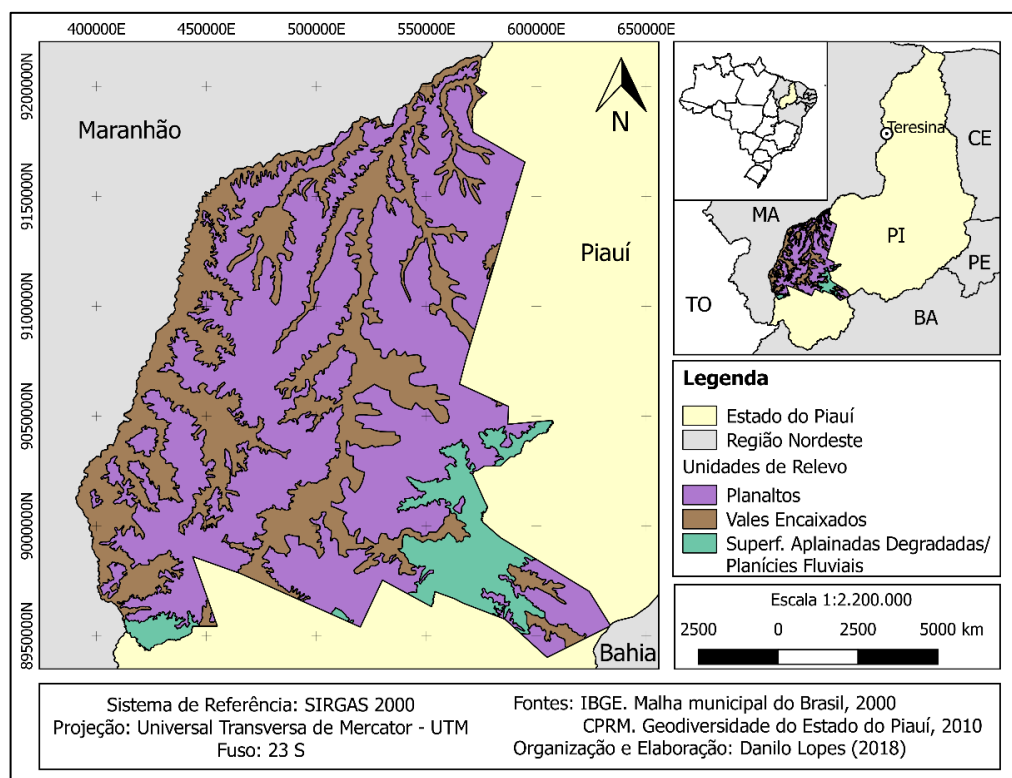


Figura 3.2: Localização das Unidades de Relevo utilizadas.

Os arquivos oriundos do mapeamento da classificação do uso e cobertura da terra foram recortados com base nas 3 (três) unidades de relevo abordadas neste estudo, usando o programa ArcGIS versão 10.1. Para cada unidade de relevo foram calculadas as métricas de paisagem a nível de classe, com a utilização do software Fragstats (Quadro 3.1).

Quadro 3.1: Métricas de paisagem utilizadas

MÉTRICA	EQUAÇÃO	UNIDADE	DESCRIÇÃO
ÁREA DA CLASSE	$CA = \sum_{i=1}^n c_i$	Ha	CA= Número total de manchas que pertencem a uma determinada classe; ci= Área da i-ésima mancha correspondente à classe avaliada.
PORCENT. DA PAISAGEM	$PLAND = P_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$	%	PLAND= Porcentagem de uma determinada classe na paisagem; j= 1 a n número de manchas; a= área total da paisagem; aij= área da mancha i na classe j.
NÚMERO DE MANCHAS	$NUMP = \sum n_i$	-	NUMP= Número total de manchas dentro de uma mesma classe; ni=Quantidade de manchas de uma classe

ÁREA MÉDIA	$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i}$	Ha	MPS= Tamanho médio das manchas; a _{ij} = área da mancha i na classej; j= 1 a n número de manchas da classe.
ÍNDICE MÉDIO DE FORMA	$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \left \frac{0,25 p_{ij}}{a_{ij}} \right }{n_i}$	-	MSI= Índice de forma média; p _{ij} = Perímetro da mancha ij; a _{ij} = área da mancha i na classe j; j= 1 a n número de manchas; e n _i = número de manchas da classe.
ÁREA NÚCLEO MÉDIA	$MCA = \sum_{j=1}^n \left(\frac{a_{ij}^c}{a_{ij}} \right)$	Ha	MCA= Área núcleo média; j= 1 a n número de manchas; a _{ij} = área da mancha i na classe j; a _{ij} ^c = core area (m ²) da mancha ij baseado na largura da borda (edge width), em metros. Para o cálculo das áreas núcleo, foi utilizado o valor de borda de 100 metros.

Fonte: Adaptação de LANG e BLASCHKE (2009).

Após o cálculo das métricas de paisagem, os resultados foram tabulados, utilizando-se o software Excel, e analisados de acordo com os anos escolhidos e pelas unidades de relevo existentes. O resultado das métricas foram considerados apenas para três classes mais relevantes para o estudo: vegetação florestada/arborizada; vegetação parque/gramíneo lenhosa; e atividades agropecuárias.

Os mapas recortados para cada unidade de relevo também foram utilizados para o cálculo de transições entre classes, por períodos. Estes dados de transições por período foram obtidos através de um modelo formulado no ambiente do programa Dinamica EGO versão 4.0. A finalidade deste mapa foi a de extração do percentual do quantitativo de áreas de todas as transformações ocorridas ano a ano estudado.

Por fim, foram calculados o total de área de atividades agropecuárias para cada ano e gerados os valores de incremento de conversão para estas atividades por período e unidade de relevo. Foram calculados também os valores percentuais destes incrementos.

