

RAFAELLA DA SILVA NOGUEIRA

**DETECÇÃO DE INCÊNDIOS, FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM E
ALTERAÇÕES DAS PROPRIEDADES DO SOLO NA CAATINGA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2017

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

N778d
2017

Nogueira, Rafaella da Silva, 1982-
Detecção de incêndios, fragmentação da paisagem e
alterações das propriedades do solo na Caatinga / Rafaella da
Silva Nogueira. – Viçosa, MG, 2017.
xvi, 148f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Nilcilene das Graças Medeiros.
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.
Inclui bibliografia.

1. Incêndios florestais - Detecção. 2. Incêndios florestais -
Caatinga. 3. Incêndios florestais - Geoprocessamento.
I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia
Civil. Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil.
II. Título.

CDD 22 ed. 634.943

RAFAELLA DA SILVA NOGUEIRA

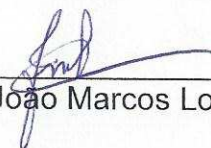
**DETECÇÃO DE INCÊNDIOS, FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM E
ALTERAÇÕES DAS PROPRIEDADES DO SOLO NA CAATINGA.**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 24 de fevereiro de 2017.



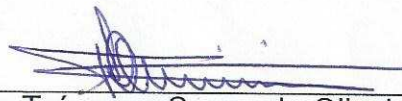
Elpídio Inácio Fernandes Filho



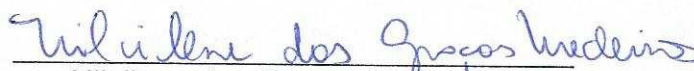
João Marcos Louzada



Gerson Rodrigues dos Santos
(Coorientador)



Teógenes Senna de Oliveira
(Coorientador)



Nilcilene das Graças Medeiros
(Orientadora)

DEUS, por me conceder a vida, por ter me ofertado saúde, sabedoria, força e coragem para superar os obstáculos da vida. Aos meus pais, Valdemiro Xavier Nogueira e Irenilda da Silva Nogueira, minhas irmãs Valdenilda da Silva Nogueira e Tatiana da Silva Nogueira, aos meus sogros Nilton Mariano da Silva e Maria Antonia Barbosa da Silva, a minha cunhada Geysla Alinne Barbosa da Silva e concunhado Rômulo Aguiar Dias pela paciência, compreensão, apoio e incentivo. A meu esposo Fred Denilson Barbosa da Silva devido seu imenso apoio, paciência, dedicação e compreensão que durante esses anos mostrou ser carinhoso, atencioso e especialmente amoroso, sempre me incentivando a atingir meus objetivos e superar as dificuldades. Ao maior presente que Jesus me concedeu nessa vida que é minha amada filha Isabella Lauren Barbosa Nogueira por ser minha fortaleza e tornar minha vida melhor, mais colorida e feliz.

DEDICO

Aos meus pais Valdemiro Xavier Nogueira e Irenilda da Silva Nogueira que abdicaram de muitos benefícios para promover uma educação de qualidade para sua filha, pois mesmo diante de tantos obstáculos sempre estiveram ao meu lado sendo meus exemplos de vida e perseverância.

OFEREÇO

"Confia mais em ti mesmo, nas tuas decisões, mas confia também em Deus que haverá de amparar-te naquilo que para a tua evolução seja melhor. Não desanimes quando iniciares uma caminhada pela direção que escolheste. Vai em frente, com toda a tua coragem e, se no final da luta perceberes que erraste na escolha, não desanimes ainda assim. Volta e começa tudo de novo. Não permitas que as dúvidas diante das decisões anulem seus propósitos, procura navegar pelos oceanos da vida sempre num rumo certo, na certeza que Jesus estará no comando de sua vida para que teus objetivos vos consigas alcançar".

Paulo (Filipenses, 3:14)

AGRADECIMENTOS

A DEUS por ter me concedido força, saúde e perseverância para a realização dos meus objetivos e uma família maravilhosa que sempre está ao meu lado.

À Universidade Federal de Viçosa, em particular, ao Departamento de Engenharia Civil, pela oportunidade de realização desta pesquisa.

A minha professora orientadora Nilcilene das Graças Medeiros pelo apoio, colaboração, ensinamentos transmitidos e incentivo durante o desenvolvimento deste trabalho.

Ao professor coorientador Gerson Rodrigues dos Santos pelo apoio, atenção, dedicação e contribuições nesta pesquisa.

Ao professor coorientador Teógenes Senna de Oliveira pela confiança, atenção, compreensão, incentivo e colaboração no desenvolvimento do trabalho.

Ao professor Elpídio Inácio Fernandes Filho pelo apoio, ensinamentos transmitidos e colaborações que foram fundamentais para a realização deste trabalho.

Aos funcionários Cristovão, Alex e Nágila do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio do Parque Nacional de Ubajara pelo apoio nas atividades de de campo realizadas na unidade de conservação.

As alunas Thereza Cristina, Luana Martins e Jessica Gama da Universidade da Integração Internacional da Lusofania Afro-Brasileira – Unilab pelo apoio na coleta de amostras de solo.

Ao Laboratório de Nutrição Mineral de Plantas do Departamento de Ciências do Solo da Universidade Federal do Ceará, especial aos técnicos Antonio José e Tavares pelo auxílio na determinação dos teores dos nutrientes do solo.

A meu esposo Fred Denilson Barbosa da Silva Nogueira pelo auxílio na coleta de dados, pelas correções, sugestões e críticas na redação desse trabalho. A você meu agradecimento é especial pela compreensão, dedicação, por sempre estar ao meu lado mesmo nos momentos difíceis, me incentivando a superar obstáculos e a vencer as dificuldades.

Aos meus amigos Virna Braga, Ana Carolina, Daniela Zuliane, Adriana Cristina, Lucas Nunes e Ligia pela amizade, incentivos e conselhos que foram fundamentais para a realização e conclusão deste trabalho.

BIOGRAFIA

RAFAELLA DA SILVA NOGUEIRA, filha de Irenilda da Silva Nogueira e de Valdomiro Xavier Nogueira, nasceu em 17 de julho de 1982, no município de Fortaleza, no Estado do Ceará.

Em 2001 ingressou no curso de Agronomia na Universidade Federal do Ceará, vindo a concluí-lo em fevereiro de 2006. Em 2006 foi selecionada para o Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas na área de Manejo e Conservação do Solo da Universidade Federal do Ceará.

No período de março de 2009 a fevereiro de 2011 trabalhou na Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais como Bolsista de Apoio Técnico na área de geoprocessamento.

Em março de 2012 iniciou o curso de Doutorado em Engenharia Civil da Universidade Federal de Viçosa na área de concentração em Informação Espacial.

Em janeiro de 2013 até 23 de novembro de 2013 foi professora do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Norte de Minas Gerais – IFNMG e, em dezembro de 2013, tornou-se professora da Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira – UNILAB.

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....	vii
LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS.....	xiii
RESUMO.....	xv
ABSTRACT.....	xvi
1. INTRODUÇÃO GERAL	1
1.1 Detecção de queimadas com índices espectrais	4
1.2 Análise da estrutura da paisagem com SIG.....	7
1.3 Caracterização do Parque Nacional de Ubajara e sua zona de amortecimento.....	11
1.4 Hipótese.....	18
1.5 Objetivos	19
1.6 Referências.....	20
2. DETECÇÃO DE CICATRIZES DE QUEIMADAS NO ENTORNO DO PARQUE NACIONAL DE UBAJARA	25
Resumo.....	25
Abstract.....	25
2.1 Introdução	26
2.2 Material e métodos	29
2.2.1. Caracterização da área estudada	29
2.2.2 Pré-processamento das imagens	31
2.2.3 Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI).....	32
2.2.4 Índice de Queimada por Razão Normalizada (NBR)	33
2.2.5 Temperatura da superfície	33
2.2.6 Análise de correlação entre as cicatrizes de queimadas e o NDVI.....	34
2.2.7 Determinação do tempo de permanência de uma cicatriz de queimada	34
2.2.8 Classificação por Máxima Verossimilhança	36
2.3 Resultados e discussão	38
2.3.1 Índice de Queimada Normalizada (NBR).....	38
2.3.2 A temperatura da superfície.....	45
2.3.3 Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI).....	57
2.3.4 Tempo de permanência de cicatrizes de queimada na paisagem	69
2.4 Conclusões.....	93

2.5 Referências.....	94
3. EFEITO DO FOGO NOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO EM ÁREAS DE CAATINGA, FLORESTA ESTACIONAL E DECÍDUA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO	100
Resumo.....	100
Abstract.....	100
3.1 Introdução	101
3.2 Material e métodos	103
3.2.1. Caracterização da área estudada	103
3.2.2. Descrição das áreas amostrais.....	104
3.2.3. Coleta das amostras de solo.....	108
3.2.4. Análises químicas do solo.....	108
3.2.5. Análises estatística	109
3.3 Resultados e discussão	109
3.4 Referências.....	115
4. ANÁLISE ESTRUTURA DA PAISAGEM: FRAGMENTAÇÃO DE HABITATS DA CAATINGA E MATA ATLÂNTICA.....	118
Resumo.....	118
Abstract.....	119
4.1 Introdução	120
4.2 Material e métodos	122
4.2.1. Caracterização da área estudada	122
4.2.2 Pré-processamento das imagens	123
4.2.3. Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) e Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI).....	125
4.2.4. Segmentação e classificação das imagens	125
4.2.5 Métricas da paisagem	128
□ Métricas de forma.....	129
□ Métricas de diversidade de fragmentos.....	130
4.3 Resultados e discussão	130
4.5 Referências.....	142
5. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	146

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CA: Área da classe
COT: carbono orgânico total
dNBR: Índice diferenciado de queimada por razão normalizada
ED: Densidade de borda
EMBRAPA: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
IBAMA: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
ICMBio: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IJ: Índice de dispersão e justaposição
INPE: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IQN: Índice de Queimada Normalizada
LMax: radiância espectral máxima do sensor
LMin: radiância espectral mínima do sensor denominada
MNN: Distância Média do Vizinho mais Próximo
MPE: Média de borda por Fragmento
MPS: Área média de fragmentos
MSI: Índice de forma médio
NBR: Índice de Queimada Normalizada
NBR: Índice de queimada por razão normalizada
NDVI: Índice de Vegetação da Diferença Normalizada
NDWI: *Normalized Difference Water Index*
NIR: Valores de reflectância da Banda do infravermelho próximo
NumP: Número de fragmentos
PNU: Parque Nacional de Ubajara
RdNBR: Índice relativo diferenciado de queimada por razão normalizada
RMS: Erro Médio Quadrático
RPPN: Reserva Particular do Patrimônio Natural
SDI: Índice de Diversidade de Shannon
SEBRAE: Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas
SIG: Sistemas de Informação Geográfica
SNUC: Sistema Nacional de Unidades de Conservação
TFSA: Terra fina seca ao ar

TS: temperatura da superfície

UC: Unidades de Conservação

ZA: Zona de Amortecimento

ZLAND: Percentagem da paisagem

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Localização do Parque Nacional de Ubajara no Estado do Ceará.	12
Figura 2 - Número de habitantes nos municípios relacionados à Zona de Amortecimento no entorno do Parque Nacional de Ubajara. Fonte: IBGE (2017).	13
Figura 3 - Médias mensais das precipitações no município de Ubajara (A) e Tianguá no Estado do Ceará.	15
Figura 4 - Ilustração da principal atração do Parque que são as Grutas de Ubajara.	17
Figura 5 - Vista panorâmica de cachoeiras e do teleférico que permite o acesso as grutas de Ubajara. Fonte: ICMBio, 2017.	18
Figura 6 - Localização do Parque Nacional de Ubajara no Estado do Ceará.	29
Figura 7 - Ilustração da digitalização manual das cicatrizes de queimadas.	36
Figura 8 - Mapas de distribuição espacial do Índice de Queimada Normalizada (NBR) de 25/06/1985 e 22/05/1996 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.	40
Figura 9 - Mapas de distribuição espacial do Índice de Queimada Normalizada (NBR) 06/08/2006 e 30/06/2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.	41
Figura 10 - Mapas de distribuição espacial do Índice de Queimada Normalizada (NBR) 29/09/1985 e 11/09/1996 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.	42
Figura 11 - Mapas de distribuição espacial do Índice de Queimada Normalizada (NBR) de 09/10/2006 e 01/10/2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.	43
Figura 12 - Comparação da identificação de áreas queimadas pela composição R5G4B3 (A e C) e NBR (B e D).	44
Figura 13 - Mapas de distribuição espacial da Temperatura da Superfície do Solo (TSS) de 25/06/1985 e 22/05/1996 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.	47
Figura 14 - Mapas de distribuição espacial da Temperatura da Superfície do Solo (TSS) 06/08/2006 e 30/06/2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.	48
Figura 15 - Mapas de distribuição espacial da Temperatura da Superfície do Solo (TSS) de 29/09/1985 e 11/09/1996 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.	49

Figura 16 - Mapas de distribuição espacial da Temperatura da Superfície do Solo (TSS) 09/10/2006 e 01/10/2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.	50
Figura 17 - Mapas de distribuição espacial das áreas queimadas de 25/06/1985 e 22/05/1996 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.	52
Figura 18 - Mapas de distribuição espacial das áreas queimadas de 06/08/2006 e 30/06/2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.	53
Figura 19 - Mapas de distribuição espacial das áreas queimadas de 29/09/1985 e 11/09/1996 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.	54
Figura 20 - Mapas de distribuição espacial das áreas queimadas de 09/10/2006 e 01/10/2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.	55
Figura 21 - Total de área queimada no período chuvoso e seco nos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016 no entorno do PNU.	56
Figura 22 - Mapas de distribuição espacial do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) no período chuvoso dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.	59
Figura 23 - Mapas de distribuição espacial do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) no período chuvoso dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.	60
Figura 24 - Mapas de distribuição espacial do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) no período chuvoso dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.	61
Figura 25 - Mapas de distribuição espacial do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) no período chuvoso dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.	62
Figura 26- Índice de Vegetação por Diferença Normalizada das áreas queimadas no período seco nos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016 no entorno do PNU.	65
Figura 27 - Índice de Vegetação por Diferença Normalizada das áreas queimadas no período chuvoso nos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016 no entorno do PNU.	66
Figura 28 - Ilustração de área queimada com vegetação do tipo Mata Seca (A) e Mata Úmida (B) em novembro de 2016 no entorno do PNU.	67
Figura 29 – Localização dos focos de incêndios (A) e das áreas queimadas (B) no entorno do Parque Nacional de Ubajara com base nos dados do INPE.	70

Figura 30 – Ilustração de exemplos da intensidade de marcação das cicatrizes na paisagem do entorno do Parque Nacional de Ubajara após 60 dias de ocorrido o incêndio.	72
Figura 31 – Classificação percentual da intensidade de marcação das cicatrizes na paisagem do entorno do Parque Nacional de Ubajara após 60 dias de ocorrido o incêndio.	72
Figura 32 - Cicatrizes de queimada identificadas com o método de Máxima Verossimilhança nos meses de setembro e novembro de 2016 na paisagem do entorno do Parque Nacional de Ubajara.....	73
Figura 33 – Ilustração de áreas queimadas identificadas por meio do método de Máxima Verossimilhança nos meses de novembro de 2016 na paisagem do entorno do Parque Nacional de Ubajara.....	74
Figura 34 – Histograma de frequência dos valores de NDVI nos meses de julho (A), setembro (B), outubro (C) e novembro (D) nas áreas de Floresta Estacional 1(FE ₁), 2 (FE ₂) e 3 (FE ₃).	78
Figura 35 - Histograma de frequência dos valores de NDVI nos meses de julho (A), setembro (B), outubro (C) e novembro (D) nas áreas de Caatinga (CA ₁), 2 (CA ₂) e 3 (CA ₃).	79
Figura 36 - Histograma de frequência dos valores de NDVI nos meses de julho (A), setembro (B), outubro (C) e novembro (D) nas áreas de Carrasco 1 (CR ₁), 2 (CR ₂) e 3 (CR ₃).	80
Figura 37 – Distribuição espacial dos quartis da regeneração da vegetação antes e após fogo na área de floresta estacional 1.	85
Figura 38 - Distribuição espacial dos quartis da regeneração da vegetação antes e após fogo na área de floresta estacional 2.	86
Figura 39 - Distribuição espacial dos quartis da regeneração da vegetação antes e após fogo na área de floresta estacional 3.	87
Figura 40 - Distribuição espacial em quartis da regeneração da vegetação antes e após fogo na área de vegetação Caatinga 1.	88
Figura 41 - Distribuição espacial em quartis da regeneração da vegetação antes e após fogo na área de vegetação Caatinga 2.	89
Figura 42 - Distribuição espacial em quartis da regeneração da vegetação antes e após fogo na área de vegetação Caatinga 1.	90

Figura 43 - Distribuição espacial em quartis da regeneração da vegetação antes e após fogo na área de vegetação Carrasco 1.....	91
Figura 44- Distribuição espacial em quartis da regeneração da vegetação antes e após fogo na área de vegetação Carrasco 2.....	92
Figura 45- Distribuição espacial em quartis da regeneração da vegetação antes e após fogo na área de vegetação Carrasco 2.....	93
Figura 46 - Localização das áreas queimadas amostradas e seus respectivos tipos de vegetação no PNU e zona de entorno.....	105
Figura 47 - Queimada em área de vegetação do tipo Mata Úmida.....	106
Figura 48 - Queimada em área de vegetação do tipo Mata Seca.....	107
Figura 49 - Queimada em área de vegetação do tipo Caatinga.	107
Figura 50 - Coleta de amostra de solo com o trado holandês nas áreas queimadas.	108
Figura 51 - Atributos dos solos (pH, C, N, Al, C/N, H+Al) nas áreas de referência (não queimada) e queimada nos ecossistemas de Floresta Estacional (Mata úmida), Floresta Decídua (Mata seca ou de transição) e Caatinga antes e após o incêndio. * Diferença estatística entre tratamentos de acordo com o teste t pareado.	111
Figura 52 - Atributos dos solos (Na, Ca, Mg, K e P) nas áreas de referência (não queimada) e queimada nos ecossistemas de Floresta Estacional (Mata úmida), Floresta Decídua (Mata seca ou de transição) e Caatinga antes e após o incêndio. * Diferença estatística entre tratamentos de acordo com o teste t pareado.....	113
Figura 53 – Sequência das etapas da definição das classes de uso e ocupação na classificação orientada a objeto.....	126
Figura 54 - Mapas de uso e ocupação do solo no período chuvoso dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu entorno.	131
Figura 55 - Mapas de uso e ocupação do solo no período seco dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu entorno.	133

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Dados das imagens Landsat utilizadas para obtenção dos índices espectrais	31
Tabela 2 - Dados das imagens Sentinel-2 utilizadas para obtenção dos índices espectrais	35
Tabela 3 -Valores de NDVI classificados por área em percentagem nos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016 no PNU e seu entorno.....	63
Tabela 4 - Correlação linear de Pearson entre as áreas queimadas (NBR) e as variáveis estudadas no período de 1984 a 2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu entorno	68
Tabela 5 – Focos de incêndios ocorridos no mês de agosto e evolução das cicatrizes de queimada nos meses de setembro, outubro e novembro de 2016 .	71
Tabela 6 - Medidas descritivas dos valores de NDVI antes e após a queimadas em três áreas de Floresta Estacional.....	76
Tabela 7 – Limites superiores dos quartis referentes os valores de NDVI antes e após a queimada em áreas de Floresta Estacional, Carrasco e.....	83
Tabela 8 - Dados das imagens Landsat utilizadas para obtenção dos índices espectrais	124
Tabela 9 – Chave de interpretação para classificação do uso e ocupação do solo no Parque Nacional de Ubajara e sua zona de amortecimento	127
Tabela 10 – Precipitações médias mensais no município de Ubajara para os anos de 1985, 1996, 2006 e 2016	132
Tabela 11 – Métricas de área à nível de paisagem referentes área do PNU e sua zona de amortecimento para o período chuvoso e seco dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016.....	134
Tabela 12– Métricas de área à nível de classes referentes a área do PNU e sua zona de amortecimento para o período seco dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016	135
Tabela 13– Métricas de área à nível de classes referentes a área do PNU e sua zona de amortecimento para o período chuvoso dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016.....	136

Tabela 14 – Métricas de número, tamanho e densidade de fragmentos referentes a área do PNU e sua zona de amortecimento para o período seco dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016	137
Tabela 15 – Métricas de número, tamanho e densidade de borda dos fragmentos referentes a área do PNU e sua zona de amortecimento para o período chuvoso dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016.....	138
Tabela 16 - Métricas de forma, distância média do vizinho mais próximo e índice de dispersão e justaposição das classes referentes a área do PNU e sua zona de amortecimento para o período seco dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016	140
Tabela 17 – Métricas de forma, distância média do vizinho mais próximo e índice de dispersão e justaposição das classes referentes a área do PNU e sua zona de amortecimento para o período chuvoso dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016	141

RESUMO

NOGUEIRA, Rafaella da Silva, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2017. **Deteção de incêndios, fragmentação da paisagem e alterações das propriedades do solo na Caatinga.** Orientadora: Nilcilene das Graças Medeiros. Coorientadores: Gerson Rodrigues dos Santos e Teógenes Senna de Oliveira.

O aumento da ocorrência de incêndios florestais no Nordeste Brasileiro tem promovido alterações na dinâmica de nutrientes do solo e redução da biodiversidade. Os objetivos deste estudo foi avaliar o uso do índice de queimada por razão normalizada (NBR) na detecção de áreas queimadas durante os anos de 1985, 1996, 2006 e 2016; verificar o tempo de permanência da cicatriz de queimada na paisagem assim como os efeitos do fogo nos atributos químicos do solo e na dinâmica da estrutura da paisagem no Parque Nacional de Ubajara e na sua zona de entorno. Foram utilizadas imagens orbitais do período seco e chuvoso referentes as datas de 1985, 1996, 2006 e 2016 obtidas dos satélites Landsat 5 e 8 para obtenção do Índice de Queimada Normalizada (NBR) e do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI). A detecção de uma cicatriz de queimada na imagem foi obtida com base na delimitação manual e classificação supervisionada por Máxima Verossimilhança. A avaliação do impacto do fogo nos atributos químicos do solo foi realizada em três áreas queimadas pertencentes aos ecossistemas de Caatinga, Floresta Estacional e Decídua. Além disso, analisou-se a dinâmica da paisagem por meio de métricas calculadas. A análise das cicatrizes de queimada indicou que após 60 dias da ação do fogo, a vegetação tem início a um processo de regeneração. Mudanças significativas foram observadas três meses após o incêndio sendo que 38% das áreas queimadas apresentaram uma maior suavização da cicatriz, porém ainda sendo possível identificá-las na imagem. Áreas de queimadas sem evidências aparentes foram observadas em 8% das áreas estudadas indicando que o tempo de recuperação aparente da área queimada variou de 94 a 110 dias. A Floresta Estacional não apresentou alterações nas propriedades químicas do solo enquanto que a Caatinga, o fogo promoveu um aumento significativo dos valores de pH, C e Ca do solo e redução nos teores de Al. A análise da paisagem evidenciou que existe um aumento na fragmentação dos habitats e que a Caatinga presente na zona de amortecimento é a mais fragmentada com maior susceptibilidade aos efeitos de borda da paisagem, o que aumenta a fragilidade desse ecossistema quanto a manutenção da sua biodiversidade na região.

ABSTRACT

NOGUEIRA, Rafaella da Silva, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2017. **Detecção de incêndios, fragmentação da paisagem e alterações das propriedades do solo na Caatinga.** Adviser: Nilcilene das Graças Medeiros. Co-advisers: Gerson Rodrigues dos Santos and Teógenes Senna de Oliveira.

The increase in the occurrence of forest fires in Northeast Brazil has promoted changes in soil nutrient dynamics and reduction of biodiversity. The objectives of this study was to evaluate the use Normalized Burn Ratio (NBR) by to verify the time that an burned scar of is identified in a satellite image as well as the effects of fire in soil chemical attributes and in the dynamics of the landscape structure in the Ubajara National Park and in its buffer zone. Were used orbital images of the 1985, 1996, 2006 and 2016 dates obtained from the Landsat 5 and 8 satellites to obtain the NBR and the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). The detection of burn time on the image was obtained based on manual delimitation and Maximum Likelihood classification. In addition, the impact of fire on soil chemical attributes was evaluated in three burned areas belonging to the Caatinga, Seasonal and Deciduous Forest ecosystems. The landscape dynamics was analysed by means of metrics calculated using Patch Grid 4.0 in ArcGIS 10.0. The analysis of the evolution of the burned scar indicated that after 60 days of the fire action, the vegetation begins a regeneration process. Significant changes were observed three months after the fire, being that 38% of burned areas presented weaker fire scars, but still being possible to identify them in the image. Areas burned with no apparent evidence were observed in 8% of the studied areas, indicating that the apparent recovery time of the burned area ranged from 94 to 110 days. In the Seasonal Forest there were no changes in the chemical properties of the soil indicating a higher resilience of this ecosystem the action of the fire. On the other hand, in the Caatinga the fire promoted a significant increase of the values of pH, organic carbon and calcium of the soil and reduction in the aluminum contents. The analysis of the landscape showed that there is an increase in the fragmentation of habitats and that the Caatinga present in the buffer zone is the most fragmented with greater susceptibility to the edge effects of the landscape which increases the fragility of this ecosystem how much in the maintenance of its biodiversity in the region.

1. INTRODUÇÃO GERAL

A ocorrência de incêndios florestais, ou seja, de fogo fora do controle, em Unidades de Conservação pode ser considerada uma grave ameaça para a conservação da biodiversidade e manutenção de processos ecológicos (MEDEIROS e FIEDLER, 2004). Em florestas tropicais, os principais efeitos de incêndios nos processos ecológicos são as perdas nos estoques de biomassa, alterações no ciclo hidrológico e de nutrientes e redução da biodiversidade (FERREIRA *et al.*, 2005).

Para assegurar a conservação da biodiversidade e garantir a continuidade dos processos evolutivos na Caatinga e nos demais biomas brasileiros foi criado o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) que estabelece critérios e normas para a criação, implantação e gestão das unidades de conservação (BRASIL, 2000; AGUIAR-SILVA *et al.*, 2011).

As unidades de conservação integrantes do SNUC dividem-se em dois grupos com características específicas: unidades de uso sustentável, como a categoria de Floresta Nacional; e unidades de proteção integral que compreende áreas de uso restrito, como os Parques Nacionais (BRASIL, 2000).

A categoria de Parque Nacional do SNUC tem como objetivo básico a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, possibilitando a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, de recreação em contato com a natureza e de turismo ecológico (BRASIL, 2000).

No Brasil, o Parque Nacional de Ubajara (PNU) foi criado em 30 de abril de 1959, e abrange os municípios de Ubajara, Freicheirinha e Tianguá (BRASIL, 1959). O PNU gera uma série de benefícios para seu entorno e região, sendo considerado por alguns pesquisadores como uma área remanescente de Mata Atlântica, com prioridade máxima para conservação. Entretanto, tem sido alvo de atividades antrópicas desenvolvidas no seu entorno, tais como desmatamentos e queimadas ilegais (OLIVEIRA e CABRAL, 2011).

Os incêndios no PNU têm promovido à redução de parte das matas ciliares e do suprimento de água da região, o aumento dos processos erosivos e, por conseguinte o assoreamento da maioria dos rios e açudes (ICMBio, 2002). Os incêndios mais frequentes no PNU são associados ao uso do fogo no desmate

para cultivo, coleta de mel, caça com espingarda e ocorrências em beira das estradas. Os frequentes incidentes em beira de estradas não obedecem a um padrão, iniciando-se tanto próximo à via como a partir de áreas longe do asfalto, pois já ocorreram registros de fogo causados por infratores localizados mais distante da estrada (IBAMA, 2006).

Apesar da eficiência do Prevfogo em registrar a ocorrência e combate de incêndios, o PNU apresenta um relevo com existências de trechos em encostas com mais de 60° de inclinação o que torna o combate de incêndios extremamente difícil e perigoso. Este cenário é preocupante por colocar em risco a biodiversidade e a sustentabilidade da região já que o parque possui uma rica diferenciação de tipologias na vegetação onde no planalto ocorre a mata úmida enquanto no sertão encontra-se a caatinga (LHERMITTE *et al.*, 2011).

No Brasil, um dos biomas mais afetados por incêndios é a caatinga, um bioma exclusivamente brasileiro, e que ocupa 10% do território nacional. A caatinga, termo que teve origem do tupi-guarani e significa mata branca, caracteriza-se por apresentar no período de chuvas um comportamento específico de mudança rápida da paisagem, com renascimento de plantas, no qual são expostas novas folhas dando um aspecto verde à vegetação e uma beleza esplêndida a paisagem (PRADO, 2003; ALVES *et al.*, 2009).

Esse bioma é rico em espécies animais e vegetais, porém muitas espécies ainda são desconhecidas. Apesar da sua importância, tem sido alvo de incêndios e desmatamentos, principalmente nos últimos anos, devido o consumo de lenha nativa, explorada de forma ilegal e insustentável, o sobrepastoreio e a conversão para pastagens e agricultura. Por isso, a vegetação preservada é pouca, fragmentada e geralmente localizada nos pontos mais inacessíveis (GARICLIO *et al.*, 2010).

Tais impactos, promovem o desaparecimento de espécies que podem levar a períodos de carência de alimentos para alguns grupos de animais e à uma drástica redução de suas populações, à perda de processos ecológicos e o surgimento de vários e extensos núcleos de desertificação na região (LEAL *et al.*, 2003, SANTOS *et al.*, 2011). Esse panorama foi confirmado por meio do Projeto de Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros no qual estimou que 45,6% das áreas de caatinga foram desmatados até 2009 (MMA, 2010).

Nesse sentido, diversos autores têm chamado a atenção para a ameaça da sustentabilidade do bioma caatinga que faz parte do conjunto de florestas secas, consideradas as mais ameaçadas do mundo, contudo é o bioma brasileiro menos estudado. Leal *et al.* (2003) e Santos *et al.* (2011a) comentam que a caatinga é um dos ecossistemas mais ameaçados e negligenciados do país, onde dificilmente encontram-se remanescentes de vegetação nativa maiores que 10 mil hectares.

De acordo com Santos *et al.* (2011b), as florestas secas tropicais têm atraído poucos investimentos de ciência e de conservação. Em seu estudo, verificou que a caatinga apresentou os escores mais baixos em termos de pesquisa e geração de conhecimento, com um número muito pequeno de artigos publicados em revistas internacionais. Esse panorama é ainda mais preocupante quando se trata dos efeitos do fogo na caatinga.

Embora diversas literaturas ressaltem sobre as perdas decorrentes do fogo, pouco se estudou acerca da resposta das comunidades florestais a este agente de impacto (MELO e DURIGAN, 2010). No caso da caatinga, os estudos científicos são aplicados principalmente na análise da biodiversidade (Leal *et al.* 2003; Castelletti *et al.* 2005; Santos e Nogueira, 2012; Souza *et al.*, 2015; Oliveira *et al.*, 2016), na análise ecogeográfica da degradação (Alves *et al.*, 2009) e relações hídricas e profundidade de raízes das árvores (DOMBROSKI *et al.*, 2011; PINHEIRO *et al.*, 2013).

Especificamente para os efeitos do fogo, as informações na literatura são mais escassas, no qual podendo citar os trabalhos de Nunes *et al.* (2006, 2009) que avaliaram a dinâmica dos focos de calor e o impacto das queimadas utilizando fogo controlado.

Apesar desses estudos terem sido desenvolvidos, existe uma lacuna ao que se refere a detecção de cicatrizes de queimadas na caatinga por sensoriamento remoto em virtude de alguns elementos naturais como relevos acidentados com pouca vegetação, áreas urbanas ou antropizadas gerarem conflitos na identificação de queimadas. Outra lacuna consiste na realização de pesquisas sobre a resiliência desse ecossistema quando submetidos a incêndios, o que contribui para o desconhecimento do potencial de regeneração natural da caatinga (SANTOS *et al.* 2011, ALBUQUERQUE *et al.* 2012).

A carência de informações associada ao aumento no número de incêndios e avanço nos processos de desmatamento e degradação da caatinga impulsiona a

necessidade do desenvolvimento de pesquisas para auxiliar no monitoramento e conservação desse bioma.

1.1 Detecção de queimadas com índices espectrais

Os incêndios têm degradado inúmeras áreas de floresta causando graves danos ao ambiente, comprometendo a manutenção e a qualidade de vida de espécies da fauna e flora e impactando negativamente no desenvolvimento socioeconômico e nos serviços ecossistêmicos locais (FIEDLER *et al.*, 2006). Essa degradação é ainda mais intensa no semiárido do nordeste brasileiro devido a irregularidade na distribuição espacial e temporal das precipitações pluviométricas que associadas às elevadas temperaturas registradas ao longo do ano e à limpeza de áreas para expansão agrícola e pecuária contribuírem para a maior incidência de incêndios florestais (ASSIS *et al.*, 2014; FERNANDES *et al.*, 2016).

Neste contexto, Silveira *et al.* (2013) afirmam que os fatores climáticos, como seca e velocidade dos ventos, ou o relevo, influenciam na propagação de incêndios e determinam os seus efeitos devastadores. Tal situação vem se agravando em muitos países, em consequência do acúmulo de material combustível e, principalmente, devido ao crescimento populacional. Logo, a forma mais eficiente de proteger a vegetação contra o fogo é a prevenção e o monitoramento.

O incêndio muitas vezes tem início com um pequeno foco que quando não controlado imediatamente torna seu combate dificultado por fatores como o tamanho do fragmento; a falta de recursos próprios de combate; a demora na detecção; a dificuldade de acesso até a região atingidas, dentre outros (SILVEIRA *et al.*, 2013). Para atender essa demanda, estudos tem utilizados geotecnologias para detectar e monitorar as áreas queimadas e seus efeitos em diferentes ecossistemas.

O uso de sensores remotos na aquisição de informações tem sido amplamente utilizado no monitoramento de áreas atingidas pelo fogo (FERNANDES *et al.* 2016). Escuim *et al.* (2008) ressaltam que é difícil mapear os níveis de gravidade em grandes incêndios usando métodos tradicionais, especialmente quando a área afetada tem uma topografia complexa, com declives íngremes e vegetação heterogênea. Porém, determinar o perímetro do incêndio, bem como a distribuição dos seus níveis de gravidade facilita o processo de

tomada de decisões destinadas a restaurar as zonas afetadas bem como a análise dos efeitos da sucessão da vegetação pós-fogo.

Atualmente, a avaliação da severidade do fogo tem sido realizada por meio de sensoriamento remoto, pois as áreas afetadas apresentam resposta espectral específica que pode ser monitorada por sensores remotos. A severidade e intensidade do fogo são conceitos distintos que são de fundamental importância para compreender a dinâmica do fogo na vegetação. A severidade indica o regime térmico sub superficial que o fogo origina, estando diretamente relacionada com o grau de aquecimento e consumo do material lenhoso. Por outro lado, a intensidade do fogo é definida como a emissão de calor do fogo por área (FERNANDES e FERREIRA, 2010).

De acordo com Fernandes e Ferreira (2010) severidade do fogo refere-se à grandeza do impacto direto e imediato do fogo enquanto que a intensidade contribui para a sua severidade, mas apenas a explica parcialmente. Por esses motivos, muitos estudos sobre efeitos do fogo adotam o conceito de severidade para melhor compreender o impacto do fogo em diferentes ecossistemas (TEOLBADO e BAPTISTA, 2013).

A severidade das queimadas tem sido avaliada por vários autores por meio de índices espectrais. Dentre eles encontram-se os índices de queimada por razão normalizada (Normalized Burn Ratio - NBR), índice diferenciado de queimada por razão normalizada (Differenced Normalized Burn Ratio - dNBR) e índice relativo diferenciado de queimada por razão normalizada (Relative Differenced Normalized Burn Ratio – RdNBR) (GITAS *et al.*, 2012; PETROPOULOS *et al.*, 2014), índice de vegetação da diferença normalizada (Normalized Difference Vegetation Index – NDVI).

O índice de vegetação por diferença normalizada tem sido também utilizado para monitorar a cobertura vegetal da Terra. Baseado na interação entre a vegetação e a energia eletromagnética, o NDVI combina a reflectância da banda do vermelho com o infravermelho próximo. Um número significativo de estudos internacionais tem utilizado esse índice para monitorar a dinâmica da vegetação (VERAVERBEKE *et al.*, 2012; GITAS *et al.*, 2012; PETROPOULOS *et al.*, 2014).

Por outro lado, estudos demonstram que o uso do NDVI para o mapeamento de área queimadas e verificaram a sua menor eficiência quando comparado ao Índice de Queimada por Razão Normalizada (ESCUIN *et al.*, 2008; CARDOZO *et*

al., 2011). Este índice tem sido cada vez mais difundido no mapeamento de áreas queimadas (LOBODA *et al.*, 2007; BOSCHETTI *et al.*, 2010; VERAVERBEKE *et al.*, 2010; BASTARRIKA *et al.*, 2011).

O uso de índices multiespectrais constitui uma importante fonte para identificação e mensuração de áreas queimadas. No estudo desenvolvido no Parque Nacional da Serra do Cipó por Trindade *et al.* (2013) verificou-se que o uso de imagens Landsat-5 para obtenção dos índices multiespectrais NDVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada) e IQN (Índice de Queimada Normalizada) foram capazes de identificar com boa precisão a existência de ilhas de vegetação não queimadas e graus de severidade diferentes de queima.

Neste contexto, Petropoulos *et al.* (2014) comentam que a identificação de áreas queimadas, geralmente apresenta uma variação espacial que depende do tipo de vegetação inicial, das condições climáticas, de fatores topográficos e de condições específicas do terreno (WITTENBERG *et al.*, 2007; TORRES *et al.*, 2011).

Diante disso, imagens de satélite têm sido utilizadas para obtenção de informações que associadas as técnicas de geoprocessamento constituem uma ferramenta fundamental na geração de índices de vegetação; na análise das evoluções dinâmicas do uso da terra; na elaboração de modelos digitais de elevação, mapas de declividade e de aspecto; na distribuição espacial de focos de incêndio; e análise da estrutura da paisagem (VERAVERBEKE *et al.*, 2012; PAUDEL e YUAN, 2012; LOBODA *et al.*, 2013).

Imagens obtidas do satélite Landsat tem sido uma das mais amplamente utilizadas para monitorar as variações espaciais e temporais na vegetação após a ocorrência de incêndios e a dinâmica da vegetação. Isso se deve as características desse satélite por ser multiespectral, com resolução de 30 m, periodicidade de 16 a 18 dias e disponível gratuitamente desde 1972. A resolução espacial do Landsat permite a detecção de grandes e pequenos incêndios e seu campo de sensor permite a observação de diversas áreas queimadas em uma imagem (VERAVERBEKE *et al.*, 2012).

No entanto, detectar cicatrizes de queimadas, conhecer a dinâmica de regeneração da vegetação após incêndio e suas interações com a topografia e direção das vertentes, sobretudo em áreas de caatinga, são pouco conhecidos na literatura (MELO; DURIGAN, 2010; PETROPOULOS *et al.*, 2014). Além disso,

análise do impacto do fogo promovido por incêndios florestais nas propriedades do solo e estrutura da paisagem são escassos (GOUVEIA *et al.*, 2010). Diante disso, é de suma importância compreender cada um desses fatores e suas relações nos biomas brasileiros para melhorar a gestão das unidades de conservação e priorizar ações de restauração nos ecossistemas afetados.

1.2 Análise da estrutura da paisagem com SIG

Os ecossistemas afetados pelo fogo podem promover alterações na estrutura da paisagem promovendo a intensificação do processo de fragmentação florestal que resulta na formação de paisagens com pouca diversidade de hábitat, com fragmentos isolados e de dimensões reduzidas (CALEGARI *et al.*, 2010). Entretanto, para compreender tais impactos é necessário conhecer alguns conceitos básicos de ecologia da paisagem conforme foi apresentado no decorrer deste tópico.

A ecologia da paisagem é definida como o estudo da estrutura, função e dinâmica de áreas heterogêneas compostas por ecossistemas interativos. Este conceito tem como base três características da paisagem: estrutura, função e mudanças. A estrutura refere-se à configuração específica dos elementos da paisagem quanto ao seu tamanho, forma, tipo e distribuição. A função consiste nas interações entre os elementos da paisagem e seus componentes com enfoque nos fluxos de energia, matéria e organismos enquanto que as mudanças são as alterações na estrutura e função dependente do tempo (FORMAN e GODRON, 1986).

O estudo da estrutura da paisagem tem sido considerado como de fundamental importância para análise da biodiversidade local e dos efeitos das mudanças antrópicas nos ecossistemas naturais (LIMA e ROCHA, 2011). Com o aumento das perturbações antrópicas, a conservação da biodiversidade representa um desafio a comunidade científica.

A análise da estrutura da paisagem tem sido realizada por meio de índices ou métricas da paisagem (PAUDEL e YUAN, 2012). Numerosos índices têm sido desenvolvidos nas últimas décadas sendo necessário ter uma clara compreensão desses índices para uma análise mais precisa da paisagem (LI *et al.*, 2000). De acordo com McGarigal *et al.* (2002) existem mais de 50 métricas de paisagem

possíveis de serem utilizada na análise da paisagem, entretanto muitas delas podem ser redundantes para determinadas situações.

As métricas são agrupadas nas categorias de área, forma, borda e área central. As métricas de área são as mais difundidas em virtude de muitas outras medidas serem construídas direta ou indiretamente a partir dessa métrica. A área de um fragmento é uma das mais importantes informações de uma paisagem porque essa informação é fundamental para compreensão da dinâmica de populações de plantas e animais, podendo, quando reduzida drasticamente, comprometer a regeneração natural das espécies e a sustentabilidade do ecossistema (LANG; BLASCHKE, 2009).

As métricas de borda são consideradas como representantes da configuração da paisagem (MCGARIGAL; MARKS, 1995). A borda é a região do fragmento sobre maior influência das ações antrópicas que contribuem para o processo de fragmentação florestal (VALENTE; VETTORAZZI, 2002).

As métricas de forma são indicadores da configuração da paisagem. Valores de índice de forma igual a 1 indica fragmentos circulares (para polígonos) ou quadrados (para raster) e aumenta com irregularidade da forma da mancha. Esse índice avalia a complexidade da forma de uma mancha por meio da comparação com uma feição padrão.

As métricas de densidade, tamanho e variabilidade métrica são medidas da configuração da paisagem. Como exemplos desses índices têm-se: o número de fragmentos; o tamanho médio dos fragmentos nas suas respectivas classes; o desvio padrão e o coeficiente de variação do tamanho (MCGARIGAL; MARKS, 1995).

A área nuclear reflete tanto a composição quanto a configuração de uma paisagem e, na maioria dos casos, dependem de outros índices (densidade, número de fragmentos, índices de borda e de forma) para serem melhores interpretados. A área nuclear é definida como a área do fragmento sem considerar a largura de sua borda é um indicativo melhor da qualidade dos fragmentos que sua área total, sendo afetado diretamente pela forma e borda dos fragmentos (McGARIGAL; MARKS, 1995).

Os índices de proximidade são calculados com base na distância euclidiana entre fragmentos de mesma classe, tendo por base as suas bordas. São medidas da configuração da paisagem e são representados pelo índice de distância do

vizinho mais próximo, pelo índice de proximidade entre fragmentos e por seus derivados (FORMAN; GODRON, 1986). Pela análise desses índices pode-se chegar a conclusões sobre o grau de isolamento de um fragmento e a respeito do nível de fragmentação da paisagem. Para Yong e Merriam (1994), o surgimento de habitats menores, resultado do processo de fragmentação, contribui significativamente para a redução em tamanho e variabilidade genética das espécies florestais, bem como para seu isolamento.

Neste contexto, Coelho *et al.* (2014) verificaram que no semiárido brasileiro na bacia hidrográfica do riacho São Paulo, localizada no Estado de Pernambuco, as métricas de paisagem indicaram um aumento da fragmentação da vegetação devido a substituição progressiva das áreas de vegetação de caatinga por áreas com pastagem/agricultura entre os anos de 1991 e 2010.

A análise da estrutura paisagem por meio de métricas possibilita quantificar parâmetros de sua estrutura e caracterizar sua distribuição espacial de forma a auxiliar na preservação e regeneração de ecossistemas em unidades de conservação e seu entorno. Essas métricas foram aplicadas nas diferentes categorias de vegetação encontrada comparando a região do PNU e seu entorno no primeiro cenário, depois uma segunda condição foi avaliada com objetivo de analisar o efeito do fogo nas áreas conservadas e queimadas para cada tipo de vegetação, também para o PNU e seu entorno.

Com essas informações é possível quantificar o efeito do fogo na fragmentação dos habitats que podem ser relacionadas com a regeneração da vegetação, propriedades do solo e condições de topografia da região estudada. Para tanto, técnicas de sistemas de informações geográficas têm sido cada vez mais utilizadas no desenvolvimento desses estudos. De acordo com Lang e Blaschke (2009) o conceito de estrutura da paisagem foi fortemente determinado por métodos de SIG e processamento digital de imagens.

Diversas áreas da ciência têm utilizado ferramentas de geoprocessamento em seus estudos devido a sua interdisciplinaridade e a geração de dados que possuem a característica intrínseca da informação espacial que permitem a realização de análises espaciais e a associação com outras informações para melhor compreender o fenômeno estudado (CÂMARA *et al.*, 2010).

O uso integrado dos sistemas de informações geográficas e sensoriamento remoto são de grande importância em estudos da paisagem, por permitirem a

detecção espacial de fragmentos remanescentes e seus estados de conservação. O uso combinado de informações geradas por sensoriamento remoto, como classificações da cobertura do solo e as métricas da paisagem tem proporcionado uma maior compreensão da dinâmica da paisagem (FAN; MYINT, 2014).

A fragmentação de habitats consiste na substituição de áreas grandes e contínuas que são transformadas em fragmentos menores e isolados por meio de uma matriz de habitat diferente da original (WILCOVE *et al.*, 1986). Este processo pode ocorrer por forma natural ou através de atividades antrópicas (FORMAN, 2001). Neste sentido, Constatino *et al.* (2003) ressaltam que os principais fatores responsáveis pela fragmentação natural são flutuações climáticas; heterogeneidade do solo; topografia; sedimentação e hidrodinâmica em corpos d'água; e processos hidrogeológicos. É importante ressaltar que este tipo de fragmentação é um processo dinâmico que ocorre em um período de tempo muito mais longo do que a fragmentação antrópica e diferentemente desta, gera fragmentos capazes de permitir a persistência das espécies

Por outro lado, a fragmentação de origem antrópica pode resultar na simplificação das estruturas de habitat e, conseqüentemente, na diminuição da biodiversidade, no decréscimo do tamanho da população e até mesmo na extinção de algumas espécies, podendo comprometer a regeneração natural das espécies e, por sua vez, a sustentabilidade do ecossistema (PREVEDELLO; VIEIRA, 2010).

A análise da ecologia da paisagem com o uso de SIG tornou-se importante para a manipulação de dados como forma de auxiliar nos processos de gestão de unidades de conservação (CALEGARI *et al.*, 2010; VIDOLIN *et al.*, 2011). Com o uso dessas ferramentas é possível criar um banco de dados espaciais que auxiliem no monitoramento o PNU e seu entorno a curto e longo prazo. Tais informações, por exemplo, podem auxiliar na definição de áreas prioritárias de recuperação, como os fragmentos menores atingidos pelo fogo que se encontram isolados, áreas com maiores incidências de incêndios, e com baixa capacidade de regeneração.