3.3 Resultados

Nós identificamos que o tipo de transformação de “vegetação florestada/arborizada” para “atividades agropecuárias” na unidade dos Planaltos se mostrou crescente ao longo do período estudado. Este tipo de transformação teve a participação de 27% do total de transformações no período de 1986 a 1996, chegando a 49% das transformações de 2006 para 2016. Também notamos que a unidade dos Planaltos concentra mais de 90% das áreas de atividades agropecuárias em todos os anos analisados.

As transformações ocorridas entre as classes, durante os períodos estudados, foram agrupadas por unidade de relevo e contabilizadas por quantidade de área transformada por períodos decenais. Os Gráficos 3.1, 3.2 e 3.3 evidenciam as mudanças ocorridas durante esses 30 anos estudados, visualizadas nas figuras 3.3, 3.4 e 3.5.

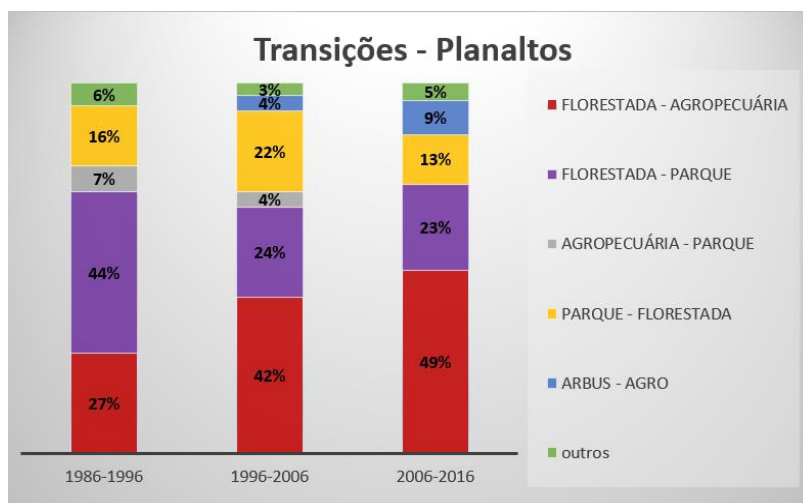


Gráfico 3.1: Transições entre classes de uso e cobertura da terra por período na unidade de relevo dos Planaltos.

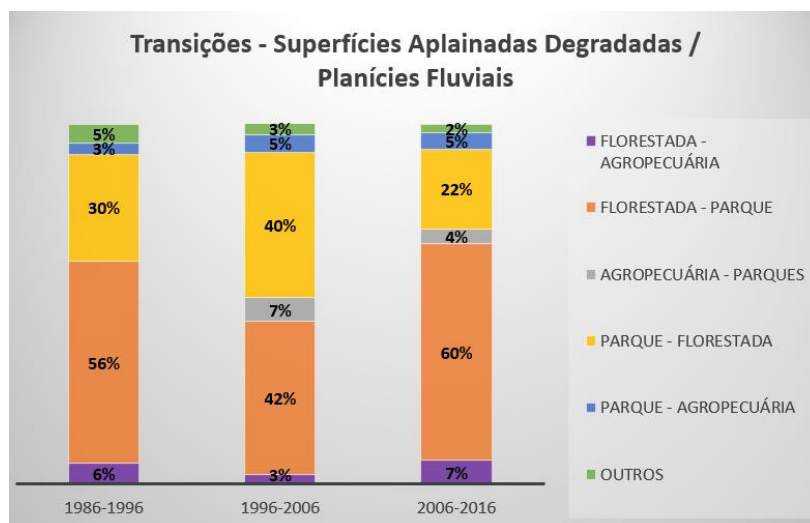


Gráfico 3.2: Transições entre classes de uso e cobertura da terra por período na unidade de relevo Superfícies Aplainadas Degradadas / Planícies Fluviais.

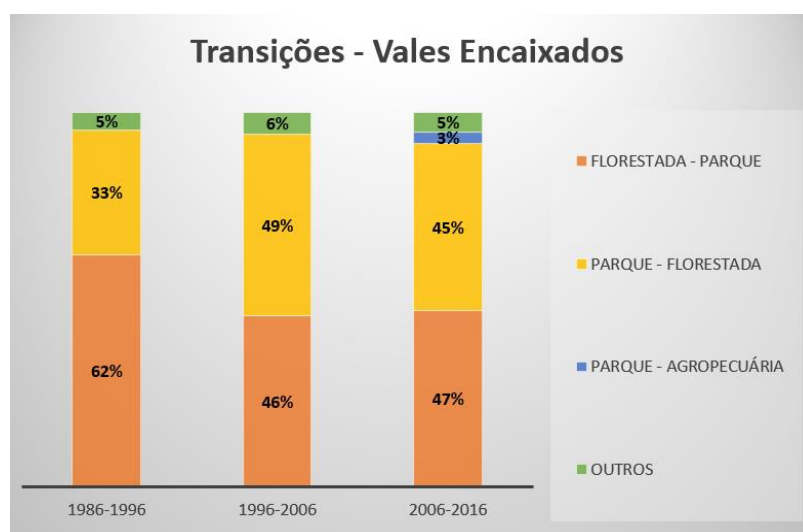


Gráfico 3.3: Transições entre classes de uso e cobertura da terra por período na unidade de relevo Vales Encaixados.