Nos últimos anos, com o crescimento das pesquisas com índices de ecologia da paisagem, foram produzidos diversos pacotes de aplicativos computacionais, que disponibilizam, de maneiras diferentes, métricas da paisagem (LANG e BLASCHKE, 2009). Os dois programas computacionais mais difundidos na literatura para análise da paisagem são o *Fragstats* (McGARIGAL *et al.*, 2002) e

Patch Analyst (ELKIE *et al.*, 1999). O *Patch Analyst* é uma ferramenta do *Fragstats* que funciona como uma extensão do ArcGIS 10.0 (ELKIE *et al.*, 1999). Ambos fornecem um conjunto de funções espaciais e métricas para análise da paisagem (STEINIGER; HAY, 2009).

O uso desses programas permite caracterizar a fragmentação de uma paisagem, fornecendo valores quantitativos de área e de distribuição espacial dos diferentes tipos de fragmentos que compõem uma paisagem (HESSBRURG *et al.*, 2000). Logo, essa informação espacial específica da estrutura da paisagem pode auxiliar na compreensão dos efeitos do fogo na paisagem principalmente para áreas em que predominam o bioma caatinga no qual a vegetação encontra-se bastante fragmentada (CASTELLETTI *et al.*, 2004; LEAL *et al.*, 2005).

1.3 Caracterização do Parque Nacional de Ubajara e sua zona de amortecimento

O Parque Nacional de Ubajara localiza-se em uma região que era habitada pelos índios tabajaras (SILVA, 2013). Os costumes das comunidades locais tinham uma forte ligação com a religião, sobretudo quando se tratava da Gruta de Ubajara. Como exemplo disso, cita-se um fato marcante na história da região ocorrido em 1953 quando a imagem de Nossa Senhora de Lourdes foi colocada sobre uma saliência rochosa, na parte superior de uma das primeiras salas da caverna a pedido do Padre Moacir, Vigário da Paróquia de São José para realizações de celebração eucarística na gruta (ICMBio, 2002).

No final da década de cinquenta, a Gruta de Ubajara recebeu a visita de David Azabuja que era o Diretor do Serviço Florestal do Ministério da Agricultura, juntamente com sua comitiva. Encantado com a beleza cênica, aspecto da paisagem e os atributos excepcionais da caverna e seu entorno, o referido diretor expressou seu desejo frente a criação de um Parque Nacional na região (ICMBio, 2002). Assim, no dia 30 de abril de 1959 foi assinado pelo Presidente da República, Juscelino Kubtschek de Oliveira, o Decreto Nº 45.954 criando no município de Ubajara o Parque Nacional.

A criação do Parque Nacional de Ubajara teve como finalidade proteger o bioma da Caatinga e Floresta Tropical no sertão cearense, além de um grande

número de cavernas, a fim de garantir a integridade e o processo de evolução do conjunto de formações geológicas de Ubajara (IBAMA, 2006).

Atualmente, o Parque Nacional de Ubajara é conhecido por ter um clima ameno em plena região semiárida. Foi criado em 30 de abril de 1959 com uma área de 563 ha, porém em 2002 teve seus limites foram ampliados para 6.288 ha. A região é considerada por alguns pesquisadores como remanescente de mata atlântica, com prioridade máxima para conservação (ICMBio, 2002).

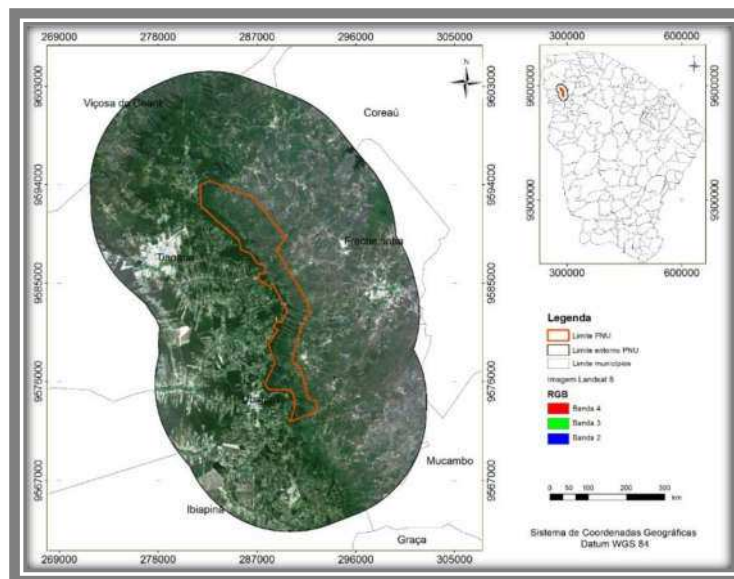


Figura 1- Localização do Parque Nacional de Ubajara no Estado do Ceará.

A Zona de Amortecimento (ZA) localizada no entorno do PNU foi criada de acordo com a Lei nº 9.985/2000, art. 2º, inciso XVIII, no qual descreve que a ZA é caracterizada pelo entorno de uma unidade de conservação onde as atividades humanas são sujeitas a normas e restrições específicas com o propósito de minimizar impactos negativos sobre a unidade.

Para o Parque Nacional de Ubajara, optou-se por uma zona de amortecimento de 10km que abrange a área total dos municípios de Ubajara e Ibiapina, parte dos municípios de Frecheirinha limitada ao norte pela BR-222 e parte do município de Tianguá limitada ao Norte pela BR-222 e a Oeste pela CE-187.

O município de Tianguá está inserido tanto dentro da Área de Proteção Ambiental da Serra da Ibiapaba como na zona de amortecimento do PNU (IBAMA, 2002). É o único município da microrregião da Ibiapaba interceptado pela BR 222, principal via de acesso ao Parque, saindo de Fortaleza ou Teresina. De acordo

com o IBGE (2010), sua extensão territorial é de 908,888 km², com população de 68.892 habitantes e população estimada para 2016 de 74.107 habitantes (Figura 2).

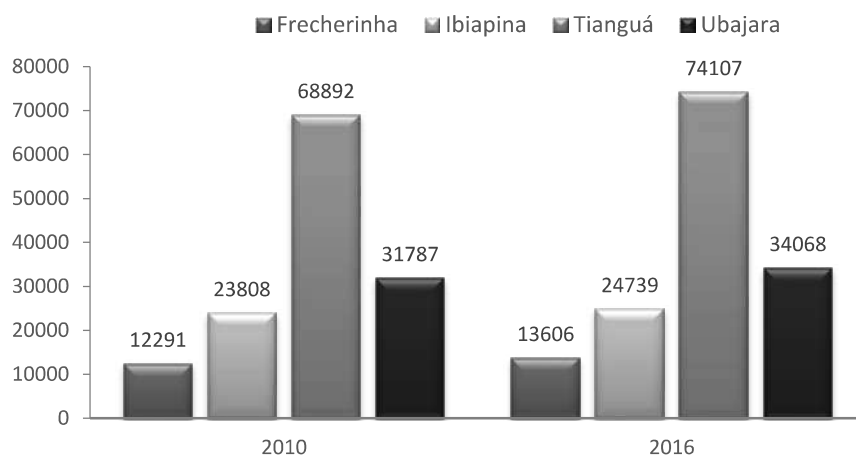


Figura 2 - Número de habitantes nos municípios relacionados à Zona de Amortecimento no entorno do Parque Nacional de Ubajara. Fonte: IBGE (2017).

Ao sul da BR 222 localiza-se a parte do município de Frecheirinha que integra a zona de amortecimento do PNU. A cidade, situada a apenas a 12 km do Parque, constitui outro meio de acesso possível à unidade de conservação, através do Portão Araticum. Todavia, as estradas que permitem este acesso não se encontram em bom estado de conservação (ICMBio, 2002). Segundo o IBGE (2010), Frecheirinha tem extensão territorial de 181.240 km², com população de 12.991 habitantes e população estimada para 2016 de 13.606 pessoas.

O município de Ibiapina também tem uma parte situada na zona de transição do PNU, mas não se limita com a UC e apresenta potencial para criação de Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) tanto na área de mata úmida como no carrasco. O referido município tem extensão territorial de 414.938 km², população de 23.808 habitantes com estimativas para 2016 de 24.739 pessoas (IBGE, 2010).

Ubajara é o município onde está inserido todo o Parque Nacional, com belezas naturais e um rico patrimônio espeleológico de suma importância para o ecoturismo regional. Apresenta um grande potencial para criação de RPPN, tanto na área de mata úmida como na região do carrasco e ocupa uma área territorial de 421,033 km² e população de 31.787 habitantes com população estimada para 2016 de 34.068 habitantes (IBAMA, 2002; IBGE, 2010).

A área do PNU caracteriza-se por apresentar dois períodos climáticos bem distintos: um chuvoso e com temperaturas relativamente mais baixas, que ocorre nos meses de janeiro a junho e outro, praticamente sem chuvas que se prolonga de julho a dezembro. A temperatura média é de 20 a 22°C na Serra da Ibiapaba e em torno de 24 e 26°C na depressão periférica. Os meses de junho e julho apresentam temperaturas mais amenas, enquanto outubro e novembro destacam-se como os meses mais quentes (ICMBio, 2002; IBAMA, 2006).

Em consequência de sua situação topográfica a área onde está situada o Parque Nacional de Ubajara apresenta, do ponto de vista da climatologia, parâmetros climáticos bem diferenciados dos predominantes na região semiárida do Brasil (ICMBio, 2002). A média pluviométrica de Ubajara é considerada elevada para os padrões do Ceará: em 87 anos de observação (1912-1998) foi obtida média de 1.436,3 mm. O vento predominante é de Leste para Oeste, expondo ainda mais a região do sertão e a encosta adjacente (IBAMA, 2006).

A inexistência de estações climatológicas de primeira ou de segunda classe nas proximidades ou na área da Unidade, dificulta ou mesmo inviabiliza a disponibilidade de séries contendo outras variáveis climáticas como temperatura, fotoperíodo, umidade relativa do ar e insolação, abrangendo longos períodos de observações (ICMBio, 2002). Contudo, de acordo com a série histórica disponibilizada pela FUNCEME é possível observar que os anos de 1985 e 1996 destacaram-se com as maiores precipitações médias em relação aos anos de 2006 e 2016 (Figura 3).

Em relação as classes de solos predominates no Parque Nacional de Ubajara observa-se o predomínio de três tipos de solos: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e Neossolos Litólicos (ICMBio, 2002).

Os Latossolos são encontrados na mata úmida do PNU e classificados como distróficos, bem drenados, ácidos, com baixa saturação de base e alta saturação de alumínio, fertilidade natural baixa a média. Os Argissolos ocupam grande parte das áreas de encosta do Parque, são caracterizados como ácidos, de fertilidade natural média e eram cultivados com café e frutíferas, pelos antigos proprietários da área. Os Neossolos Litólicos são encontrados nas altitudes mais baixas do PNU e ocupam parte da mata seca. São solos rasos, com fertilidade natural de média a

alta, com alta capacidade de troca catiônica, elevada saturação de bases, baixa saturação de alumínio, pouca acidez e ótimos teores de fósforo (ICMBio, 2002).

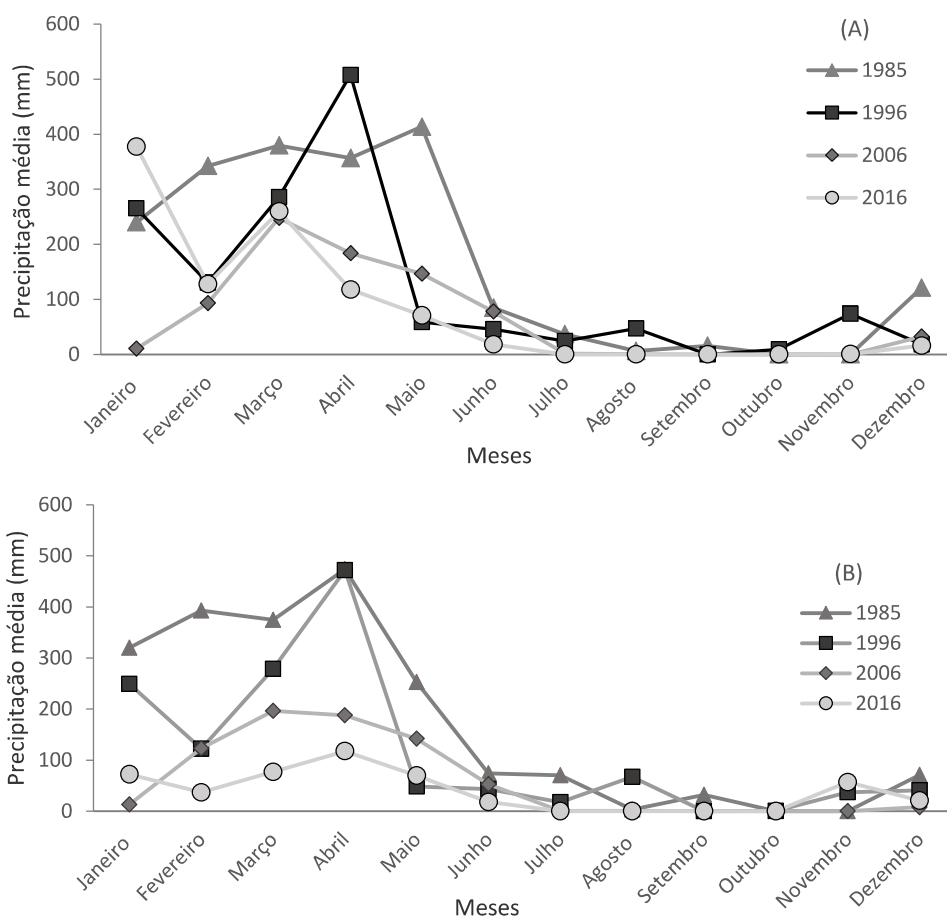


Figura 3 - Médias mensais das precipitações no município de Ubajara (A) e Tianguá no Estado do Ceará.

A rica diferenciação de tipologias na vegetação do Parque resulta da variedade das condições de umidade e relevo. Sob o ponto de vista da vegetação, o Parque apresenta ambientes muito distintos, descendo do planalto até o sertão. No planalto ocorre a Floresta Estacional Sempre Verde conhecida como Mata Úmida que é sustentada pelas chuvas orográficas, enquanto no sertão encontra-se a Caatinga. Na Zona de Amortecimento do Parque Nacional de Ubajara predominam quatro tipos de ecossistemas: Caatinga, Carrasco, Floresta Decídua (Mata Seca) e Floresta Estacional Sempre Verde (ICMBio, 2002).

A Caatinga é o tipo de vegetação xerófila predominante no Nordeste brasileiro e encontra-se presente na depressão sertaneja, geralmente sobre solos litólicos

ou Luvisolos, nos municípios de Tianguá, Ubajara, Ibiapina e Frecheirinha, mas não ocorre propriamente na área do PNU (IBAMA, 2002). Em resumo as caatingas representam formações vegetacionais estacionais, de caráter xerófilo, tropofíticas pela acentuada caducifolia, garranchentas e frequentemente espinhosas (FERNANDES; BEZERRA, 1990).

O Carrasco é típico da zona de amortecimento do PNU situada na porção oeste dos municípios de Tianguá, Ubajara e Ibiapina, mas não ocorre dentro da UC. O termo carrasco tem sido usado para designar diferentes tipos de vegetação que abrangem caatingas arbustivas de solos pedregosos, capoeiras (vegetação secundária) e áreas de vegetação aberta com arbustos de pequeno porte, que ocorrem nas chapadas de Minas Gerais (ARAÚJO *et al.*, 1998). Andrade-Lima (1981) distinguiu fisionomicamente o Carrasco da Caatinga pela alta densidade dos indivíduos lenhosos, com troncos finos, uniestratificados e também pela quase ausência de bromeliáceas e cactáceas.

A Floresta Decídua ocorre predominante na encosta da Serra da Ibiapaba e está presente na área do Parque Nacional de Ubajara, a partir das cotas altitudinais mais baixas até a encosta, incluindo a área dos afloramentos calcários. A Mata Estacional é uma formação florestal higrófila, perenifólia ou subperenifólia, sempre associada à altitude. Está presente nas partes mais altas das escarpas e no topo da Serra da Ibiapaba, constituindo a exuberante vegetação do PNU (IBAMA, 2002).

O entorno do PNU possui características diversificadas, enquanto a área planáltica apresenta particularidades morfoclimáticas de remanescentes da Mata Atlântica, e temperaturas mais amenas (LIMA; GUALDANI, 2008). Essa especificidade de ambientes vegetacionais condiciona também particulares espécies da fauna.

A Unidade de Conservação tem se mostrado muito rica em diversidade de maneira geral, porém abriga algumas espécies ameaçadas de extinção como o tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*) e felinos como o gato-maracajá (*Leopardus tigrinus*). Entre as espécies de aves ameaçadas de extinção, foram encontradas a Maria-do-Nordeste (*Hemitriccus mirandae*) e o Pintassilgo-do-Nordeste (*Carduelis yarrelli*). Logo, os representantes da fauna local vêm sendo afetados diretamente pela ação predatória do homem, seja através do desmatamento, seja pela caça indiscriminada na região (ICMBio, 2002).

A riqueza em recursos hídricos também é uma característica importante do PNU, com vários riachos, perenes ou intermitentes, que formam o rio Ubajara. A região é drenada por riachos pertencentes à Bacia Hidrográfica do Rio Coreaú e da Sub bacia do rio Ubajara. As microbacias dos riachos Gameleira, Boa Vista, Gavião e Murimbeca, cujas nascentes estão situadas fora do Parque, unem-se dentro da UC e formam o rio Ubajara. Os riachos Gavião e Murimbeca são intermitentes e os demais são perenes.

Do ponto de vista geológico, geomorfológico, botânico e faunístico, o Parque Nacional de Ubajara representa uma riqueza inestimável no que tange a investigação científica e exploração turística. A principal atração do Parque é uma caverna encravada nos afloramentos de rochas calcárias, a aproximadamente 520 m de altitude, conhecida localmente como “Gruta de Ubajara” a qual atualmente só pode ser acessada pela trilha Ubajara-Araticum conforme ilustrado na Figura 4 (LIMA; GUALDANI, 2008).

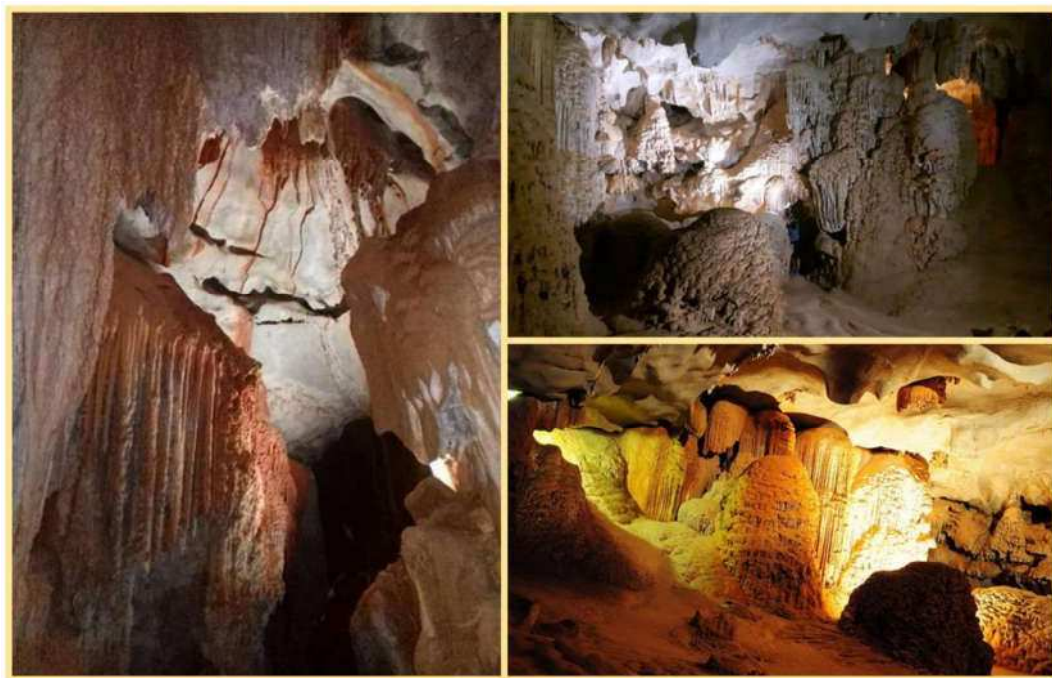


Figura 4 - Ilustração da principal atração do Parque que são as Grutas de Ubajara. Fonte: ICMBio, 2017.

O parque oferece ainda atrativos à visitação, como caminhadas em meio à mata úmida e a Caatinga, riachos e cachoeiras com possíveis banhos e esportes da natureza como rapel em cachoeira e apresenta uma média aproximada de 45.000 visitantes por ano (Figura 5).



Figura 5 - Vista panorâmica de cachoeiras e do teleférico que permite o acesso as grutas de Ubajara. Fonte: ICMBio, 2017.

O PNU disponibiliza aos visitantes 3 trilhas, a de maior distância de 7 km leva o ecoturista até a Gruta de Ubajara, a Trilha da Samambaia leva até a cachoeira do Cafundó e o percurso é de 3,5 km e a última é a Trilha Portão de Neblina. Todas elas só se têm acesso com a presença dos condutores de trilhas que são treinados e capacitados pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas (SEBRAE) no Curso de Capacitação de Condutores de trilhas e Geologia (SILVA, 2013).

1.4 Hipótese

O geoprocessamento permite por meio de ferramentas de processamento digital de imagens orbitais e índices espectrais detectar o tempo que uma cicatriz de queimada é mantida em uma imagem de satélite assim como verificar a regeneração da vegetação após fogo na região semiárida do nordeste brasileiro.

Além disso, este estudo testa a hipótese de que as vegetações do tipo Caatinga, Floresta Decídua e Floresta Mesófila respondem de forma diferenciada

aos impactos dos incêndios florestais nos atributos químicos do solo e que o aumento de atividades antrópicas como as queimadas tem promovido a fragmentação da paisagem ao longo do tempo na zona de amortecimento do Parque Nacional de Ubajara.

1.5 Objetivos

O objetivo geral desta pesquisa é analisar o comportamento da paisagem das regiões da caatinga e mata atlântica do Parque Nacional de Ubajara e sua zona de amortecimento com uso de Geoprocessamento, no intuito de identificar e avaliar a utilização do índice de queimada por razão normalizada na detecção de áreas queimadas na região do semiárido nordestino, verificar o tempo que uma cicatriz de queimada é identificada em uma imagem de satélite e analisar a regeneração da vegetação após fogo na Caatinga, Carrasco e Floresta Mesófila. Bem como avaliar os efeitos de incêndios florestais nos atributos químicos do solo nas vegetações do tipo Caatinga, Floresta Decídua e Floresta Mesófila de forma a verificar qual ecossistema possui uma menor e maior resiliência à ação do fogo e dinâmica da estrutura da paisagem nos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016.

Neste contexto, os objetivos específicos do referido estudo são descritos em:

- (i) Identificar e analisar o uso do NBR na detecção de áreas queimadas durante o período de seco e chuvoso nos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016;
- (ii) Verificar a dinâmica da vegetação por meio do uso do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) comparando o PNU e seu entorno assim como a regeneração da vegetação ao analisar o NDVI nas áreas queimadas;
- (iii) Correlacionar espacialmente a severidade das áreas queimadas com os dados de NDVI e temperatura da superfície do solo;
- (iv) Verificar o tempo que uma cicatriz de queimada é mantida em uma imagem orbital assim como ocorre a regeneração da vegetação após fogo na Caatinga, Carrasco e Floresta Estacional presentes na zona de amortecimento do PNU.
- (v) Realizar nas áreas afetadas por incêndios florestais e de referência (áreas não queimadas) análises de atributos do solo para verificar os efeitos de

incêndios nas vegetações Caatinga, Floresta Decídua e Floresta Mesófila presentes no PNU e seu entorno a fim de verificar qual desses ecossistemas é o mais susceptível a ação do fogo;

- (vi) Analisar a estrutura da paisagem nos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016 por meio de métricas da paisagem e sistemas de informação geográfica (SIG) e verificar qual vegetação encontra-se mais fragmentada no PNU e ZA.

1.6 Referências

AGUIAR-SILVA, F.H.; BONILLA, O.H.; NASCIMENTO, C.A. Avaliação da viabilidade e efetividade das unidades de conservação de proteção integral no Ceará, Brasil. **Revista Caatinga**. v.24, n.1, p. 48-56, 2011.

ALVES, J.J.A.; ARAÚJO, M.A.; NASCIMENTO, S.S. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. **Revista Caatinga**. v.22, n.3, p 126-135, 2009.

BASTARRIKA, A.; CHUVIECO, E.; PILAR MARTIN, M. Mapping burned areas from Landsat TM/ETM+data with a two-phase algorithm: Balancing omission and commission errors. **Remote Sensing of Environment**. v. 115, p.1003–1012, 2011.

BOSCHETTI, M.; STROPPIANA, D.; BRIVIO, P. Mapping burned areas in a Mediterranean environment using soft integration of spectral indices from high resolution satellite images. **Earth Interactions**, v.14, 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Convenção sobre Diversidade Biológica: Conferência para adoção do texto acordado da CDB - Ato Final de Nairobi**. Biodiversidade, 2. MMA/SFB. Brasília. 2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Decreto nº 45.954, de 30 de abril de 1959. **Criação do Parque Nacional de Ubajara**. 1959.

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

CASTELLETTI, C. H. M., A. M. M. SANTOS, M. TABARELLI E J. M. C. “**Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar**”. In: LEAL, I. R. M.; TABARELLI, J. M. C. Ecologia e conservação da Caatinga, Recife, Ed. UFPE, pp. 719-776, 2005.

CARDOZO, F. S.; MARTINS, F. S. R.; PEREIRA, L. O.; SATO, L. Y.; MOURA, Y. M.; PEREIRA, G.; SHIMABUKURO, Y. E. **Avaliação de áreas queimadas a partir dos índices espectrais NDVI e NDBR**. In: Simpósio Brasileiro de Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, João Pessoa-PB, Brasil, 25 a 29 de abril de 2015,

COELHO, V.H.R.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; ALMEIDA, C.N.; LIMA, E.R.V.; RIBEIRO, A.N.; MOURA, G.S.S. Dinâmica do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica do Semiárido Brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, v.18, n.1, p.64-72, 2014.

DOMBROSKI, J.L.D.; PRAXEDES, S. C.; FREITAS, R. M. O.; PONTES, F. M. Water relations of Caatinga trees in the dry season. **South African Journal of Botany**, v. 77, p. 430-434, 2011.

ELKIE, P.C.; REMPEL, R.S.; CARR, A.P. **Patch analyst user's manual - a tool for quantifying landscape structure**. NWST Technical Manual TM-002, 1999.

ESCUIN, S.; NAVARRO, R.; FERNÁNDEZ, P. Fire severity assessment by using NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from LANDSAT TM/ETM images. **International Journal of Remote Sensing**, v. 29 n.4, p.1053-1073, 2008.

FAN, C.; MYINT, S. A comparison of spatial autocorrelation indices and landscape metrics in measuring urban landscape fragmentation. **Landscape and Urban Planning**. v. 121, p.117–128, 2014.

FERNANDES, P.; FERREIRA, F.R. Combustíveis e combustão em ambiente florestal. In: MOREIRA, F.; CATRY, F. X.; SILVA, J. S.; REGO, F. **Ecologia do Fogo e Gestão de Áreas Ardidas**. Lisboa: Editora Textype, 2010. v.1, p. 14-20.

FIEDLER, N. C; RODRIGUES, T. O.; MEDEIROS, M. B. Avaliação das condições de trabalho, treinamento, saúde e segurança de brigadistas de combate a incêndios florestais em unidades de conservação do Distrito Federal: estudo de caso. Viçosa: **Revista Árvore**, v.30, n.1, p, 2006.

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

GITAS, I.Z.; KATAGIS, T.; TOUKILOGLOU, P. Mapeamento de área queimada e monitoramento pós-fogo de floresta na região Mediterrânea a partir de série temporais de imagens NDVI e do método BFAST. **Ambiência**. v.8, Ed. Especial, p. 461-470, 2012.

GOUVEIA, C.; DACAMARA, C.C.; TRIGO, R. M. Post-fire vegetation recovery in Portugal based on spot/vegetation data. **Natural Hazards and Earth System Science**. v.10, n.4, p. 673-684, 2010.

IBAMA. **Plano operativo de operação de combate aos incêndios florestais do Parque Nacional de Ubajara**. 23p. 2006.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - ICMBio. **Plano de manejo do Parque Nacional de Ubajara**. ICMBio, 2002. Disponível em:<<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/unidades-de-conservacao>>. Acesso em: 20 abr. 2016.

KUCERA, J.; YASUOKA, Y.; DYE, D. Creating a forest fire database for the Far East of Asia using NOAA/AVHRR observation. **International Journal of Remote Sensing**. v.26, p. 2423–2439, 2005.

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

LEAL, I. R., SILVA, J. M. C., TABARELLI, M. AND LACHER, T. E. Changing the course of biodiversity conservation in the caatinga of northeastern Brazil. **Conservation Biology**. v. 19, p. 701-706, 2005.

LEAL, I. R., TABARELLI, M. AND SILVA, J. M. C. Eds. 2003. **Ecologia e conservação da Caatinga**. Editora Universitária, Recife.

LHERMITTE, S.; VERBESSELT, J.; VERSTRAETEN, W. W.; VERAVERBEKE, S.; & COPPIN, P. Assessing intra-annual vegetation regrowth after fire using the pixel based regeneration index. **Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 66, n.1, p. 17 - 27, 2011.

LI, X.; LU, L.; CHENG, G.; XIAO, H. Quantifying landscape structure of the Heihe River Basin, north-west China using FRAGSTAT. **Journal of Arid Environment**. v. 48, p. 521–535, 2000.

LIMA, R.N.S.; ROCHA, C.H.B. **Técnicas de sensoriamento remoto e métricas de ecologia da paisagem aplicadas na análise da fragmentação florestal no município de Juiz de Fora - MG em 1987 e 2008**. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, maio de 2011, INPE.

LOBODA, T.; O'NEAL, K.; CSISZAR, I. Regionally adaptable dNBR-based algorithm for burned area mapping from MODIS data. **Remote Sensing of Environment**. v. 109, p. 429-442, 2007.

MCGARIGAL, K; MARKS, B. J. **Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Portland: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995. 122p.

MCGARIGAL, K., CUSHMAN, S.A.; NEEL, M.C.; ENE, E. **Fragstats: Spatial pattern analysis program for categorical maps - version 4**. Manual do programa. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, 2012. Disponível em: < <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html> >. Acesso em: 05 de novembro 2016.

MEDEIROS, M.B.; FIEDLER, N.C. Incêndios florestais no Parque Nacional da Serra da Canastra: desafios para a conservação da biodiversidade. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.14, n. 2, p. 157-168, 2004.

MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Impacto do fogo e dinâmica da regeneração da comunidade vegetal em borda de Floresta Estacional Semidecidual (Gália, SP, Brasil). **Revista Brasil**. v.33, n.1, p.37-50, 2010.

NUNES, L. A. P.; ARAÚJO FILHO, J. A.; MENEZES, R. I. Q. Impacto da queimada e do pousio sobre a qualidade de um solo sob Caatinga no semiárido Nordeste. **Caatinga**, v.19, n.2, p.200-208, 2006.

OLIVEIRA, I.S.R.; CABRAL, N.R.A.J. Análise da efetividade de manejo do Parque Nacional de Ubajara. **Ciência & Tecnologia**. v.1, n.2, 2011.

OLIVEIRA, G. F.; GARCIA, A. C. L.; MONTES, M. A.; JUCÁ, J. C. L. A.; VALENTE, V. L. S.; ROHDE, C. Are conservation units in the Caatinga biome, Brazil, efficient in the protection of biodiversity? An analysis based on the drosophilid fauna. **Journal for Nature Conservation**, v. 34, p. 145–150, 2016.

PAUDEL, S.; YUAN, F. Assessing landscape changes and dynamics using patch analysis and GIS modeling. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**. v. 16, p. 66–76, 2012.

PETROPOULOS, G.P.; GRIFIHS, H.M.; KALIVAS, D.P. Quantifying spatial and temporal vegetation recovery dynamics following a wildfire event in a Mediterranean landscape using EO data and GIS. **Applied Geography**. v.50, p. 120-131, 2014.

PREVEDELLO, J.A. & VIEIRA, M.V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity Conservation**, v.19, p. 1205–1223, 2010.

PINHEIRO, E.A.R.; COSTA, A. C.A.G.; ARAÚJO, B. J.C. A effective root depth of the Caatinga biome. **Journal of Arid Environments**. v. 89, 2013.

PRADO, D. E. **As Caatingas da América do Sul**. In: Ecologia e conservação da Caatinga. LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (Eds.), Editora Universitária da UFPE, Recife. 2003, 76p.

SANTOS, J. C.; LEAL, I. R.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; FERNANDES, G. W.; TABARELLI, M. “Caatinga: the scientific negligence experienced by a dry tropical forest”. **Tropical Conservation Science**. v. 4, n. 3, p. 276–286, 2011.

SANTOS, C, A, B.; NOGUEIRA, E. M. S. **Biodiversidade da Caatinga do submédio e baixo São Francisco**. Salvador: EDUNEB, 2012. 187p.

SILVA, S. K. da. **As Práticas De Ecoturismo No Parque Nacional De Ubajara No Estado Do Ceará - Brasil**. 2013. 73 f. Monografia (Especialização) - Curso de Turismo, Centro de Ciências Sociais Aplicadas, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2013.

SILVEIRA, A. H. M.; QUEIROZ, A. F. S.; SILVA, B. C. O.; SILVA, F. M COSTA JUNIOR, N, P. C. Proposta metodológica para risco de incêndio florestal: estudo de caso na zona de proteção ambiental em Natal/RN. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.6, n.5, p. 1174-1192, 2013.

STEINIGER, S.; HAY, G.J. Free and open source geographic information tools for landscape ecology. **Ecological Informatics**, v.4, p.183–195, 2009.

STROPPIANA, D.; BOSCHETTI, M.; ZAFFARONI, P.; BRIVIO, P. Analysis and interpretation of spectral indices for soft multicriteria burned-area mapping in Mediterranean regions. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**. v.6, p. 499–503, 2009.

TEOBALDO, D.; BAPTISTA, G.M.M. **Quantificação do Grau de Severidade de Queimada em Unidades de Conservação no Distrito Federal por meio dos Índices Espectrais dNBR e RdNBR**. Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE.

TORRES, F.T.P.; RIBEIRO, G.A.; MARTINS, S.V.; LIMA, S.G. Correlações entre os elementos meteorológicos e as ocorrências de incêndios florestais na área urbana de Juiz de Fora, MG. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.35, n.1, p.143-150, 2011.

TRINDADE, C.A.; TRINDADE, B.O.; SANTANA, C.R. **Uso de imagens de satélite para identificação de áreas queimadas para uso em laudos periciais de incêndios florestais**. Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE.

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. Análise da estrutura da paisagem na Bacia do Rio Corumbataí, SP. **Scentia florestalis**, n. 62, p. 114-129, dez. 2002.

VERAVERBEKE, S.; VERSTRAETEN, W.; LHERMITTE, S.; GOOSSENS, R.; Evaluation Landsat Thematic Mapper spectral indices for estimating burn severity of the 2007 Peloponnese wildfires in Greece. **Int. J.Wildland Fire**. v. 19, p.558–569. 2010.

VERAVERBEKEA, S.; SOMERSC, B.; GITASD, I.; KATAGISD, T.; POLYCHRONAKI, A.; GOOSSENSA, R. Spectral mixture analysis to assess post-fire vegetation regeneration using Landsat Thematic Mapper imagery for soil brightness variation. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**. v.14, p. 1–11, 2012.

VIANA, V.M.; PINHEIRO, L.A.F.V. **Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais**. SÉRIE TÉCNICA IPEF. v. 12, n. 32, p. 25-42, dez. 1998.

VIDOLIN, G.P.; BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A. Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de floresta com araucária, Paraná, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.35, n.3, p.515-525, 2011.

2. DETECÇÃO DE CICATRIZES DE QUEIMADAS NO ENTORNO DO PARQUE NACIONAL DE UBAJARA

Resumo

A detecção de áreas queimadas permite identificar as áreas prioritárias que necessitam de uma maior intervenção com programas de regeneração intensiva com o objetivo de reduzir a degradação local a longo prazo. Os objetivos deste estudo foi avaliar o uso do índice de queimada por razão (NBR) na detecção de áreas queimadas; verificar a dinâmica da vegetação por meio do uso do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) e determinar o tempo de permanência da cicatriz de queimada na paisagem. A área de estudo é o Parque Nacional de Ubajara e sua zona de entorno. Foram utilizadas imagens orbitais do período seco e chuvoso referentes as datas de 1985, 1996, 2006 e 2016 obtidas dos satélites Landsat 5 e 8 para obtenção do NBR e do NDVI enquanto que imagens Sentinel-2 foram utilizadas para a delimitação manual das cicatrizes de queimadas e classificação supervisionada por Máxima Verossimilhança. A análise das cicatrizes de queimada indicou que após 60 dias da ação do fogo, a vegetação tem início a um processo regeneração. Mudanças significativas foram observadas três meses após o incêndio sendo que 38% das áreas queimadas apresentaram uma maior suavização da cicatriz, porém ainda sendo possível identificá-las na imagem. Áreas de queimadas sem evidências aparentes foram observadas em 8% das áreas estudadas indicando que o tempo de recuperação aparente da área queimada variou de 94 a 110 dias.

Palavras-chave: Incêndios florestais, sensoriamento remoto, índices multiespectrais e Semiárido.

Abstract

The detection of burned areas allows to identify as priority areas that need greater intervention by means of intensive regeneration programs with the aim of reducing local degradation in the long term. The objectives of this study was to evaluate the use Normalized Burn Ratio (NBR) in the detection of burned areas; to verify the dynamics of the vegetation through the use of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and to determine the time of permanence of a burned of area scar in

the landscape. The study area is the Ubajara National Park and its surrounding area. Were used orbital images of the dry and rainy periods reference the 1985, 1996, 2006 and 2016 dates obtained from the Landsat 5 and 8 satellites to obtain the NBR and the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). The detection of burn time on the image was obtained based on manual delimitation and Maximum Likelihood classification. The analysis of the evolution of the burned scar indicated that after 60 days of the fire action, the vegetation begins a regeneration process. Significant changes were observed three months after the fire, being that 38% of burned areas presented weaker fire scars, but still being possible to identify them in the image. Areas burned with no apparent evidence were observed in 8% of the studied areas, indicating that the apparent recovery time of the burned area ranged from 94 to 110 days.

Keywords: forest fires, remote sensing, multispectral indices and Semiarid.

2.1 Introdução

A ocorrência de incêndios florestais em Unidades de Conservação é uma grave ameaça para a conservação da biodiversidade e manutenção de processos ecológicos (MEDEIROS; FIEDLER, 2004). Em florestas tropicais, os principais efeitos de incêndios nos processos ecológicos são as perdas nos estoques de biomassa, alterações no ciclo hidrológico e de nutrientes e redução da biodiversidade (FERREIRA *et al.*, 2005).

No Brasil, um dos biomas mais afetados por incêndios é a Caatinga, bioma exclusivamente brasileiro, que ocupa 10% do território nacional. Nesse sentido, para assegurar a conservação da biodiversidade e garantir a continuidade dos processos evolutivos dos diferentes biomas brasileiros foi criado o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) (BRASIL, 2000; AGUIAR-SILVA *et al.*, 2011).

No SNUC foi criada a categoria de Parque Nacional com objetivo básico de preservar os ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, possibilitando a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, de recreação em contato com a natureza e de turismo ecológico (BRASIL, 2000).

No Estado do Ceará, o Parque Nacional de Ubajara gera uma série de benefícios para seu entorno e região, sendo considerado por alguns pesquisadores como uma área remanescente de mata atlântica, com prioridade máxima para conservação. Entretanto, os incêndios no PNU têm promovido à redução de parte das matas ciliares e do suprimento de água da região devido o combate ao fogo ser muitas vezes dificultado pela existência de encostas com mais de 60° de inclinação o que torna o combate de incêndios extremamente difícil e perigoso (ICMBio, 2002). Além disso, a identificação de áreas queimada in locu é um procedimento demorado e dispendioso, sendo complexo mapear a extensão total de uma área queimada com precisão em grandes incêndios, especialmente quando esses ocorreram em áreas inacessíveis (KLERK *et al.*, 2012).

Por esses motivos, informações mais precisas quanto a dimensão da área queimada para melhor compreender as mudanças na vegetação, os efeitos ecológicos e ambientais; e os prejuízos econômicos tem impulsionado o uso do sensoriamento remoto para detecção de áreas queimadas (ZHENG *et al.*, 2011). Tal cenário impulsionou o uso de imagens orbitais como uma ferramenta de suma importância nas análises das mudanças ocorridas na superfície terrestre e no monitoramento de recursos naturais (NAGENDRA *et al.*, 2013). Neste contexto, destacam-se os índices de vegetação que se baseiam no fato da vegetação possuir uma resposta característica nas regiões do espectro eletromagnético relativas ao vermelho e ao infravermelho próximo.

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) foi desenvolvido por Rouse *et al.*, (1973) para inferir o grau de cobertura vegetal da superfície terrestre. Esse índice combina a reflectância da banda do vermelho com o infravermelho próximo para melhor avaliar o vigor vegetativo dos estágios sucessionais de determinada vegetação ou cultura, bem como identificar e diferenciar os diferentes tipos de vegetação e áreas sem cobertura vegetal. (VERAVERBEKE *et al.*, 2012; GITAS *et al.*, 2012).

Na literatura diversos estudos demonstram a relevância da análise temporal da vegetação por meio de índices espectrais de vegetação (KUCERA *et al.*, 2005; STROPPIANA *et al.*, 2009). Contudo, compreender a dinâmica espacial e temporal da regeneração da vegetação após fogo é um grande desafio para os pesquisadores. Neste contexto, alguns autores projetaram índices espectrais especialmente sensíveis à detecção de áreas queimadas. Dentre eles destaca-se

o índice de queimada normalizada (NBR) que tem sido cada vez mais difundido no mapeamento de áreas queimadas (LOBODA *et al.*, 2007; BOSCHETTI *et al.*, 2010; VERAVERBEKE *et al.*, 2010; BASTARRIKA *et al.*, 2011).

O uso de índices multiespectrais constitui uma importante fonte para identificação e mensuração de áreas queimadas. No estudo desenvolvido no Parque Nacional da Serra do Cipó por Trindade *et al.*, (2013) verificou-se que o uso de imagens Landsat-5 para obtenção dos índices multiespectrais NDVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada) e IQN (Índice de Queimada Normalizada) foram capazes de identificar com boa precisão a existência de ilhas de vegetação não queimadas e graus de severidade diferentes de queima.

Neste contexto, Petropoulos *et al.*, (2014) comentam que a identificação de áreas queimadas, geralmente apresenta uma variação espacial que depende do tipo de vegetação inicial, das condições climáticas, de fatores topográficos e de condições específicas do terreno (WITTENBERG *et al.*, 2007; TORRES *et al.*, 2011).

Apesar de existirem índices espectrais de vegetação, como NDVI e NBR que são utilizados para monitorar a cobertura vegetal da Terra (VERAVERBEKE *et al.*, 2012) e discriminar áreas queimadas e não queimadas (STROPPIANA *et al.*, 2009), identificar a distribuição espacial e temporal das áreas queimadas assim como os níveis de regeneração da vegetação após fogo é de fundamental importância para auxiliar na quantificação dos impactos do fogo na paisagem, na tomada de decisão e no tratamento mais adequado de regeneração do ecossistema afetado (GITAS *et al.*, 2012; PETROPOULOS *et al.*, 2014).

A detecção de áreas queimadas por meio de índices espectrais permite identificar as áreas prioritárias que necessitam de uma maior intervenção com programas de regeneração intensiva com o objetivo de reduzir a degradação local a longo prazo (GOUVEIA *et al.*, 2010). Contudo, estudos sobre a capacidade da regeneração de diferentes tipos de vegetação após fogo e a sua relação com fatores topográficos, propriedades do solo e estrutura da paisagem ainda são escassos.

Assim, objetivou-se identificar e analisar o uso do NBR na detecção de áreas queimadas durante o período seco e chuvoso nos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016; verificar a dinâmica da vegetação por meio do uso do NDVI e sua correlação

com áreas queimadas e o tempo de permanência da cicatriz de queimada na paisagem no Parque Nacional de Ubajara e sua zona de entorno.

2.2 Material e métodos

2.2.1. Caracterização da área estudada

O Parque Nacional de Ubajara conhecido por seu clima ameno em plena região semiárida, foi criado em 30 de abril de 1959, com área de 563 ha com objetivo de preservar o ecossistema da Caatinga. Em 2002, seus limites foram ampliados para 6.288 ha. O PNU abrange os municípios de Ubajara, Tianguá e Frecheirinha estando inserido na região noroeste do Estado do Ceará (Figura 11). Essa região é considerada por alguns pesquisadores como remanescente de mata atlântica, com prioridade máxima para conservação (ICMBio, 2002).

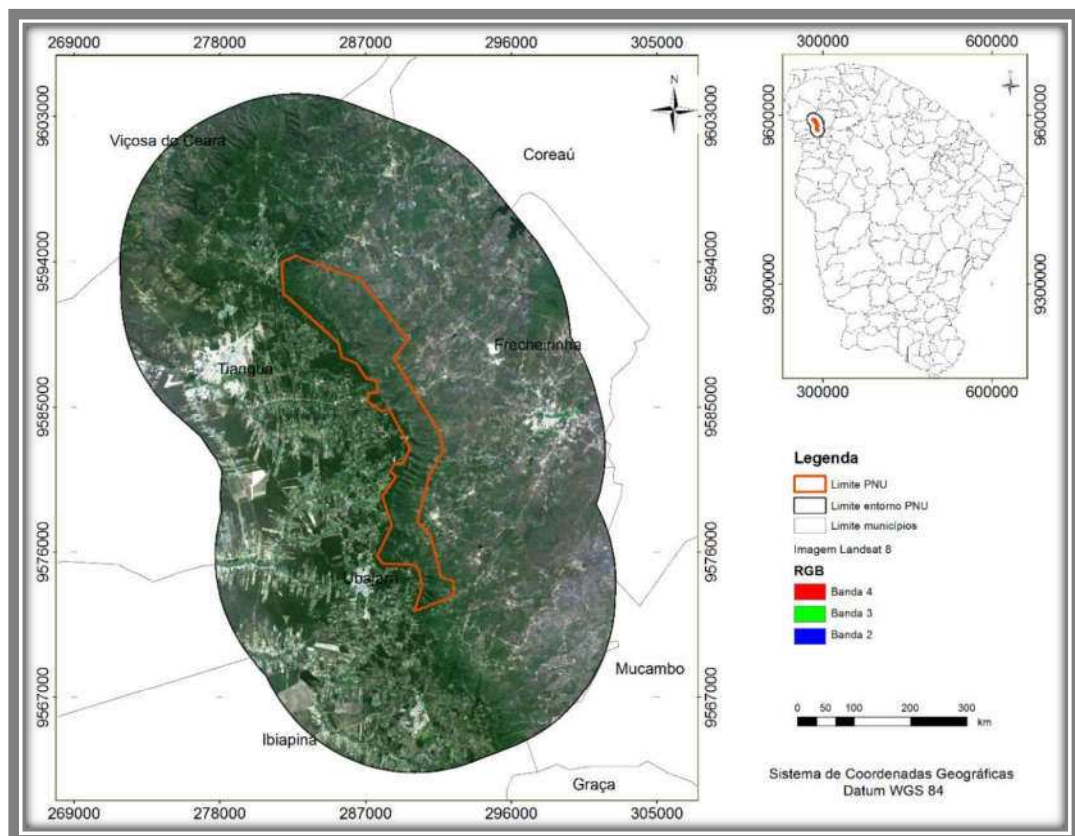


Figura 6 - Localização do Parque Nacional de Ubajara no Estado do Ceará.