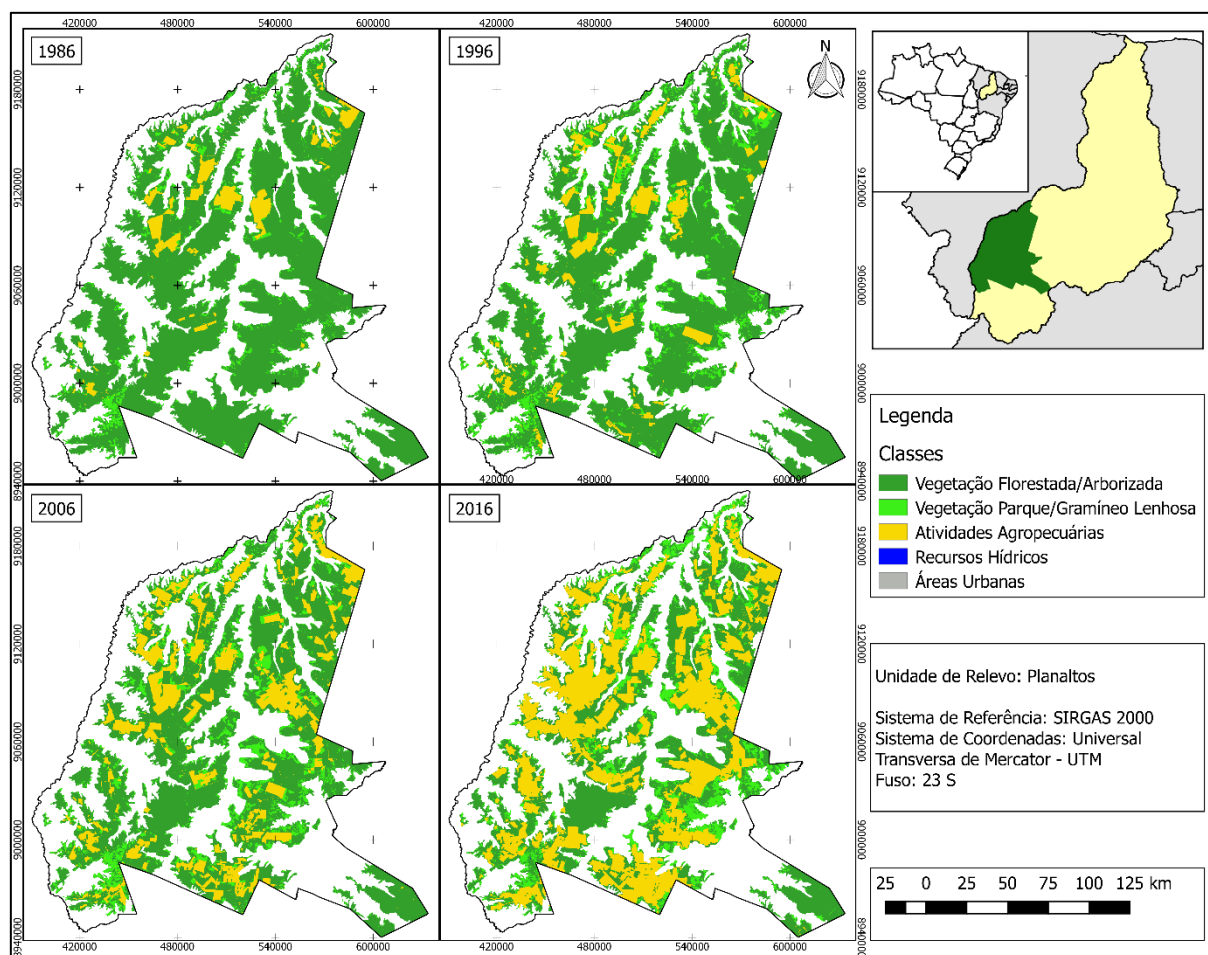


Figura 3.3: Classificação do uso e cobertura da terra por períodos na unidade de relevo dos Planaltos.

Observa-se que as atividades agropecuárias representam 41% de toda a área dos Planaltos, enquanto as áreas ocupadas pela vegetação florestada/arborizada somam 45% nessa unidade de relevo, no ano de 2016. Entretanto, parte desse tipo de vegetação se encontra sob proteção em 2 (duas) unidades de conservação (UCs) de proteção integral. Ao subtrair as áreas de UCs, considerando apenas locais passíveis de uso da terra, o percentual da atividade agropecuária sobe para 44% e a classe de vegetação florestada/arborizada cai para 41%.