O relevo predominante na região apresenta declive abrupto para Leste e suave para Oeste. Uma rica diferenciação de tipologias resultantes da variedade de condições de umidade e relevo ocorre no PNU, pois a encosta que intercepta os ventos úmidos vem do litoral garantindo uma maior umidade na região. Tal característica é peculiar proporcionando a ocorrência de mata úmida adjacente à mata seca em pleno sertão da caatinga favorecendo a biodiversidade da paisagem local (IBAMA, 2006).

A área do PNU caracteriza-se por apresentar dois períodos climáticos bem distintos: um chuvoso e com temperaturas relativamente mais baixas, que ocorre nos meses de janeiro a junho e outro, praticamente sem chuvas que se prolonga de julho a dezembro. A temperatura média é de 20 a 22° na Serra da Ibiapaba e em torno de 24 e 26° na depressão periférica. Os meses de junho e julho apresentam temperaturas mais amenas, enquanto outubro e novembro destacam-se como os mais meses mais quentes (ICMBio, 2002; IBAMA, 2006).

A vegetação proporciona ambientes muito distintos onde no planalto ocorre a mata úmida que é sustentada pelas chuvas orográficas e no sertão encontra-se a Caatinga. Na Zona de Amortecimento do PNU predominam quatro tipos de ecossistemas: Caatinga, Carrasco, Mata Seca e Mata úmida (ICMBio, 2002).

A Caatinga é o tipo de vegetação xerófila predominante no Nordeste brasileiro e encontra-se presente na depressão sertaneja, geralmente sobre solos litólicos ou argissolos nos municípios de Tianguá, Ubajara, Ibiapina e Frecheirinha, mas não ocorre propriamente na área do PNU (IBAMA, 2002). Em resumo as caatingas representam formações vegetacionais estacionais, de caráter xerófilo, tropofíticas pela acentuada caducifolia, garranchentas e frequentemente espinhosas (FERNANDES; BEZERRA, 1990).

O Carrasco é típico da zona de amortecimento do PNU situada na porção oeste dos municípios de Tianguá, Ubajara e Ibiapina, mas não ocorre dentro da UC. O Carrasco desenvolve-se sobre solos arenosos, derivados de arenitos da formação Serra Grande (ICMBio, 2002). Andrade (1978) distinguiu fisionomicamente o Carrasco da Caatinga pela alta densidade dos indivíduos lenhosos, com troncos finos, uniestratificados e também pela quase ausência de bromeliáceas e cactáceas.

A Mata Seca é predominante na encosta da Serra da Ibiapaba e está presente na área do Parque Nacional de Ubajara, a partir das cotas altitudinais mais baixas

até a encosta, incluindo a área dos afloramentos calcários. A Mata Úmida é uma formação florestal higrófila, perenifólia ou subperenifólia, sempre associada à altitude. Está presente nas partes mais altas das escarpas e no topo da Serra da Ibiapaba, constituindo a exuberante vegetação do PNU (IBAMA, 2002). O entorno do PNU possui características diversificadas, enquanto a área planáltica apresenta particularidades morfoclimáticas de remanescentes da Mata Atlântica, e temperaturas mais amenas (LIMA; GUALDANI, 2008).

2.2.2 Pré-processamento das imagens

As imagens orbitais utilizadas foram referentes as datas de 1985, 1996, 2006 e 2016 obtidas dos satélites Landsat 5 e 8. A seleção das imagens foi realizada em intervalos de aproximadamente 10 anos, considerando o período seco e chuvoso que é uma característica marcante da vegetação da região Nordeste Brasileira (Tabela 1).

Tabela 1 - Dados das imagens Landsat utilizadas para obtenção dos índices espectrais

Órbita	Sensor	Data da imagem
218/63	TM/Landsat 5	25/06/1985
218/63	TM/Landsat 5	29/09/1985
218/63	TM/Landsat 5	22/05/1996
218/63	TM/Landsat 5	11/09/1996
218/63	TM/Landsat 5	06/08/2006
218/63	TM/Landsat 5	09/10/2006
218/63	OLI/Landsat 8	30/06/2016
218/63	OLI/Landsat 8	01/10/2016

As imagens do satélite Landsat 8 são disponibilizadas pelo USGS no portal Land Cover Facility no Datum/Projeção WGS84 UTM Zona 24 N. Foram selecionadas duas cenas de 2016 referentes ao período seco e a outra do chuvoso nas quais foram reprojctadas para Datum WGS84 e projeção UTM Zona 24 S. As cenas de 2016 após serem reprojctadas foram utilizadas como referência para o georreferenciamento das demais cenas (1985, 1996 e 2006) obtidas do sensor TM/Landsat 5 que são disponibilizadas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE).

As imagens foram submetidas a um recorte para agilizar o processamento e em seguida realizou-se a correção geométrica das imagens. Para tanto, efetuou-se o registro das imagens Landsat 5 a partir das imagens Landsat 8 por meio do modelo polinomial de primeira ordem. Foram utilizados 20 pontos de referência

bem distribuídos na imagem. O Erro Médio Quadrático (RMS) total obtido variou de 0,19 a 0,27 pixel. A seleção dos pontos de referência foi tomada com base em locais de fácil identificação, tais como intersecções de estradas e de rios, limites de áreas agrícolas ou de diferentes usos e ocupação da terra, dentre outros.

Após o registro das imagens foi realizada a calibração radiométrica por meio da ferramenta de Normalização de Imagens Landsat no programa ArcGIS 10.1. Essa ferramenta permite a conversão dos números digitais (DN) em radiância ($W/(m^2 \text{ sr } \mu m)$) ao nível do sensor. Para tanto, foram utilizados os seguintes parâmetros: QCal (valor do pixel em números digitais; LMax (radiância espectral máxima do sensor denominada $W/(m^2 \text{ sr } \mu m)$; LMin (radiância espectral mínima do sensor denominada $LMin_{\lambda}$ ($W/(m^2 \text{ sr } \mu m)$; QcalMAX (igual a 255 em bandas TM Landsat 5); QcalMIN (igual a 0 em bandas TM Landsat 5).

As imagens de radiância foram utilizadas para gerar as reflectâncias de superfície com base no método de subtração por pixel escuro (*Dark Object Subtraction*), sugerido por Chavez (1988). A correção atmosférica pelo uso do limite inferior dos valores digitais do histograma de cada banda é bastante utilizada. É de suma importância realizar a correção atmosféricas das imagens pois os efeitos do espalhamento atmosférico adicionam um valor de brilho a todos os pontos da imagem, e as áreas sombreadas por exemplo deixam de exibir pixels com valores zero ou bem próximos de zero (MENESES, 2012).

2.2.3 Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)

A análise da cobertura vegetal do Parque Nacional de Ubajara e seu entorno foi realizada por meio da determinação do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI). Este índice é um indicador de vigor vegetal que tem sua magnitude relacionada com o nível de atividade fotossintética na vegetação por isso pode ser empregado para avaliar o vigor da vegetação, auxiliar na detecção de desmatamentos e queimadas, dentre outros (CORREIA, 2006).

O cálculo do NDVI foi realizado por meio das imagens do satélite Landsat referente as bandas espectrais do vermelho e do infravermelho próximo de acordo com a seguinte equação descrita por Rouse *et al.* (1997):

$$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R} \quad (1)$$

Em que:

NDVI = Índice de vegetação por diferença normalizada;

NIR = Valores de reflectância da Banda do infravermelho próximo, e;

R = Valores de reflectancia da Banda do visível correspondente a região do vermelho.

O NDVI é um número adimensional que varia de -1 até +1, sendo os valores negativos atribuídos aos corpos d'água devido a reflectância no visível ser maior que no infra-vermelho próximo. Valores intermediários correspondem às áreas altamente urbanizadas e às baixas densidades de vegetação, enquanto que os valores próximos de +1 correspondem à vegetação densa e sadia.

2.2.4 Índice de Queimada por Razão Normalizada (NBR)

A determinação das áreas queimadas foi realizada a partir do índice de queimada por razão normalizada (NBR) que quantifica a diferença normalizada da reflectância relativa às bandas 4 e 7 do satélite Landsat 5 e bandas 5 e 7 do Landsat 8 de forma a realçar as áreas queimadas e sua severidade, conforme observado na equação 3. O índice foi analisado comparando a evolução no período seco e chuvoso nos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016.

$$NBR = \frac{(R4 - R7)}{(R4 + R7)} \quad (2)$$

Onde:

NBR = Índice de Queimada por Razão Normalizada;

R4 = Reflectância relativa a banda 4 do Landsat TM5, e;

R7 = Reflectância relativa a banda 7 do Landsat TM5.

2.2.5 Temperatura da superfície

A temperatura da superfície terrestre é um parâmetro físico que se refere ao fluxo de calor dado em função do balanço de radiação que chega e que sai de um determinado corpo. A temperatura da superfície (TS) foi obtida através da equação

de Planck invertida que é em função da radiância espectral da banda termal e da emissividade, segundo equação a seguir (MARHAM; BAKER, 1987).

$$T_s = \frac{K_2}{\ln\left(\frac{K_1}{L_\lambda} + 1\right)} \quad (3)$$

Em que:

Ts: temperatura da superfície; K₂: constante termal da banda específica, ou seja, da banda 10 para Landsat 8 ou banda 6 para o Landsat 5; K₁: constante termal da banda específica, ou seja, da banda 10 para Landsat 8 e banda 6 para o Landsat 5; e L_λ: radiância espectral no topo da atmosfera (m/W srad μm).

É importante ressaltar que as constantes térmicas foram obtidas no arquivo de metadados das imagens. Após a obtenção da temperatura da superfície foi realizada a conversão da temperatura de graus Kelvin (k) para graus Celsius por meio da seguinte equação:

$$T_{sc} = T_s - 273 \quad (4)$$

Onde:

Tsc: Temperatura da superfície em graus Celsius.

Ts: temperatura da superfície.

2.2.6 Análise de correlação entre as cicatrizes de queimadas e o NDVI

Para melhor compreender a dinâmica da vegetação após fogo foi realizado uma análise de correlação linear entre as imagens de cicatrizes de queimadas e os valores de NDVI e TS. Para tanto, foi criado um arquivo no formato *shapefile* da área estudada com duas subdivisões onde uma refere-se aos limites do PNU e a outra a região do entorno. A ferramenta correlação de imagens¹ foi adicionada ao *Arctoolbox* do *software* ArcGIS e utilizada para realizar a correlação das imagens.

2.2.7 Determinação do tempo de permanência de uma cicatriz de queimada

As imagens do satélite Sentinel-2 foram utilizadas para identificar cicatrizes de queimadas no mês que ocorreu o incêndio e também para monitorar a evolução

¹ A ferramenta de correlação está disponível em https://www.dropbox.com/sh/ufr0n86ivrqcwvow/AAB-QAeeb-UvsvUh0sL3al5a?dl=0&preview=correlacao_imagens.mp4

da recuperação da vegetação nos meses seguintes ao evento. Para tanto, selecionou-se imagens das seguintes datas: 26/07/2016, 24/09/2016, 14/10/2016 e 11/11/2016.

O sensor Sentinel-2 dispõe de um sensor multiespectral com 13 bandas de grande resolução espacial (10, 20 ou 60 m, dependendo da banda) e uma resolução temporal de 10 dias (Tabela 2). As imagens Sentinel-2 são controladas pela Agência Espacial Europeia e disponibilizadas pela Copernicus que é um programa europeu de observação da Terra.

Para abranger toda a área do PNU e seu entorno foi realizado o mosaico de duas imagens Sentinel-2 para cada período estudado, em seguida efetuou-se a composição das bandas de forma a realçar as cicatrizes de queimadas. Para tanto, utilizou-se a composição falsa cor RGB 483 e os focos de incêndios ocorridos no mês de agosto para validação da identificação das áreas queimadas. Como referência, ou seja, área não queimada utilizou-se a imagem de julho de 2016 para monitorar a evolução da cicatriz e recuperação do vigor da vegetação nas áreas queimadas.

Tabela 2 - Características espectrais das bandas do satélite Sentinel-2.

Resolução	Banda	Nome da banda	Comprimento de onda central (nanômetro)	Combinações de bandas
10 m	B02	Blue (Azul)	490	Cor Verdadeira RGB 04/03/02 Falsa Cor 1 e 2 RGB 08/04/03 e 04/08/03
	B03	Green (Verde)	560	
	B04	Red (Vermelho)	665	
	B08	NIR (Infravermelho Próximo)	842	
20 m	B05	Red Edge 1	705	SWIR 1 RGB 12/11/8A
	B06	Red Edge 2	740	
	B07	Red Edge 3	783	
	B08A	Red Edge 4	865	
	B11	SWIR 1	1610	
	B12	SWIR 2	2190	
60 m	B01	Aerossol	443	—
	B09	Water Vapor	940	
	B10	Cirrus	1375	

Fonte: Engesat, 2017.

A análise visual da cicatriz na imagem de satélite com os focos de calor permitiu a digitalização manual de 37 áreas queimadas no programa ArcGIS 10.1 com base nos focos de incêndio do INPE (Figura 7).

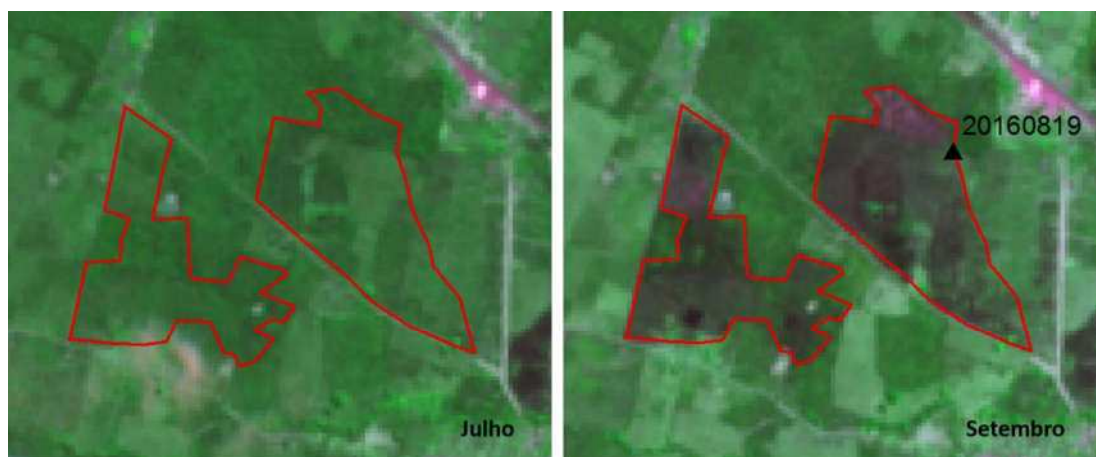


Figura 7 - Ilustração da digitalização manual das cicatrizes de queimadas.

2.2.8 Classificação por Máxima Verossimilhança

O classificador por máxima verossimilhança (MaxVer) considera a ponderação das distâncias entre as médias dos valores dos pixels das classes, utilizando parâmetros estatísticos. Neste método de classificação considera-se que todas as bandas têm distribuição normal para calcular a probabilidade de um dado pixel pertencer a uma classe específica (INPE, 2008).

No MaxVer as classes de treinamento são utilizadas para estimar a forma da distribuição dos pixels contidos em cada classe, como também a localização do centro de cada classe. Na classificação de máxima verossimilhança cada pixel é destinado à classe que tem a mais alta probabilidade, isto é, a máxima verossimilhança. Logo, para um pixel na posição x do espaço multiespectral, um conjunto de probabilidades são computadas para verificar as possibilidades relativas do pixel pertencer a cada classe disponível.

A classificação supervisionada pelo método de Máxima Verossimilhança foi realizada no programa ArcGIS 10.0 com o objetivo de verificar se é possível classificar as áreas queimadas tanto no mês seguinte (setembro) que ocorreu a queimada como nos meses posteriores (outubro e novembro).

Dessa forma, realizou-se a definição das seguintes classes de uso e ocupação do solo: água, sombra, nuvem, área urbana, solo exposto, queimadas e vegetação. Foram selecionadas 20 amostras de treinamento para cada classe geradas para as bandas 2, 3, 4, 8, 5, 6, 7, 8A, 11 e 12 do satélite Sentinel-2. Para melhor eficiência do classificador na separação da classe de queimadas das demais estudadas também foi utilizado os índices NBR e NDVI. Essas amostras foram utilizadas para geração do arquivo de assinaturas para cada classe de uso e cobertura do solo que por sua vez foram empregadas para efetuar a classificação por MaxVer.

Para avaliar a classificação realizada selecionou-se 20 amostras de cada classe em formato de ponto. Em seguida, foi construída a matriz de erros que é composta nas colunas pelas amostras de referência e nas linhas pelas classes obtidas na classificação. Na matriz, são expressos os erros de omissão que representam as amostras que não foram classificadas de acordo com as classes de referência, e os erros de comissão que consistem nas amostras de referência classificadas erroneamente como pertencentes a outras classes. Em virtude da maior confusão entre as classes de solo exposto e área urbana efetuou-se um novo agrupamento de classes com a união dessas classes em uma nova classe denominada de área antropizada a fim de diminuir as confusões do classificador.

A exatidão da imagem classificada foi avaliada pelo índice Kappa que utiliza o Índice de Exatidão Global e o valor esperado calculado conforme a matriz de erros e demonstrado na Equação 4.

$$\text{Índice Kappa (K)} = \frac{\text{valor observado} - \text{valor esperado}}{1 - \text{valor esperado}}$$

Onde: Valor observado = Índice de Exatidão Global; Valor esperado = valor calculado usando as marginais da matriz de erros.

As imagens classificadas foram avaliadas quanto ao desempenho do classificador por meio do índice Kappa conforme nível de aceitação proposto por Galparsoro e Fernández (1999): $IK \leq 0,2$ péssimo; $0,2 \leq IK \leq 0,4$ razoável; $0,4 \leq IK \leq 0,6$ bom; $0,6 \leq IK \leq 0,8$ muito bom; e $0,8 \leq K \leq 1,0$ excelente.

2.3 Resultados e discussão

2.3.1 Índice de Queimada Normalizada (NBR)

No Parque Nacional de Ubajara e seu entorno observou-se que a detecção de áreas queimadas por meio do NBR apresentou um padrão na distribuição espacial das áreas queimadas. No período mais chuvosos, junho de 1985 e maio de 1996 as áreas com maior índice de severidade de queimada (valores de NBR mais próximos de -1) predominam na porção oeste em que existe uma maior incidência de áreas agrícolas (Figura 8 e 9). Por outro lado, no período seco dos anos de 1985, 1996 e 2006 essas áreas concentram-se na porção Leste onde ocorre o predomínio da vegetação do tipo mata seca (Figura 10 e 11).

O aumento gradativo ao longo do tempo das áreas queimadas na região do entorno e limites do PNU é evidenciado nos mapas de distribuição espacial. É importante ressaltar que nas duas últimas duas décadas estudadas, mesmo estando no final do período chuvoso (junho e agosto) o NBR detectou um maior número de áreas queimadas em relação a 1985 e 1996 no qual são distribuídos espacialmente tanto na porção leste como oeste onde predomina uma vegetação do tipo caatinga e carrasco, respectivamente.

Em 2016, ocorreu uma maior incidência de áreas queimadas tanto na porção Leste como na Oeste do PNU em relação aos demais anos estudados. Tais resultados, concordam com as observações relatadas pelos moradores da região e funcionários do PNU, no qual ressaltaram que é o ano mais quente (2016) e com maior número de incidência de incêndios na região. Ao analisar a região do PNU situada na parte central dos mapas de distribuição espacial verificou-se a ocorrência dos maiores valores de NBR indicando que na área de vegetação do tipo Mata úmida e de Transição existe uma maior preservação da vegetação nativa com pouca incidência de incêndios. Esses resultados podem ser atribuídos a criação do PNU e eficiência do Prevfogo em registrar e combater a ocorrência de incêndios.

Esse cenário é preocupante, pois a Caatinga é um bioma exclusivamente brasileiro, que ocupa 10% do território nacional com uma riqueza em espécies animais e vegetais nas quais muitas ainda são desconhecidas (ALVES *et al.*, 2009). Além disso, os incêndios são uma grave ameaça para a conservação da biodiversidade e manutenção de processos ecológicos promovendo perdas nos

estoques de biomassa e alterações no ciclo hidrológico e de nutrientes (MEDEIROS e FIEDLER, 2004; FERREIRA *et al.*, 2005; LHERMITTE *et al.*, 2011). A caatinga é um dos ecossistemas mais ameaçados do país, onde dificilmente encontram-se remanescentes de vegetação nativa maiores que 10 mil hectares (LEAL *et al.*, 2003; SANTOS *et al.*, 2011a).

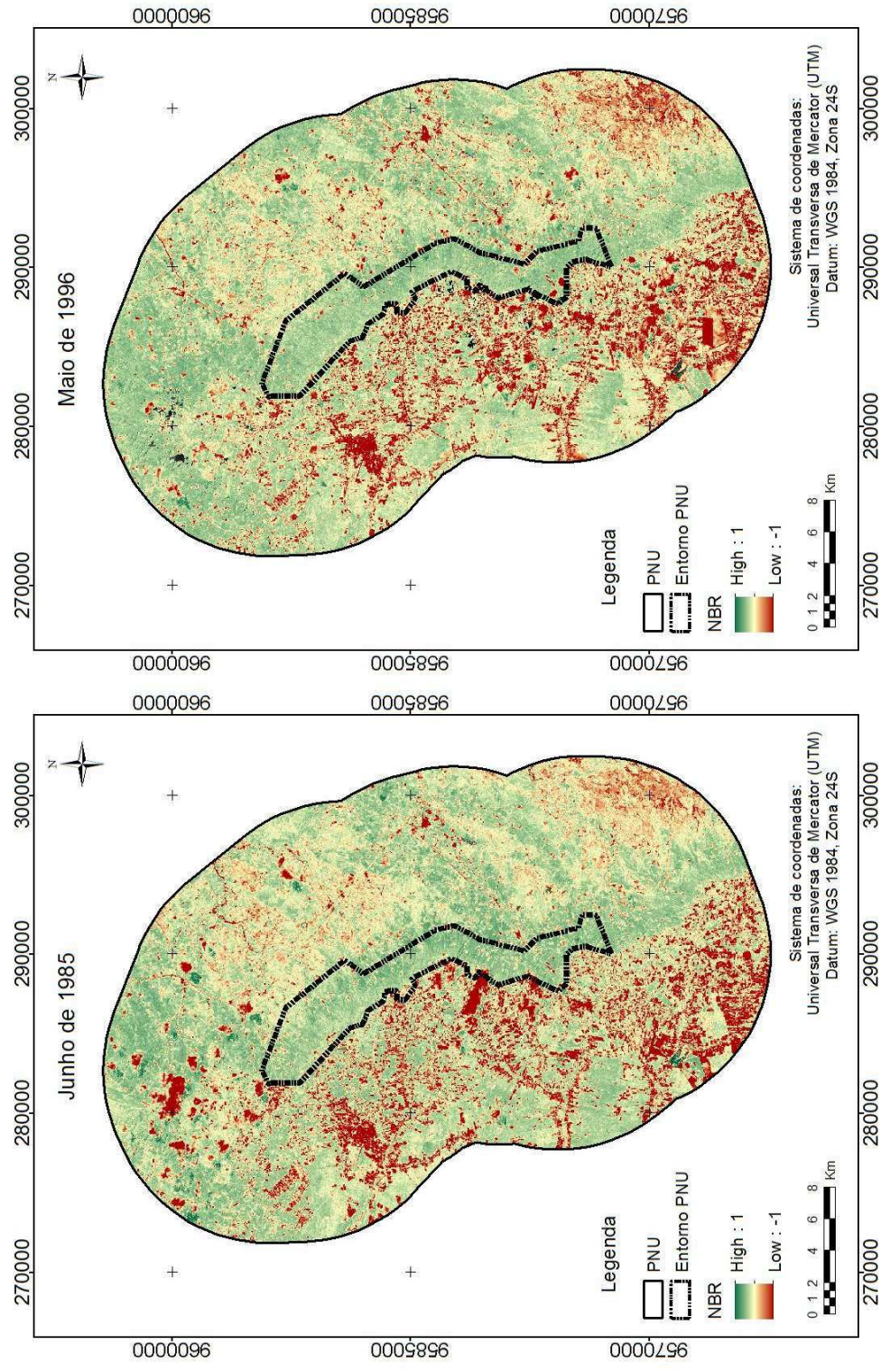


Figura 8 - Mapas de distribuição espacial do Índice de Queimada Normalizada (NBR) de 25/06/1985 e 22/05/1996 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.

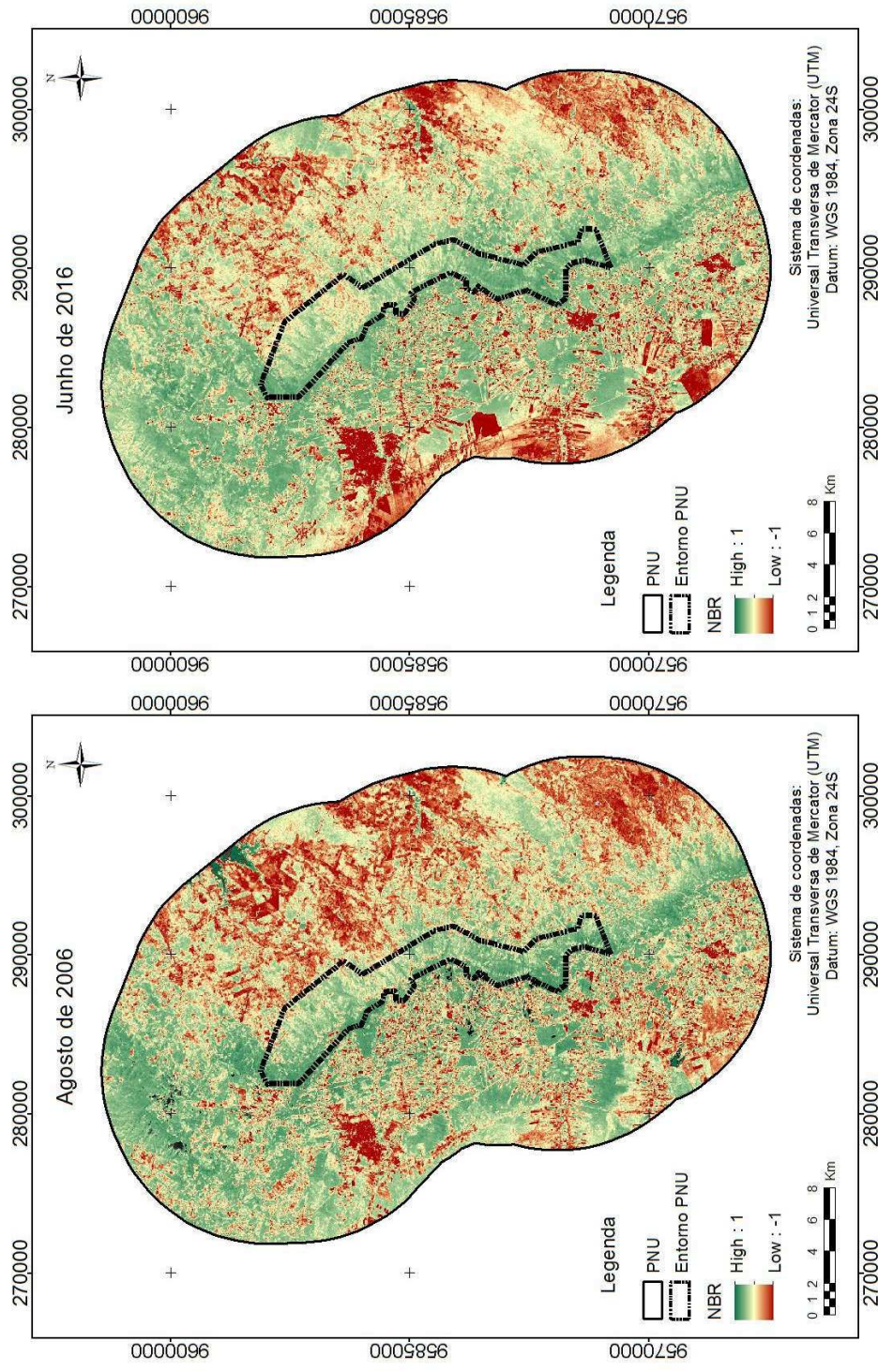


Figura 9 - Mapas de distribuição espacial do Índice de Queimada Normalizada (NBR) 06/08/2006 e 30/06/2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.

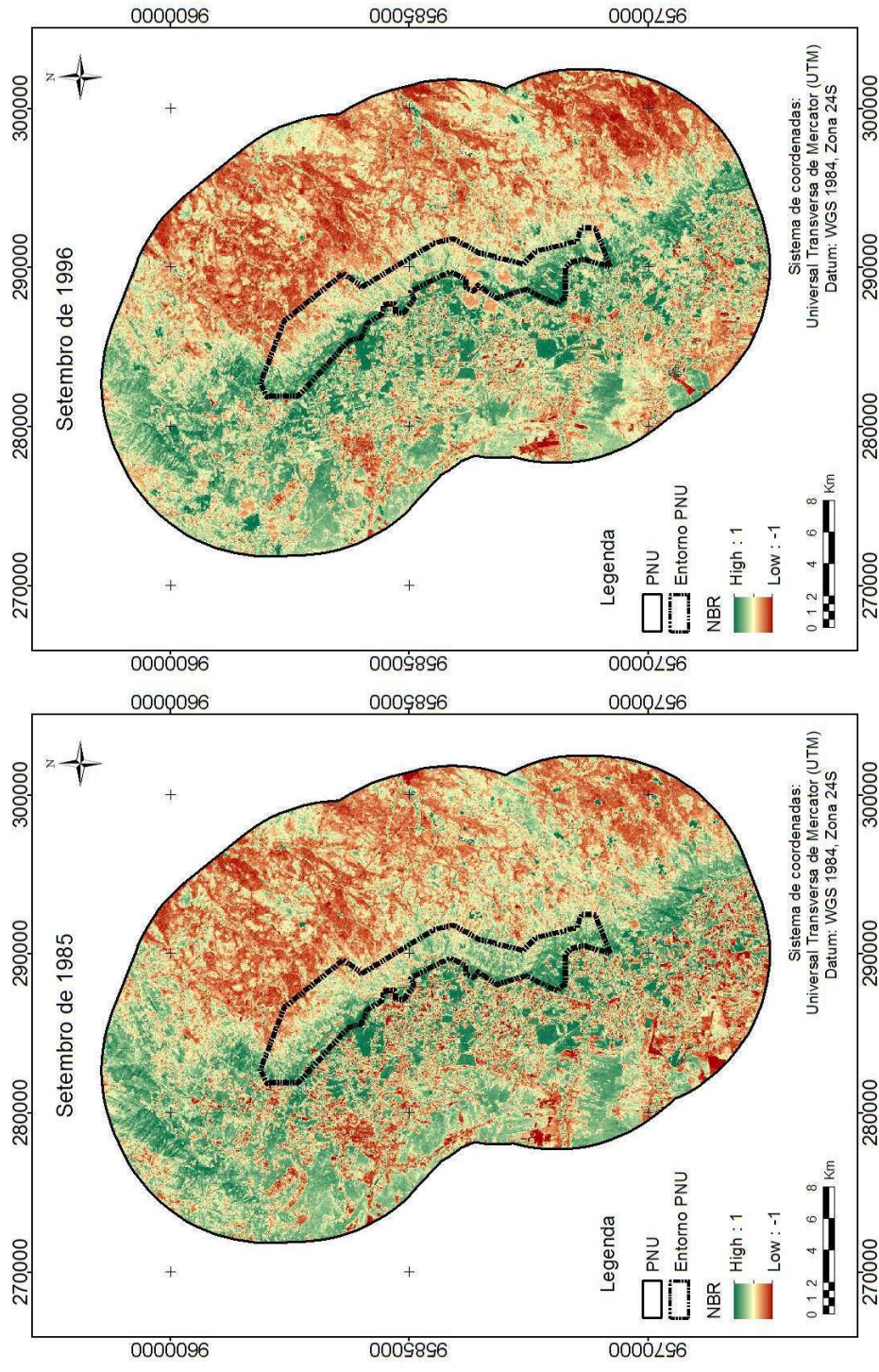


Figura 10 - Mapas de distribuição espacial do Índice de Queimada Normalizada (NBR) 29/09/1985 e 11/09/1996 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.

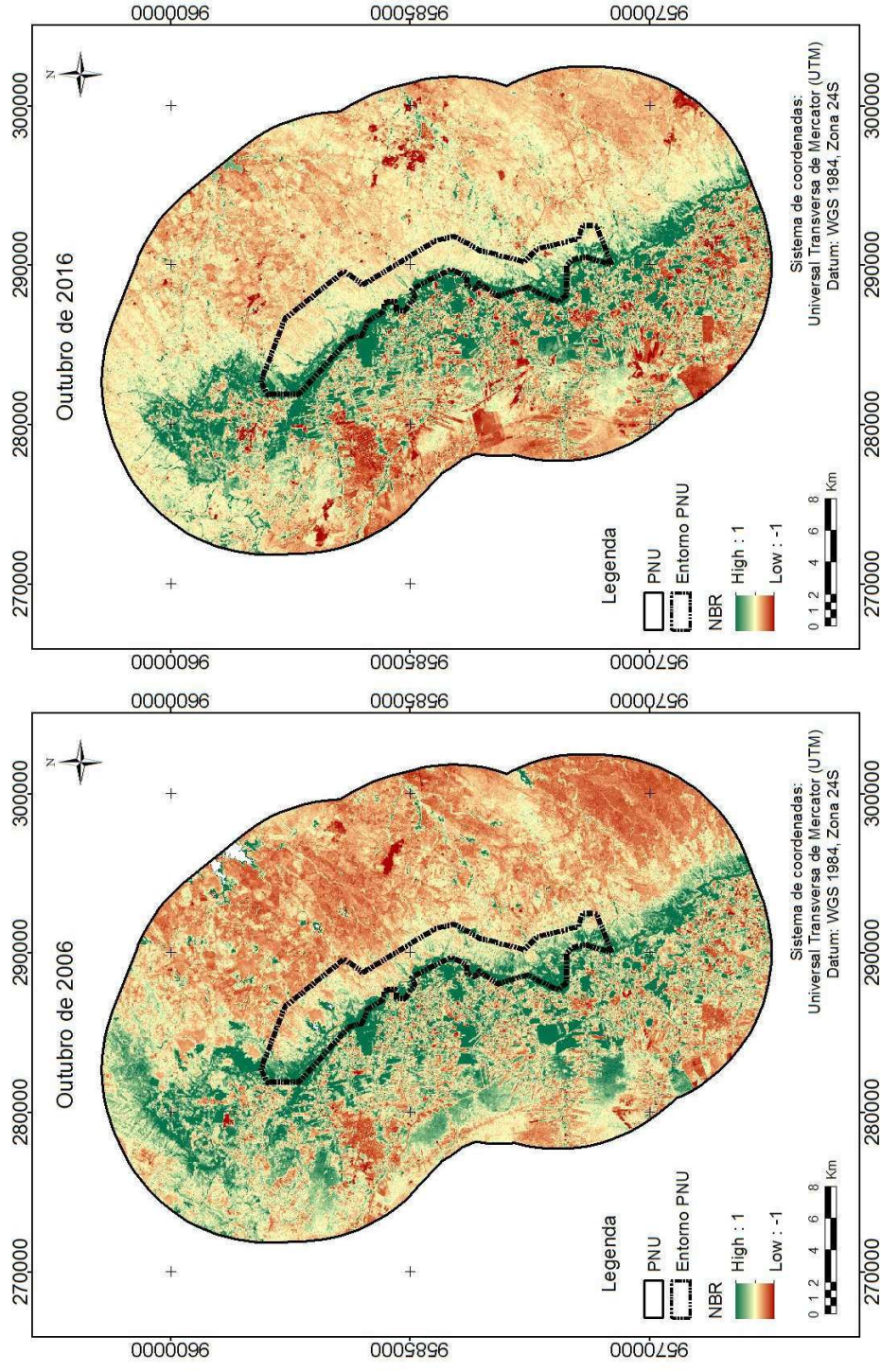


Figura 11 - Mapas de distribuição espacial do Índice de Queimada Normalizada (NBR) de 09/10/2006 e 01/10/2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.

A detecção de áreas queimadas pelo NBR demonstrou ser eficiente na detecção de cicatrizes de queimadas conforme observado na Figura 12 em que cicatrizes de queimadas com diferentes severidades foram identificadas. Contudo, observou que em alguns locais os valores de NBR foram superestimados devido a presença de terrenos com solo exposto e área urbana serem confundidos com áreas queimadas.

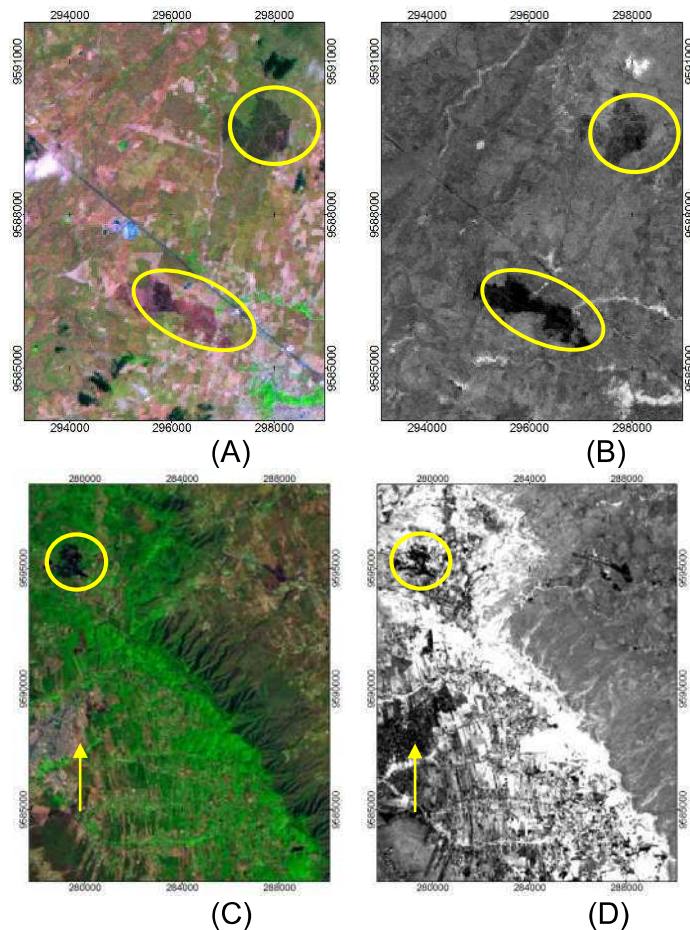


Figura 12 - Comparação da identificação de áreas queimadas pela composição R5G4B3 (A e C) e NBR (B e D).

Na Figura 12 é possível verificar um exemplo em que parte da área urbana foi classificada pelo NBR como área queimada (Figura 12C e 12D). Isso ocorre porque mesmo sendo uma área urbana, essa região possui muitos quintais com pequenas áreas agrícolas e solo exposto que contribuem para aumentar as áreas de queimada detectadas pelo NBR.

Tais resultados concordam com os obtidos por Trindade *et al.*, (2013) e Fernandes *et al.*, (2016) quando verificaram a eficiência do NBR em relação ao

NDVI na detecção de áreas queimadas, porém estes autores ressaltam que houve inconsistência devido superestimação em áreas com sombras de relevo e corpos d'água.

Além disso, no período de chuvas, a Caatinga apresenta um comportamento específico de mudança rápida da paisagem, com rebrotamento de plantas, no qual são expostas novas folhas dando um aspecto verde à vegetação e uma beleza esplêndida a paisagem (ALVES *et al.*, 2009). Logo, a utilização apenas do NBR na detecção de áreas com vegetação predominantemente do tipo Caatinga pode não ser suficiente para identificar e mapear com precisão áreas queimadas, como pôde ser verificado na figura 12D.

2.3.2 A temperatura da superfície

A distribuição espacial da temperatura da superfície indica que as temperaturas mais altas (29 a 43°C) ocorrem com mais intensidade na porção Leste do PNU (Figura 13 a 16). No período chuvoso essas temperaturas são amenizadas variando principalmente de 11 a 28°C nos meses de maio de 1985 e junho de 1996 e 2016 (Figura 13 e 14). Em junho de 1985 observou-se as menores temperaturas da superfície quando comparado aos anos de 1996, 2006 e 2016. É importante destacar que em agosto de 2006 ocorreu um aumento da temperatura com áreas de 38 a 43°C devido a estiagem das chuvas.

Em setembro de 1985 observou-se áreas extensas com temperaturas superiores a 35°C situadas principalmente na porção Leste (Figura 15 e 16). Em 1996, apesar de apresentar o mesmo padrão espacial houve uma redução da temperatura da superfície do solo. Tal cenário, começou a ser modificado nos anos de 2006 com o aumento das áreas com temperaturas superiores a 33°C. Uma década depois, o cenário é de grandes extensões de áreas com TSS (36 a 43°C) que abrangem toda a porção Leste e parte da Oeste restando apenas a região de Mata Úmida e Transição com temperaturas mais amenas (inferior a 30°C).

Conhecido por ter um clima ameno e uma vegetação exuberante, a população situada no entorno do PNU vivência algo nunca visto anteriormente como sensação térmica desconfortável, baixa umidade, redução do número de animais silvestres e dos corpos d'água da região. Outro setor que tem sido bastante afetado é a rede hoteleira, pois o número de turistas que visitam o PNU e região diminuiu bastante em 2016 afetando a renda nos municípios vizinhos.

Os mapas de distribuição espacial da TS apresentaram um padrão espacial de áreas com temperaturas mais elevadas nas regiões de cicatrizes de queimadas identificadas pelo NBR. Pesquisas têm sido realizadas para buscar a melhor eficiência de métodos de mapeamento de áreas queimadas. Para reduzir a superestimação dos resultados obtidos pelo NBR realizou-se o cruzamento dos mapas de NBR com os de temperatura para minimizar as áreas queimadas identificadas erroneamente nas áreas urbanas e de solo exposto.

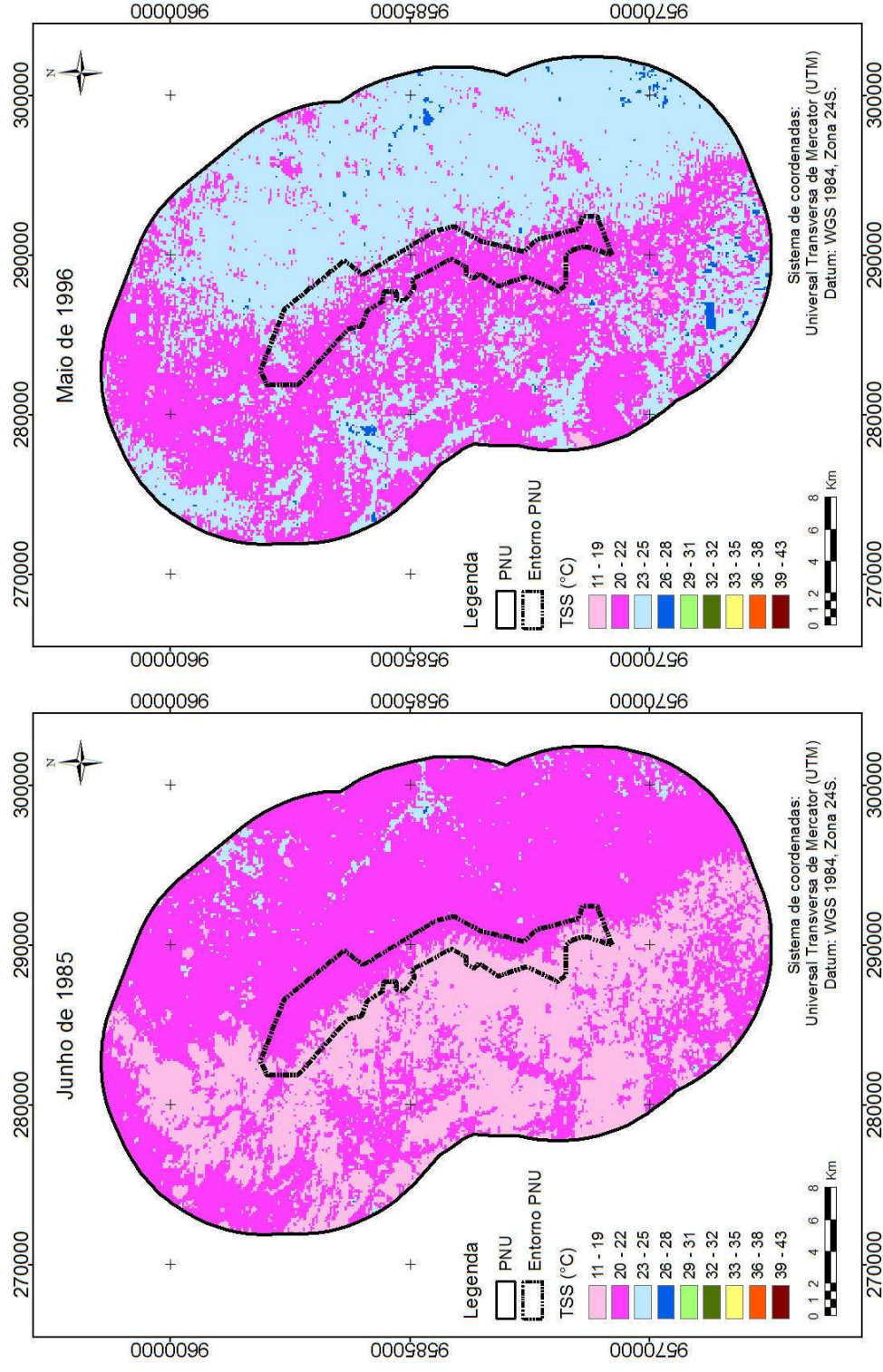


Figura 13 - Mapas de distribuição espacial da Temperatura do Solo (TSS) de 25/06/1985 e 22/05/1996 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.