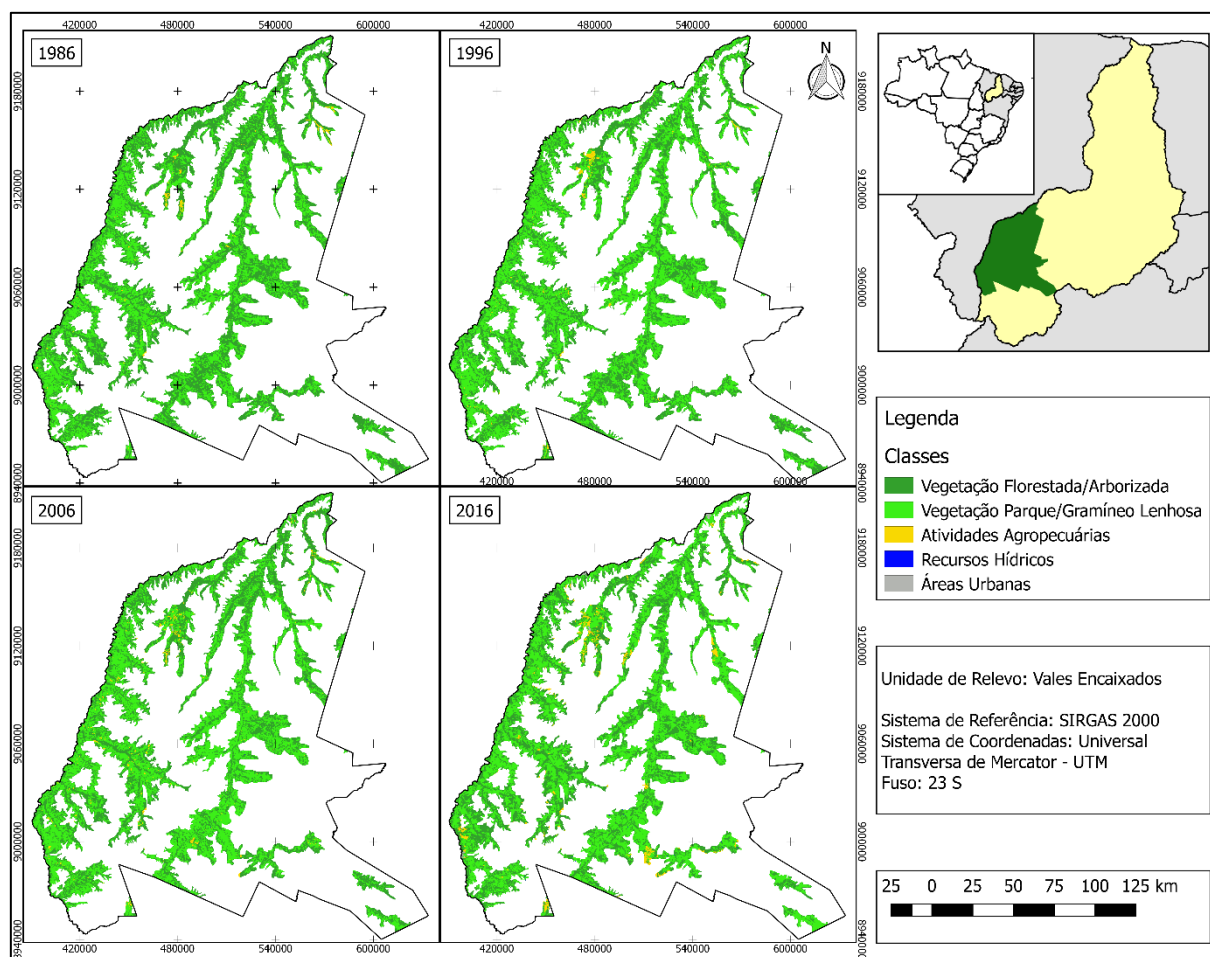


Figura 3.4: Classificação do uso e cobertura da terra por períodos na unidade de relevo dos Vales Encaixados.

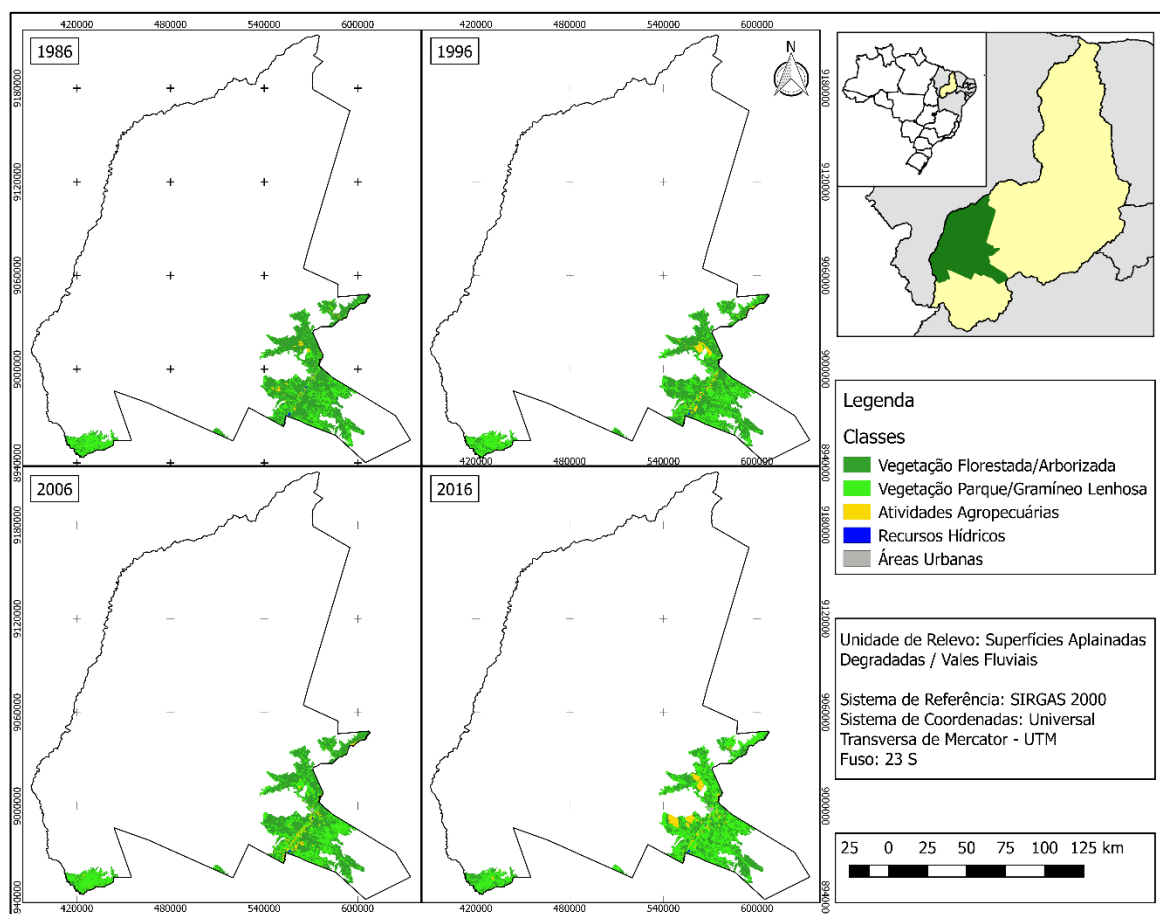


Figura 3.5: Classificação do uso e cobertura da terra por períodos na unidade de relevo das Superfícies Aplainadas Degradadas / Planícies Fluviais.

Os valores gerados com as métricas de Porcentagem da paisagem, Número de manchas, área média das manchas, índice médio de forma e área núcleo média estão evidenciados nas Tabelas 3.1, 3.2 e 3.3.