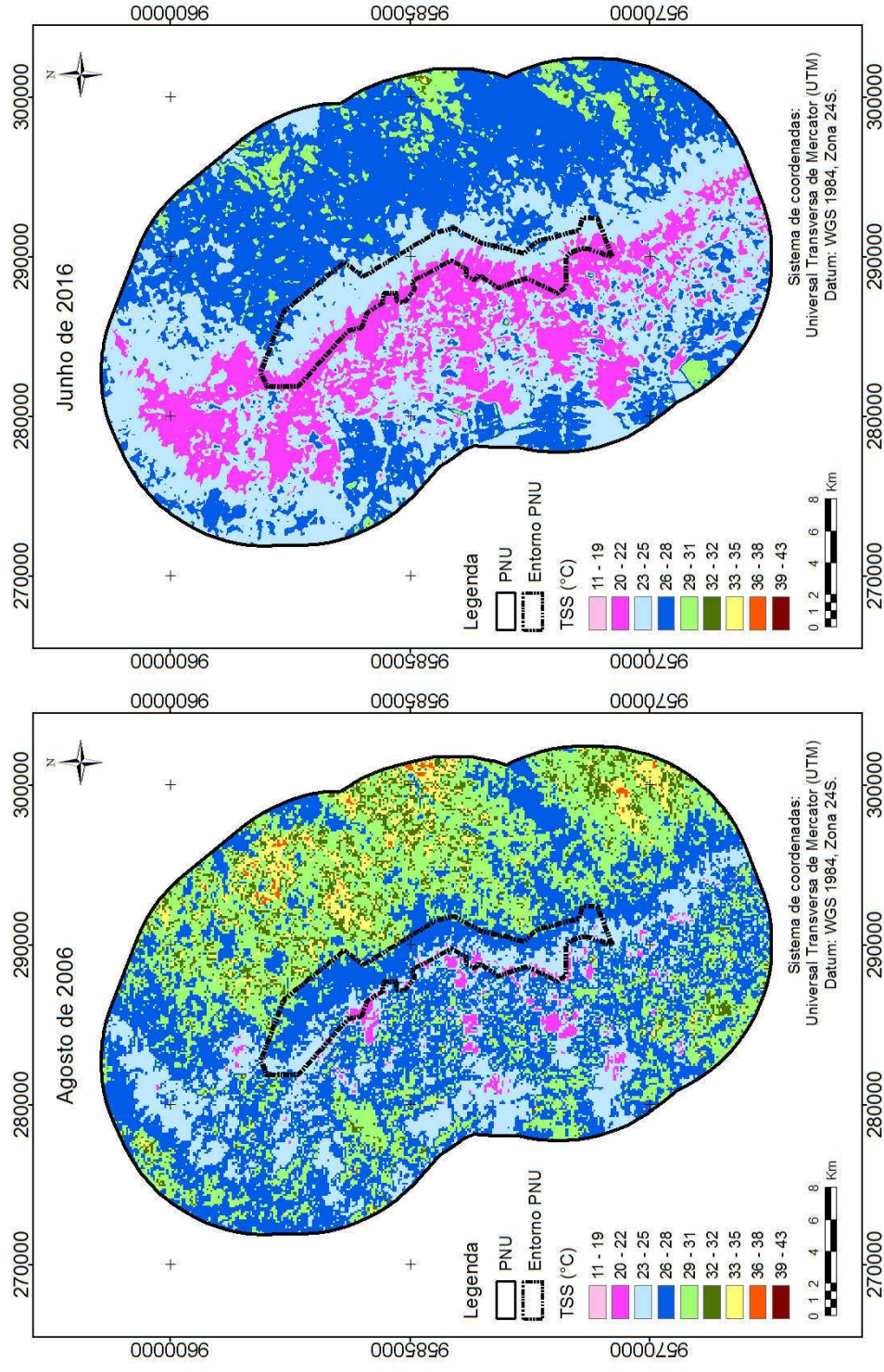


Figura 14 - Mapas de distribuição espacial da Temperatura da Superfície do Solo (TSS) 06/08/2006 e 30/06/2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.

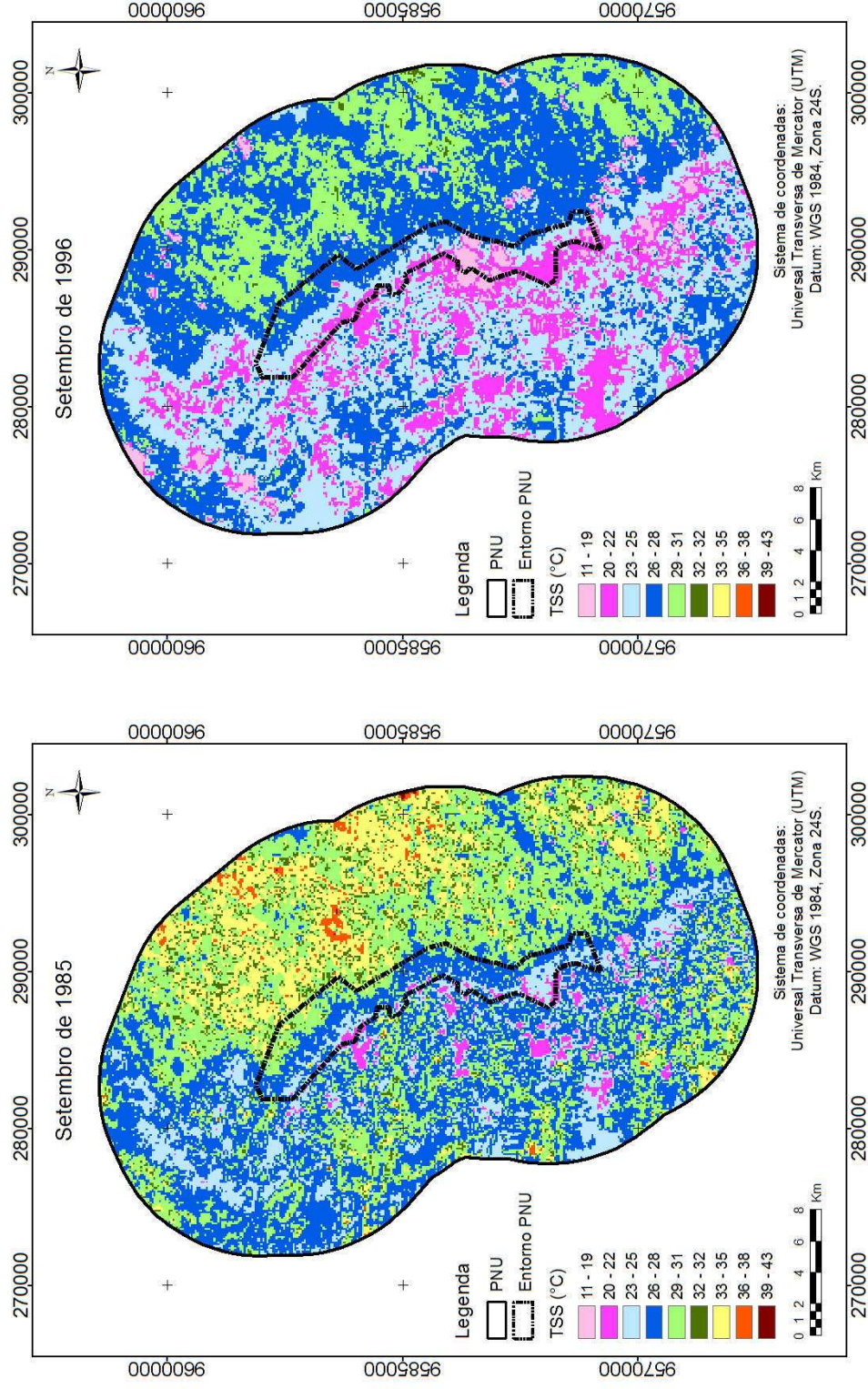


Figura 15 - Mapas de distribuição espacial da Temperatura da Superfície do Solo (TSS) de 29/09/1985 e 11/09/1996 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.

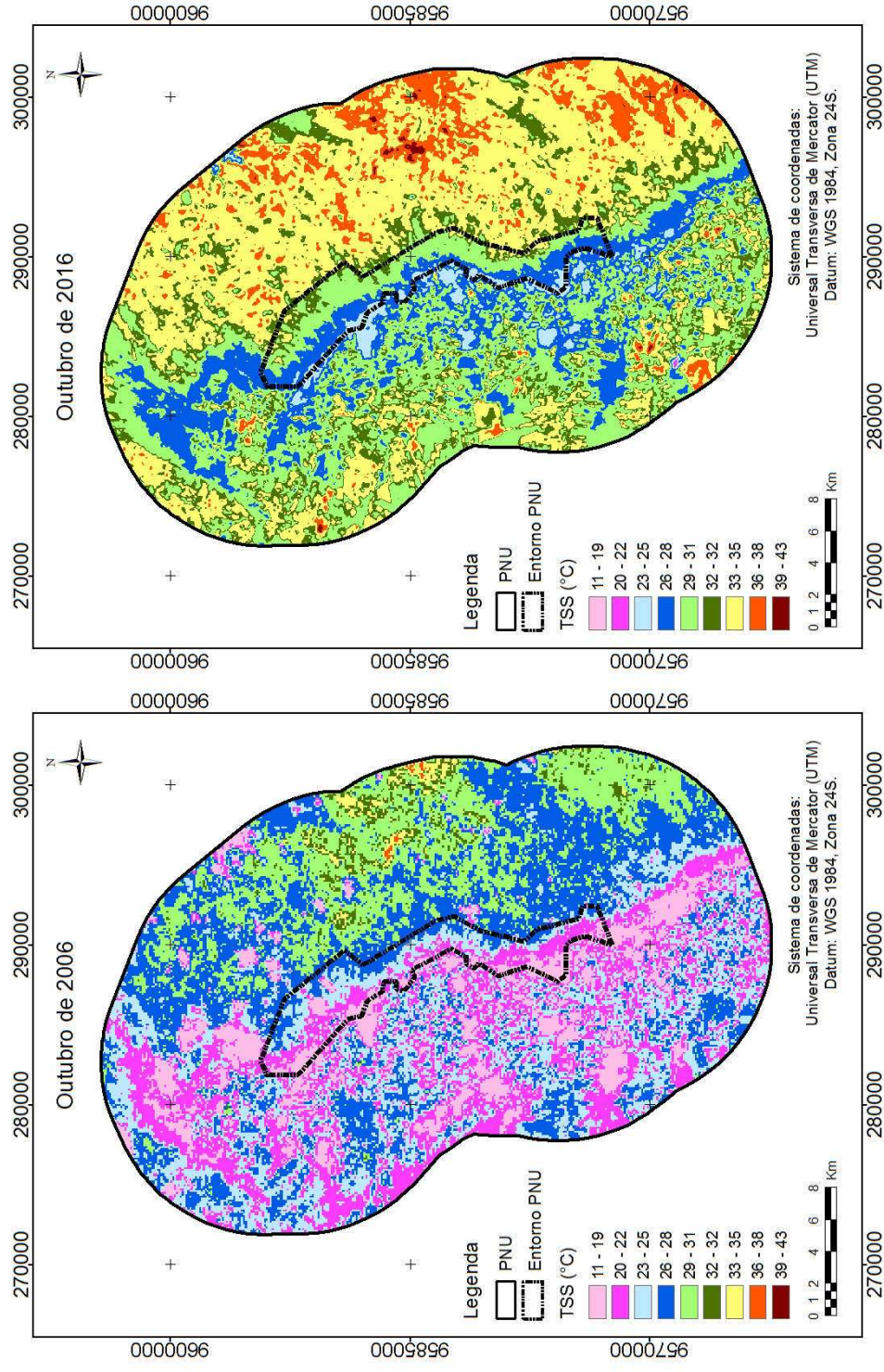


Figura 16 - Mapas de distribuição espacial da Temperatura do Solo (TSS) 09/10/2006 e 01/10/2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.

O mapa de distribuição espacial das áreas queimadas após o refinamento comprova que as maiores áreas queimadas ocorrem no período seco, principalmente na porção Leste, exceto em 2016 que as áreas queimadas são distribuídas tanto a Leste como a oeste do PNU (Figura 17 a 20).

Com a inclusão do fator TS no classificador foi possível separar as áreas urbanas das áreas queimadas determinadas pelo NBR de forma a tornar os resultados do mapeamento de áreas queimadas na região estudada mais condizente com a realidade. Logo, apesar do NBR ser cada vez mais difundido no mapeamento de áreas queimadas (LOBODA *et al.*, 2007; BOSCHETTI *et al.*, 2010; VERAVERBEKE *et al.*, 2010; BASTARRIKA *et al.*, 2011), a região em estudo pode ter especificações, como o tipo de vegetação predominante, que pode limitar a aplicação desse índice da determinação de áreas queimadas.

Os resultados de distribuição espacial do NBR associado com a temperatura da superfície indicam que cada região apresenta peculiaridades que podem limitar ou não a adoção de uma determinada metodologia. Nesse caso, o uso isolado apenas do índice NBR não foi suficiente para delimitar as áreas de queimada na região com uma vegetação predominantemente do tipo Caatinga ou Mata Seca. Comportamento este que concorda com os resultados obtidos por Petropoulos *et al.* (2014) no qual identificaram que a variação espacial de áreas queimadas depende do tipo de vegetação inicial, das condições climáticas, de fatores topográficos e de condições específicas do terreno (WITTENBERG *et al.*, 2007; TORRES *et al.*, 2011).

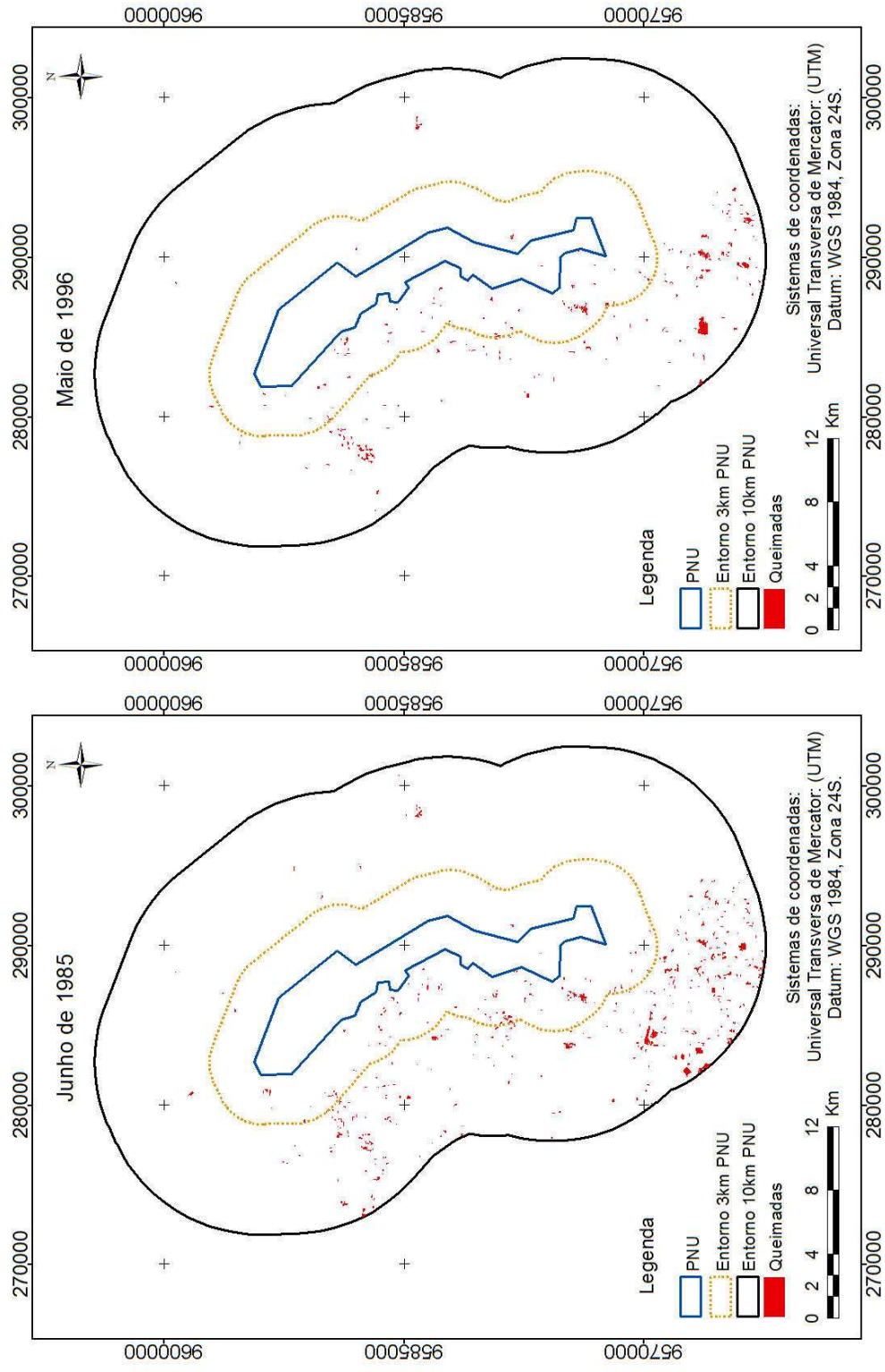


Figura 17 - Mapas de distribuição espacial das áreas queimadas de 25/06/1985 e 22/05/1996 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.

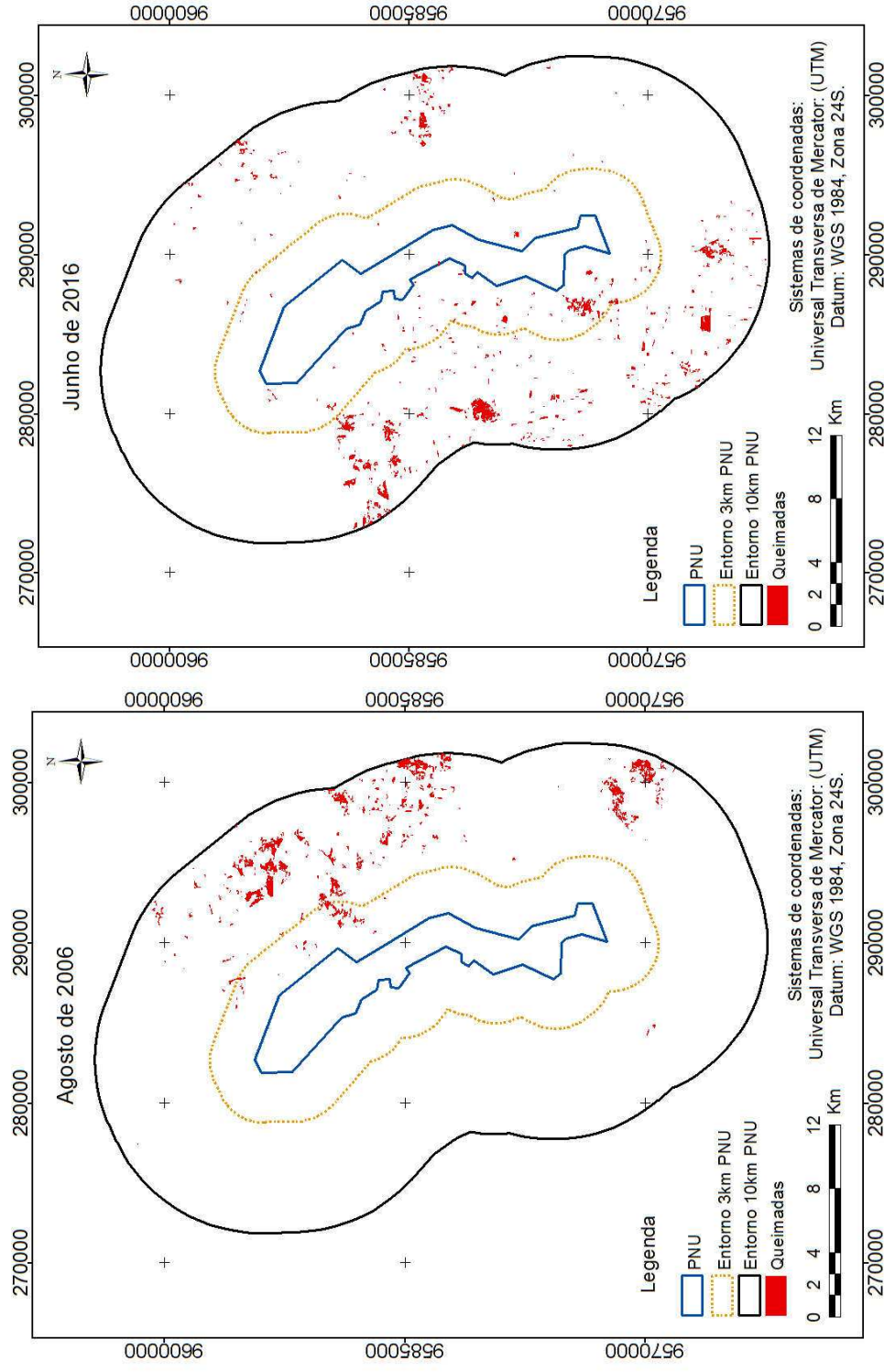


Figura 18 - Mapas de distribuição espacial das áreas queimadas de 06/08/2006 e 30/06/2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.

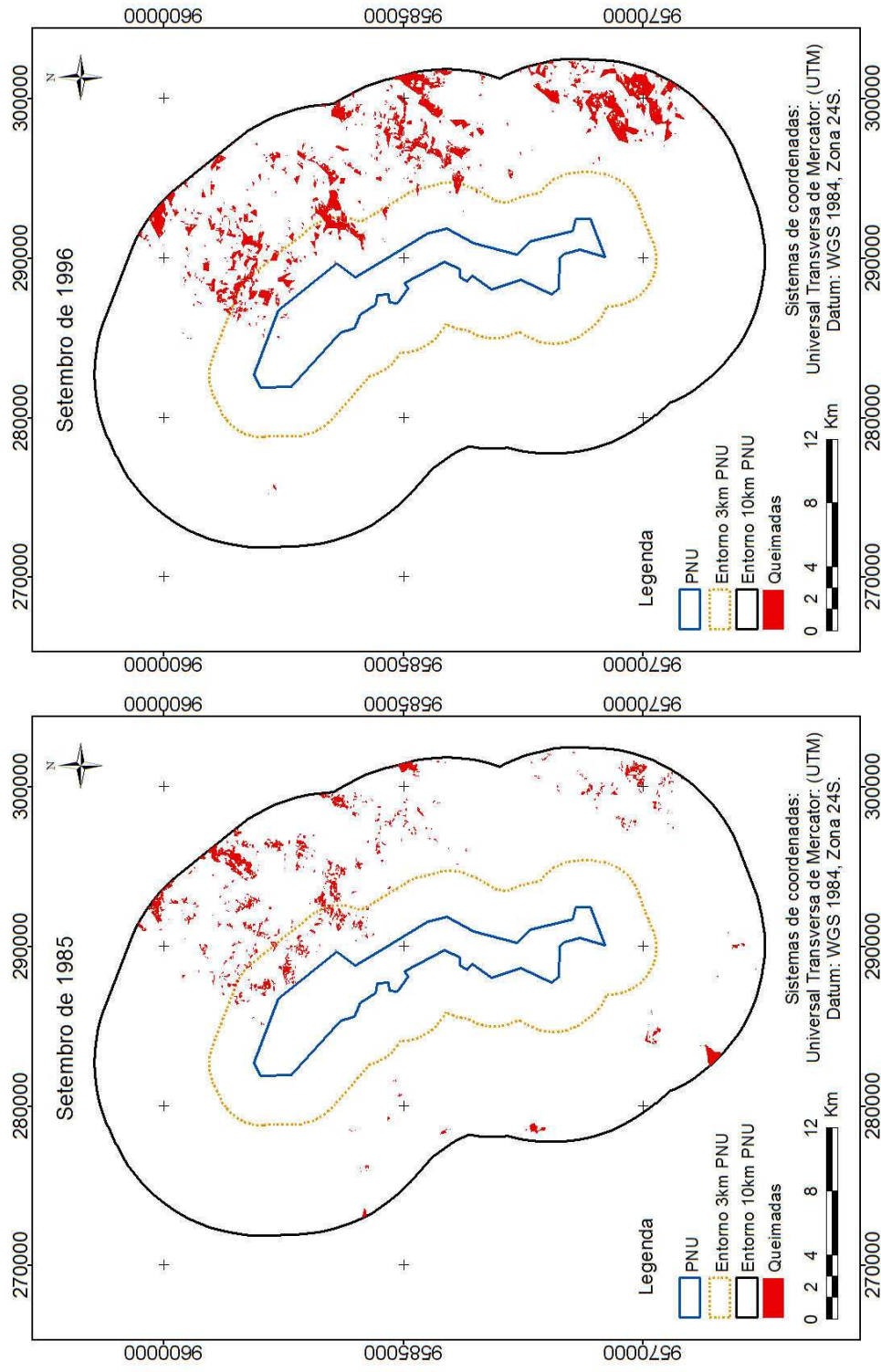


Figura 19 - Mapas de distribuição espacial das áreas queimadas de 29/09/1985 e 11/09/1996 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.

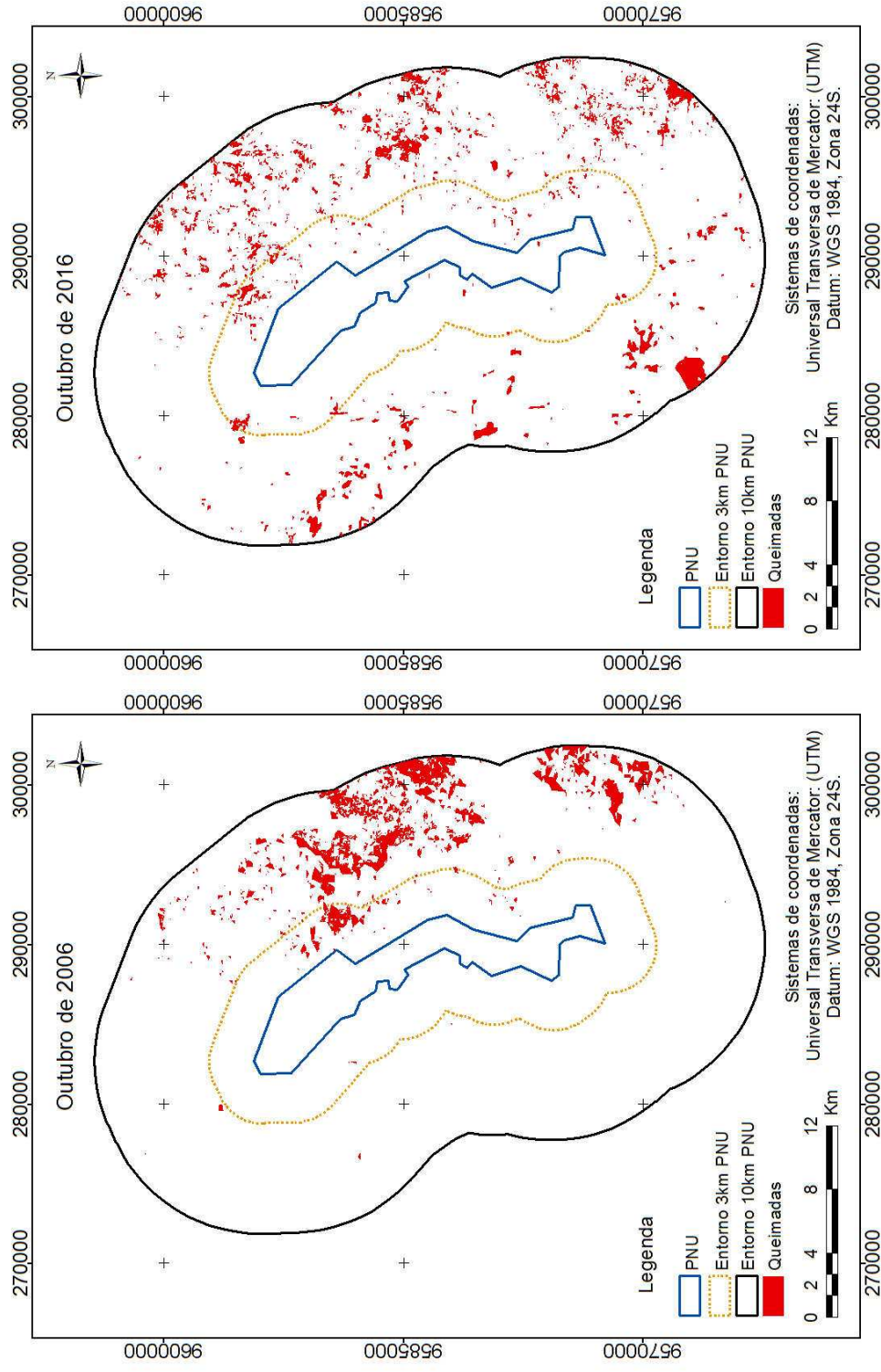


Figura 20 - Mapas de distribuição espacial das áreas queimadas de 09/10/2006 e 01/10/2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.

A análise quantitativa dos dados de área queimada evidencia que em 1985, a área queimada no período chuvoso foi de 635ha que corresponde a 0,7% da área do entorno do PNU (Figura 21). Essa extensão de área queimada foi reduzida a metade (375 ha) em 1996, porém houve um aumento para 1283 ha em 2006 e 1390 ha em 2016 que representou acréscimo de 242 e 270%, respectivamente, no número de áreas queimadas em relação a 1996.

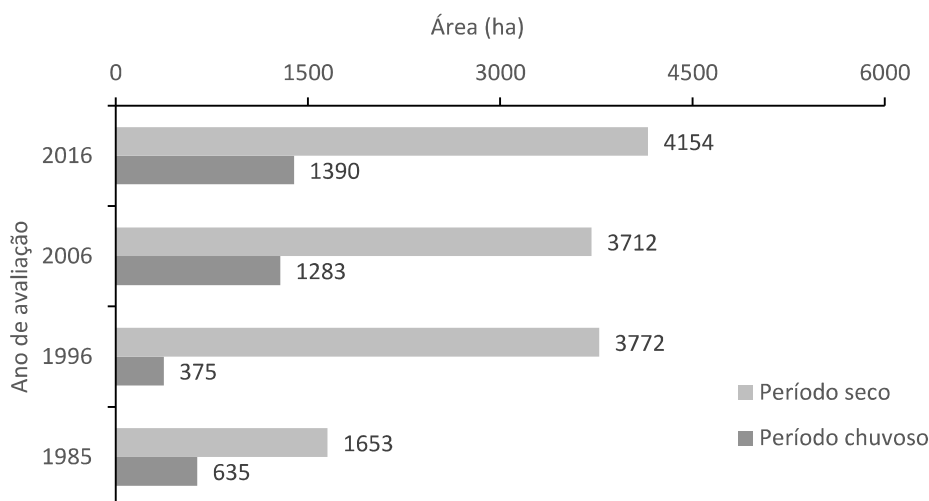


Figura 21 - Total de área queimada no período chuvoso e seco nos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016 no entorno do PNU.

Esse cenário é ainda mais crítico quando se analisa as áreas queimadas no período seco. Embora tenha ocorrido o mesmo padrão espacial do período chuvoso com menores áreas queimadas (1653 ha) em 1985, o aumento em 1996 foi 2119 hectares que representou um avanço de 128% das áreas queimadas. Em 2006, houve um decréscimo de 60 ha (1,6%) em relação ao ano de 1996 enquanto que em 2016 observa-se uma elevação da extensão de áreas queimadas para 9031 ha que representou um acréscimo de 275% quando comparado a 1985. Tais resultados podem ser atribuídos a maior estiagem (5 anos seguidos) que a região enfrenta atualmente e a extensa área que abrange o PNU que associados ao baixo número de brigadistas pertencente ao Prevfogo dificulta o combate ao fogo.

Apesar da eficiência do Prevfogo em registrar a ocorrência de incêndios e punir os infratores, o PNU apresenta um relevo com existências de trechos em encostas com mais de 60° de inclinação o que torna o combate de incêndios difícil e perigoso.

Os incêndios mais frequentes no PNU são associados ao uso do fogo no desmate para cultivo, coleta de mel, caça com espingarda e ocorrências em beira das estradas. Os frequentes incidentes em beira de estradas não obedecem a um padrão, iniciando-se tanto próximo à via como a partir de áreas longe do asfalto, pois já ocorreram registros de fogo causados por infratores localizados mais distante da estrada (IBAMA, 2006).

Outros fatores que justificam o aumento de áreas queimadas em 2016 é o uso inadequado de práticas de fogo. Muitos agricultores no final do período seco iniciam a preparação de suas áreas de cultivo devido o baixo custo, o que é uma prática comum na região. Porém, quando o fogo não é controlado ele se alastra e avança para áreas vizinhas queimando áreas agrícolas, vegetação nativa e até benfeitorias conforme ilustra a Figura 19.

As altas temperaturas aumentam o risco de incêndio que associadas a direção do vento podem intensificar os efeitos do fogo. O vento é um dos principais fatores que influenciam a taxa de combustão e dispersão do fogo, uma vez que, além de afetar o índice de suprimento de oxigênio durante a queima, a secagem do combustível é acelerada pela remoção da camada de ar em contato com sua superfície e provoca a inclinação das chamas, aproximando-as do material ainda não queimado e acelerando a fase do pré-aquecimento (TORRES *et al.*, 2011).

O tipo de vegetação do local também pode afetar a velocidade de propagação do fogo, pois segundo relatos dos brigadistas áreas com a presença predominante de palmeira são mais difícil o combate do fogo.

2.3.3 Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)

Ao analisar os mapas de distribuição espacial do NDVI percebe-se que os valores mais elevados desse índice ocorrem no período de inverno devido a maior umidade presente no solo favorecer a vegetação nativa densa (Figura 22). Contudo, é importante ressaltar que a ocorrência dessa vegetação mais vigorosa foi reduzida ao longo do tempo (Figura 23). Essa perda no vigor da vegetação no PNU, uma área protegida sem intervenção humana, provavelmente deve-se ao intenso período de estiagem que a região Nordeste tem enfrentado nas últimas décadas.

No período chuvoso nos anos de 1985 e 1996 ocorreu o predomínio das classes de 0,7 a 0,8 e 0,8 a 1,0 de NDVI com uma distribuição espacial mais uniforme com poucas incidências pontuais das classes de 0,2 a 0,4 que caracterizam uma vegetação de menor vigor. Por outro lado, essa situação foi intensificada nos anos de 2006 e 2016 com o aumento das áreas de solo exposto e vegetação em estágio de regeneração principalmente na porção leste da área de estudo.

No PNU a vegetação mais densa pertencente a classe de 0,7 a 0,8 e 0,8 a 1,0 do NDVI abrange todo o parque nos anos de 1985 e 1996, enquanto que nos anos de 2006 e 2016 esse cenário é modificado pela substituição dessa vegetação mais densa por outra intermediária na porção noroeste do PNU (Figura 24 e 25). Tais resultados, também podem ser atribuídos por essa região apresentar uma vegetação do tipo Caatinga e relevo mais acidentado. No entorno do PNU essa mudança na vegetação é ainda mais significativa devido a existência de áreas de cultivo e a ocorrência de queimadas nessa região.

Tais resultados são compatíveis com a pesquisa realizada por Bezerra *et al.*, (2014) que estudou a dinâmica espaço temporal da Unidade de Conservação do Parque Nacional da Fuma Feia e suas adjacências, situada na região semiárida do estado do Rio Grande do Norte. Esses autores detectaram que os maiores valores de NDVI encontrados em julho de 2008 e 2009 deve-se a umidade presente no solo e a ocorrência de eventos recentes de chuva próximo ao período de obtenção das duas cenas.

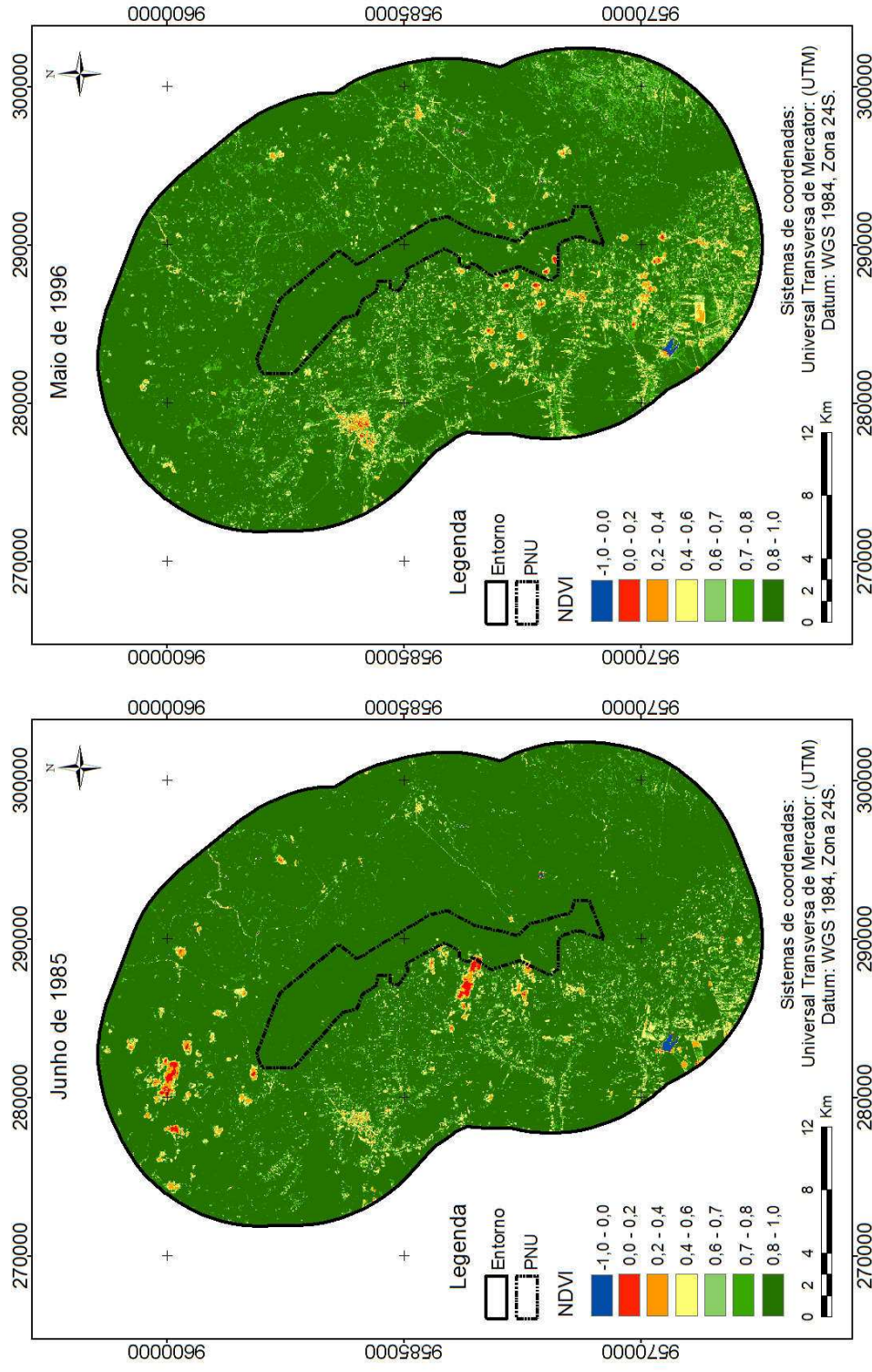


Figura 22 - Mapas de distribuição espacial do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) no período chuvoso dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.

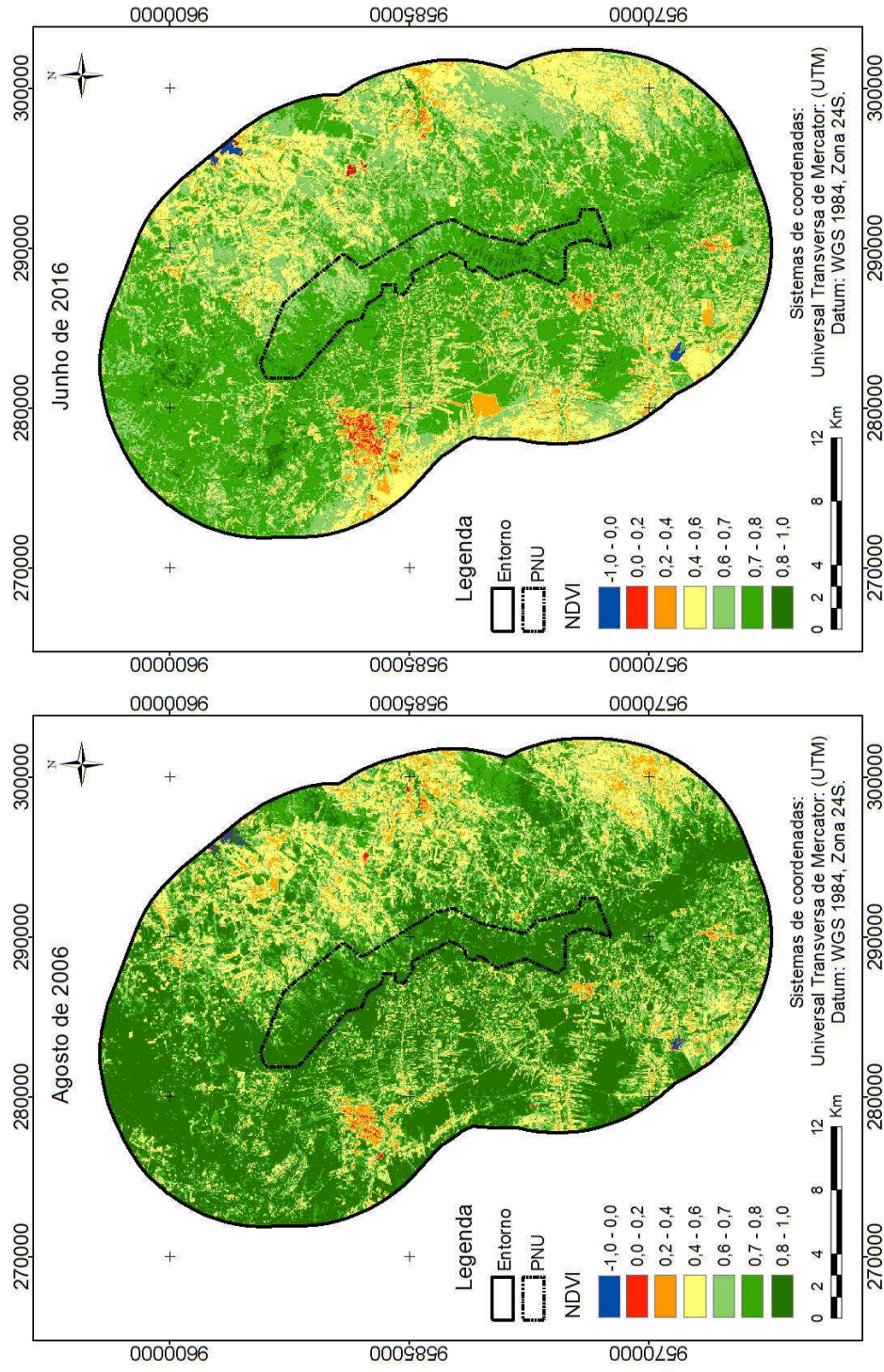


Figura 23 - Mapas de distribuição espacial do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) no período chuvoso dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.

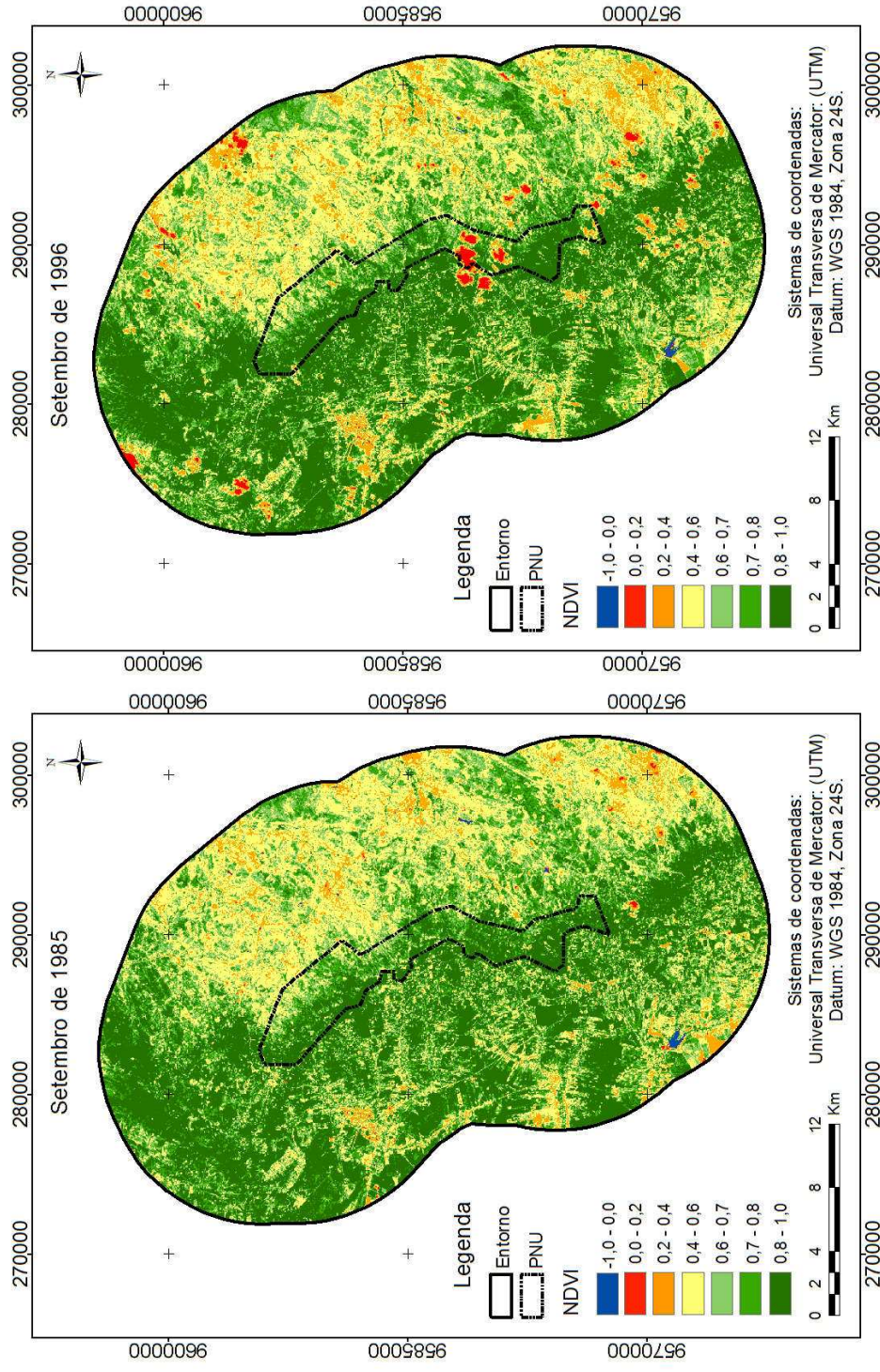


Figura 24 - Mapas de distribuição espacial do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) no período chuvoso dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.

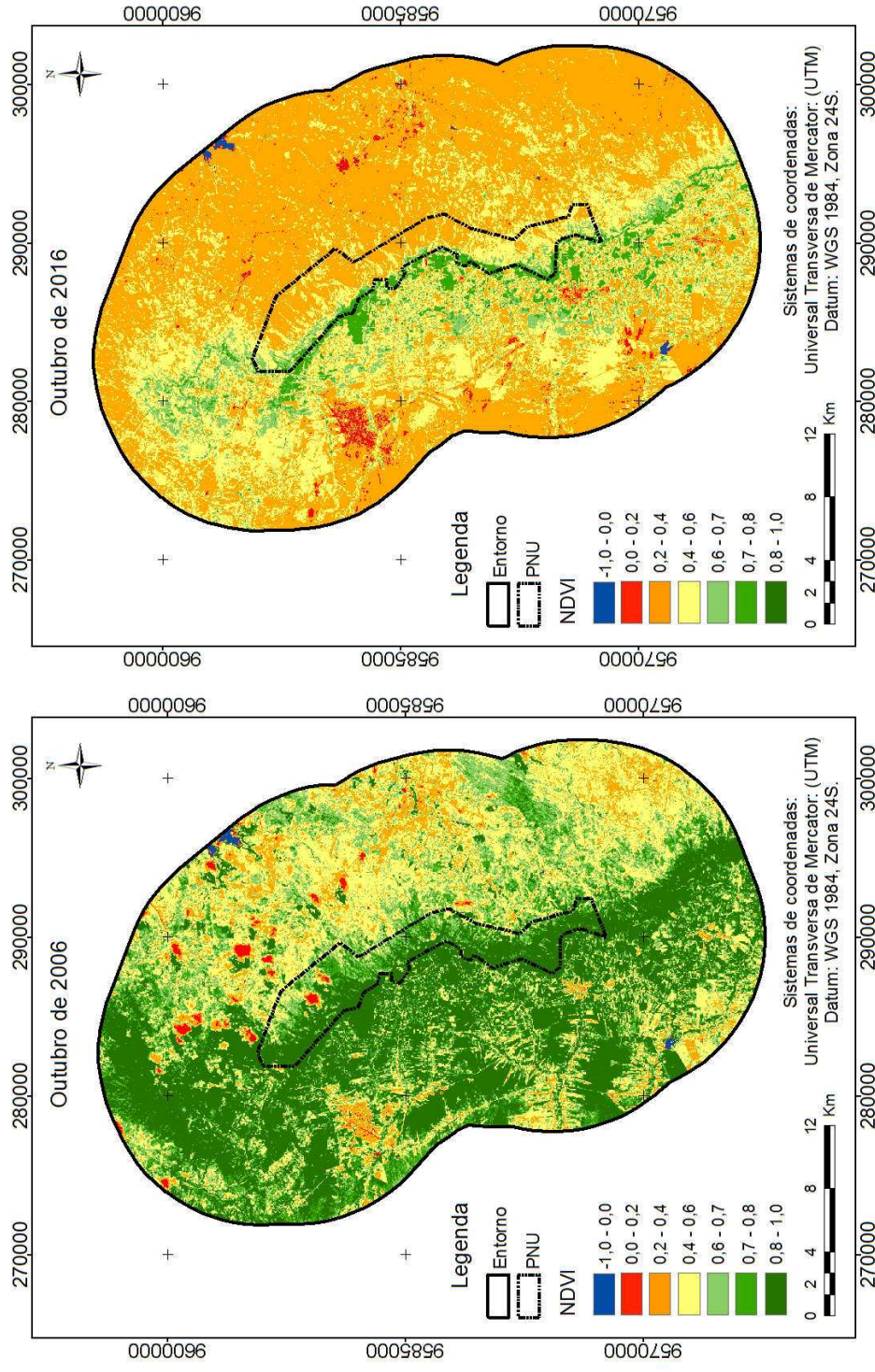


Figura 25 - Mapas de distribuição espacial do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) no período chuvoso dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu Entorno.

No período chuvoso a classe de NDVI de 0,8 a 1,0 representou 98, 96, 72 e 9% do PNU nos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016 (Tabela 3). No período seco, apesar de apresentar um menor percentual de área da classe de NDVI de 0,8 a 1,0 em relação ao período chuvoso, observou-se comportamento similar quanto a redução dos valores de 51, 46 e 54 para 1,4% da vegetação mais densa do PNU.

Este cenário configura-se as duas primeiras décadas analisadas de forma estável e depois tem início um processo de declínio da vegetação mais densa sendo reduzida para 9 e 1% nas cenas de junho e agosto de 2016. Essa redução, indica uma mudança da vegetação que antes era classificada como 0,8 a 1,0 passou a ser contabilizada principalmente nas classes de 0,6 a 0,8 que também se configura uma vegetação com um bom vigor vegetativo.

Tabela 3 -Valores de NDVI classificados por área em percentagem nos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016 no PNU e seu entorno

NDVI PNU	1985		1996		2006		2016	
	Jun	Set	Mai	Set	Ago	Out	Jun	Out
-1,0 - 0,0	-	-	-	-	-	-	-	-
0,0 - 0,2	0,11	0,00	0,15	2,47	0,00	0,98	0,00	0,01
0,2 - 0,4	0,24	0,17	0,27	2,90	0,14	1,28	0,05	45,61
0,4 - 0,6	0,44	10,26	0,73	11,96	2,35	9,44	3,35	36,82
0,6 - 0,7	0,46	15,19	0,96	15,92	5,46	15,89	19,70	9,73
0,7 - 0,8	0,86	23,19	2,11	20,81	19,50	18,64	67,66	7,73
0,8 - 1,0	97,89	51,19	95,78	45,92	72,54	53,76	9,24	0,08
NDVI ENT	1985		1996		2006		2016	
	Jun	Set	Mai	Set	Ago	Out	Jun	Out
-1,0 - 0,0	0,09	0,10	0,07	0,07	0,12	0,05	0,20	0,12
0,0 - 0,2	0,22	0,12	0,07	0,57	0,16	0,55	0,36	1,30
0,2 - 0,4	0,88	4,56	0,93	6,73	3,49	8,63	3,85	59,13
0,4 - 0,6	2,48	28,98	3,50	27,82	19,68	30,55	24,37	29,87
0,6 - 0,7	2,72	17,56	4,69	16,56	15,89	15,93	28,50	6,22
0,7 - 0,8	4,81	17,78	11,95	16,99	22,45	12,06	40,42	3,33
0,8 - 1,0	88,81	30,90	78,78	31,26	38,21	32,23	2,29	0,03

NDVI: Índice de Vegetação por Diferença Normalizada; PNU: Parque Nacional de Ubajara; ENT: Entorno do PNU.

A segunda maior classe que representa o PNU é a de 0,7 a 0,8 que foi aumentando ao longo dos períodos estudados já que em 1985, 1996, 2006 e 2016 observaram um percentual de área de 0,9; 2,1; 19,5 e 67,7, respectivamente (Tabela 3). Alguns autores consideram valores de NDVI acima de 0,6 como indicativo da presença de uma floresta úmida bem desenvolvida (AIVES, 2014).

A classe de 0,2 a 0,4 representou 0,24; 0,27; 0,14 e 0,05 do PNU nos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016 indicando um declínio significativo dessa categoria de vegetação em que alguns autores caracterizam como uma vegetação do tipo herbácea e/ou pouco desenvolvida e também a ocorrência de áreas com histórico de perturbação ambiental (LIRA *et al.*, 2011; BEZERRA *et al.*, 2012). Assim, é possível atribuir essa redução ao maior controle na conservação da vegetação e na incidência de focos de incêndio que ocorrem com menor frequência no período chuvoso.

Os valores de NDVI apresentaram valores de 0,24 e 0,27 nos anos de 1985 e 1996 enquanto que essas áreas foram eliminadas em 2006 e 2016 indicando que provavelmente essa região passou de solo exposto para vegetação em estágio de regeneração. De acordo com Alves (2014), a não presença de vegetação, também denominada de solo exposto, é identificada em muitos estudos nos valores de NDVI entre 0 e 0,2. Logo, ao analisar o total das áreas que abrange as classes de 0 a 0,4 que significam áreas com vegetação herbácea e/ou pouco desenvolvida com as áreas de solo exposto verificou-se que 0,35; 0,42; 0,14 e 0,05% da área em 1985, 1996, 2006 e 2016 apresenta algum tipo de alteração na vegetação original.

Nos anos de 1985 e 1996 a região do entorno apresentou menores índices de solo exposto tanto no período chuvoso como no seco quando se compara com as áreas pertencentes ao PNU. No ano de 2016 houve um aumento da área de solo exposto da região do entorno (0,5%) indicando que medidas devem ser iniciadas a fim de assegurar a recuperação e conservação dessas áreas que apesar de estarem situadas no entorno são de extrema importância para a manutenção da dinâmica do ecossistema.

O entorno do PNU apresentou nos anos de 1985, 1996 e 2006 o predomínio de uma vegetação bem conservada com valores de 0,8 a 1,0 tanto no período chuvoso como no seco. Entretanto, essa vegetação mais úmida teve sua área reduzida de 89; 79, 38% no período chuvoso e 31, 31, 32% no período seco em 2016 para 2 e 0,4% nas cenas de junho e agosto. Tal comportamento, apesar de também ter ocorrido com o NDVI obtido para o PNU, diferencia quando se analisa as outras classes. Por exemplo, observa-se que em junho de 2016 a redução da classe de 0,8 a 1,0 pode ter sido devido alguma perturbação antrópica que alterou

a vegetação original o que justifica o aumento das classes de 0,6 a 0,7 e 0,7 a 0,8 e em agosto das classes de 0,4 a 0,6 e 0,6 a 0,7.

As áreas de queimadas ocorrem principalmente em locais com NDVI variando de 0,2 a 0,4 tanto no período chuvoso (52%) como no período seco (54%). Em setembro de 1985 a maior concentração (49,79%) de queimadas foi em áreas com vegetação esparsa ou de Caatinga que integram a classe de NDVI de 0,2-0,4 (Figura 26). Esse percentual é reduzido em 1996 e 2006 para 35 e 39% respectivamente, porém em 2016 atingiu um pico de crescimento de 90%. Tais resultados evidenciam como a cada ano é maior o número de áreas queimadas na Mata Seca colocando em risco a preservação das espécies específicas desse bioma que é tipicamente brasileiro.

Na classe de NDVI de 0,4 a 0,6, observou-se que 49,41% da vegetação que representa áreas de cultivo ou nos índices mais próximos do limiar superior (NDVI de 0,6) áreas em estágio de regeneração com transição para vegetação mais densa também foram queimadas. Em 1996, a queima nestas áreas foi instensificada para 63,79% provavelmente devido ao avanço do desmatamento para implantação de áreas agrícolas.

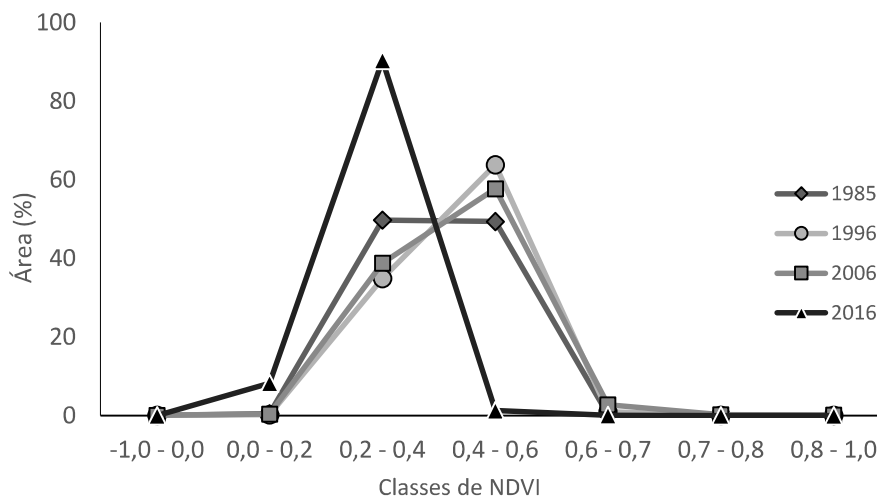


Figura 26- Índice de Vegetação por Diferença Normalizada das áreas queimadas no período seco nos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016 no entorno do PNU.

Tal cenário, é modificado em 2006 e 2016 com reduções de área queimada para 57,76 e 1,25%. Esse declínio em 2016 provavelmente é devido ao aumento do período de estiagem que prolonga a época do preparo da área a ser cultivada no qual deverá ocorrer logo após as primeiras chuvas. Assim, como a cena é

referente a outubro, as áreas ainda podem ser desmatadas e queimadas próximo ao plantio de forma a evitar prejuízos financeiros ao agricultor.

Embora tenha ocorrido um aumento no número de queimadas em 2016 verifica-se que a vegetação mais densa ($NDVI > 0,6$) não está sendo afetada em relação aos demais anos estudados provavelmente devido a maior conscientização da população que as áreas de mata devem ser preservadas e também devido a atuação do PrevFogo que recebe denúncias para combater o fogo.

No período chuvoso observou-se um maior percentual de áreas queimadas nas classes de NDVI maior que 0,6 indicando uma substituição da vegetação densa ou Mata Úmida por áreas agrícolas (Figura 27). Em 1985, as áreas queimadas ocorreram em 53, 14, 4 e 2% nas classes de 0,4 a 0,6; 0,6 a 0,7; 0,7 a 0,8 e 0,8 a 1,0 do NDVI, respectivamente. Esse panorama é alterado em 1996 com a redução das áreas queimadas em todas as categorias de $NDVI > 0,6$ provavelmente devido a maior fiscalização e incentivo a preservação da Mata Úmida. Em 2006 verificou-se um aumento para 48% de queimadas na classe de 0,4 a 0,6 em relação a 1996 que foi de 38%. Em 2016 verificou-se um aumento para 81% de queimadas na classe de 0,2 a 0,6 em relação a 1996 que foi de 38%.

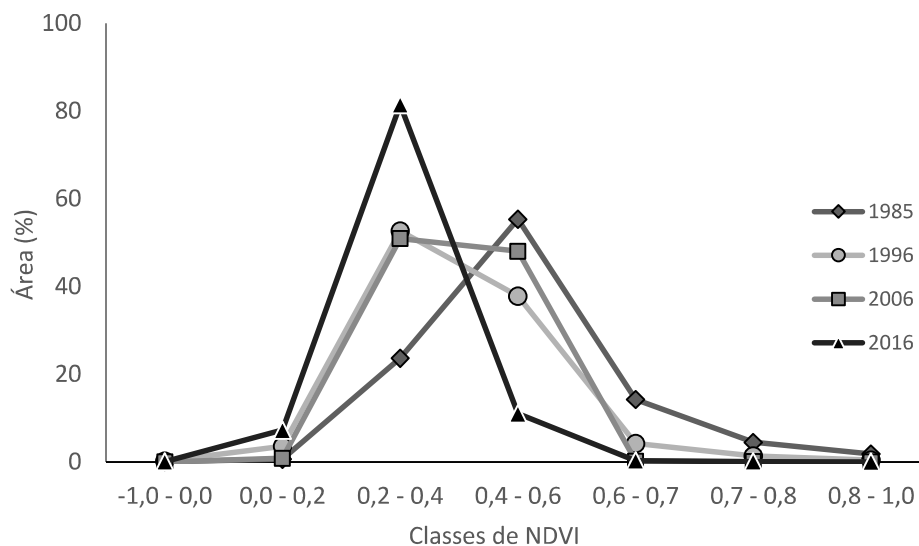


Figura 27 - Índice de Vegetação por Diferença Normalizada das áreas queimadas no período chuvoso nos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016 no entorno do PNU.

Apesar da redução das áreas queimadas em vegetação mais densa outro cenário é destacado em 2016 devido o aumento de 50% em 2006 para 81% em 2016 de áreas queimada em vegetação com resposta ao NDVI na classe de 0,2 a

0,4 que indica a ocorrência de uma vegetação predominantemente do tipo Caatinga.

A análise temporal do tipo de vegetação que está sendo queimada no entorno do PNU indica que Mata Seca tanto no período seco como chuvoso é a mais afetada em termos de área pelo fogo. A Figura 28 ilustra duas áreas queimadas recentemente devido um descuido com o uso do fogo na queima do lixo que abrangeu a vegetação do tipo Mata Seca até a própria casa do morador.



Figura 28 - Ilustração de área queimada com vegetação do tipo Mata Seca (A) e Mata Úmida (B) em novembro de 2016 no entorno do PNU.

Na Figura 28 observa-se um incêndio proveniente provavelmente de uso doloso que ocorreu em uma área de Mata Úmida. Esse panorama é uma realidade também observada em diversos estudos, tais como Santos *et al.*, (2006) e Torres *et al.*, (2010b), nos quais comprovam que a principal causa dos incêndios florestais no Brasil é devido a atividade antrópica no meio rural, representada por diferentes tipos de comportamento, que vão de um simples descuido com o uso do fogo até o seu uso doloso.

A correlação entre as áreas queimadas (NBR) com as variáveis NDVI e temperatura foi analisada por meio do Coeficiente Linear de Pearson. A distribuição espacial das queimadas apresentou uma correlação linear positiva com os valores de NDVI variando de moderada a forte (superior a 0,68) (Tabela 4). Tal comportamento significa que quanto menor o índice NBR (maior ocorrência de cicatrizes de queimadas), menor foi o vigor da vegetação quantificados pelo NDVI. Este resultado também foi observado no estudo desenvolvido por Portela (2014) no qual afirmou que existe uma relação direta entre o aumento da média de cicatrizes de queimadas em relação às áreas de solo exposto.

Tabela 4 - Correlação linear de Pearson entre as áreas queimadas (NBR) e as variáveis estudadas no período de 1984 a 2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu entorno

Variáveis	NBR PNU							
	06/1985	09/1985	05/1996	09/1996	08/2006	10/2006	06/2016	10/2016
NDVI	0,708	0,852	0,683	0,833	0,826	0,759	0,880	0,980
Temp	0,341	-0,613	0,109	-0,311	-0,442	-0,526	-0,554	-0,755
	NBR Entorno							
	06/1985	09/1985	05/1996	09/1996	08/2006	10/2006	06/2016	10/2016
NDVI	0,822	0,864	0,791	0,884	0,866	0,790	0,930	0,950
Temp	0,096	-0,556	0,117	-0,543	-0,537	-0,595	-0,622	-0,702

Tem: Temperatura da superfície

A correlação média no período chuvoso é menor tanto no PNU (0,77) como no Entorno (0,85) em relação ao período seco que foi de 0,86 e 0,87, respectivamente. Isso provavelmente se deve a maior ocorrência de áreas queimadas no período seco devido ao maior risco de incêndio promovido pelas altas temperaturas, preparo de áreas agrícolas para o cultivo, etc. Esses resultados também permitem inferir que a maior correlação observada no entorno em relação ao PNU, com destaque para o ano de 2016, onde ocorreu os maiores coeficientes de correlação independente do período ser chuvoso ou seco, a correlação foi forte (superior a 0,88). Esse padrão espacial pode ser atribuído a maior incidência de cicatrizes de queimadas no entorno que são fortemente correlacionadas com as áreas de solo exposto ou com pouca vegetação.

O Índice de Queimada normalizada apresentou o predomínio de uma correlação negativa com a variável temperatura da superfície do solo. No período seco a correlação variou de fraca a moderada com valores de -0,31 a -0,75 no PNU e -0,54 a -0,70 no entorno, enquanto que no período chuvoso ocorreu uma fraca correlação da TSS como o NBR nos anos de 1985 e 1996. Tal resultado pode ser atribuído as baixas temperaturas (20 a 22°C) predominantes em 1985 e 1996 quando comparado as demais temperaturas observadas em 2006 e 2016 que destacam-se mesmo em período chuvoso pelo aumento da temperatura o que eleva a correlação para -0,44 e -0,55 no PNU e no Entorno para -0,54 e -0,62.

A análise de correlação entre o Índice de Queimada normalizada e a Temperatura da Superfície confirmam que quanto menor o índice NBR (maior ocorrência de cicatrizes de queimadas), maior foi a temperatura da superfície do solo.

2.3.4 Tempo de permanência de cicatrizes de queimada na paisagem

A análise dos focos de incêndios detectados pelo INPE no mês de agosto de 2016 totalizou a identificação de 37 áreas queimadas a partir de 107 focos positivos e 11 focos com falsos positivos, ou seja, existia um foco, mas não foi observado nenhuma cicatriz de queimada (Tabela 5). A análise individual das áreas queimadas indicou a ocorrência de 1 a 32 focos de incêndio encontrados na mesma área, ou seja, em incêndios mais intensos 32 focos foram registrados pelo INPE enquanto incêndios de menor intensidades foram detectados com apenas 1 foco de calor. Neste sentido, destaca-se as duas áreas onde os incêndios tiveram uma duração de 3 dias com identificação de 22 e 32 focos em cada área.

As áreas queimadas no entorno do PNU são em sua maioria localizadas próximas das estradas (Figura 29). Neste sentido, Gobbo et al. (2016) comentam que a maioria dos incêndios florestais nas UC, no período seco, é de origem humana. Segundo o Ministério do Meio Ambiente essa situação ocorre por causa das mudanças no uso da terra, com a conversão de florestas em áreas agrícolas, aliada à utilização do fogo de forma não controlada (BRASIL, 2010).

Na zona de amortecimento do PNU práticas como desmatamentos e queimadas ilegais são realizadas, na sua maioria por agricultores da região com a finalidade de exploração agropecuária, sem a devida autorização dos órgãos ambientais. Tais impactos tem contribuído com a perda da diversidade biológica promovendo riscos para a sustentabilidade da região (ICMBio, 2002). Medeiros e Fiedler (2004) ressaltam que o uso incorreto do fogo como ferramenta de manejo agropecuário para renovação de pastagens, queima de restos culturais para preparação de plantio, controle de pragas e de ervas daninhas, eliminação de material lenhoso resultante de desmatamento, entre outros, nas propriedades vizinhas às Unidades de Conservação constitui importante causa de incêndios florestais.

Diante deste cenário verificou-se que a queimada resulta em uma alteração da assinatura espectral da área afetada podendo ser detectada por imagens de satélite. As áreas queimadas analisadas apresentaram uma cicatriz muito forte na paisagem um mês após a ocorrência em todas as áreas estudadas (Tabela 5). Em outubro, apesar de uma visível suavização da cicatriz da área queimada a

paisagem ainda se encontra em todas as áreas estudadas com uma moderada marcação sem sinais de início de recuperação da vegetação.

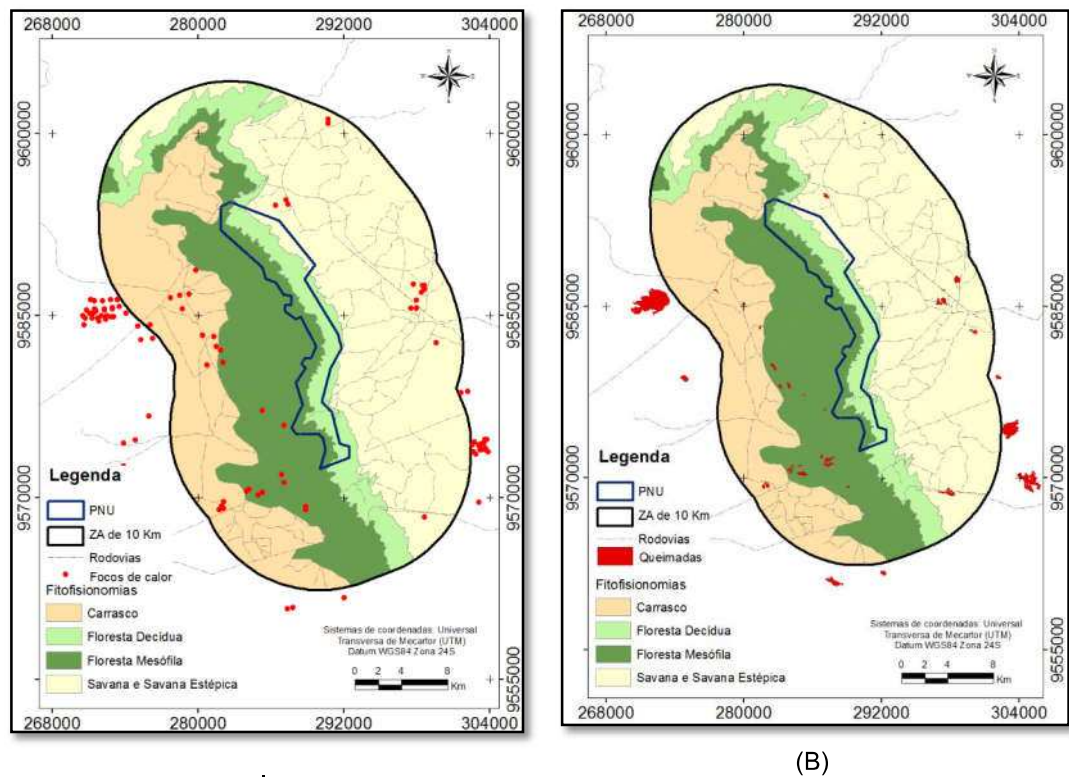


Figura 29 – Localização dos focos de incêndios (A) e das áreas queimadas (B) no entorno do Parque Nacional de Ubajara com base nos dados do INPE.

Em novembro, após 60 dias da ação do fogo verificou-se que a vegetação tem início a um processo de recuperação (Figura 30). Essa regeneração da vegetação é variável dependendo da intensidade do fogo, do tipo de vegetação que existia antes do incêndio, da ocorrência de chuvas, tipo de solo, dentre outros.

A análise da evolução da permanência das cicatrizes de queimada na paisagem indicou que 54% ainda se encontram com uma marcação moderada da cicatriz, provavelmente devido aos resíduos de cinzas e carvão ainda existentes nessas áreas que contribuem para coloração mais escura da área afetada (Figura 31). É importante ressaltar que as duas maiores áreas onde ocorreram incêndios de duração de três dias destacaram-se como moderada indicando que a intensidade do fogo nesses locais implica em um maior tempo de permanência da cicatriz da paisagem bem como no maior tempo de regeneração dessa vegetação.

Tabela 5 – Focos de incêndios ocorridos no mês de agosto e evolução das cicatrizes de queimada nos meses de setembro, outubro e novembro de 2016

Data	Nº Focos	Set	Out	Nov
02	3	Forte	Moderada	Fraca
03	1	Forte	Moderada	Fraca
03	6	Forte	Moderada	Moderada
01 a 03	22	Forte	Moderada	Moderada
04	1	Forte	Moderada	Moderada
04	1	Forte	Moderada	Moderada
04	1	Forte	Moderada	Moderada
04	1	Forte	Moderada	Moderada
07	3	Forte	Moderada	Fraca
07	2	Forte	Moderada	Fraca
08	1	Forte	Moderada	Moderada
08	1	Forte	Moderada	Moderada
08	1	Forte	Moderada	Fraca
08	1	Forte	Moderada	Fraca
08	1	Forte	Moderada	Ausência
08	1	Forte	Moderada	Ausência
09	1	Forte	Moderada	Fraca
11	2	Forte	Moderada	Fraca
11	1	Forte	Moderada	Moderada
11	1	Forte	Moderada	Moderada
11	1	Forte	Moderada	Moderada
14	2	Forte	Moderada	Fraca
06 a 09	32	Forte	Moderada	Moderada
17	1	Forte	Moderada	Moderada
18	1	Forte	Moderada	Moderada
19	1	Forte	Moderada	Moderada
23	1	Forte	Moderada	Moderada
24	2	Forte	Moderada	Fraca
25	1	Forte	Moderada	Ausência
25	1	Forte	Moderada	Fraca
27	2	Forte	Moderada	Moderada
27	2	Forte	Moderada	Moderada
28	1	Forte	Moderada	Fraca
29	1	Forte	Moderada	Fraca
29	2	Forte	Moderada	Fraca
30	1	Forte	Moderada	Moderada
30	3	Forte	Moderada	Moderada

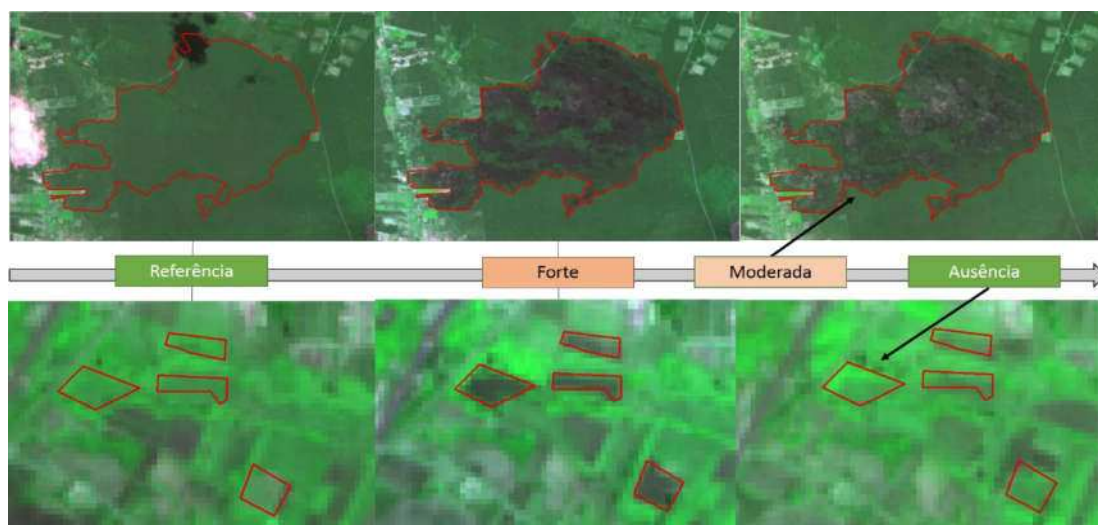


Figura 30 – Ilustração de exemplos da intensidade de marcação das cicatrizes na paisagem do entorno do Parque Nacional de Ubajara após 60 dias de ocorrido o incêndio.

Por outro lado, mudanças significativas foram observadas em 38% das áreas queimadas classificadas como cicatriz fraca devido a maior suavização e existência de local com rebrota da vegetação, porém ainda sendo possível identificá-las devido ao tom mais escuro da área. Áreas de queimadas sem evidências aparentes da ocorrência do fogo foram observadas em 8% das áreas estudadas indicando que o tempo de recuperação aparente da área queimada variou de 94 a 110 dias.

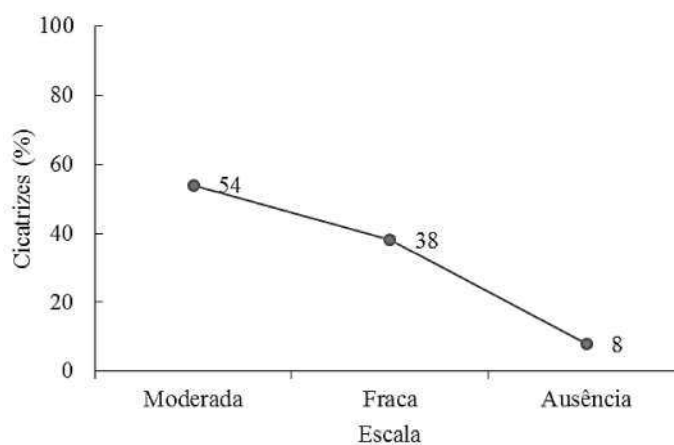


Figura 31 – Classificação percentual da intensidade de marcação das cicatrizes na paisagem do entorno do Parque Nacional de Ubajara após 60 dias de ocorrido o incêndio.

A classificação das imagens pelo método da Máxima Verossimilhança apresentou um coeficiente de kappa de 0,91 com acurácia considerada excelente, conforme os critérios apresentados por MOREIRA (2001). Contudo, é importante ressaltar na matriz de erros houve discordâncias em relação às classes sombra e queimada, vegetação e sombra e entre as classes vegetação e área queimada.

A identificação de áreas queimadas realizada por meio do classificador MaxVer indicou ser mais eficiente no mapeamento de áreas queimadas, pois são capazes de detectar pequenas regiões ou ilhas dentro da área de queimada que iniciaram o processo de regeneração (Figura 32 e 33).

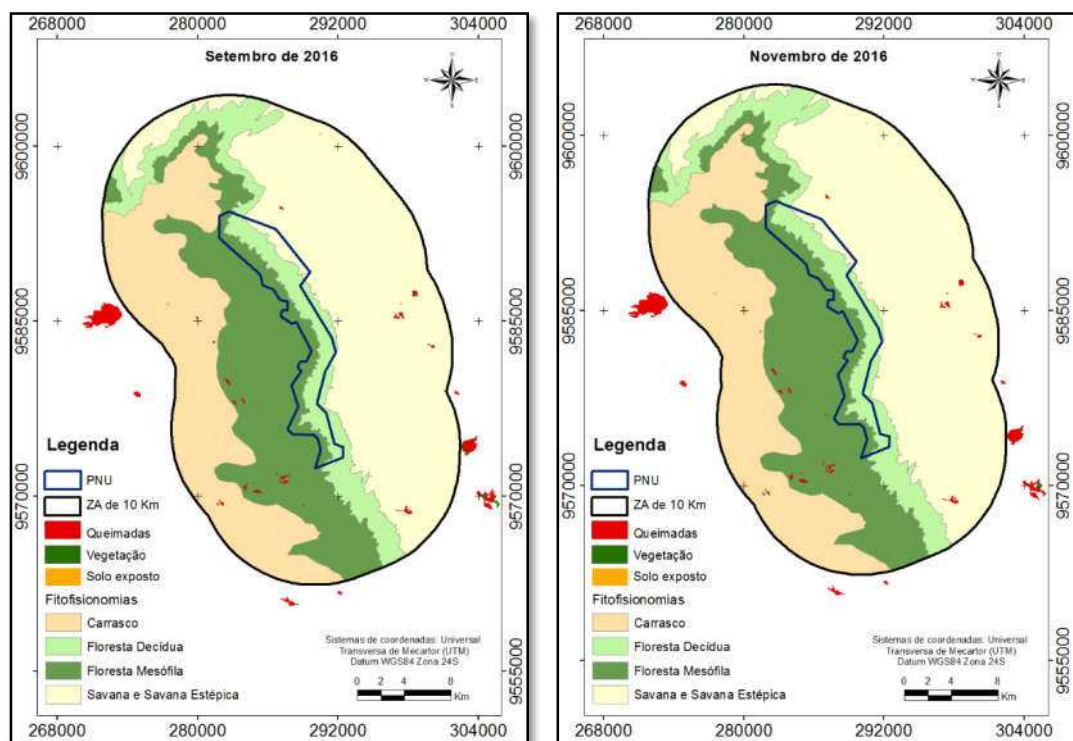


Figura 32 - Cicatrizes de queimada identificadas com o método de Máxima Verossimilhança nos meses de setembro e novembro de 2016 na paisagem do entorno do Parque Nacional de Ubajara.

As alterações no comportamento espectral das áreas queimadas indicam que o tempo decorrido desde o momento da ocorrência do incêndio até o imageamento da área afetada é de grande importância para o bom desempenho de metodologias de identificação e mapeamento de áreas queimadas (HUDAK; BROCKETT, 2004; CORONA et al., 2008). Além disso, definir o tempo de permanência da cicatriz de

queimada em paisagens de Caatinga é de fundamental importância para pesquisas futuras no intuito de subsidiar a seleção do período das imagens de satélite a serem utilizadas de forma a amenizar erros de superestimação de áreas queimadas.

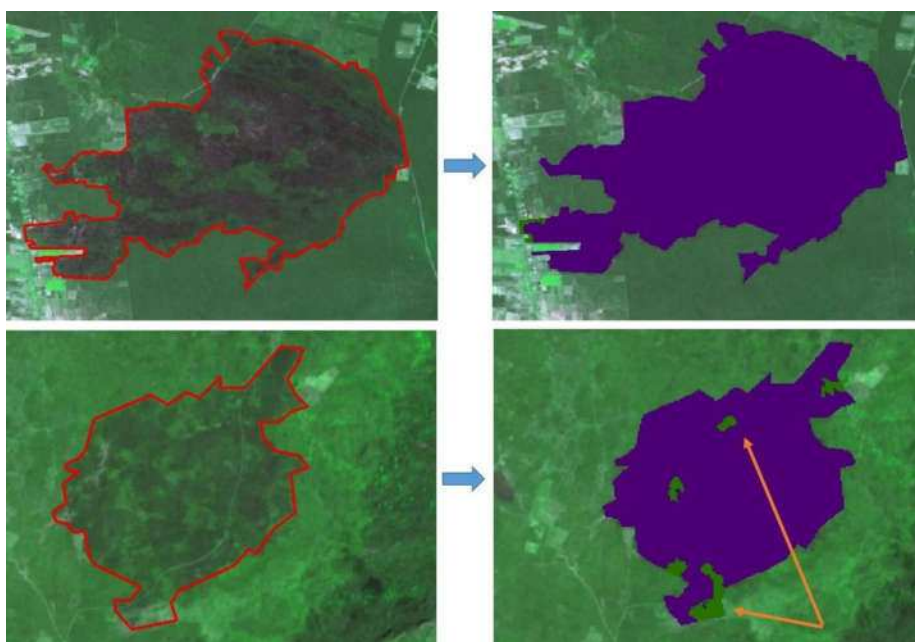


Figura 33 – Ilustração de áreas queimadas identificadas por meio do método de Máxima Verossimilhança nos meses de novembro de 2016 na paisagem do entorno do Parque Nacional de Ubajara.

Para verificar a regeneração da vegetação após a ocorrência do fogo nos ecossistemas Floresta Estacional, Carrasco e Caatinga existentes na zona de amortecimento do PNU realizou a seleção de três áreas queimada de cada ecossistema considerando o critério de maior área afetada.

A análise descritiva dos dados de NDVI observada nos ecossistemas estudados indicaram que o NDVI médio em áreas não queimadas ocorridas no mês de julho em Floresta Estacional varia de 0,314 a 0,354 enquanto que na Caatinga e no Carrasco esses valores são reduzidos para intervalos de 0,235 a 0,260 e de 0,198 a 0,325 respectivamente (Tabela 6).

Os maiores índices de NDVI no mês de julho na vegetação Floresta Estacional Sempre Verde conhecida como Mata Úmida é atribuído a maior

densidade desse tipo de vegetação que é sustentada pelas chuvas orográficas mantendo-se mais verde por mais tempo.

Os menores índices de NDVI na Caatinga e Carrasco pode ser associado ao tipo de vegetação predominante nestes ecossistemas. Por exemplo, no carrasco ocorrem diferentes tipos de vegetação que abrangem caatingas arbustivas de solos pedregosos, capoeiras (vegetação secundária) e áreas de vegetação aberta com arbustos de pequeno porte, com pouca incidência de bromeliáceas e cactáceas (ANDRADE-LIMA, 1981 e ARAÚJO et al., 1998). Nas caatingas ocorrem formações vegetacionais estacionais, de caráter xerófilo, tropofíticas pela acentuada caducifolia, garranchentas e frequentemente espinhosas (FERNANDES; BEZERRA, 1990).

Com a ação do fogo o NDVI é reduzido nas vegetações estudadas, sendo o impacto maior na Floresta Estacional, seguida da Caatinga e do Carrasco. Além disso, de modo geral observa-se que a variância é menor no período que não houve a queima e aumenta logo após a queimada indicando uma maior variação nas respostas do NDVI em função da ação antrópica (Tabela 6). Em algumas áreas estudadas (FE₂, FE₃ e CA₂) a variância dos dados não foi alterada com o efeito do fogo.

A distribuição de frequências evidência que paisagens naturais tendem a apresentar uma distribuição dos valores de NDVI mais homogêneas enquanto que após a ação do fogo a distribuição de frequência tende a ter uma assimetria maior em relação a condição natural (julho). Na floresta estacional (FE₁) apesar dos 90 dias decorridos do incêndio verifica-se que a curva de distribuição ainda está é assimétrica a direita com predominância dos valores de NDVI abaixo da média (Figura 34). Na área FE₂ observou-se que após o fogo os valores de NDVI apresentaram uma assimetria a direita, porém nos meses de outubro e novembro apresentou assimetria negativa ou a esquerda indicando que está área aumentou a concentração dos valores de NVI acima da média provavelmente devido a uma recuperação da vegetação.

A área FE₃ também foi caracterizada com curva assimétrica a direita nos meses de setembro e outubro, porém em novembro já se observa uma alteração no padrão de distribuição dos dados com a curva tendo a uma maior simetria.

Tabela 6 - Medidas descritivas dos valores de NDVI antes e após a queimadas em três áreas de Floresta Estacional, Caatinga

Medidas	FE ₁				FE ₂				FE ₃			
	Jul	Set	Out	Nov	Jul	Set	Out	Nov	Jul	Set	Out	Nov
Média	0,354	0,130	0,153	0,134	0,329	0,195	0,203	0,161	0,314	0,152	0,161	0,139
Mínimo	0,230	0,000	-0,009	0,080	0,001	-0,050	0,001	0,010	0,080	-0,020	-0,020	0,000
Máximo	0,570	0,400	0,410	0,440	0,550	0,450	0,420	0,360	0,520	0,370	0,360	0,300
Variância	0,002	0,004	0,003	0,002	0,006	0,006	0,006	0,002	0,004	0,004	0,004	0,002
CA ₂												
CA ₃												
Medidas	Jul	Set	Out	Nov	Jul	Set	Out	Nov	Jul	Set	Out	Nov
Média	0,260	0,118	0,127	0,117	0,235	0,235	0,141	0,143	0,244	0,110	0,108	0,108
Mínimo	0,010	-0,120	0,040	0,050	0,010	0,010	-0,080	-0,020	0,110	-0,060	-0,050	0,010
Máximo	0,390	0,320	0,260	0,230	0,410	0,410	0,310	0,300	0,450	0,380	0,390	0,290
Variância	0,003	0,003	0,002	0,001	0,001	0,001	0,001	0,000	0,002	0,002	0,002	0,001
CR ₂												
CR ₃												
Medidas	Jul	Set	Out	Nov	Jul	Set	Out	Nov	Jul	Set	Out	Nov
Média	0,198	0,099	0,084	0,103	0,196	0,108	0,111	0,103	0,325	0,163	0,155	0,146
Mínimo	-0,060	-0,100	-0,290	-0,040	0,160	-0,020	-0,020	0,010	0,110	-0,060	0,010	0,010
Máximo	0,450	0,300	0,430	0,380	0,250	0,200	0,250	0,170	0,440	0,360	0,290	0,260
Variância	0,003	0,003	0,002	0,001	0,000	0,002	0,001	0,000	0,004	0,005	0,003	0,002

e Carrasco.

FE: Floresta Estacional; CA: Caatinga e CR: Carrasco.

Na Caatinga em condições naturais o histograma apresentou uma assimetria a esquerda em, contudo com o fogo observou-se um padrão espacial de maior concentração dos dados abaixo da média torna a distribuição de frequência assimétrica a direita (Figura 35). Tal comportamento foi mantido mesmo após 90 dias decorrentes da ação do fogo demonstrando que a vegetação Caatinga pode precisar de mais tempo para retornar a condição natural.

No Carrasco os valores de NDVI predominaram na região central do histograma em CR₁ e CR₂ após o fogo, porém com um maior número de classes o que provavelmente ocorre pela ruptura da maior homogeneidade da área antes do fogo (Figura 36). Essa maior variabilidade, variabilidade dos valores de NDVI pode ser associada ao aumento momentâneo de nutrientes promovido pela queima da serapilheira, pois no mês seguinte já se observa uma maior concentração dos valores de NDVI abaixo da média com assimetria a direita.

Na área CR₂ comportamento semelhante a CR₁ foi observado, porém no mês de novembro ainda não foi possível observar o deslocamento da curva de distribuição do NDVI já que ainda se mantém uma maior concentração dos valores acima da média, ou seja assimetria negativa. A área CR₃ apresentou-se bastante heterogênea em sua condição natural, provavelmente por ter sido submetido a alguma ação antrópica antes desse estudo. Com a queima observou-se que a distribuição de frequência tende a uma assimetria a esquerda.

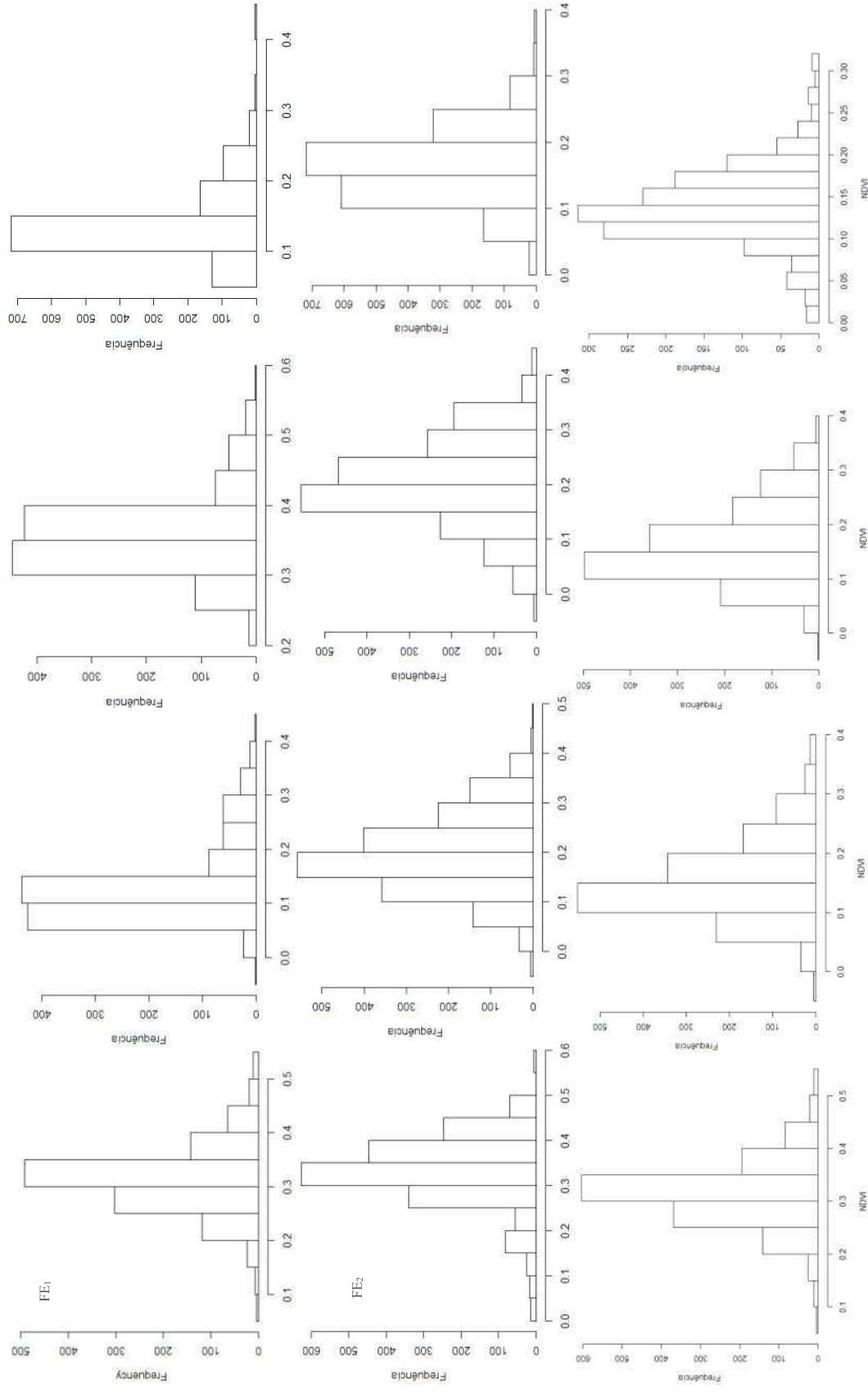


Figura 34 – Histograma de frequência dos valores de NDVI nos meses de julho (A), setembro (B), outubro (C) e novembro (D) nas áreas de Floresta Estacional 1 (FE_1), 2 (FE_2) e 3 (FE_3).

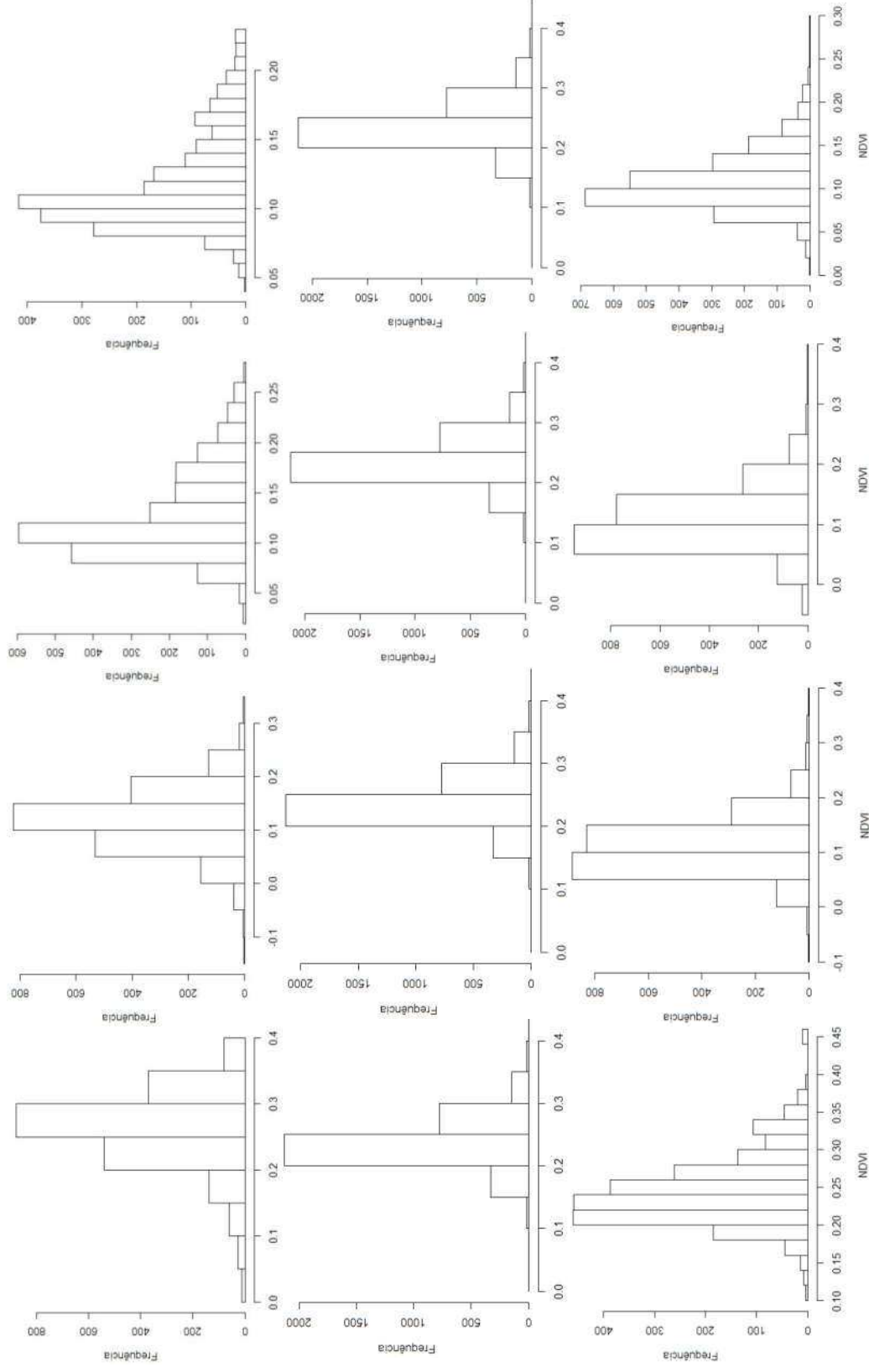


Figura 35 - Histograma de frequência dos valores de NDVI nos meses de julho (A), setembro (B), outubro (C) e novembro (D) nas áreas de Caatinga (CA₁), 2 (CA₂) e 3 (CA₃).