Tabela 3.1: Métricas de paisagem – Vegetação Florestada / Arborizada

CLASSE: VEGETAÇÃO FLORESTADA / ARBORIZADA							
RELEVO	ANO	ÁREA DA CLASSE (Ha)	PORCENT. DA PAISAGEM	NÚMERO DE MANCHAS	ÁREA MÉDIA (Ha)	ÍNDICE MÉDIO DE FORMA	ÁREA NÚCLEO MÉDIA (Ha)
VALES ENCAIXADOS	1986	647680.23	53%	2863	226.2243	1.9639	137.6079
	1996	535288.77	44%	3394	157.7162	2.0612	88.8747
	2006	543989.34	45%	3466	156.9502	2.0799	85.7773
	2016	525289.41	43%	3902	134.6206	2.1546	71.1742
SUPERFÍCIES APLAINADAS DEGRADADAS / PLANÍCIES FLUVIAIS	1986	179022.42	65%	430	416.3312	1.9321	303.6024
	1996	155447.55	56%	502	309.6565	2.0798	210.9094
	2006	153072.36	56%	613	249.7102	2.0356	165.9681
	2016	102433.68	37%	742	138.0508	2.3149	73.0113
PLANALTOS	1986	1836118.89	87%	965	1902.714	1.5994	1760.412
	1996	1650516.66	78%	1355	1218.094	1.686	1101.5523
	2006	1400598.81	66%	1528	916.6223	1.7689	794.1439
	2016	952010.55	45%	2421	393.2303	1.9217	316.9032
ÁREA DE ESTUDO TOTAL	1986	2663086.14	74%	4258	2037.556	1.9295	1750.8763
	1996	2341521.99	65%	5251	1417.386	2.1875	1180.9319
	2006	2097910.98	58%	5607	1084.192	2.1569	862.0513
	2016	1579926.51	44%	7065	637.0671	2.4918	461.6122

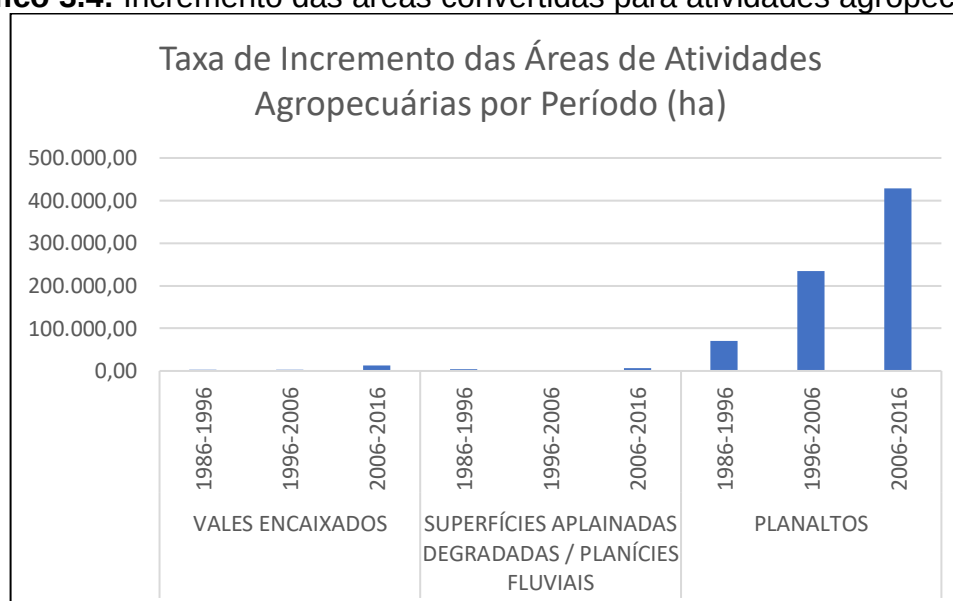
Tabela 3.2: Métricas de paisagem – Vegetação Parque / Gramíneo Lenhosa

CLASSE: VEGETAÇÃO PARQUE / GRAMÍNEO LENHOSA							
RELEVO	ANO	ÁREA DA CLASSE (Ha)	PORCENT. DA PAISAGEM	NÚMERO DE MANCHAS	ÁREA MÉDIA (Ha)	ÍNDICE MÉDIO DE FORMA	ÁREA NÚCLEO MÉDIA (Ha)
VALES ENCAIXADOS	1986	560492.82	45.96%	3418	163.9827	2.1175	96.0074
	1996	670501.71	54.98%	2550	262.9418	2.0575	171.4157
	2006	658231.56	53.97%	3072	214.2681	2.0901	135.8421
	2016	662809.32	54.35%	2907	228.0046	2.1769	143.0899
SUPERFÍCIES APLAINADAS DEGRADADAS / PLANÍCIES FLUVIAIS	1986	91141.56	33.06%	1009	90.3286	1.9171	50.2058
	1996	110794.95	40.19%	896	123.6551	1.9769	72.8452
	2006	113497.11	41.17%	1020	111.2717	1.9728	64.6409
	2016	156603.69	56.80%	706	221.8183	1.9105	146.2375
PLANALTOS	1986	150560.91	7.10%	4088	36.83	1.7378	17.1273
	1996	265769.1	12.54%	4050	65.622	1.7667	38.1465
	2006	281570.94	13.28%	4590	61.3444	1.8212	36.4313
	2016	300941.46	14.20%	4058	74.16	1.8707	44.3818
ÁREA DE ESTUDO TOTAL	1986	802124.91	22.19%	4832	182.1355	2.3013	105.2214
	1996	1046994.93	28.96%	5014	328.6236	2.3145	214.1891
	2006	1053240.84	29.13%	3613	245.8545	2.3052	156.4085
	2016	1120330.62	30.99%	8515	370.2348	2.4725	239.1695

Tabela 3.3: Métricas de paisagem – Atividades Agropecuárias

CLASSE: AGROPECUÁRIA						
RELEVO	ANO	ÁREA DA CLASSE (Ha)	PORCENT. DA PAISAGEM	NÚMERO DE MANCHAS	ÁREA MÉDIA (Ha)	ÍNDICE MÉDIO DE FORMA
VALES ENCAIXADOS	1986	9230.13	0.75%	267	34.5698	1.8659
	1996	11696.22	0.95%	380	30.7795	1.924
	2006	14989.95	1.22%	666	22.5074	1.7786
	2016	27714.51	2.27%	461	60.1182	1.8329
SUPERFÍCIES APLAINADAS DEGRADADAS / PLANÍCIES FLUVIAIS	1986	4397.49	1.59%	133	33.0638	1.9296
	1996	8508.96	3.08%	172	49.4707	1.9067
	2006	8038.08	2.91%	291	27.6223	1.9145
	2016	14959.35	5.42%	146	102.4613	2.1386
PLANALTOS	1986	132431.31	6.24%	186	711.9963	2.2767
	1996	202784.76	9.56%	282	719.0949	2.2608
	2006	436945.32	20.61%	429	1018.521	2.2173
	2016	865741.59	40.85%	315	2748.386	2.0316
ÁREA DE ESTUDO TOTAL	1986	146,060.46	4.04%	586	285.2743	2.0755
	1996	222,989.22	6.16%	834	311.0031	2.1033
	2006	459,981.09	12.72%	1386	387.8424	1.9957
	2016	908,447.13	25.13%	922	2023.268	2.2684

As taxas de incremento de áreas convertidas para as atividades agropecuárias foram calculadas por períodos, de acordo com as unidades de relevo, conforme Gráfico 3.4.

Gráfico 3.4: Incremento das áreas convertidas para atividades agropecuárias

3.4 Discussão

Os resultados desta pesquisa deixam evidente o declínio da vegetação florestada/arborizada em todos os períodos analisados, com as maiores perdas na região dos Planaltos. Observando as métricas da classe “vegetação florestada/arborizada” de total de área e porcentagem da paisagem, percebe-se a diminuição desta classe em todas as unidades de relevo, especialmente nos Planaltos.

Do total das transformações ocorridas por períodos analisados para a unidade de relevo dos Planaltos, a transformação de “vegetação florestada/arbórea” para “atividades agropecuárias” se mostrou crescente, atingindo aproximadamente 50% de todas as alterações no período de 2006 para 2016. Para as demais unidades de relevo, prevaleceram as transformações de “vegetação florestada/arbórea” para “vegetação parque/gramíneo lenhosa” e vice-versa em todos os períodos analisados. Estas mudanças entre as classes de vegetação acontecem pelo uso das áreas pelos pequenos proprietários e pela recuperação da vegetação dentro destas unidades. Nestas áreas foram encontradas atividades de extração seletiva de madeira e pecuária extensiva.

Analisando os dados da classe “atividades agropecuárias”, percebe-se a diferenciação da unidade de relevo dos Planaltos nos resultados das métricas de paisagem calculadas. Esta distinção justifica-se pela concentração das atividades agropecuárias na unidade de relevo dos Planaltos (mais de 90% de toda a classe, durante todos os períodos analisados).

A fragmentação das áreas de vegetação florestada/arborizada é verificada pelo aumento no número de manchas desta classe e pela diminuição da área média das manchas, com consequente diminuição da área núcleo dos fragmentos. A diminuição das áreas de vegetação florestada/arborizada e sua fragmentação estão causando um aumento no índice médio de forma, ou seja, os fragmentos resultantes das mudanças nos usos e cobertura da terra estão se tornando mais vulneráveis a perturbações provocadas com efeitos de borda.

A classe “atividades agropecuárias” não teve aumento expressivo na porcentagem da paisagem, área média das manchas e na área núcleo dos fragmentos ao longo dos anos nas unidades de relevo de Vales Encaixados e Superfícies Aplainadas Degradadas/Planícies Fluviais. Na unidade dos planaltos o

aumento no percentual de participação das atividades agropecuárias passou de aproximadamente 6% para mais de 40% durante o período de 30 anos.

Mesmo aumentando a área ao longo dos períodos analisados, a classe de agropecuária começou a ter uma diminuição no número de manchas no período de 2006 para 2016. Fato este que se justifica na maior conectividade das áreas produtivas neste período (expansão da área ocupada pela classe). Destaca-se também a diminuição no índice de forma desta classe apenas para a unidade relevo dos planaltos no período de 2006 para 2016.

Os dados de incremento das áreas de atividades agropecuárias por períodos evidenciam a aptidão da unidade de planaltos para as atividades agropecuárias. As taxas de incremento por períodos decenais tornam perceptíveis o acelerado aumento de conversão de áreas para atividades agropecuárias, que no último decênio analisado (2006-2016) teve um incremento de aproximadamente 430.000 ha.

As análises de mudanças de uso e cobertura da terra utilizando as métricas de paisagem geralmente são realizadas com classes de vegetação sendo os alvos das análises. Neste trabalho, além do cálculo de métricas de paisagem dos fragmentos de vegetação, também foram geradas as métricas para a classe de maior impacto ocasionado por uso humano dos recursos naturais. Os dados obtidos com a análise dos fragmentos de “atividade agropecuária” foram importantes para entender o comportamento desta classe dentro da paisagem nos anos estudados.

Esta pesquisa, diferente das abordagens comumente utilizadas, analisa a evolução do uso e cobertura da terra e a fragmentação da paisagem com métodos aplicados de acordo com as divisões de relevo da região. A metodologia utilizada proporciona a caracterização/diagnóstico destas áreas de bioma Cerrado, podendo servir de auxílio no estabelecimento de programas adequados de conservação da biodiversidade e de controle dos usos dos recursos naturais da região.

Trabalhos realizados nas regiões Centro-oeste do Brasil, mais precisamente nos Estados de Goiás e Mato Grosso, também confirmam a influência do relevo das regiões do bioma cerrado nos impactos do uso e ocupação do solo (CARVALHO *et al.*, 2009; NEVES *et al.*, 2014). No Estado do Tocantins, região Norte, Vale e Dias (2017), concluem que as áreas de vegetação de savana arbórea da região central

do Estado são as menos alteradas pela ocupação antrópica, ao contrário do que ocorre nas savanas do Piauí.