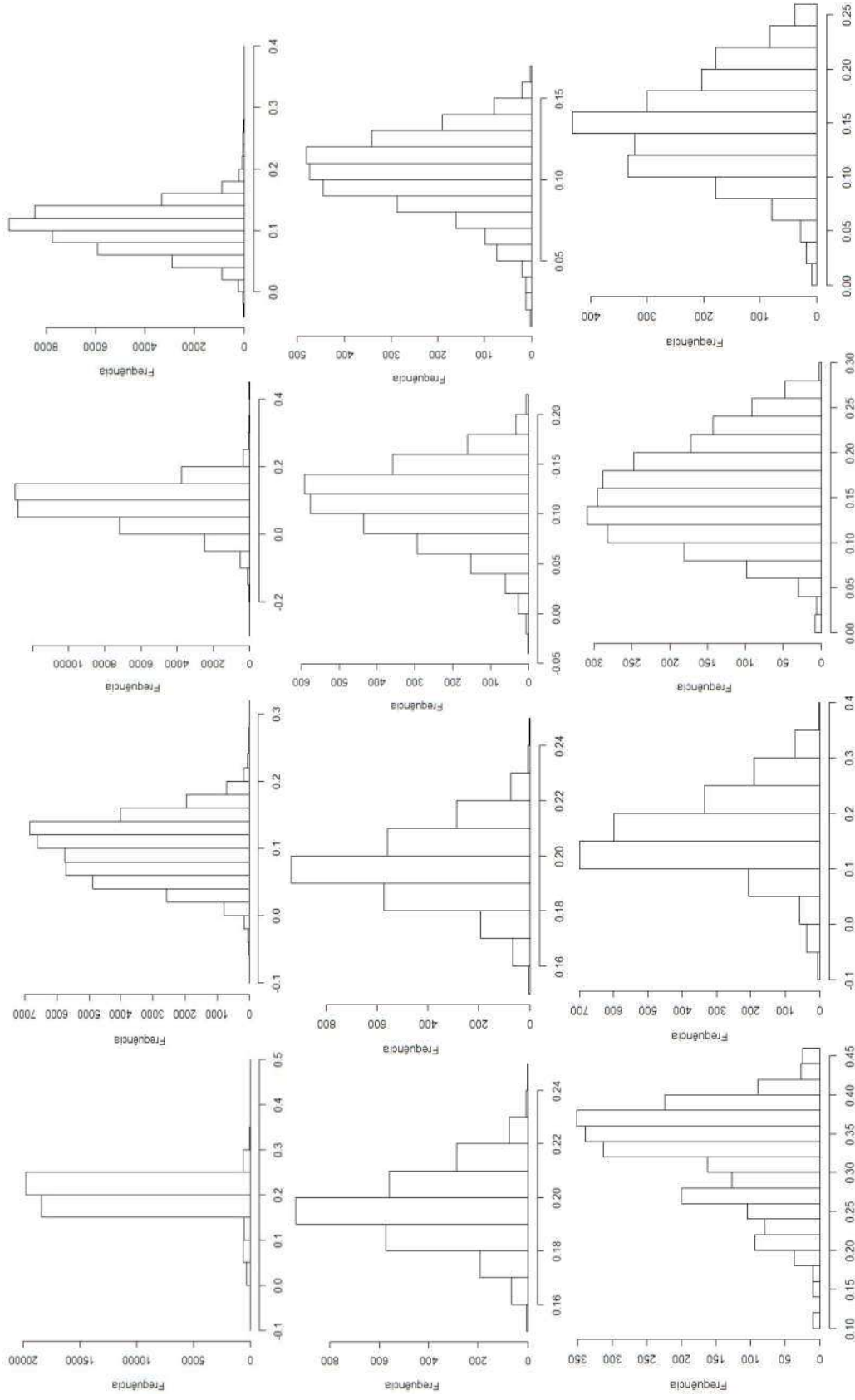


Figura 36 - Histograma de frequência dos valores de NDVI nos meses de julho (A), setembro (B), outubro (C) e novembro (D) nas áreas de Carrasco 1 (CR₁), 2 (CR₂) e 3 (CR₃).

A análise espacial dos quartis aplicada aos valores de NDVI permitiu uma análise mais detalhada do efeito do fogo nos diferentes ecossistemas estudados. Em Floresta Estacional verificou-se em FE₁ que após o fogo 25% dos valores de NDVI foram reduzidos de 0,327 para 0,09 (Tabela 7). Quando ampliamos o conjunto de dados analisados para o Q₃ verifica-se que 75% da área estudada apresentou uma redução do NDVI de 0,376 para 0,137 (63,56%).

Em outubro, 60 dias aproximadamente após a ação do fogo, nas áreas de Floresta Estacional estudadas ocorreram um aumento dos quartis indicando que a vegetação está iniciando um processo de recuperação, porém em FE₁ e FE₂ observou-se que 75% das áreas queimadas ainda apresenta uma redução de 55,05% e 33,86% do NDVI em relação em julho. Esse comportamento foi oposto ao observado na FE₃ tendo em vista que essa área apresentou um aumento de 76,11% dos valores de NDVI. Aos 90 dias após o fogo apenas a FE₃ apresentou índices superiores a condição natural (julho) no Q₄ indicando que toda a área já obteve uma recuperação aparente da vegetação. Tais resultados podem indicar que a severidade do fogo foi menor quando comparada as áreas FE₁ e FE₂.

Nas áreas de Caatinga observou-se que a redução em 75% da área queimada foi de 48,30; 35,32 e de 50,00% nas áreas CA₁, CA₂ e CA₃, respectivamente em relação a condição pré-fogo. Em outubro, essa redução aumentou 1,4; 0,4 e 1,5% indicando que a regeneração da vegetação do tipo caatinga 60 dias após fogo está sendo mais lenta do que a Floresta Estacional. Quando se verifica o NDVI em novembro a vegetação ainda continua refletindo o impacto do fogo, com reduções de 5,1; 1,2 e 1,9% em relação ao mês de outubro. Isso evidencia que a regeneração da vegetação caatinga é um processo mais lento que associado ao período de estiagem pode aumentar o tempo de regeneração da vegetação comprometendo a sustentabilidade desse bioma.

No Carrasco os valores de NDVI em 75% da área variaram de 0,203 até 0,372 em condição natural enquanto que após a ação do fogo (setembro) esses valores foram reduzidos para 40,0; 33,0 e 44,3% em CR₁, CR₂ e CR₃. Em outubro (60 dias após fogo) observou-se que os índices de NDVI nessas áreas reduziram em 4,8; 1,0 e 3,6% em relação a setembro. Em novembro, provavelmente devido a intensificação do período seco a regeneração da vegetação apresentou comportamento semelhante a Caatinga,

no qual as reduções de NDVI foram de 8,9 e 3,5% em CR₂ e CR₃ enquanto que em CR₁ observou-se uma estabilidade com dos valores de NDVI entre outubro e novembro em 75% da área. É importante ressaltar que ao analisar 50% dos valores (Q₃) os índices de NDVI aumentaram 18,0% indicando que apesar de haver o predomínio de uma redução do NDVI existe locais em que a vegetação está iniciando sua regeneração.

Tabela 7 – Limites superiores dos quartis referentes os valores de NDVI antes e após a queimada em áreas de Floresta Estacional, Carrasco e

Quartis	FE ₁				FE ₂				FE ₃				
	Jul	Set	Out	Nov	Jul	Set	Out	Nov	Jul	Set	Out	Nov	
Q ₁	0,327	0,009	0,118	0,111	0,294	0,145	0,161	0,130	0,282	0,312	0,342	0,519	
Q ₂	0,349	0,107	0,141	0,129	0,330	0,187	0,199	0,158	0,108	0,138	0,185	0,373	
Q ₃	0,376	0,137	0,169	0,151	0,378	0,243	0,250	0,189	0,113	0,149	0,199	0,364	
Q ₄	0,573	0,402	0,407	0,445	0,550	0,451	0,424	0,356	0,111	0,134	0,165	0,300	
Quartis	CA ₁				CA ₂				CA ₃				
	Jul	Set	Out	Nov	Jul	Set	Out	Nov	Jul	Set	Out	Nov	
	Q ₁	0,234	0,087	0,097	0,093	0,215	0,116	0,120	0,126	0,213	0,081	0,082	0,087
	Q ₂	0,264	0,116	0,113	0,106	0,232	0,139	0,139	0,142	0,237	0,103	0,100	0,101
	Q ₃	0,294	0,152	0,148	0,133	0,252	0,163	0,162	0,159	0,266	0,133	0,129	0,124
Q ₄	0,394	0,316	0,261	0,227	0,406	0,382	0,310	0,296	0,446	0,380	0,385	0,292	
Quartis	CR ₁				CR ₂				CR ₃				
	Jul	Set	Out	Nov	Jul	Set	Out	Nov	Jul	Set	Out	Nov	
	Q ₁	0,187	0,066	0,049	0,080	0,188	0,077	0,088	0,090	0,282	0,124	0,118	0,115
	Q ₂	0,200	0,101	0,089	0,105	0,195	0,112	0,114	0,105	0,338	0,156	0,154	0,145
	Q ₃	0,215	0,129	0,125	0,125	0,203	0,136	0,135	0,119	0,372	0,207	0,189	0,176
Q ₄	0,452	0,303	0,430	0,385	0,249	0,201	0,246	0,169	0,442	0,361	0,288	0,259	

Caatinga.

FE: Floresta Estacional; CA: Caatinga e CR: Carrasco.

A regeneração aparente da vegetação do tipo Caatinga e Carrasco não teve início nas áreas estudadas quando comparado as áreas queimadas de Floresta Estacional. Tais resultados demonstram a importância do combate e prevenção de incêndios nesses biomas que são mais susceptíveis ao impacto do fogo. Medeiros e Fiedler ressaltam que os incêndios florestais em Unidades de Conservação é uma grave ameaça para a conservação da biodiversidade e manutenção de processos ecológicos.

A Caatinga por ser um bioma rico em espécies animais e vegetais onde muitas ainda são desconhecidas está ameaçada quanto a sua sustentabilidade devido ser alvo de incêndios e desmatamentos, principalmente nos últimos anos, os quais resultam numa vegetação pouca preservada, fragmentada e geralmente localizada nos pontos mais inacessíveis (GARICLIO *et al.*, 2010). Esse panorama promove o desaparecimento de espécies que podem levar a períodos de carência de alimentos para alguns grupos de animais e à uma drástica redução de suas populações, à perda de processos ecológicos e o surgimento de vários e extensos núcleos de desertificação na região (LEAL *et al.*, 2003, SANTOS *et al.*, 2011).

A distribuição espacial dos quartis na área de FE₁ indicou que após o fogo os maiores valores de NDVI concentraram na extremidade oeste enquanto que as áreas mais afetadas foi a porção noroeste. Contudo, essa região inicia-se um processo de regeneração aparente em outubro com aumento dos quartis 2 e 3 (Figura 37). Na extrema sul da FE₁ observa-se que após a queima houve um aumento dos limiares no Q₃ e Q₄, todavia em outubro ocorre um declínio dos índices NDVI seguido em novembro com um aumento na categoria Q₃ e Q₄ indicando que essa área pode ter sido novamente queimada em outubro.

Em FE₂ observa-se que a porção oeste possui uma vegetação mais vigorosa com os maiores valores de NDVI enquanto que a leste a vegetação apresenta o predomínio de NDVI mais baixo. Com a queima houve um pico do NDVI na porção central e redução desse índice na direção leste que não apresentou recuperação aparente embora tenha decorrido 90 dias após o fogo (Figura 38).

A região mais afetada após fogo na área de FE₃ foi a porção central e extremidade oeste no qual observa-se o predomínio de menores índices de NDVI identificados pela coloração azul no mapa (Q₁). Em outubro essa região mais crítica começa a destacar com aumento gradativo do NDVI até novembro indicado pelos Q₂ e Q₃ (Figura 39).

Entretanto, a extremidade oeste destaca-se com um declínio para os menores índices de NDVI devido a área ao lado ter sido queimada conforme observado na imagem de novembro onde uma nova cicatriz foi observada o que justifica esse novo padrão de NDVI nesta região.

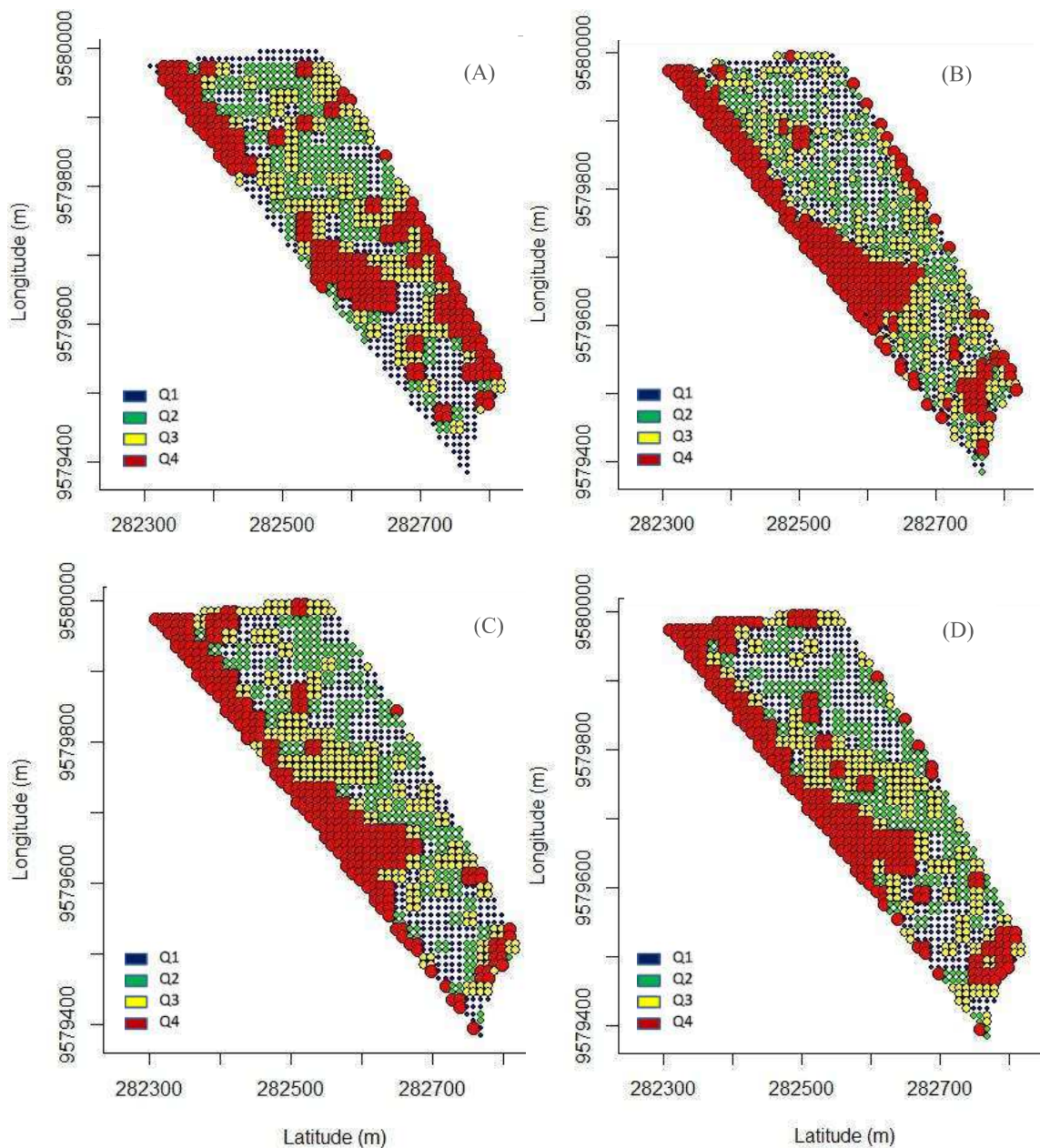


Figura 37 – Distribuição espacial dos quartis da regeneração da vegetação antes e após fogo na área de Floresta Estacional 1.

Na CA₁ a região da direção centro e sul do mapa foram as mais atingidas com a queimada com o predomínio dos menores índices de NDVI enquanto que comportamento oposto observou-se na extremidade norte no qual concentram-se os maiores índices de NDVI (Figura 40). Em novembro, a porção sudeste apresentou uma mudança caracterizada pelo aumento do NDVI indicando que apesar de ser um processo demorado a cicatriz de queimada no bioma caatinga pode iniciar sua regeneração aos 90 dias após fogo.

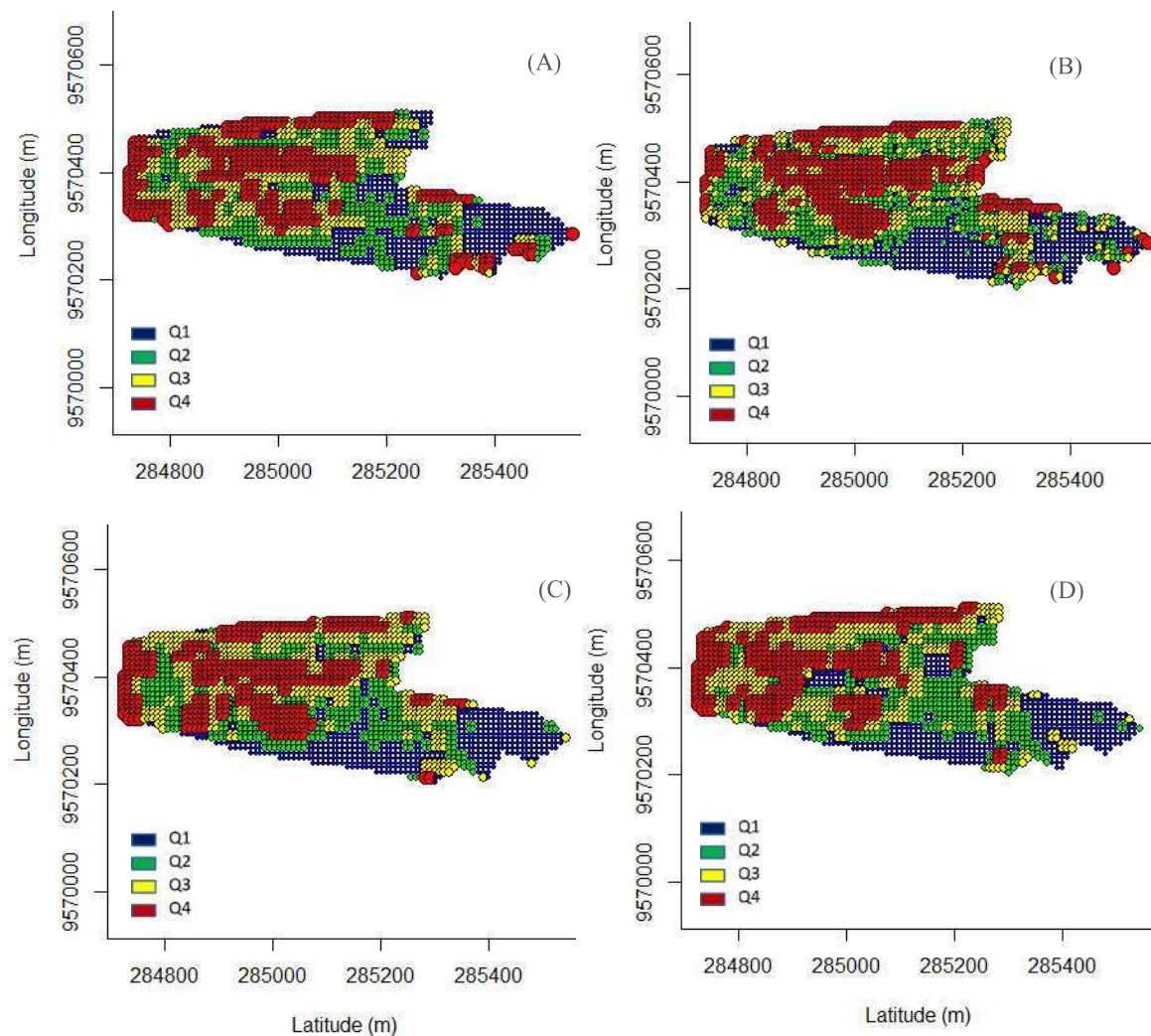


Figura 38 - Distribuição espacial dos quartis da regeneração da vegetação antes e após fogo na área de Floresta Estacional 2.

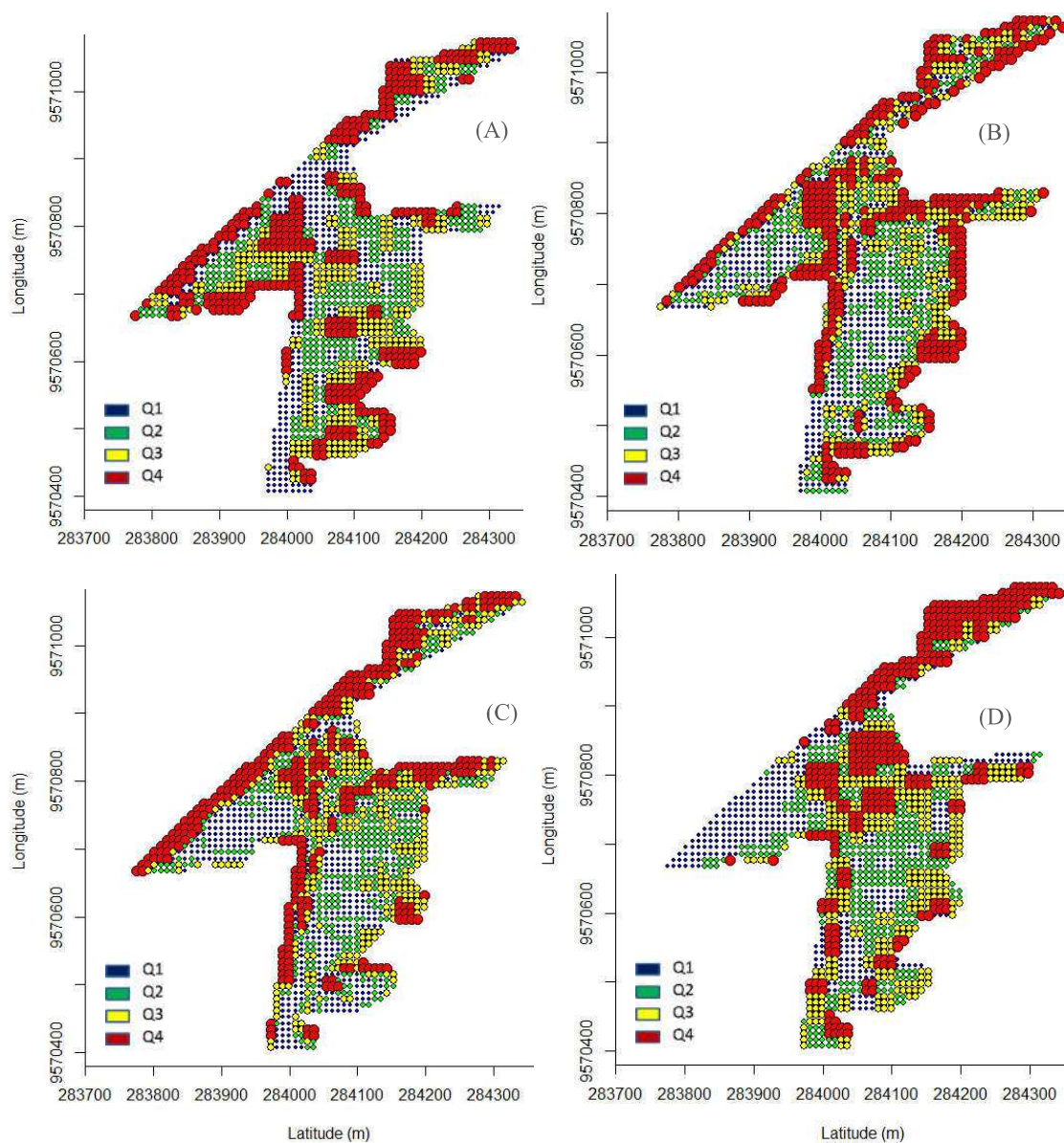


Figura 39 - Distribuição espacial dos quartis da regeneração da vegetação antes e após fogo na área de Floresta Estacional 3.

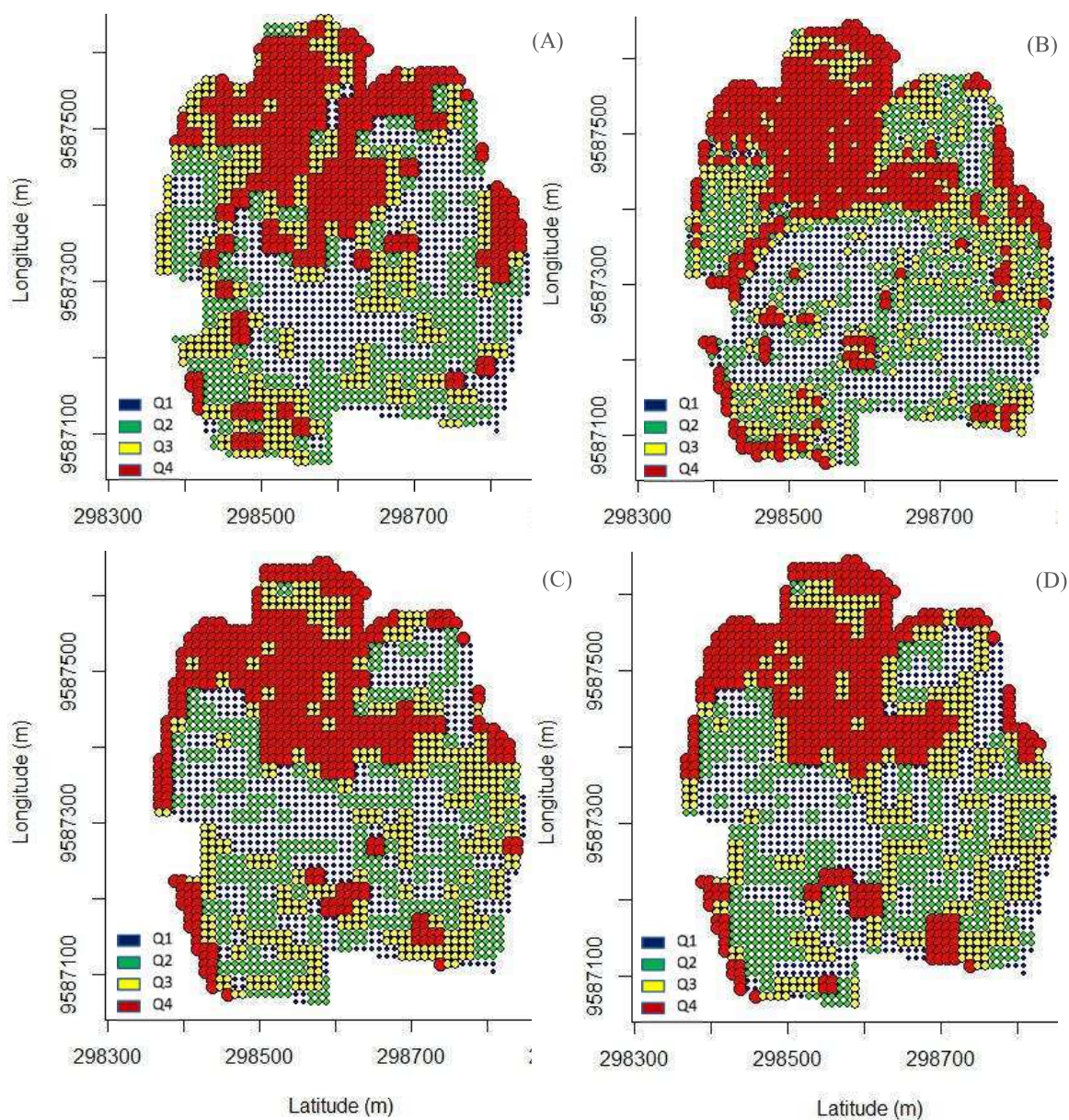


Figura 40 - Distribuição espacial em quartis da regeneração da vegetação antes e após fogo na área de vegetação Caatinga 1.

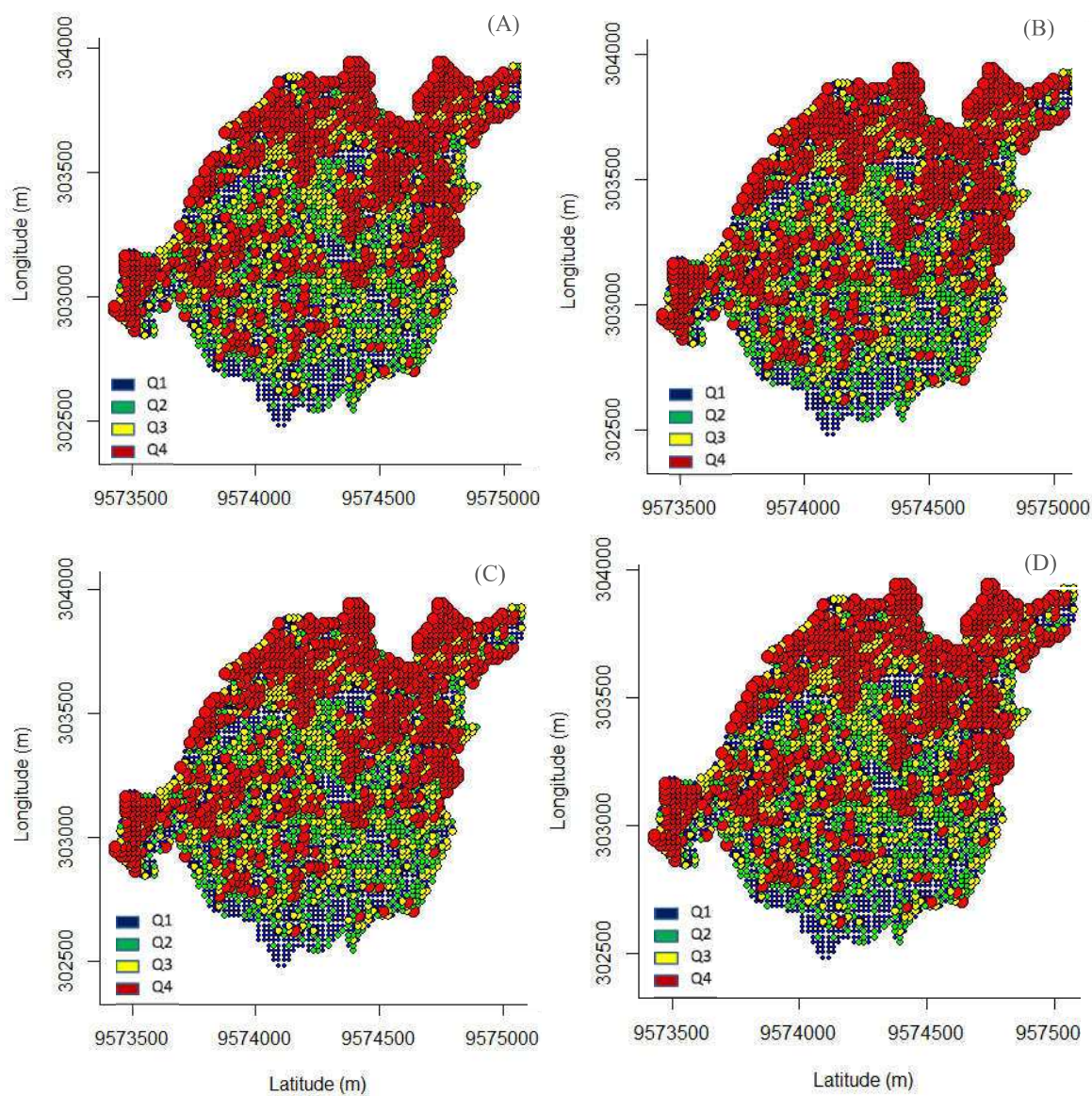


Figura 41 - Distribuição espacial em quartis da regeneração da vegetação antes e após fogo na área de vegetação Caatinga 2.

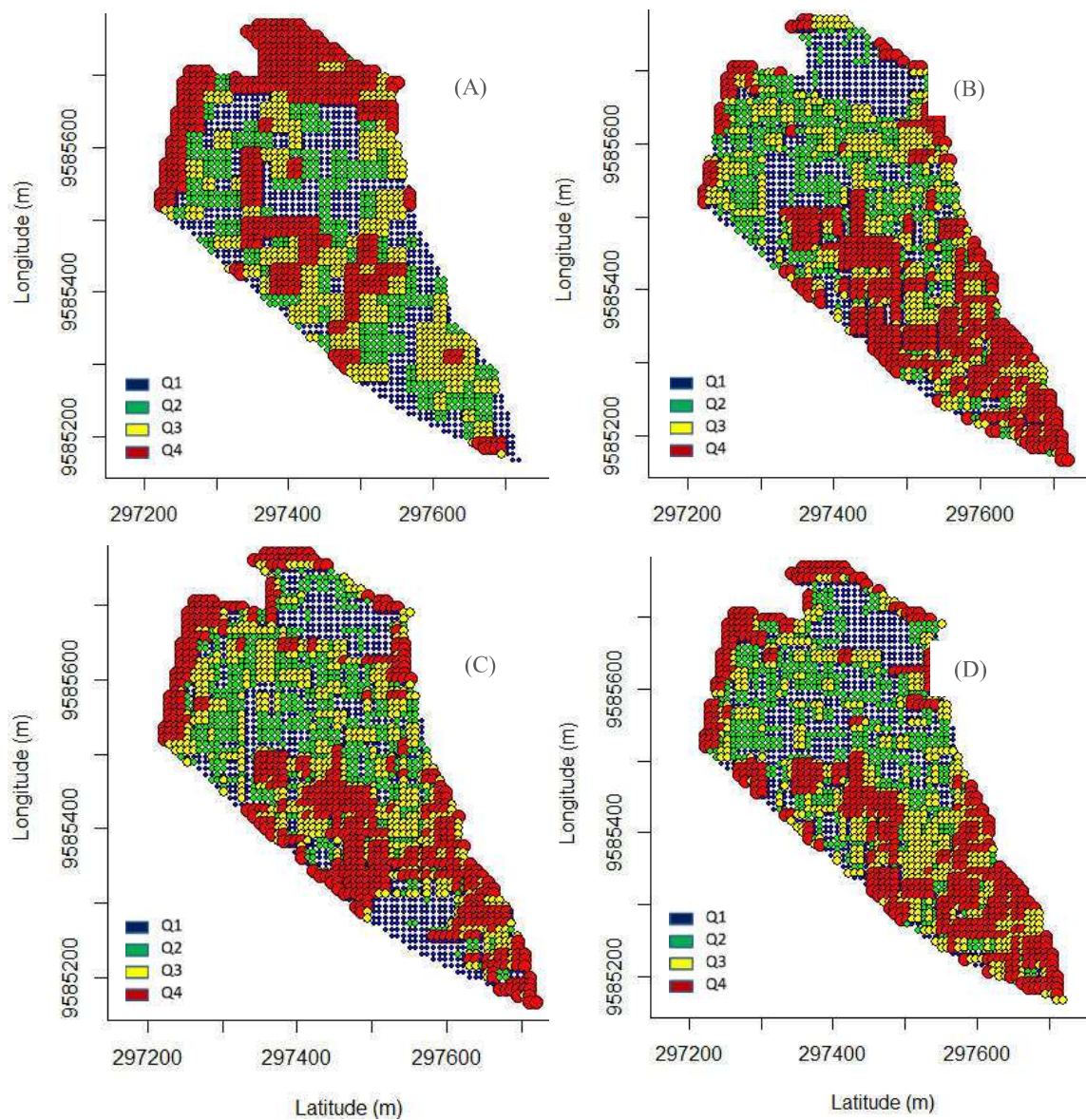


Figura 42 - Distribuição espacial em quartis da regeneração da vegetação antes e após fogo na área de vegetação Caatinga 3.

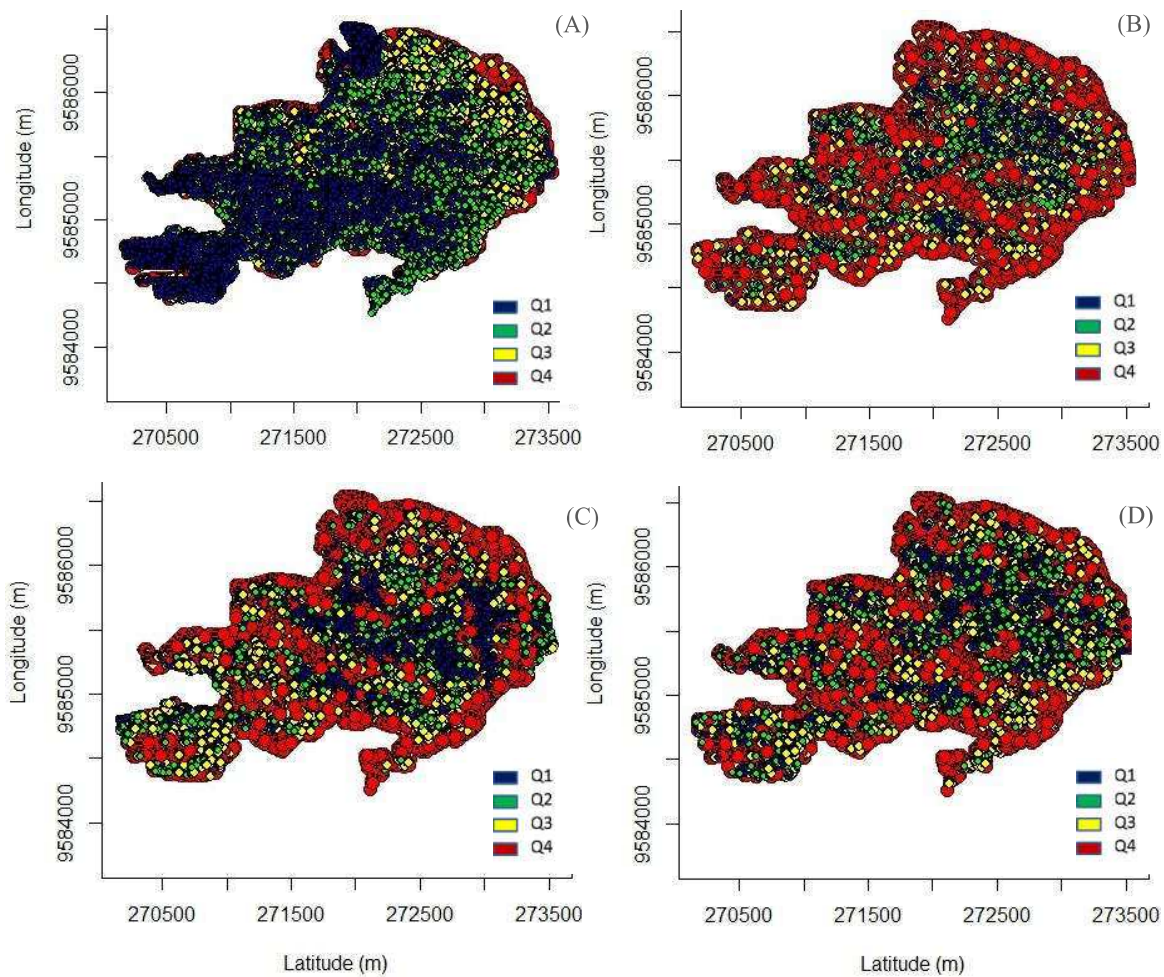


Figura 43 - Distribuição espacial em quartis da regeneração da vegetação antes e após fogo na área de vegetação Carrasco 1.

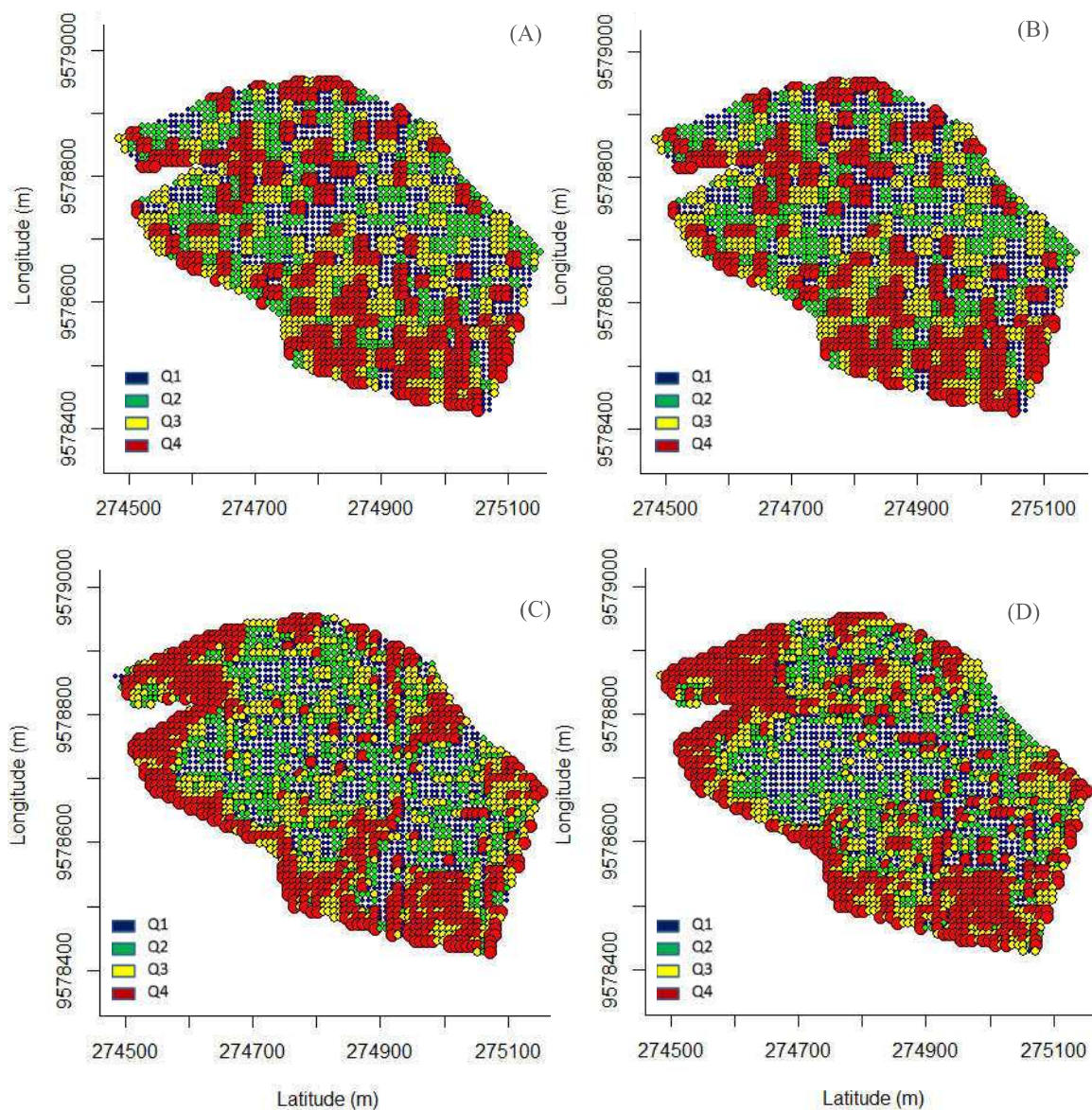


Figura 44- Distribuição espacial em quartis da regeneração da vegetação antes e após fogo na área de vegetação Carrasco 2.

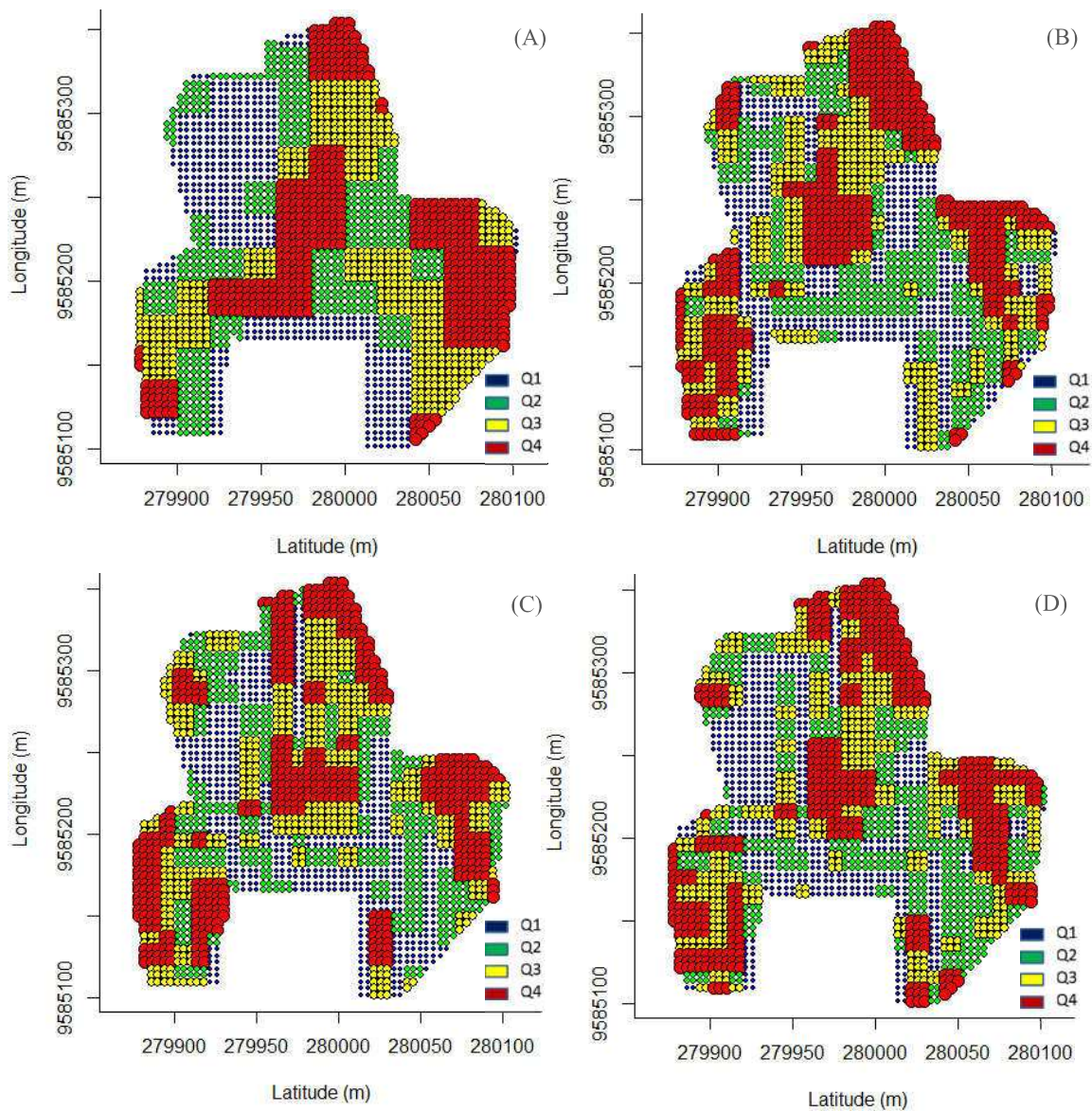


Figura 45- Distribuição espacial em quartis da regeneração da vegetação antes e após fogo na área de vegetação Carrasco 3.