Nas savanas da região leste da Colômbia, Ruiz *et al* (2012) evidenciaram o aumento do uso e ocupação do solo ocasionado por projetos agropecuários ao longo dos anos. Este mesmo processo está acontecendo em nível semelhante nos cerrados piauienses. Já nas savanas do norte da Bolívia, Ledezma e Centurión (2010) destacam que a ocupação antrópica nestas áreas é inexpressiva e que as maiores taxas de desmatamento para a execução de atividades econômicas ocorrem fora do bioma de savana.

3.5 Conclusão

Com os resultados obtidos neste trabalho é possível concluir que o efeito da degradação é mais pronunciado nos Planaltos que nas outras unidades de relevo da área estudada (Vales Encaixados; Superfícies Aplainadas Degradadas/Planícies Fluviais). Portanto, é evidente que o relevo da região é determinante para a ocupação antrópica, principalmente para o agronegócio, corroborando a hipótese desta pesquisa.

A atividades antrópicas na região dos cerrados piauienses afetam diretamente a vegetação florestada/arborizada, especialmente na unidade de relevo dos Planaltos. Nesta unidade de relevo ocorre o predomínio de transformações de vegetação florestada/arborizada para a atividade de agropecuária. Estas transformações intensificam-se a cada período decenal estudado.

Com o cálculo das métricas de paisagem é possível afirmar que a vegetação da área de estudo está sofrendo um processo de fragmentação progressivo com o passar dos anos e com uma configuração de fragmentos mais propícia para a acentuação dos efeitos de borda. Este processo é mais expressivo nos Planaltos, onde foi identificado que a matriz da paisagem está em processo de mudança da classe de Vegetação Florestada/Arbórea para Agropecuária.

3.6 Referências

AGUIAR, T. de J. A.; MONTEIRO, M. do S. L. **Modelo agrícola e desenvolvimento sustentável**: a ocupação do cerrado piauiense. Ambiente e Sociedade, v. VIII, n.2, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. **Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Brasília, 2002.

BRASIL. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa. **Savanas**: demandas para pesquisa. Embrapa Cerrados. Planaltina-DF, 2009a.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Censo Agropecuário de 2006**. Rio de Janeiro, 2006.

BRASIL. Serviço Geológico do Brasil – CPRM. **Geodiversidade do estado do Piauí**. Recife, 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. **Relatório Técnico de Monitoramento do Desmatamento no Bioma Cerrado, 2002 a 2008**: Dados Revisados. 2009 b. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/arquivos/relatorio_tecnico_monitoramento_desmate_bioma_cerrado_csr_rev_72_72.pdf. Acesso em: 22/03/2017.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Censo Demográfico de 2010**. Características da população e dos domicílios: resultados do universo. Rio de Janeiro, 2011a.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. **Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite**. Monitoramento do Bioma Cerrado 2008 a 2009. 2011b. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/arquivos/relatoriofinal_cerrado_2008_2009_72.pdf. Acesso em: 22/03/2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. **Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite**. Monitoramento do Bioma Cerrado 2009 a 2010. 2011c. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/arquivos/relatoriofinal_cerrado_2010_final_72_1.pdf. Acesso em: 22/03/2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. **Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite**. Monitoramento do Bioma Cerrado 2010 a 2011. 2015. Disponível em: http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80120/PPCerrado/Relatorio%20Tecnico_Bioma%20Cerrado_2011vfinal.pdf. Acesso em: 22/03/2017.

CARVALHO, F. M. V.; MARCO JÚNIOR, P.; FERREIRA, L. G. **The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil**. Biological Conservation, n.142, 2009.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. John Wiley e Sons, New York, NY. 1986.

FROHN, R. C.; e HAO, Y. "Landscape metric performance in analyzing two decades of deforestation in the Amazon Basin of Rondônia, Brazil." Remote Sensing of Environment 100.2: 237-251. 2006.

GANEM, Roseli Senna; DRUMMOND, José Augusto; e FRANCO, José Luiz de Andrade Franco. **Ocupação Humana e Impactos Ambientais no Bioma Cerrado: Dos Bandeirantes à Política dos Biocombustíveis**. In: BRASIL, Vanessa Maria e GANDARA, Gercinair Silvério. Cidades, Rios e Patrimônio: Memórias e Identidades Beiradeiras. Goiânia: PUC-Goiás, 2010, pp. 171-188

GOERL, R. F.; SIEFERT, C. A. C.; SCHULTZ, G. B.; SANTOS, C. S. dos; Santos, I. dos. **Elaboração e Aplicação de Índices de Fragmentação e Conectividade da Paisagem para Análise de Bacias Hidrográficas**. Revista Brasileira de Geografia Física, v.05, p.1000-1012, 2011.

GREGGIO, T. C.; PISSARRA, T. C. T.; e RODRIGUES, F. M. **Avaliação dos fragmentos florestais do município de Jaboticabal-SP**. Revista Árvore, v.33, n.1, p.117-124, 2009.

HERRMANN, G. (Org.). **Incorporando a Teoria ao Planejamento Regional da Conservação: A Experiência do Corredor Ecológico da Mantiqueira**. Belo Horizonte: Valor Natural, 2011.

HERRMANN, G.; MACHADO, R.B.; MACEDO, D.R. **Planejamento para a Conservação da Biodiversidade Regional: uma proposta metodológica para a indicação de áreas prioritárias para a recuperação, formação de microcorredores e criação de unidades de conservação**. In: Herrmann, G. (Org.). Incorporando a Teoria ao Planejamento Regional da Conservação: A Experiência do Corredor Ecológico da Mantiqueira. Belo Horizonte: Valor Natural, 2011.

HUNKE, P.; MUELLER, E.N.; SCHRÖDER, B.; ZEILHOFER, P. **The Brazilian Cerrado: as- sessment of water and soil degradation in catchments under intensive agricultural use**. 2015. Ecohydrology 8, 1154–1180. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1002/eco.1573>. Acesso em: 20/05/2018.

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

LEDEZMA, J. N. Pinto; CENTURIÓN, T. R. **Patrones de deforestación y fragmentación 1976-2006 en el municipio San Julián (Santa Cruz, Bolivia)**. Ecología en Bolivia, v.45, n.2, 2010.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.; KENT, J. **Biodiversity hotspots for conservation priorities**. 2000. Nature 403:853–858.

NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A.S. **Landscape ecology: Theory and application**. New York, Spring Verlag, 1994. 2nd ed. 360p.

NEVES, L. F. de S.; NEVES, S. M. A. da S.; CANALE, G. R. **Análise da fragmentação de Cerrado na bacia hidrográfica do rio Aguapeí, Porto Esperidião (MT): um estudo de caso a partir das geotecnologias e métricas da paisagem**. Ateliê Geográfico, v.8, n.2, 2014.

OLIVEIRA, S. *et al.* "Landscape-fragmentation change due to recent agricultural expansion in the Brazilian Savanna, Western Bahia, Brazil." Regional Environmental Change 17.2. 2017.

PESSOA, Seyla P. M.; GALVANIN, Edinéia A. S.; KREITLOW, Jesã P.; NEVES, Sandra M. A.S.; NUNES, Josué R.da S.; e ZAGO, Bruno W. **Análise espaço-temporal da cobertura vegetal e uso da terra na interbacia do rio Paraguai médio-MT, Brasil**. Revista Árvore, v.37, n.1, 2013.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina-PR, Ed. Planta, 2001.

RATTER J.; RIBEIRO J.; BRIDGEWATER S. **The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity**. Ann Bot 80:223–230. 1997.

RUIZ, M. H. Romero; FLANTUA, S. G. S.; TANSEY, K.; BERRIO, J. C. **Landscape transformations in savannas of northern South America: Land use/ cover changes since 1987 in the Llanos Orientales of Colombia**. Applied Geography, v.32, 2012.

SILVA, J.F.; FARIÑAS, M.R.; FELFILI, J.M.; KLINK, C.A. **Spatial heterogeneity, land use and conservation in the Cerrado region of Brazil**. J. Biogeogr. 33, 536–548. 2006. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01422.x>. Acesso em: 20/05/2018.

STRASSBURG, B.B.N.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; LATAWIEC, A.E.; OLIVEIRA FILHO, F.J.B.; SCARAMUZZA de, C.A.M.; SCARANO, F.R.; SOARES-FILHO, B.; BALMFORD, A.; **Moment of truth for the Cerrado hotspot**. Nat. Ecol. Evol. 1, 99. 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/s41559-017-0099>. Acesso em 20/05/2018.

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

WANTZEN, K.M.; SIQUEIRA, A.; CUNHA, C.N.; PEREIRA de SÁ, M.F. **Streamvalley systems of the Brazilian Cerrado: impact assessment and conservation scheme**. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 16, 713–732. 2006.

VALE, T. M.; DIAS, R. R. **Fragmentação da Paisagem no município de Fátima, TO – Brasil**. Geoambiente, n.29, 2017.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos nesta dissertação evidenciam que a metodologia de registro semiautomático de imagem para imagem é um método eficaz para a correção geométrica de cenas Landsat. Constata-se que as técnicas utilizadas neste estudo multitemporal proporcionam um correto posicionamento geográfico entre as imagens de todos os anos analisados. A classificação do uso e cobertura da terra obtida para a área de estudo se mostrou satisfatória durante todos os anos abrangidos, mesmo com imagens de sensores diferentes. Portanto, conclui-se que os procedimentos de classificação baseada em objetos, apoiada nas metodologias realizadas neste trabalho, são apropriados para estudos multitemporais.

Com os resultados obtidos neste trabalho é possível concluir que o efeito da degradação é mais pronunciado nos Planaltos que nas outras unidades de relevo da área estudada (Vales Encaixados; Superfícies Aplainadas Degradadas/Planícies Fluviais), o que corrobora a primeira hipótese deste estudo. Portanto, é evidente que o relevo da região é determinante para a ocupação antrópica, principalmente para o agronegócio.

A atividades antrópicas na região dos cerrados piauienses afetam diretamente a vegetação florestada/arborizada, especialmente na unidade de relevo dos Planaltos. Nesta unidade de relevo ocorre o predomínio de transformações de vegetação florestada/arborizada para a atividade de agropecuária. Estas transformações intensificam-se a cada período decenal estudado. Os resultados obtidos confirmam também a segunda hipótese, levantada no início desta pesquisa.

Com o cálculo das métricas de paisagem é possível afirmar que a vegetação da área de estudo está sofrendo um processo de fragmentação progressivo com o

passar dos anos e com uma configuração de fragmentos mais propícia para a acentuação dos efeitos de borda. Este processo é mais expressivo nos Planaltos, onde foi identificado que a matriz da paisagem está em processo de mudança da classe de Vegetação Florestada/Arbórea para Agropecuária.

Em pesquisas futuras, podem ser explorados estudos abordando a projeção de uso e cobertura da terra para datas futuras, levando em consideração fatores estimulantes de alteração destas áreas. Outra possibilidade de pesquisa é a utilização dos dados desta pesquisa analisados conjuntamente com os dados do Cadastro Ambiental Rural, possibilitando uma abordagem ambiental a nível de propriedade rural (tamanho médio das propriedades). Os métodos empregados na realização desta pesquisa e os resultados obtidos poderão ser empregados em políticas públicas de regularização ambiental rural, facilitando as ações de órgãos ambientais, como, por exemplo, o melhoramento na análise e aprovação de Reservas Legais de imóveis rurais.