2.4 Conclusões

A detecção de áreas queimadas por meio do Índice de Queimada por Razão Normalizada (NBR) indicou ser eficiente na detecção de cicatrizes de queimadas, porém a superestimação dos resultados em áreas de solo exposto e área urbana indica

que o uso isolado do NBR para quantificar áreas queimadas pode não ser o mais recomendado para trabalhos realizados na região semiárida brasileira.

O uso de imagens de alta resolução obtidas do satélite Sentinel-2 permitiu uma identificação mais precisa das cicatrizes de queimadas na paisagem. A análise das cicatrizes de queimada indicou que após 60 dias da ação do fogo, a vegetação tem início a um processo de regeneração, sendo necessário o tempo de 94 a 110 dias para obter uma recuperação aparente da área queimada.

Com a ação do fogo o NDVI é reduzido drasticamente nas vegetações estudadas, sendo o impacto maior na Floresta Estacional, seguida da Caatinga e do Carrasco. Além disso, a variância é menor no período que não houve a queima e aumenta logo após a queimada indicando uma maior variação nas respostas do NDVI em função da ação antrópica.

2.5 Referências

AGUIAR-SILVA, F.H.; BONILLA, O.H.; NASCIMENTO, C.A. Avaliação da viabilidade e efetividade das unidades de conservação de proteção integral no Ceará, Brasil. *Revista Caatinga*. v.24, n.1, p. 48-56, 2011.

ALVES, J.J.A.; ARAÚJO, M.A.; NASCIMENTO, S.S. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. *Revista Caatinga*. v.22, n.3, p 126-135, 2009.

ASSIS, F. R. V. Uso de geotecnologias na locação espacial de torres para detecção de incêndios florestais no semiárido nordestino. *Floresta*, v. 44, n. 1, p 133-142, 2014.

BASTARRIKA, A.; CHUVIECO, E.; PILAR MARTIN, M. Mapping burned areas from Landsat TM/ETM+data with a two-phase algorithm: Balancing omission and commission errors. *Remote Sensing of Environment*. v. 115, p.1003–1012, 2011.

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

BOSCHETTI, M.; STROPPIANA, D.; BRIVIO, P. Mapping burned areas in a Mediterranean environment using soft integration of spectral indices from high resolution satellite images. *Earth Interactions*, v.14, 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Convenção sobre Diversidade Biológica: Conferência para adoção do texto acordado da CDB - Ato Final de Nairobi. Biodiversidade, 2. MMA/SFB. Brasília. 2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Decreto nº 45.954, de 30 de abril de 1959. Criação do Parque Nacional de Ubajara. 1959.

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

COELHO, V.H.R.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; ALMEIDA, C.N.; LIMA, E.R.V.; RIBEIRO, A.N.; MOURA, G.S.S. Dinâmica do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica do Semiárido Brasileiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental*, v.18, n.1, p.64-72, 2014.

CROFT, H.; KUHN, N.J.; ANDERSON, K. On the use of remote sensing techniques for monitoring spatio-temporal soil organic carbon dynamics in agricultural systems. *Catena*, v. 94, p. 64–74, 2012.

DUGGIN, M.J.; AND ROBINOVE, C.J.; Assumptions implicit in remote sensing data acquisition and analysis. *International Journal of Remote Sensing*, v. 11, n. 1, p. 1669-1694, 1990.

EDWARDS, W.; KROCKENBERGER, A. Seedling mortality due to drought and fire associated with the 2002 El Niño event in a tropical rain forest in North-East Queensland, Australia. *Biotropica*, v. 38, p. 16-26. 2006.

EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. 2.ed. Rio de Janeiro, Embrapa CNPS, 1997. 212p.

ELKIE, P.C.; REMPEL, R.S.; CARR, A.P. Patch analyst user's manual - a tool for quantifying landscape structure. NWST Technical Manual TM-002, 1999.

ESRI, 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

FERNANDES, P.; BOTELHO, H.; LOUREIRO, C. Manual de formação para a técnica do fogo controlado. UTAD, Vila Real. 144p. 2002.

FERNANDES, A. C. G.; COUTINHO, M. A. N.; SANTOS, V. G.; NASCIMENTO, C. R. Utilização de intervalos de índices de vegetação e temperatura da superfície para detecção de queimadas. *Cad. Ciênc. Agrá.* v. 8, n. 2, p. 30-40, 2016.

BEZERRA, J. M; VASCONCELOS, R.S; MOURA, G.B.A; ESPÍNOLA SOBRINHO, J. Spectral indices of vegetation to caatinga of the semi-arid of Rio Grande of Norte, Brazil. **Journal of Hyperspectral Remote Sensing**. vol. 2. nº 2. 2012.

FERNANDES, P.; FERREIRA, F.R. Combustíveis e combustão em ambiente florestal. In: MOREIRA, F.; CATRY, F. X.; SILVA, J. S.; REGO, F. *Ecologia do Fogo e Gestão de Áreas Ardidas*. Lisboa: Editora Textype, 2010. v.1, p. 14-20.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. Landscape ecology. New York: John Wiley, 1986.

FOX, D. M.; MASELLI, F.; CARREGA, P. Using SPOT images and field sampling to map burn severity and vegetation factors affecting post forest fire erosion risk. *Catena*, v. 75, n.3, p.326 – 335, 2008.

GITAS, I.Z.; KATAGIS, T.; TOUKILOGLOU, P. Mapeamento de área queimada e monitoramento pós-fogo de floresta na região Mediterrânea a partir de série temporais de imagens NDVI e do método BFAST. *Ambiência*. v.8, Ed. Especial, p. 461-470, 2012.

GOUVEIA, C.; DACAMARA, C.C.; TRIGO, R.M. Post-fire vegetation recovery in Portugal based on spot/vegetation data. *Natural Hazards and Earth System Science*. v.10, n.4, p. 673-684, 2010.

HESSBURG, P.F.; SMITH, B.G.; SALTER, R.B.; OTTMAR, R.D.; ALVARADO, E. Recent changes (1930s-1990s) in spatial patterns of interior northwest forest, USA. *Forest Ecology and Management*, v. 136, p.53-83, 2000.

IBAMA. Plano operativo de operação de combate aos incêndios florestais do Parque Nacional de Ubajara. 23p. 2006.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. Tutorial do SPRIG, 2006.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - ICMBio. Plano de manejo do Parque Nacional de Ubajara. ICMBio, 2002. Disponível em:<<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/unidades-de-conservacao>>. Acesso em: 20 abr. 2014.

KUCERA, J.; YASUOKA, Y.; DYE, D. Creating a forest fire database for the Far East of Asia using NOAA/AVHRR observation. *International Journal of Remote Sensing*. v.26, p. 2423–2439, 2005.

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

LANG, S.; BLASCHKE, T. Análise da paisagem com SIG. Tradução: Hermann Kux, São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

LHERMITTE, S.; VERBESSELT, J.; VERSTRAETEN, W. W.; VERAVERBEKE, S.; & COPPIN, P. Assessing intra-annual vegetation regrowth after fire using the pixel based regeneration index. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, v. 66, n.1, p. 17 - 27, 2011.

LI, X.; LU, L.; CHENG, G.; XIAO, H. Quantifying landscape structure of the Heihe River Basin, north-west China using FRAGSTAT. *Journal of Arid Environment*. v. 48, p. 521–535, 2000.

LILLESAND, T.M.; KIEFER, R.W. Remote Sensing and Image Interpretation. 2nd Ed. John Wiley e Sons, 1987.

LIRA, V. M; SILVA, B.B; DANTAS NETO, J; AZEVEDO, C.A.V; FRANCO, E.S. Variação sazonal da cobertura vegetal em áreas do submédio São Francisco a partir de dados NDVI e imagens TM-Landsat 5. Em: Enciclopédia da Biosfera. Goiânia: Centro Científico Conhecer. vol. 7. nº 12. 2011.

LIU, W. T. H. Aplicações de Sensoriamento Remoto. Campo Grande: Ed. UNIDERP, 2006.

LOBODA, T.; O'NEAL, K.; CSISZAR, I. Regionally adaptable dNBR-based algorithm for burned area mapping from MODIS data. Remote Sensing of Environment. v. 109, p. 429-442, 2007.

MATHER, P. M. Computer processing of remotely-sensed images: an introduction. 3rd. Ed. Chichester: John Wiley & Sons. 324 p. ISBN 0-470- 84919-3. 2004.

MEDEIROS, M. B. Manejo de Fogo em Unidades de Conservação do Cerrado. Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer, v.10, p. 75-88, 2002.

MEDEIROS, M.B.; FIEDLER, N.C. Incêndios florestais no Parque Nacional da Serra da Canastra: desafios para a conservação da biodiversidade. Ciência Florestal, Santa Maria, v.14, n. 2, p. 157-168, 2004.

MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Impacto do fogo e dinâmica da regeneração da comunidade vegetal em borda de Floresta Estacional Semidecidual (Gália, SP, Brasil). Revista Brasil. v.33, n.1, p.37-50, 2010.

MOUILLOT, F.; RATTE, J.P.; JOFFRE, R.; MOUILLOT, D; RAMBAL, S. Long-term forest dynamic after land abandonment in a fire prone Mediterranean landscape central Corsica, France). Landscape Ecology, v.20, n.1, p.101-112, 2005.

NAGENDRA, H.; LUCASB, R.; HONRADO, J.P.; JONGMAND, R.H.G.; TARANTINO, C.; ADAMO, M.; MAIROTAF, P. Remote sensing for conservation monitoring: Assessing protected areas, habitat extent, habitat condition, species diversity, and threats. Ecological Indicators. v.33, p. 45–59, 2013.

OLIVEIRA, I.S.R.; CABRAL, N.R.A.J. Análise da efetividade de manejo do Parque Nacional de Ubajara. Ciência & Tecnologia. v.1, n.2, 2011.

PAUDEL, S.; YUAN, F. Assessing landscape changes and dynamics using patch analysis and GIS modeling. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation. v. 16, p. 66–76, 2012.

PEDRINI, H.; SCHWARTZ, W.R. Análise de imagens digitais: princípios, algoritmos e aplicações. Thomson Learning. São Paulo, 508p. 2008.

PETROPOULOS, G.P.; GRIFIHS, H.M.; KALIVAS, D.P. Quantifying spatial and temporal vegetation recovery dynamics following a wildfire event in a Mediterranean landscape using EO data and GIS. *Applied Geography*. v.50, p. 120-131, 2014.

POLITI, P. I.; ARIANOUTSOU, M.; STAMOU, G.P. Patterns of *Abies cephalonica*: Accounting seedling recruitment in Mount Aenos National Park, Cephalonia, Greece. *Forest Ecology and Management*. v.258, n.7, p. 1129-1136, 2009.

PORTELA, V. D. A. Avaliação da vegetação como indicadora de áreas suscetíveis a escorregamentos na Serra do Mar em Caraguatatuba (SP). 2014. 122f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

PREVEDELLO, J.A. & VIEIRA, M.V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity Conservation*, v.19, p. 1205–1223, 2010.

R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

SANTOS, A.R. Caracterização morfológica, hidrológica e ambiental da bacia do rio Turvo Sujo, Viçosa, MG. 2001. 141f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa –UFV.

SANTOS, J. F.; SOARES, R. V.; BATISTA, A. C. (2006) Evolução do perfil dos incêndios florestais em áreas protegidas no Brasil, de 1993 a 2002. *Floresta*, v. 36, nº 1. Curitiba. pp. 93-100.

SILVA, A.C.C.; PRATA, A.P.N.; SOUTO, L.S.; MELLO, A.A. Aspectos de ecologia de paisagem e ameaças à biodiversidade em uma unidade de conservação na Caatinga, em Sergipe. *Revista Árvore*, v.37, n.3, p.479-490, 2013.

SCHOWENGERDT, R.A. Remote sensing, models and methods for image processing. 2. ed. San Diego: Academic Press, 1997. p.522. 1997.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO (SFB). Florestas do Brasil em resumo. Brasília: SFB, 2010. 152 p.

STEINIGER, S.; HAY, G.J. Free and open source geographic information tools for landscape ecology. *Ecological Informatics*, v.4, p.183–195, 2009.

STROPPIANA, D.; BOSCHETTI, M.; ZAFFARONI, P.; BRIVIO, P. Analysis and interpretation of spectral indices for soft multicriteria burned-area mapping in Mediterranean regions. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*. v.6, p. 499–503, 2009.

TEOBALDO, D.; BAPTISTA, G.M.M. Quantificação do Grau de Severidade de Queimada em Unidades de Conservação no Distrito Federal por meio dos Índices Espectrais dNBR e RdNBR. *Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR*, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE.

TORRES, F.T.P.; RIBEIRO, G.A.; MARTINS, S.V.; LIMA, S.G. Correlações entre os elementos meteorológicos e as ocorrências de incêndios florestais na área urbana de Juiz de Fora, MG. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v.35, n.1, p.143-150, 2011.

TRINDADE, C.A.; TRINDADE, B.O.; SANTANA, C.R. Uso de imagens de satélite para identificação de áreas queimadas para uso em laudos periciais de incêndios florestais. *Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR*, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE.

VAN WAGTENDONK, J.; ROOT, R.R.; KEY, C.H. Comparison of AVIRIS and Landsat ETM+ detection capabilities for burn severity. *International Journal of Wildland Fire*, v.92, n.3, p.397-408, 2004.

VERAVERBEKE, S.; VERSTRAETEN, W.; LHERMITTE, S.; GOOSSENS, R.; Evaluation Landsat Thematic Mapper spectral indices for estimating burn severity of the 2007 Peloponnese wildfires in Greece. *Int. J. Wildland Fire*. v. 19, p.558–569. 2010.

VERAVERBEKEA, S.; SOMERSC, B.; GITASD, I.; KATAGISD, T.; POLYCHRONAKI, A.; GOOSSENSA, R. Spectral mixture analysis to assess post-fire vegetation regeneration using Landsat Thematic Mapper imagery for soil brightness variation. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. v.14, p. 1–11, 2012.

WITTENBERG, L.; MALKINSON, D.; BEERI, O.; HALUTZY, A.; TESLER, N. Spatial and temporal patterns of vegetation recovery following sequences of forest fires in a Mediterranean landscape, Mt. Carmel Israel. *Catena*, v.71, n.1, p-76-83, 2007.

WOOSTER, M.J. Small-scale experimental testing of fire radiative energy for quantifying mass combusted in natural vegetation fires. *Gephysical Research Letters*, v. 29, n. 21, 2027, p. 23,1 - 23,4, 2002.

BEZERRA, M.V. C.; SILVA, B.B.; BEZERRA, B.B. Avaliação dos efeitos atmosféricos no albedo e NDVI obtidos com imagens de satélite. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.15, p.709-717, 2011.

3. EFEITO DO FOGO NOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO EM ÁREAS DE CAATINGA, FLORESTA ESTACIONAL E DECÍDUA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Resumo

Os incêndios florestais promovem impactos negativos ao ambiente, comprometendo as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo. No semiárido nordestino, a maior incidência de incêndios florestais é intensificada pela distribuição irregular de chuvas associadas a altas temperaturas e as práticas de desmatamento e queimadas comumente adotadas na região. O objetivo desse estudo foi verificar os efeitos de incêndios florestais nos atributos químicos dos solos nas vegetações Caatinga, Floresta Estacional e Decídua presentes no entorno do Parque Nacional de Ubajara. As amostras de solo foram coletadas na profundidade de 0-20 cm para determinação dos atributos químicos do solo. O fogo na Caatinga promoveu alterações nas propriedades do solo devido a maior espessura da manta orgânica existente nas áreas de Floresta em relação a Caatinga. Aumentos nos valores de pH, CO e Ca do solo e redução nos teores de Al foram observados na Caatinga enquanto que na Floresta Decídua os teores de Mg e K foram alterados com a queimada. Na Floresta Estacional o fogo não promoveu alterações nas propriedades químicas do solo. Logo, apesar de existirem diversos estudos sobre o impacto do fogo nas propriedades do solo, poucos estudos têm sido observados sobre as mudanças promovidas pelo fogo em áreas do semiárido brasileiro, sobretudo nas frações da matéria orgânica do solo.

Palavras-chave: incêndios florestais, Parque Nacional de Ubajara, carbono orgânico do solo

Abstract

Forest fires promote negative impacts the environment, compromising the chemical, physical and biological properties of the soil. In the Northeastern Semi-Arid, the highest incidence of forest fires is intensified by the irregular distribution of rainfall associated the high temperatures and practices of deforestation and burned commonly adopted in the region. The objective of this study was to evaluate the effects forest fires in the chemical attributes of soils in areas of Caatinga, Seasonal and Deciduous Forest vegetation present in the surroundings of the Ubajara National Park. Soil samples were

collected of 0-20 cm depth to determine soil chemical attributes. The fire in the Caatinga promoted changes in the soil properties due to the greater thickness of the Ground cover existing in the Forest areas in relation to the Caatinga. Increases in pH, CO and Ca values of the soil and reduction of Al levels were observed in the Caatinga, while in the Deciduous forest the Mg and K contents were altered with in the burned area. In the Seasonal Forests the fire did not promote changes in the chemical properties of the soil. Therefore, although there are several studies on the impact of fire in soil properties, few have been performed on the changes promoted by fire in region of the Brazilian semi-arid, especially in the soil organic matter fractions.

Keywords: forest fires, Ubajara National Park, soil organic carbono.

3.1 Introdução

Um dos grandes desafios atuais da ciência é conhecer e compreender os efeitos do fogo sobre as florestas tropicais no Brasil. As pesquisas para conhecer e compreender, os efeitos do fogo sobre as florestas tropicais no Brasil são relativamente recentes. Tais estudos foram impulsionados a partir da década de 1980 devido os incêndios tomarem proporções cada vez maiores na Floresta Amazônica.

Ao longo do tempo, a redução da cobertura vegetal, o aumento das atividades antrópicas e a mudança espaço temporal do clima tem resultado em um aumento no risco de incêndios florestais (KRAWCHUK *et al.*, 2009; TETTO *et al.*, 2015). Este cenário é muito preocupante devido os incêndios florestais contribuírem com a poluição atmosférica, com as mudanças climáticas e por constituir um dos eventos mais danosos aos ecossistemas (MAGALHÃES *et al.*, 2012).

O fogo nas florestas tropicais promove inúmeros impactos ecológicos como a perda no estoque de biomassa, alterações no ciclo hidrológico e de nutrientes (Salati e Vosep 1984) e redução da biodiversidade (DURIGAN; MELO, 2010). No solo pode ocasionar uma série de modificações na sua natureza física, química e biológica (SOUZA *et al.*, 2011). Redin (2011) e Cassol *et al.* (2004) ressaltam que a queima pode promover modificações na taxa de infiltração e evapotranspiração da água do solo; na porosidade, evidenciadas pela diminuição do volume de macroporos; no tamanho de agregados no aumento do grau de suscetibilidade dos solos à erosão hídrica e eólica.

A ampliação do escoamento superficial e dos processos erosivos em áreas queimadas ocorre devido a elevação da temperatura do solo alterar o processo de umedecimento e secagem, mecanismo auxiliar no processo de compactação, que reduz ainda mais a capacidade de infiltração de água do solo. Logo, o aquecimento do solo afeta a sua umidade, proporcionando-lhe variações volumétricas (OLIVEIRA, 2012).

O grau de aquecimento do solo durante a queima depende de diversos fatores, tais como a disponibilidade de material combustível vegetal, que influenciará na intensidade do fogo; o grau de umidade do solo, pois solos mais úmidos se aquecem menos; e o grau de umidade vegetal que é importante porque materiais secos dispersam a combustão mais rapidamente (COSTA, 2015).

A camada superficial destaca-se com a maior suscetibilidade as ações do fogo (SIMON, 2016). Na superfície do solo os efeitos são a rápida disponibilidade de nutrientes devido a queima acelerar a mineralização química ou biológica (RHEINHEIMER, 2003). Porém, queimadas mais severas e frequentes podem conduzir, a médio e longo prazo à deterioração das propriedades químicas do solo (DICK *et al.*, 2008).

O impacto do fogo na quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo depende, principalmente, da intensidade do fogo, tipo de vegetação e textura do solo (KNICKER, 2007). No Brasil, especialmente em solos subtropicais, estudos sobre o impacto da queima da vegetação na qualidade e quantidade da MOS ainda são incipientes (DICK *et al.*, 2008). Essa lacuna é ainda maior quando a busca é por estudos a cerca das resposta dos diferentes tipos de vegetação, sobretudo as do tipo Savanas ou Caatingas, a ação do fogo nas propriedades químicas do solo.

A Caatinga é um dos biomas mais afetados por incêndios no Brasil. Ele ocupa 10% do território nacional e tem sido preservado em unidades de conservação como a do Parque Nacional de Ubajara. Contudo, a ocorrência de incêndios florestais mesmo sendo em áreas de Unidades de Conservação e na sua zona de entorno é uma grave ameaça para a conservação da biodiversidade e manutenção de processos ecológicos. Rico em biodiversidade esse bioma trata-se da única ecorregião de floresta tropical seca do mundo, cercada por florestas úmidas e semi-úmidas, formando um complexo mosaico de vegetação, que constitui um centro global de biodiversidade.

Diversos estudos abordam que o impacto do fogo na Floresta Amazônica promovem a perda da riqueza com diferentes capacidades de resposta dos ecossistemas em função da intensidade do fogo e das perturbações anteriores (IVANAUSKAS *et al.* (2003). Isso se deve ao fato do bioma Amazônia ser o bioma mais afetado por incêndios florestais. No entanto, ainda são raros os estudos que analisam os impactos do fogo e o desenvolvimento pós-fogo em vegetações do tipo Caatinga (Silva *et al.* 2005; Melo *et al.* 2007; Balch *et al.* 2008).

Pesquisas de identificação e monitoramento de queimadas por focos de calor começaram a ser desenvolvidas para a Caatinga. Entretanto, é importante ressaltar que é necessário o desenvolvimento de estudos a fim de verificar os seguintes questionamentos sobre o impacto do fogo: existe diferenças entre a Caatinga e Floresta Decídua e Floresta Estacional queimada e não queimada? Qual é o impacto do fogo nas propriedades do solo? Qual tipo de vegetação tem uma maior ou menor resiliência a ação do fogo.

Diante do exposto, o estudo foi desenvolvido com o objetivo de verificar os efeitos de incêndios florestais nos atributos químicos dos solos nas vegetações Caatinga, Floresta Estacional e Decídua presentes no entorno do Parque Nacional de Ubajara e seu entorno a fim de verificar qual desses ecossistemas é o mais susceptível a ação do fogo.

3.2 Material e métodos

3.2.1. Caracterização da área estudada

O Parque Nacional de Ubajara (PNU), conhecido por seu clima ameno em plena região semiárida, foi criado em 30 de abril de 1959, com área de 563 ha com objetivo de preservar o ecossistema da Caatinga. Em 2002, seus limites foram ampliados para 6.288 ha e abrange os municípios de Ubajara, Tianguá e Frecheirinha.

O clima da região é caracterizado por apresentar dois períodos climáticos bem distintos: um chuvoso e com temperaturas relativamente mais baixas, que ocorre nos meses de janeiro a junho e outro, praticamente sem chuvas que se prolonga de julho a dezembro. A temperatura média é de 20 a 22° na Serra da Ibiapaba e em torno de 24 e 26° na depressão periférica. Os meses de junho e julho apresentam temperaturas

mais amenas, enquanto outubro e novembro destacam-se como os mais meses mais quentes (ICMBio, 2002; IBAMA, 2006).

A região é considerada por alguns pesquisadores como remanescente de mata atlântica, com prioridade máxima para conservação (ICMBio, 2002). Com uma rica diferenciação de tipologias na vegetação em virtude das variações de umidade e relevo, a vegetação proporciona a região ambientes muito distintos. No planalto ocorre a mata úmida, sustentada pelas chuvas orográficas, enquanto no sertão encontra-se a Caatinga. Já na zona de entorno predominam quatro tipos de ecossistemas: Caatinga, Carrasco, Mata Seca e Mata úmida (ICMBio, 2002).

Em relação aos tipos de solos predominantes na região, o Parque Nacional de Ubajara caracteriza-se por três tipos predominantes de solos: Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico, Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e Neossolos Litólicos.

Os Latossolos são encontrados na mata úmida do PNU, e classificados como distróficos, bem drenados, ácidos, com baixa saturação de base e alta saturação de alumínio, fertilidade natural baixa a média (ICMBio, 2002).

Os Argissolos ocupam grande parte das áreas de encosta do Parque, são caracterizados como ácidos, de fertilidade natural média e eram cultivados com café e frutíferas, pelos antigos proprietários da área. Os Neossolos Litólicos são encontrados nas altitudes mais baixas do PNU e ocupam parte da mata seca. São solos rasos, com fertilidade natural de média a alta, com alta capacidade de troca catiônica, elevada saturação de bases, baixa saturação de alumínio, pouca acidez e ótimos teores de fósforo (ICMBio, 2002).

3.2.2. Descrição das áreas amostrais

As áreas queimadas foram selecionadas mediante o critério de se obter áreas com queimadas recentes a mais representativa possível para os biomas Caatinga, Mata Atlântica e Mata Seca. Para tanto, foi realizada reuniões com os brigadistas do Prevfogo e a Engenheira Ambiental responsável pelo Parque Nacional de Ubajara para análise e seleção das áreas a serem analisadas neste estudo tendo como base o banco de dados existente que indica a localização e extensão das áreas queimadas (Figura 31).

A primeira área amostrada é caracterizada por uma vegetação popularmente conhecida como Mata Úmida Serrana. Localizada sobre os setores mais elevados, na chapada ou topo da serra, esse tipo de vegetação ainda preserva remanescentes da primitiva floresta tropical pluvial, embora percebe-se que houve interferência antrópica, antes da criação do Parque. Provavelmente a altitude e a exposição dos ventos úmidos sejam os principais determinantes da ocorrência deste tipo de floresta.

A mata úmida é caracterizada por apresentar em geral, árvores lenhosas de caules retilíneos, espessos, com alturas que alcançam os 30 metros, cobertos muitas vezes por diversas epífitas, como líques, briófitas, pteridófitas, orquídeas, bromélias e lianas (FERNANDES, 1998).

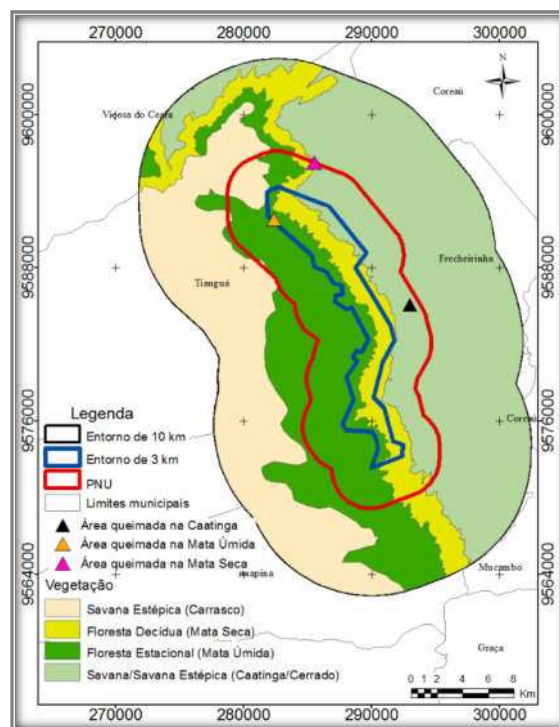


Figura 46 - Localização das áreas queimadas amostradas e seus respectivos tipos de vegetação no PNU e zona de entorno.

A área queimada selecionada para analisar o impacto do fogo em uma vegetação do tipo floresta decídua localiza-se no Sítio Laranjeiras em Tianguá (Figura 47). O incêndio ocorreu em 02 de dezembro de 2016 e teve início às 13:48h com extinção do fogo às 19:53h abrangendo uma área de 5,72 hectares. As primeiras medidas de

combate ao incêndio iniciaram as 14:28h devido a sua maior proximidade a sede administrativa do PNU em relação a área queimada de caatinga e mata seca.



Figura 47 - Queimada em área de vegetação do tipo Mata Úmida.

Na encosta do Parque predomina a Floresta Estacional Decidua, vulgo mata seca que ocupa os níveis inferiores na vertente e ainda os níveis mais próximos do pediplano. São áreas menos úmidas que chegam a cobrir toda a extensão da encosta. No Parque Nacional de Ubajara constitui a mais expressiva mancha vegetal, no que se refere à amplitude ecológica. Nesse tipo de vegetação foram registrados tantos indivíduos da mata úmida, em menor escala como da caatinga.

O incêndio na área de mata seca teve início no dia 26 de novembro de 2016 e teve início as 14:10h com extinção do fogo as 17:40h (Figura 48). Localizado no sítio Acarape em Tianguá, esse incêndio abrangeu uma área de 2,67 hectares onde as primeiras ações de combate ao incêndio iniciaram as 14:57h.

A Caatinga é o tipo de vegetação xerófila que não ocorre propriamente na área do PNU, porém abrange a depressão sertaneja dos municípios de Tianguá, Ubajara, Ibiapina e Frecheirinha situados na zona de entorno (ICMBio, 2002). São caracterizadas por apresentar formações vegetacionais estacionais, de caráter xerófilo, tropofíticas pela acentuada caducifolia, garranchentas e frequentemente espinhosas (FERNANDES; BEZERRA, 1990).

A área queimada analisada é caracterizada por apresentar uma vegetação do tipo caatinga (Figura 49). Esse incêndio ocorreu no sítio Roça Velha localizado no município

de Frecherinha em 29 de outubro de 2016. O tempo de ação do fogo foi das 13:00 até 19:07 horas e promoveu a queima de uma área com 13,16 hectares.



Figura 48 - Queimada em área de vegetação do tipo Mata Seca

A primeira medida de combate ao fogo ocorreu as 14:50h devido a distância e a dificuldade de acesso da sede administrativa do PNU até o local o que contribuiu para maior extensão de área queimada. Segundo relato dos brigadistas que participaram do combate ao fogo nesta área a causa do incêndio foi devido a queima do lixo da residência do proprietário que inclusive teve parte de sua casa afetada pelo fogo.



Figura 49 - Queimada em área de vegetação do tipo Caatinga.

3.2.3. Coleta das amostras de solo

As coletas das amostras de solo foram realizadas em dezembro de 2016 por caminhamento em ziguezague na profundidade de 0-20 cm com auxílio de um trado holandês (Figura 35). Nas três áreas queimadas e nas três áreas não queimadas (área de referência) para cada tipo de vegetação estudada efetuou-se a coleta de amostras compostas a partir da obtenção de 5 amostras deformadas simples que foram colocadas em um balde de coleta para homogeneização do solo amostrado. No total foram coletadas 150 amostras simples para compor as 30 amostras compostas analisadas.

As amostras de solo foram identificadas, acondicionadas em sacos plásticos e levadas para o Laboratório de Ciências do Solo da Universidade Federal do Ceará onde foram determinadas as características químicas dos solos amostrados.



Figura 50 - Coleta de amostra de solo com o trado holandês nas áreas queimadas.

3.2.4. Análises químicas do solo

O teor de carbono orgânico total (COT) do solo foi obtido por oxidação da matéria orgânica com $K_2Cr_2O_7$ 0,167 mol/L em meio sulfúrico, conforme Yeomans & Bremner (1988), com fonte externa de calor, utilizando bloco digestor a 170 °C por 30 minutos. O excesso de dicromato, após a oxidação, foi titulado com solução de sulfato ferroso amoniacal ($Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$) de 0,2 mol L⁻¹.

O fósforo (P) disponível, K^+ e Na^+ trocáveis foram extraídos com o uso de 100 mL de solução extratora de Mehlich I (HCL 0,05M + H_2SO_4 0,0125M) e 10 g de TFSA (Terra fina seca ao ar), agitados por 5 minutos, seguido de repouso por 12 horas de acordo

com metodologia desenvolvida por Mehlich (1953) descrita pela EMBRAPA (1997). A determinação de P disponível foi feita por fotocolorimetria com comprimento de onda 660 nm, enquanto as K^+ e Na^+ trocáveis foram determinadas por fotometria de chama.

3.2.5. Análises estatística

Os resultados dos atributos químicos do solo foram submetidos ao teste de T pareado, a 5 % no programa estatístico R (R Development Core Team, 2011), visando a comparação separada dos valores obtidos para cada área queimada nos diferentes tipos de fitofisionomia estudada e sua respectiva área de referência, ou seja, área não queimada.

3.3 Resultados e discussão

O fogo na Caatinga promoveu alterações nas propriedades do solo mais relevantes do que nas áreas de Floresta Estacional Sempre Verde (mata úmida) e Floresta Decídua (mata seca ou de transição). Tais resultados podem ser associados a maior espessura da manta orgânica ou cobertura do solo existente nas áreas de Floresta em relação a Caatinga que devido sua maior espessura e umidade promoveram uma maior proteção contra o impacto do fogo no solo.

Os solos da Caatinga possuem uma cobertura vegetal formada principalmente por folhas, sobretudo na época de estiagem, com baixo teor de umidade que favorece os riscos de incêndios visto que as espécies lenhosas que compõem esse ecossistema são do tipo caducifólia e perdem a folhagem no início da estação seca (ANDRADE LIMA, 1981; RIBEIRO *et al.*, 2012).

Neste sentido, Nepstad *et al.* (1999) comentam que os ecossistemas mais inflamáveis têm abundância de material combustível fino e seco e de fácil ignição concentrado próximo à superfície do solo. No topo da lista segundo esses autores, os ecossistemas altamente inflamáveis estão os campos naturais e as savanas, os quais estão sujeitos a secas sazonais severas.

Por outro lado, os ecossistemas florestais geralmente são menos propensos a incêndios que os campos naturais e as savanas, muito embora eles contenham mais material combustível. Isso acontece porque o combustível na floresta está mais distante

da superfície do solo do que nas savanas. Além disso, grande parte da biomassa está nos troncos das árvores que, para queimar requerem um tempo maior de contato direto com o fogo, em comparação com folhas secas (NEPSTAD et al., 1999).

Outro fator importante que pode justificar o maior impacto do fogo no ecossistema da Caatinga é o microclima diferenciado que ocorre quando comparamos a Floresta com a Caatinga. Nas florestas, o perfil do solo mais profundo favorece o acúmulo de água no solo dificultando a propagação e o maior impacto do fogo no solo.

Segundo Nepstad et al. (1999), as florestas também são menos inflamáveis devido ao microclima úmido e sombreado do seu interior, pois pesquisas indicam que até 98% da luz solar que intercepta o dossel da floresta tropical úmida, por exemplo, não chega a alcançar a camada de combustível fino no chão. A maior parte da luz solar é absorvida ou refletida pelo dossel. Com o ar mais úmido, a camada de combustível fino somente perderá umidade e se tornará inflamável quando a temperatura for alta o suficiente para reduzir a umidade relativa do ar (CHAZDON et al., 1996).

Na Caatinga o fogo promoveu um aumento significativo do pH de 5,26 na área de referência (caatinga não queimada) para 5,76 na área queimada (Figura 51). Por outro lado, os efeitos do fogo nos ecossistemas de Floresta Estacional e Floresta Decídua não alteraram os valores de pH do solo. Tais resultados concordam com Sampaio, et al (2003) quando verificaram que pode ocorrer aumento do pH nas camadas superficiais do solo logo após as queimadas.

O efeito do fogo nos teores de carbono orgânico do solo promoveu um aumento de 9,37 g/kg de C (área de referência) para 11,84 g/kg na área queimada. Esses resultados diferem da maioria dos estudos realizados para avaliar o impacto do fogo no solo, pois espera-se que a queima da vegetação morta aumente a disponibilidade de carbono orgânico e reduza seus teores no solo (RHEINHEIMER et al., 2003).

O aumento nos teores de carbono orgânico do solo após a ação do fogo foi observado em algumas pesquisas (GONZÁLEZ-PÉREZ et al., 2004), porém recentemente pesquisas tem chamado a atenção para os conflitos existentes quanto ao efeito do fogo na matéria orgânica do solo (REDIN et al., 2011; VERMA; JAYAKUMAR, 2012). De acordo Gonzalez Perez et al. (2004) e Knicker (2007), o impacto do fogo na quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo é altamente

variável e depende especialmente da intensidade do fogo, da vegetação e da umidade e tipo de solo.

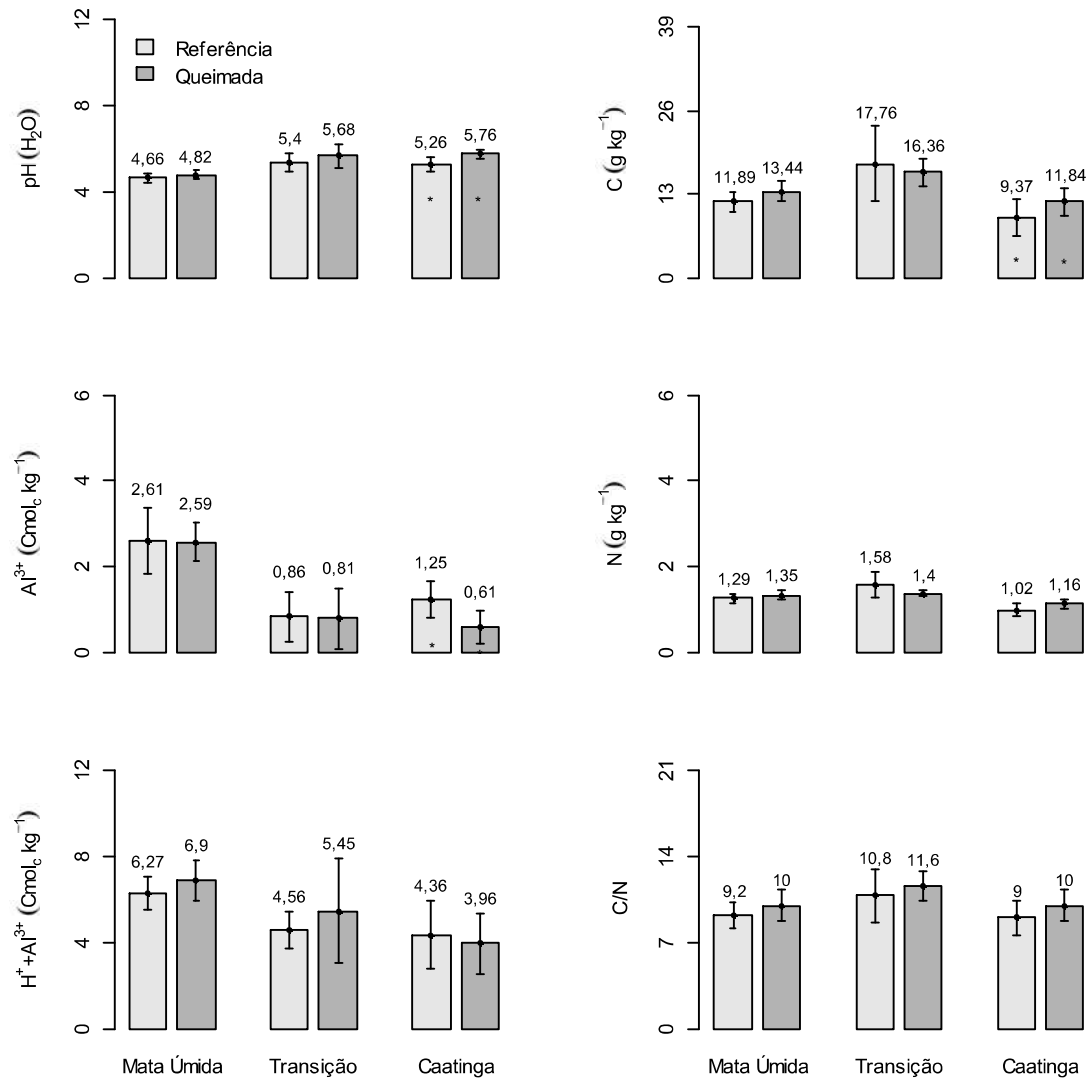


Figura 51 - Atributos dos solos (pH, C, N, Al, C/N, H+Al) nas áreas de referência (não queimada) e queimada nos ecossistemas de Floresta Estacional (Mata úmida), Floresta Decídua (Mata seca ou de transição) e Caatinga antes e após o incêndio. * Diferença estatística entre tratamentos de acordo com o teste t pareado.

Incêndios de gravidade baixa ou média, que não causam degradação total da cobertura orgânica, não têm efeito imediato significativo na redução do COT. Após um

ou mais eventos de queimada é possível que ocorra uma redução mais significativa nos níveis de carbono no solo (CUI *et al.*, 2014).

A degradação parcial da cobertura do solo pode promover aumentos de COT após a queimada devido ocorrência do fogo proporcionar a incorporação no solo de cinzas parcialmente queimadas oriundas de uma combustão incompleta resultando no aumento da aromaticidade e acúmulo de C no solo (ALMENDROS *et al.*, 1992; CERTINI, 2005; VARELA *et al.*, 2010, CERTINI *et al.*, 2011; VERGNOUX, 2011). Além disso, a decomposição parcial de raízes devido ao aquecimento do solo também pode contribuir para o aumento do conteúdo em COS (LUDWIG *et al.*, 1996).

A ação do fogo sobre a matéria orgânica produz resíduos quimicamente alterados (PRESTON; SCHMIDT, 2006). As mudanças na matéria orgânica do solo causadas pelo fogo levam à formação de húmus piromórfico que consiste em um material composto de substâncias macromoleculares reorganizadas, apresentando fraca propriedade coloidal e alta resistência à degradação microbiana (ALMENDROS *et al.*, 1984; GONZÁLEZ-PÉREZ *et al.*, 2004). Dessa forma, durante a queima da biomassa, uma considerável reorganização das formas de carbono ocorre e formas de carbono orgânico resistente à oxidação são formadas (SCHULZE *et al.*, 2000; HOBLEY *et al.*, 2017).

Neste sentido, estudos também tem relatado aumentos dos teores de matéria orgânica no solo após fogo. Resultados similares ao observados neste estudo quanto ao aumento de COS no solo foram observados por Araújo (2008) no Acre, o qual constatou maiores teores de C em áreas de floresta convertidas para pastagem mediante a queima. Pessoa *et al* (2012) também observaram aumentos nos teores de carbono orgânico do solo após fogo em uma área com capoeira na região do Agreste do Estado de Pernambuco.

O menor teor de Al trocável (0,61 $\text{Cm}_{\text{oc}}/\text{kg}$) nos solos da Caatinga após a queimada pode estar relacionado ao aumento do pH solo. Nestas condições, o Al trocável é neutralizado pela precipitação na forma oxihidróxidos. De acordo com Kleinman *et al.* (1995), a queima também favorece o aumento do pH e a diminuição da saturação de alumínio.

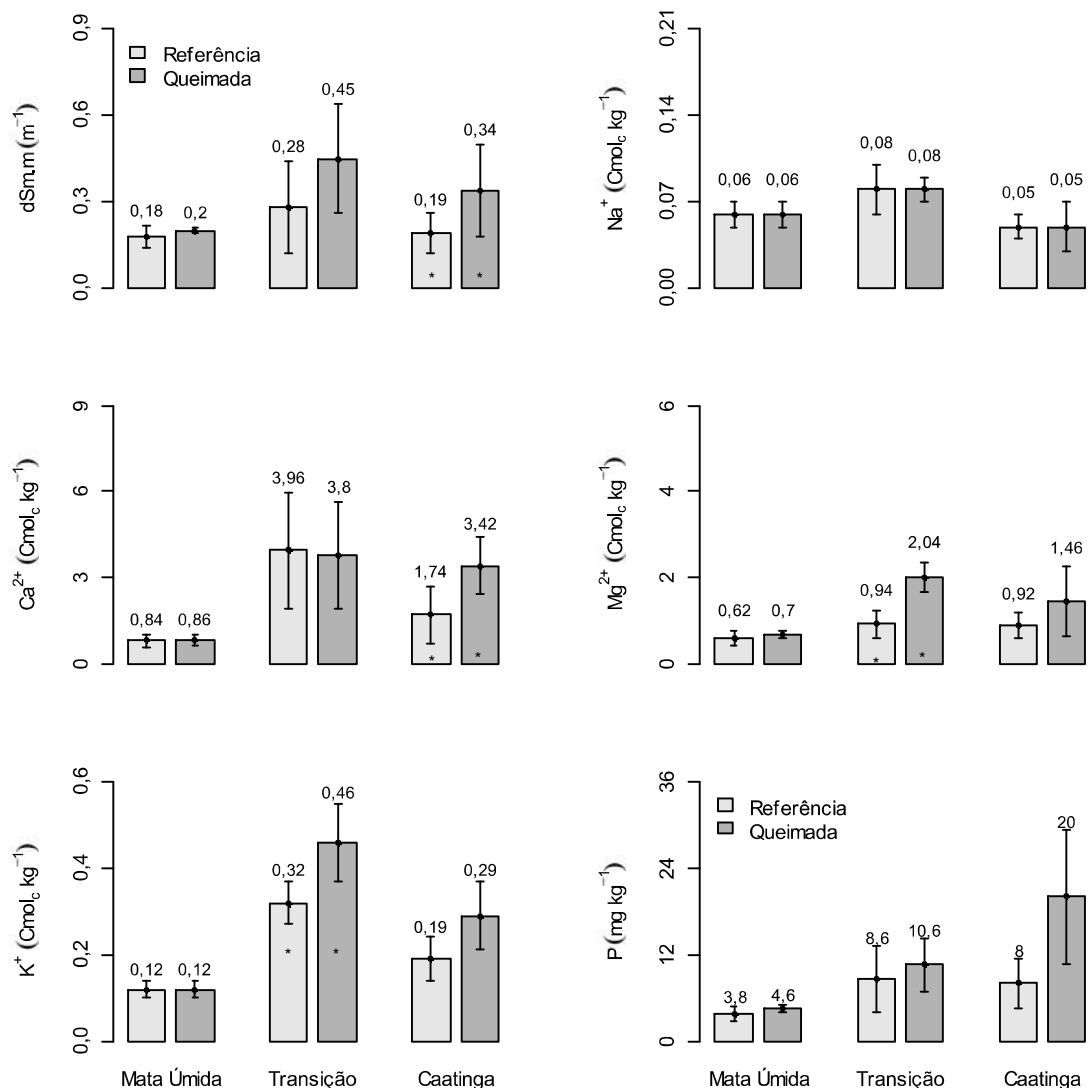


Figura 52 - Atributos dos solos (Na, Ca, Mg, K e P) nas áreas de referência (não queimada) e queimada nos ecossistemas de Floresta Estacional (Mata úmida), Floresta Decídua (Mata seca ou de transição) e Caatinga antes e após o incêndio. * Diferença estatística entre tratamentos de acordo com o teste t pareado.

A ação do fogo no solo mineraliza a matéria orgânica promovendo aumentos na quantidade de nutrientes disponíveis, no entanto estes ficam mais suscetíveis à lixiviação (MOREIRA et al., 2010). O teor de Ca trocável foi superior na área queimada no solo de Caatinga concordando com os resultados obtidos por Dick et al. (2008). Nas áreas de Floresta Estacional e Decídua a não alteração nos teores deste nutriente pode

ser associado ao fato de que são necessárias temperaturas altas no solo para disponibilizar o Ca que faz parte da composição da estrutura da parede celular das plantas. Entretanto, esta temperatura não deve ser superior a 1240° C, pois a partir deste valor o elemento químico é volatilizado (WEAST, 1988).

A disponibilidade de nutrientes presentes nas cinzas é influenciada pelas temperaturas atingidas durante a combustão e pelas características da vegetação (SOTO; DIAZ-FIERROS, 1993). Logo, é provável que nas áreas queimadas de Floresta (Mata Úmida e Mata Seca) o solo não tenha atingido esta temperatura o que culminou na não alteração nas áreas queimadas e não queimadas dos teores de Ca do solo.

Na Floresta Decídua o fogo promoveu incrementos nos teores de K e Mg quando comparado a área não queimada (Figura 52). Esse comportamento também foi observado na área de Caatinga queimada, porém a diferença não foi significativa. Tais resultados podem ser associados ao tipo da espécie presente nos ecossistemas estudados que pode alterar a disponibilidade deste nutriente no solo.

Apesar de existirem diversos estudos sobre o impacto do fogo nas propriedades do solo poucos estudos têm sido observados sobre as mudanças promovidas pelo fogo nas frações da matéria orgânica, sobretudo em áreas do semiárido brasileiro.

3.4 Conclusões

O fogo na Caatinga promoveu alterações nas propriedades do solo mais significativas do que nas áreas de Floresta Estacional Sempre Verde (mata úmida) e Floresta Decídua devido a maior espessura da manta orgânica existente nas áreas de Floresta em relação a Caatinga na qual favorece uma maior umidade e proteção contra o impacto do fogo no solo.

Nas Florestas Estacional o fogo não promoveu alterações nas propriedades químicas do solo indicando uma maior resiliência desse ecossistema a ação do fogo provavelmente devido o material mais combustível está mais distante da superfície do solo, pois parte da biomassa está localizada nos troncos das árvores.

Na Caatinga o fogo promoveu um aumento significativo dos valores de pH, carbono orgânico e cálcio do solo e redução nos teores de alumínio enquanto que na Floresta Decídua os teores de Mg e K foram alterados com a queimada. Logo, apesar

de existirem diversos estudos sobre o impacto do fogo nas propriedades do solo, poucos estudos têm sido observados sobre as mudanças promovidas pelo fogo em áreas do semiárido brasileiro, sobretudo nas frações da matéria orgânica do solo.

3.4 Referências

ALMENDROS, G.; GONZÁLEZ-VILA, F. J.; MARTIN, F.; FRUND, R.; LUDEMANN, H. D.; Solid state NMR studies of fire-induced changes in the structure of humic substances. **Sci Total Environ**, v.117/118, p.63 – 74, 1992.

ALMENDROS, G.; POLO, A.; IBÁÑEZ, J. J.; LOBO, M. C. Contribucion al estudio de la influencia de los incendios forestales en las características de la materia orgánica del suelo. I: Transformaciones del humus en un bosque de Pinus pinea del centro de España. *Revista Ecol Biol Sol*. v.21, p. 7-20, 1984.

ANDRADE-LIMA, D. de. 1978. Vegetação. P. 131-135. In R. C. Lins (ed.), **Bacia do Parnaíba: aspectos fisiográficos**. Instituto Joaquim Nabuco de Pesquisas Sociais (Série Estudos e Pesquisas, 9), Recife.

CERTINI, G. Effects of fire on properties of forest soils: a review. **Oecologia**, v.143, p.1-10, 2005.

Certini, G., Nocentini, C., Knicker, H., Arfaio, P., Rumpel, C., 2011. Wildfire effects on soil organic matter quantity and quality in two fire-prone Mediterranean pine forests. **Geoderma** 167–168, 148–155.

CUI, X.; GAO, F.; SONG, J.; SANG, Y.; SUN, J.; DI, X. Changes in soil total organic carbon after an experimental fire in a cold temperate coniferous forest: A sequenced monitoring approach. **Geoderma**. v.226–227, p. 260–269, 2014.

DICK, D. P. Impacto da queima nos atributos químicos do solo, na composição da matéria orgânica e na vegetação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília**, v. 43, n. 5, p. 633-640, 2008.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. revista e atualizada. Rio de Janeiro: CNPS/ Conhecendo o Pantanal 45 Embrapa, 1997. 212 p.

FERNANDES, A. **Fitogeografia brasileira**. Fortaleza: Multigraf, 1998. 339 p.

FERNANDES, A.; BEZERRA, P. 1990. **Estudo Fitogeográfico do Brasil**. Fortaleza, Stylus Comunicações. 205 p.

FERNANDES, P.; FERREIRA, F.R. Efeitos do fogo no solo e no regime hidrológico. In: FERREIRA, A. D.; COELHO, C.; SILVA, J. S.; ESTEVES, T. **Ecologia do Fogo e Gestão de Áreas Aridas**. Lisboa: Editora Textype, 2010. v.1, p. 14-20.

GONZÁLEZ-PÉREZ, J.A., GONZÁLEZ-VILA, F.J.; ALMENDROS, G.; KNICKER, H.; 2004. The effect of fire on soil organic matter — a review. **Environ. Int.** 30, 855–870.

HOBLEY, E. U.; BRERETON, A. J. L. G.; WILSON, B. Forest burning affects quality and quantity of soil organic matter. **Science of the Total Environment.** v.575, p. 41-49, 2017.

IBAMA. **Plano operativo de operação de combate aos incêndios florestais do Parque Nacional de Ubajara.** 2;p. 2006.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - ICMBio. **Plano de manejo do Parque Nacional de Ubajara.** ICMBio, 2002. Disponível em:<<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/unidades-de-conservacao>>. Acesso em: 20 abr. 2015.

KNICKER, H. How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. **Biogeochemistry**, v.85, p.91-118, 2007.

KRAWCHUK, M. A.; MORITZ, M. A.; PARISIEN, M.; DORN, J. V.; HAYHOE, K. Global pyrogeography: the current and future distribution of wildfire. *PloSONE*, São Francisco - CA, v. 4, n. 4, e5102, 2009.

LUDWIG, W.; PROBST, J. L.; KEMPE, S. Predicting the oceanic input of organic carbon by continental erosion. **Global Biogeochemistry Cycles**, v. 10, p. 23-42, 1996.

MEDEIROS, M.B.; FIEDLER, N.C. Incêndios florestais no Parque Nacional da Serra da Canastra: desafios para a conservação da biodiversidade. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.14, n. 2, p. 157-168, 2004.

MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Impacto do fogo e dinâmica da regeneração da comunidade vegetal em borda de Floresta Estacional Semidecidual (Gália, SP, Brasil). **Revista Brasil.** v.33, n.1, p.37-50, 2010.

NUNES, L. A. P.; ARAÚJO FILHO, J. A.; MENEZES, R. I. Q. Impacto da queimada e do pousio sobre a qualidade de um solo sob Caatinga no semiárido Nordeste. **Caatinga**, v.19, n.2, p.200-208, 2006.

REDIN, M.; SANTOS, G. F.; MIGUEL, P.; DENEGA, G. L.; LUPATINI, M.; DONEDA, A.; SOUZA, E.L. Impactos da queima sobre atributos químicos, físicos e biológicos do solo. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 2, p. 381-392, 2011.

RHEINHEIMER, D.S.; SANTOS, J.C.P.; FERNANDES, V.B.B.; MAFRA, A.L.; ALMEIDA, J.A. Modificações nos atributos químicos de solo sob campo nativo submetido à queima. **Ciência Rural**, v.33, p.49-55, 2003.

SIMON, C. A.; RONQUI, M. B.; ROQUE, C. G.; DESENSO, P. A.Z.; SOUZA, M. A.V.; KÜHN, I. E.; CAMOLESE, H. S.; SIMON, C. P. Efeitos da queima de resíduos do solo sob atributos químicos de um latossolo vermelho distrófico do Cerrado. **Nativa**, Sinop, v.4, n.4, p.217-221, 2016.

TETTO, A. F.; SOARES, R. V.; BATISTA, A. C.; WENDLING, W. T. Incêndios florestais atendidos pela klabin do Paraná no período de 1965 a 2009. **Cerne**, v. 21, n. 3, p. 345-351, 2015.

VARELA, M.E.; BENITO, E.; KEIZER, J.J. Wildfire effects on soil erodibility of woodlands in NW Spain. **Land Degradation and Development**, v.21, p. 75-82, 2010.

VERGNOUX, A.; DI ROCCO, R.; DOMEIZEL, M.; GUILIANO, M.; DOUMENQ, P.; THÉRAULAZ, F. Effects of forest fires on water extractable organic matter and humic substances from Mediterranean soils: UV-vis and fluorescence spectroscopy approaches. **Geoderma**, Amsterdam, v.160, p.434-443, 2011.

VERMA, S.; JAYAKUMAR, S.; Impact of forest fire on physical, chemical and biological properties of soil: A review. **Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences**, v.2, n.3, p.168-176, 2012.

WHITE, B. L. A.; RIBEIRO, A. S.; WHITE, L. A. S.; RIBEIRO, G. T. Caracterização do material combustível superficial no parque nacional serra de itabaiana – Sergipe, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 3, p. 699-706, 2014.

4. ANÁLISE ESTRUTURA DA PAISAGEM: FRAGMENTAÇÃO DE HABITATS DA CAATINGA E MATA ATLÂNTICA

Resumo

O aumento das perturbações antrópicas tem promovido grandes impactos na fragmentação das paisagens os quais resultam na alteração da umidade do ar, temperatura e radiação solar e na formação de paisagens com pouca diversidade de hábitat. O objetivo deste estudo foi avaliar a dinâmica da estrutura da paisagem na vegetação Caatinga e remanescentes de Mata Atlântica do Parque Nacional de Ubajara e sua zona de amortecimento (ZA) por meio de métricas da paisagem e sistemas de informação geográfica. A área de estudo foi o Parque Nacional de Ubajara e sua zona de amortecimento que está localizado no Estado do Ceará, no Nordeste brasileiro. Foram utilizadas imagens dos satélites Landsat 5 e 8 para o período chuvoso e seco dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016. As análises da estrutura da paisagem foram realizadas por meio de métricas calculadas. No total foram identificados 38, 77, 93 e 287 fragmentos no período chuvoso no PNU e 1144, 1534, 1473 e 4013 na ZA nos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016, respectivamente. A vegetação densa ocupa uma maior área no período seco nos anos de 1985 e 1996 com 30,52 e 27,56 ha no PNU e 15,73 e 17,22 ha na ZA. Nas próximas décadas estudadas esses valores foram reduzidos para 2,30 e 3,90% no PNU e 0,49 e 1,0%, na ZA. A análise do conjunto de métricas estudadas evidenciam que existe um aumento na fragmentação da paisagem e que a vegetação da Caatinga presente na ZA é a mais fragmentada com maior susceptibilidade aos efeitos de borda da paisagem o que aumenta a fragilidade desse ecossistema quanto a manutenção da sua biodiversidade.

Palavras-chave: fragmentos florestais, sistema de informação geográfica, métricas da paisagem, semiárido.

4. STRUCTURE ANALYSIS OF THE LANDSCAPE: FRAGMENTATION OF HABITATS OF CAATINGA AND ATLANTIC FOREST

Abstract

Increased anthropogenic disturbances have led to major impacts on landscape fragmentation resulting in changes in air humidity, temperature and solar radiation, and in the formation of landscapes with low habitat diversity. The objective of this study was to evaluate the dynamics of landscape structure in the Caatinga vegetation and Atlantic Forest remnants of the Ubajara National Park and its buffer zone (BZ) through landscape metrics and geographic information systems. The area of study was the Ubajara National Park and its buffer zone that is located in the State of Ceara, in the Brazilian Northeast. Images from the Landsat 5 and 8 satellites were used for the rainy and dry periods of the years 1985, 1996, 2006 and 2016. The landscape structure analyzes were performed using metrics calculated using the Patch Grid 4.0, Fragstats Interface, in the ArcGIS 10.0. In total, 38, 77, 93 and 287 fragments were identified in the rainy season in the Ubajara National Park and 1144, 1534, 1473 and 4013 in the buffer zone in the years of 1985, 1996, 2006 and 2016, respectively. The dense vegetation occupies a greater area in the dry period in the years of 1985 and 1996 with 30.52 and 27.56; In the Ubajara National Park and 15.73 and 17.22 in the buffer zone. In the next decades, these values were reduced to 2.30 and 3.90% in the Ubajara National Park and 0.49 and 1.0% in the buffer zone. The analysis of the set of metrics showed that there is an increase in the fragmentation of the landscape and that the Caatinga vegetation which can be found in the buffer zone is the most fragmented with greater susceptibility to the edge effects of the landscape, which increases the fragility of this ecosystem as the maintenance of its Biodiversity.

Keywords: forest fragments, geographic information system, landscape metrics, Semiarid.

4.1 Introdução

O uso e ocupação do solo sem planejamento têm implicado na perda da biodiversidade nos diversos biomas brasileiros o que tem dificultado a gestão ambiental dessas áreas, especialmente em Unidades de Conservação. As paisagens naturais das UC muitas vezes estão envolvidas por ambientes antropizados que vêm sendo caracterizadas por fragmentos florestais (SILVA e SOUZA, 2014).

A fragmentação de habitats consiste na substituição de grandes áreas de floresta nativa por outro ecossistema que promovem a formação de manchas isoladas, com decréscimo no tamanho da população e até mesmo a extinção de algumas espécies (MURCIA, 1995; FEER e HINGRAT, 2005). Nesse sentido, Viana (1990) define um fragmento florestal como uma área de vegetação natural interrompida por barreiras antrópicas ou naturais como por exemplo estradas, povoados, culturas agrícolas e florestais, pastagens, montanhas, lagos e represas capazes de diminuir significativamente o fluxo de animais, pólen e, ou, sementes.

A formação de novos fragmentos florestais ocorre principalmente devido a expansão e intensificação do uso da terra que associadas ao desmatamento e ao uso do fogo tem promovidos avanços na fragmentação das paisagens (CALEGARI *et al.*, 2010).

No semiárido nordestino, este cenário pode ser ainda mais grave devido a adoção da queimada como prática comum em limpeza de terrenos. Além disso, a baixa umidade relativa do ar, as elevadas temperaturas, existência de material fino e mais combustível associados aos longos períodos de estiagem contribuem para a maior susceptibilidade de ocorrência de incêndios na Caatinga.

A zona de entorno do Parque Nacional de Ubajara que abrange uma vegetação predominante do tipo Caatinga tem sido alvo de atividades antrópicas como desmatamentos e queimadas ilegais que colocam em risco a biodiversidade e a sustentabilidade da região (OLIVEIRA; CABRAL, 2011). De acordo Walz (2011), a fragmentação na zona de entorno do Parque Nacional de Ubajara é visualmente evidente e por isso há necessidade de verificar o quanto o parque pode ser afetado por essa zona de entorno.

Para reduzir a ação dessas atividades e seus impactos bem como subsidiar o desenvolvimento de planos de manejo e gestão das unidades de conservação torna-se imprescindível o monitoramento do uso e ocupação do solo por meio de informações espaço temporais detalhadas das modificações ocorridas na paisagem (MENDOZA *et al.*, 2011).

O monitoramento das mudanças ocorridas na paisagem tem sido realizado em muitos estudos por meio de sensoriamento remoto e Sistemas de Informações Geográficas. Seu uso integrado fornece informações valiosas sobre as características ambientais, tais como a detecção mais precisa dos fragmentos remanescentes e seus estados de conservação (BRITO *et al.*, 2007; LOPES *et al.*, 2010; FERNANDES *et al.*, 2011; PAUDEL; YUAN, 2012; COELHO *et al.*, 2013; FAN e MYINT, 2014). Atualmente, a adoção de geotecnologias associadas a métricas das paisagens tem potencializado o desenvolvimento de estudos para melhor compreender sua estrutura e as mudanças ocorridas na paisagem (MCGARIGAL; MARKS, 1995; VERBOOM *et al.*, 2001, MCGARIGAL *et al.*, 2016).

As métricas ou índices da paisagem são amplamente utilizados em estudos ecológicos e geográficos e provêm informações sobre características estruturais de paisagens complexas (WU, 2004). Podem ser definidas como índices quantitativos que descrevem suas estruturas e seus padrões (HANSKI *et al.*, 1996). Matsushita *et al.* (2006) ressaltam que a investigação da estrutura da paisagem é um pré-requisito para o estudo das funções e processos que ocorrem no ecossistema bem como para a definição de medidas mais eficazes de planejamento e gestão mais sustentável.

Com o intuito de compreender as consequências da fragmentação florestal sobre a conservação da biodiversidade houve um aumentado significativo de estudos realizados com essa temática nos últimos anos. Dentre esses estudos destaca-se os biomas Mata Atlântica e Cerrado como os mais avançados na realização de pesquisas sobre análise da fragmentação e estrutura da paisagem (FUSHITA; 2006; GRECGIO *et al.*, 2009; CALEGARI *et al.*, 2010; VINDOLIN *et al.*, 2011; PEREIRA *et al.*, 2012).

Por outro lado, existe uma grande lacuna que demanda o desenvolvimento de mais pesquisas de análise da estrutura da paisagem para a Caatinga. Em uma revisão de literatura raros são os trabalhos para este bioma no qual destaca-se a pesquisa de Coelho *et al.* (2014), realizado na região semiárida do Estado de Pernambuco, contudo

nenhum estudo foi obtido em área de conservação e zona de amortecimento com ocorrência crescentes de atividades antrópicas como desmatamentos e queimadas ilegais.

Diante deste panorama, vê-se a importância do estudo da evolução dos fragmentos florestais na Caatinga, principalmente para definir programas de manejo e local futuros corredores biológicos a fim de promover a conservação da biodiversidade. Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar a dinâmica da estrutura da paisagem na vegetação Caatinga e remanescentes de Mata Atlântica do Parque Nacional de Ubajara e sua zona de amortecimento (ZA) por meio de métricas da paisagem e sistemas de informação geográfica.

4.2 Material e métodos

4.2.1. Caracterização da área estudada

O estudo foi desenvolvido na área do Parque Nacional de Ubajara e zona de amortecimento de 10 km. O PNU foi criado em 30 de abril de 1959, com área de 563 ha que foi ampliada em 2002 para 6.288 ha. Seus limites abrangem a área total dos municípios de Ubajara e Ibiapina, parte dos municípios de Frecheirinha limitada ao norte pela BR-222 e parte do município de Tianguá limitada ao norte pela BR-222 e a oeste pela CE-187 (ICMBio, 2002).

O PNU caracteriza-se por apresentar dois períodos climáticos bem distintos: um chuvoso e com temperaturas relativamente mais baixas, que ocorre nos meses de janeiro a junho e outro, praticamente sem chuvas que se prolonga de julho a dezembro. A temperatura média é de 20 a 22° na Serra da Ibiapaba e em torno de 24 e 26° na depressão periférica. Os meses de junho e julho apresentam temperaturas mais amenas, enquanto outubro e novembro destacam-se como os mais meses mais quentes (IBAMA, 2006).

A vegetação proporciona ambientes muito distintos que vai deste o planalto até o sertão. No planalto ocorre a mata úmida, sustentada pelas chuvas orográficas, enquanto no sertão encontra-se a Caatinga. Na Zona de Amortecimento do PNU predominam quatro tipos de ecossistemas: Caatinga, Carrasco, Mata Seca e Mata úmida (ICMBio, 2002).

A Caatinga é o tipo de vegetação xerófila predominante no Nordeste brasileiro e encontra-se presente na depressão sertaneja, geralmente sobre solos litólicos ou bruno não-cálcicos, nos municípios de Tianguá, Ubajara, Ibiapina e Frecheirinha, mas não ocorre propriamente na área do PNU (IBAMA, 2002). Em resumo as caatingas representam formações vegetacionais estacionais, de caráter xerófilo, tropofíticas pela acentuada caducifolia, garranchentas e frequentemente espinhosas (FERNANDES; BEZERRA, 1990).

O Carrasco é típico da zona de amortecimento do PNU situada na porção oeste dos municípios de Tianguá, Ubajara e Ibiapina, mas não ocorre dentro da UC. O Carrasco desenvolve-se sobre solos arenosos, derivados de arenitos da formação Serra Grande (ICMBio, 2002). Andrade (1978) distinguiu fisionomicamente o Carrasco da Caatinga pela alta densidade dos indivíduos lenhosos, com troncos finos, uniestratificados e também pela quase ausência de bromeliáceas e cactáceas.

A Mata Seca é predominante na encosta da Serra da Ibiapaba e está presente na área do Parque Nacional de Ubajara, a partir das cotas altitudinais mais baixas até a encosta, incluindo a área dos afloramentos calcários. A Mata Úmida é uma formação florestal higrófila, perenifólia ou subperenifólia, sempre associada à altitude. Está presente nas partes mais altas das escarpas e no topo da Serra da Ibiapaba, constituindo a exuberante vegetação do PNU (IBAMA, 2002). O entorno do PNU possui características diversificadas, enquanto a área planáltica apresenta particularidades morfoclimáticas de remanescentes da Mata Atlântica, e temperaturas mais amenas (LIMA; GUALDANI, 2008).

4.2.2 Pré-processamento das imagens

As imagens orbitais utilizadas foram referentes as datas de 1985, 1996, 2006 e 2016 obtidas dos satélites Landsat 5 e 8. A seleção das imagens foi realizada em intervalos de aproximadamente 10 anos, considerando o período seco e chuvoso (Tabela 8).

Tabela 8 - Dados das imagens Landsat utilizadas para obtenção dos índices espectrais

Órbita	Sensor	Data da imagem
218/63	TM/Landsat 5	25/06/1985
218/63	TM/Landsat 5	29/09/1985
218/63	TM/Landsat 5	22/05/1996
218/63	TM/Landsat 5	11/09/1996
218/63	TM/Landsat 5	06/08/2006
218/63	TM/Landsat 5	09/10/2006
218/63	OLI/Landsat 8	30/06/2016
218/63	OLI/Landsat 8	01/10/2016

As imagens do satélite Landsat 8 são disponibilizadas pelo USGS no portal Land Cover Facility no Datum/Projeção WGS84 UTM Zona 24 N por isso foram reprojetadas para Datum WGS84 e projeção UTM Zona 24 S. As cenas de 2016 após serem reprojetadas foram utilizadas como referência para o registro das cenas obtidas do sensor TM/ Landsat 5 que são disponibilizadas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2017).

As imagens foram submetidas a um recorte para agilizar o processamento e em seguida georeferenciadas com base nas imagens Landsat 8. Para tanto, foram utilizados 20 pontos de controle para obter uma raiz do erro médio quadrático (RMSE) menor que variou de 0,19 a 0,27 pixel para os pontos de teste. A seleção dos pontos de controle foi tomada com base em locais de fácil identificação, tais como intersecções de estradas e de rios, limites de áreas agrícolas ou de diferentes usos e ocupação da terra, dentre outros.

Após o registro das imagens foi realizada a calibração radiométrica por meio da ferramenta de Normalização de Imagens Landsat no programa ArcGIS 10.1. Essa ferramenta permite a conversão dos números digitais (DN) em radiância ($W/(m^2 \text{ sr } \mu m)$) ao nível do sensor. Para tanto, foram utilizados os seguintes parâmetros: QCal (valor do pixel em números digitais; LMax (radiância espectral máxima do sensor denominada $W/(m^2 \text{ sr } \mu m)$); LMin (radiância espectral mínima do sensor denominada $LMin_{\lambda}$ ($W/(m^2 \text{ sr } \mu m)$); QcalMAX (igual a 255 em bandas TM Landsat 5); QcalMIN (igual a 0 em bandas TM Landsat 5).

As imagens de radiância foram utilizadas para gerar as reflectâncias de superfície com base no método de subtração do pixel escuro (*Dark Object Subtraction*), sugerido por Chavez (1988). A correção atmosférica pelo uso do limite inferior dos valores

digitais do histograma de cada banda é bastante utilizada. É de suma importância realizar a correção atmosféricas das imagens pois os efeitos do espalhamento atmosférico adiciona um valor de brilho a todos os pontos da imagem, e as áreas sombreadas por exemplo deixam de exibir pixels com valores zero ou bem próximos de zero (MENESES, 2012).

4.2.3. Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) e Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI)

O índice de vegetação por diferença normalizada é a razão entre a reflectância das bandas do Infravermelho-próximo (NIR) e do vermelho (R) conforme observado na equação 1 proposta por Rouse *et al.* (1973).

$$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R} \quad (1)$$

Em que:

NDVI = Índice de vegetação por diferença normalizada;

NIR = Valores de reflectância da Banda do infravermelho próximo, e;

R = Valores de reflectancia da Banda do visível correspondente a região do vermelho.

O NDWI estabelece um índice discriminante para corpos d'água onde seu cálculo é similar ao do NDVI, mas utiliza imagens das bandas NIR e G (verde) conforme observado na equação 3.

$$NDWI = \frac{G - NIR}{G + NIR} \quad (2)$$

4.2.4. Segmentação e classificação das imagens

A segmentação foi realizada por meio do algoritmo multiresolution segmentation no programa eCognition 9.0 (Trimble GeoSpatial, 2014) que identifica objetos do tamanho de um único pixel e os agrega aos seus vizinhos, baseado no critério de homogeneidade. Para tanto, utilizou-se as imagens de NDVI e as bandas 1, 2, 3, 4 e 5 com os seguintes parâmetros: escala 10 com peso maior (2) para a banda do infravermelho próximo, forma 0,5 e compacidade 0,3.

Foi adotada uma classificação hierárquica no programa eCognition® que favoreceu a separação das classes de uso e ocupação do solo. Para tanto, realizou-se

a definição das classes de vegetação conservada, vegetação de transição e vegetação secundária, área urbana, solo exposto e conforme a chave de interpretação observada na Tabela 2.

O procedimento seguinte foi definir a estrutura da árvore de decisão para separação das classes (Figura 53). A primeira condição foi classificar os corpos d'água por meio do NDWI, ou seja, os pixels iguais a zero foram integrados a classe água (Tabela 9). Contudo, para reduzir os efeitos das bordas e a formação de ilhas foi adotado a relação de borda como uma segunda condição para classificar os corpos d'água.



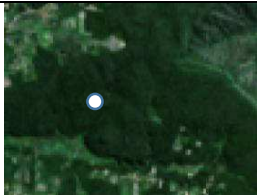
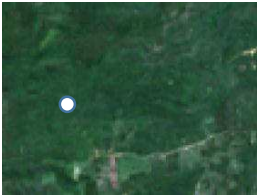
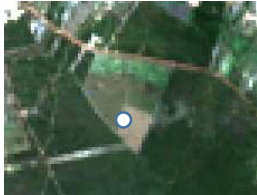
Figura 53 – Sequência das etapas da definição das classes de uso e ocupação na classificação orientada a objeto.

Para os pixels não classificados foram analisados os limiares para a classe nuvem e em seguida efetuou-se a classificação das sombras existentes nas imagens. Adotou-se a banda 1 para classificar os pixels como nuvens e a banda 4 para a classe nuvem.

Seguindo a árvore de classificação o próximo passo foi separar os três tipos de vegetação. Para tanto, utilizou-se limiares de acordo com o NDVI em que valores por exemplo acima de 0,85 no período chuvoso integram a classe vegetação conservada, entre 0,7 a 0,85 refere-se à vegetação de transição e de 0,55 a 0,7 a vegetação secundária.

A área urbana foi classificada com base no NDVI de 0,45 a 0,55 seguido da aplicação da condição de relação de borda para agregar ao núcleo classificado áreas próximas que apresentem resposta e limiares espectrais semelhantes.

Tabela 9 – Chave de interpretação para classificação do uso e ocupação do solo no Parque Nacional de Ubajara e sua zona de amortecimento

Descrição	Classe
Vegetação conservada - áreas onde a vegetação apresenta características de vegetação conservada ou em estágio avançado de regeneração com NDVI superior a 0,85 no período chuvoso e 0,75 no período seco;	
Vegetação de transição - áreas onde a vegetação apresenta características de vegetação conservada, porém com um menor vigor em relação a classe de vegetação conservada. Os valores de NDVI variaram de 0,7 a 0,85 no período chuvoso e de 0,6 a 0,75 no período seco.	
Vegetação secundária - áreas de vegetação em diferentes estádios de regeneração. Visualmente, a fisionomia e a flora constituinte apresentam-se bastante descaracterizada em relação aos remanescentes conservados. Nesta foram incluídas áreas em regeneração inicial, inclusive as áreas agrícolas.	
Solo exposto - áreas nas quais a vegetação foi totalmente suprimida para implantação de culturas agrícolas, bem como áreas que foram queimadas e com ausência de vegetação.	
Área urbana - áreas com edificações, incluindo as cidades (sedes municipais), vilas e povoados.	
Corpos d' água – refere-se a acumulações de água, tais como lagos, lagoas, rios e córregos.	

O solo exposto é uma classe que apresenta uma resposta espectral muitas vezes próximas a vegetação secundária e a área urbana podendo comprometer a análise do uso e cobertura do solo. Para amenizar esse efeito, adotou-se além da segmentação e da árvore de classificação o critério do NDVI menor que 0,35 seguido de atributos como forma para separar a classe de área urbana de solo exposto.

4.2.5 Métricas da paisagem

A análise da estrutura da paisagem para o Parque Nacional de Ubajara e sua zona de entorno foi realizada por meio de métricas da paisagem calculadas usando o *Patch Grid* 4.0, Interface do *Fragstats*, no *ArcGIS* 10.0. Para tanto, após a classificação das imagens de satélite para obtenção dos mapas de uso e ocupação do solo foi realizada a conversão para o tipo matricial e exportada no formato ASCII, que é um dos formatos reconhecidos pelo programa *Fragstats* (MCGARIGAL et al., 2002).

A ferramenta *Patch Grid* calcula uma diversidade de métricas, contudo muitas delas podem ser redundantes para determinadas situações (McGARIGAL et al., 2002). No *Patch Grid* existem seis categorias de estatísticas disponíveis que são as métricas de área, densidade/tamanho, borda, forma, diversidade e de área central (REMPEL et al., 2012).

As métricas foram calculadas a nível de paisagem e classe. Para tanto, foi selecionado um conjunto de métricas a fim de quantificar a estrutura da paisagem. A seguir é descrito conforme o (ELKIE et al., 1999) as métricas utilizadas no presente estudo.

✓ Métricas de área:

- Área da classe (CA) que consiste na soma de todas as áreas (hectares) de fragmentos pertencentes a uma mesma classe;
- Percentagem da paisagem (ZLAND): é definida como a percentagem do total de paisagem por classe correspondente;
- Número de fragmentos (NumP): quantifica o número de fragmentos existentes em cada classe;
- Área média de fragmentos (MPS): média das áreas (hectares) de todos os fragmentos da paisagem;

✓ Métricas de borda/perímetro

- Densidade de borda (ED): representa o total de borda em relação à área da paisagem (Equação I).

$$ED = \frac{TE}{TLA} \quad (I)$$

- Média de borda por Fragmento (MPE): quantidade média de borda (metros) por fragmento da paisagem (Equação II).

$$MPE = \frac{TE}{NumP} \quad (II)$$

✓ Métricas de forma

A forma dos fragmentos da paisagem pode ser avaliada por meio de proporções simples entre área de borda e área do fragmento que mede a complexidade dessas formas (METZGER, 2003b).

- Índice de forma médio (MSI): expressa a forma média dos fragmentos da classe avaliada, em função da razão média perímetro/área de seus fragmentos, comparada a uma forma padrão. Quando se utiliza o formato raster para os mapas, essa forma padrão se constitui em um quadrado. Logo, quanto mais distante desse padrão, mais irregular é considerada a forma, conforme observado na Equação III.

$$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \left(\frac{0,25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right)}{n_i} \quad \text{Equação (III)}$$

Onde: p_{ij} = perímetro do fragmento ij ; a_{ij} = área do fragmento i na classe j ; $j = 1$ a $n \rightarrow$ número de fragmentos; e n_i = número de fragmentos da classe.

✓ Métricas de proximidade

As métricas de proximidade quantificam a distância entre os fragmentos que são fundamentais para a manutenção dos processos ecológicos por quantificar o grau de isolamento dos fragmentos.

- Distância Média do Vizinho mais Próximo (MNN): quantifica a distância média entre fragmentos de mesma classe, calculado conforme a equação

$$(4): \quad MNN = \frac{\sum_{j=1}^n h_{ij}}{n_i}$$

Onde: h_{ij} = distância (m) do fragmento ij ao vizinho mais próximo de mesma classe; e $n' = n'_i$ = número de fragmentos da classe i na paisagem, que tenham vizinho.

- Índice de dispersão e justaposição (IJI): possibilita ter o grau de agregação dos fragmentos componentes das classes e na paisagem. Aproxima-se de 100 quando todos os tipos de fragmentos são igualmente adjacentes.
- ✓ Métricas de diversidade de fragmentos
 - Índice de Diversidade de Shannon (SDI): mede a diversidade relativa de fragmentos, sendo calculado apenas a nível de paisagem. O índice foi zero quando existe somente um fragmento na paisagem e aumentará com o número de tipos de fragmentos ou quando a distribuição proporcional de tipos de fragmentos aumenta.

4.3 Resultados e discussão

Os mapas de uso e ocupação do solo referentes ao período chuvoso indicaram uma mudança gradativa da paisagem ao longo do tempo (Figura 54). Essa mudança pode ser associada principalmente a uma substituição da vegetação densa, caracterizada por apresentar um maior vigor vegetativo e aumento de áreas com vegetação secundária e solo exposto.

Em junho de 1985, a vegetação densa compreendia todo o PNU e predominava na região do entorno, provavelmente devido a maior umidade existente que contribuiu para o renascimento de plantas dando um aspecto verde à vegetação Caatinga e uma beleza esplêndida a paisagem (ALVES *et al.*, 2009). Na década seguinte, mais precisamente em 1996, é visível o aumento da vegetação de transição tanto na direção leste como oeste do PNU e também das áreas urbanizadas.

Em agosto de 2006, já ocorre o declínio das precipitações, porém é possível observar ainda a existência de um cordão verde na direção leste do PNU e entorno. Apesar disso, a vegetação de transição e secundária avança substituindo a vegetação mais conservada. Esse panorama é ainda mais crítico quando avaliamos o mapa de uso do solo em 2016, em que a vegetação mais densa é totalmente substituída dando lugar a uma vegetação de transição e secundária enquanto que também surgem áreas cada vez maiores de solo exposto.

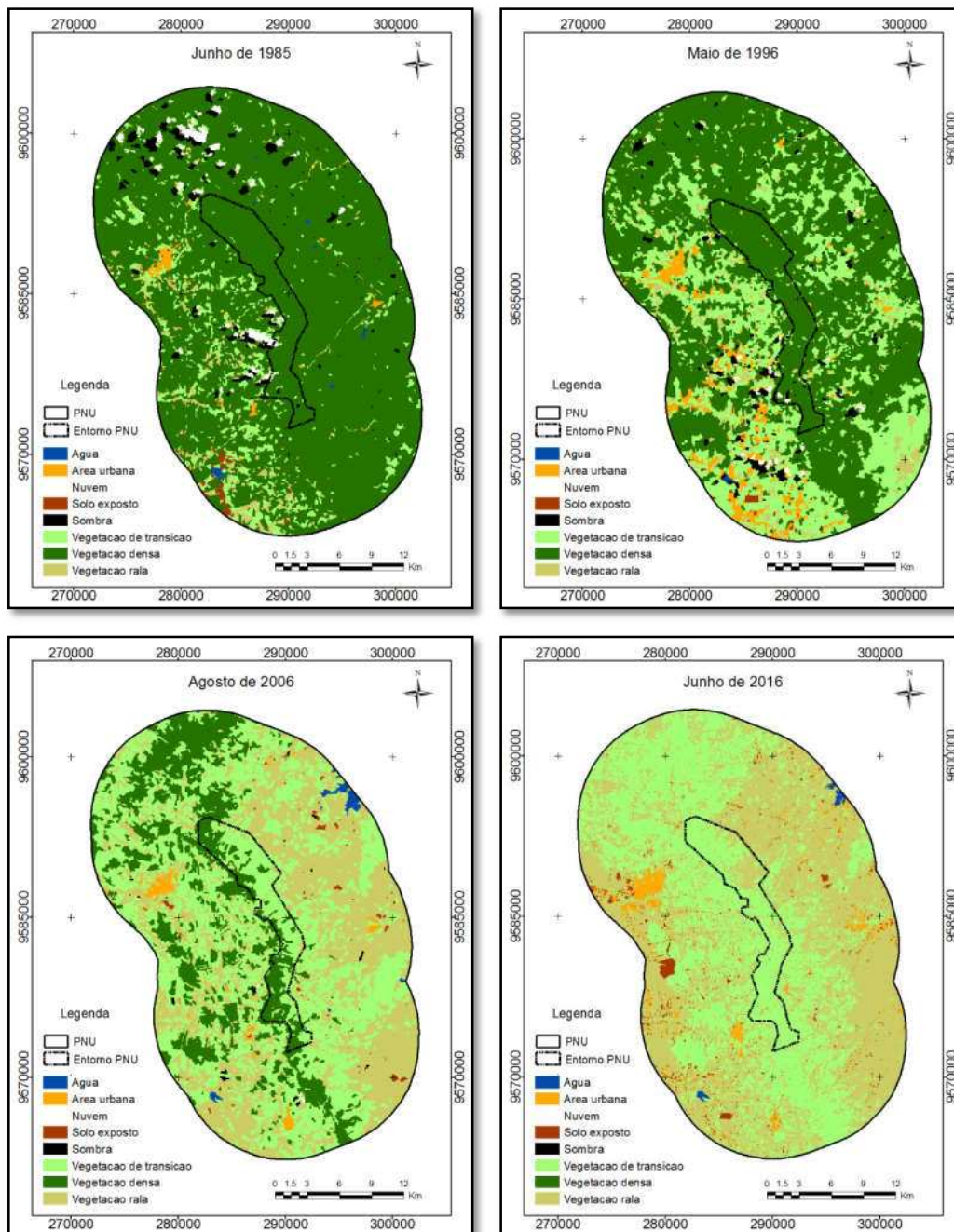


Figura 54 - Mapas de uso e ocupação do solo no período chuvoso dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu entorno.

No período seco, apesar da vegetação mais densa ser reduzida em relação ao período chuvoso, verificou-se um padrão espacial similar no período seco com as duas

primeiras décadas analisadas (1985 e 1996) mantendo uma estabilidade aproximada na variação das classes de uso e ocupação do solo (Figura 55). Entretanto, em 2006 e 2016 tem início um processo de declínio e substituição da vegetação mais densa para o predomínio de uma vegetação de transição e esparsa. Essa perda no vigor da vegetação pode ser atribuída a crescente ação atrópica promovida pela adoção de práticas como desmatamento e queimadas ilegais na região da zona de amortecimento do PNU (ICMBIo, 2002).

Outro fator que pode está associado a essa modificação da paisagem são as mudanças climáticas que tem promovido intensos períodos de estiagem na região semiárida do Nordeste brasileiro (Tabela 10). Neste sentido, verifica-se que os anos de 2006 e 2016 apresentaram as menores precipitações médias mensais (66,21 e 82,33 mm) quando comparado aos anos de 1985 e 1996 (166,38 e 122,21mm), respectivamente.

Tabela 10 – Precipitações médias mensais no município de Ubajara para os anos de 1985, 1996, 2006 e 2016

Meses	1985	1996	2006	2016
Janeiro	239,9	265	10,3	377,5
Fevereiro	342,2	130,4	93	127,6
Março	379,5	285,3	247,8	259,8
Abril	356,5	507,7	183,8	118
Maior	413,6	58,8	146,3	70,6
Junho	85,0	45,5	77,9	18
Julho	36,7	24,1	2	0
Agosto	6,0	47,5	0,9	0
Setembro	15,7	0	0,2	0
Outubro	0,1	9,5	0	0
Novembro	0,2	74,3	0	0,6
Dezembro	121,1	18,4	32,3	15,9

Fonte: Fuceme (2016).

A análise das métricas a nível de paisagem indicou que existe um aumento na fragmentação da paisagem ao longo do tempo tanto no período chuvoso como no período seco. No total foram identificados 38, 77, 93 e 287 fragmentos no PNU enquanto que para a zona de amortecimento o número de fragmentos foram de 1144,

1534, 1473 e 4013 nos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016, respectivamente (Tabela 11).

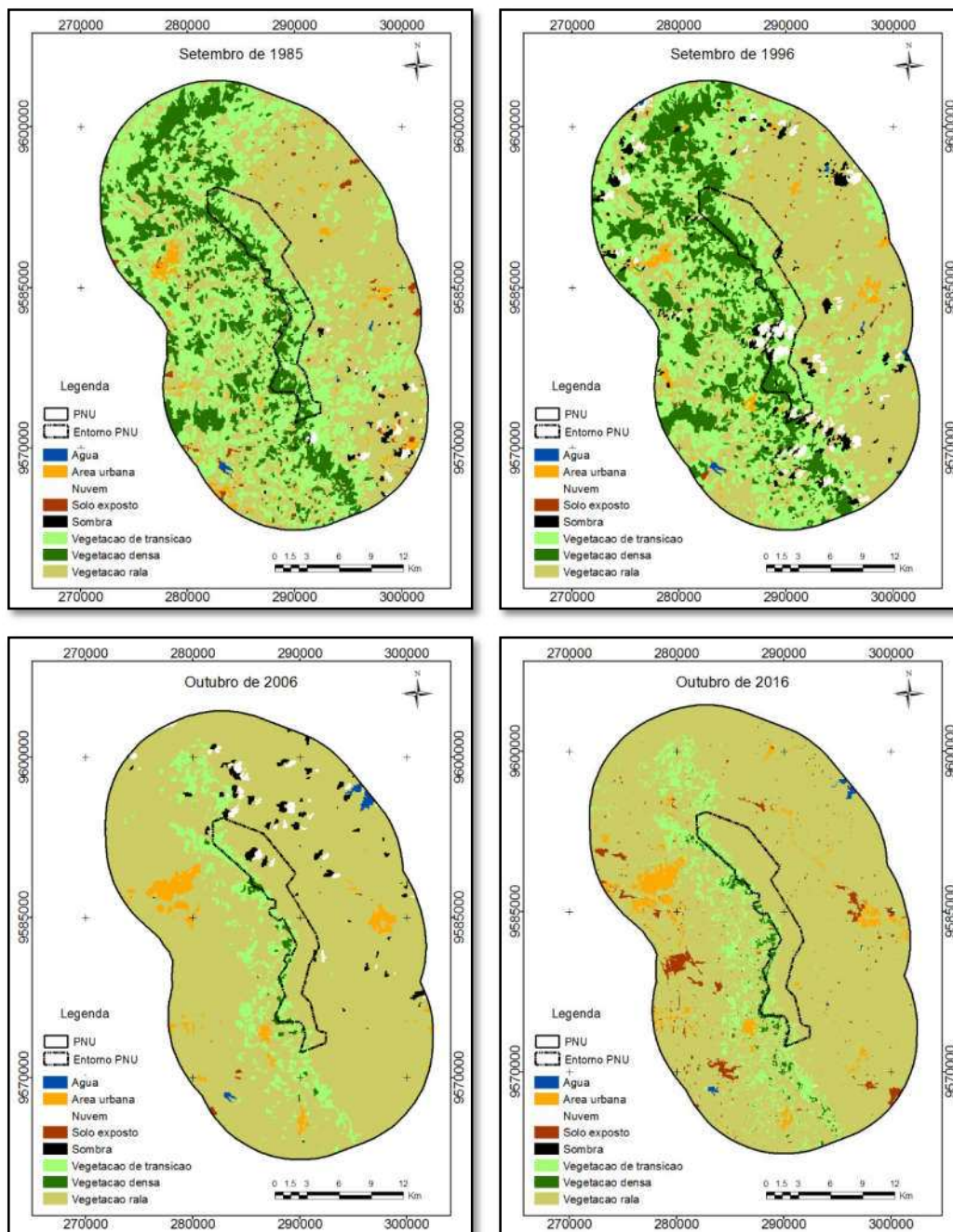


Figura 55 - Mapas de uso e ocupação do solo no período seco dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016 no Parque Nacional de Ubajara e seu entorno.

Tabela 11 – Métricas de área à nível de paisagem referentes área do PNU e sua zona de amortecimento para o período chuvoso e seco dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016

Métricas	06/1985		05/1996		08/2006		06/2016	
	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT
NUMP	38	1144	77	1534	93	1473	287	4013
MPS	164,60	75,79	81,23	56,52	67,25	58,86	21,79	10,82
SDI	0,16	0,69	0,29	1,09	0,84	1,16	0,54	0,89
SEI	0,10	0,33	0,16	0,53	0,61	0,56	0,34	0,50
Métricas	09/1985		09/1996		10/2006		10/2016	
	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT
NUMP	114	1332	125	987	54	627	129	2173
MPS	54,68	64,27	50,04	83,37	115,83	138,29	48,49	39,90
SDI	1,05	1,12	1,33	1,09	0,71	0,51	0,56	0,58
SEI	0,96	0,70	0,74	0,68	0,44	0,25	0,35	0,32

NUMP: número de fragmentos, MPS: área média de fragmentos, SDI: Índice de Diversidade de Shannon, SEI: Índice de Uniformidade de Shannon.

A área média por fragmento é de 165, 81, 67 e 22 ha na área do PNU e de 76, 56, 59 e 11 ha na zona de amortecimento para os anos de 1985, 1996, 2006 e 2016, demonstrando que em média os fragmentos apesar de terem suas áreas reduzidas com o tempo são maiores no PNU.

O Índice de Diversidade de Shannon (SDI) foram superiores na zona de amortecimento durante o período chuvoso e período seco dos anos de 1996 e 2006 (Tabela 11). Esses resultados ocorrem provavelmente devido a vegetação do entorno ser predominantemente do tipo Caatinga e Carrasco que perdem as folhas devido seu regime caducifólico proporcionando extensas áreas secas com características mais uniformes que no interior do PNU que abrange vegetações do tipo de floresta decídua, mesófila e caatinga que mantem a diversidade dos fragmentos.

A vegetação conservada ocupa uma maior área no período seco nos anos de 1985 e 1996 com 30,52 e 27,56; no PNU e 15,73 e 17,22 na zona de entorno (Tabela 12). Nas próximas décadas estudadas esses valores foram reduzidos para 2,30 e 3,90% no PNU e 0,49 e 1,0%, respectivamente.

A vegetação de transição abrange a maior área do PNU com valores de 47,18 e 39,12% em 1985 e 1996, contudo nas décadas estudadas seguintes essas áreas foram reduzidas a 15,50 e 13,35%. Tal cenário é preocupante para a manutenção da biodiversidade, pois a redução de área diminui a riqueza das espécies à medida que esta fica menor do que as áreas mínimas necessárias para a sobrevivência das populações (SAUNDERS *et al.*, 1991)

Padrão espacial esse que também observada na zona de entorno provavelmente devido a substituição da vegetação de transição por uma vegetação mais rala que aumenta de 48,91% (1985) para 82,69% (2016) enquanto que dentro do PNU essa mudança foi de 22,30% para 82,69%.

Tabela 12– Métricas de área à nível de classes referentes a área do PNU e sua zona de amortecimento para o período seco dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016

Classes	09/1985				09/1996			
	AC (ha)		ZLAND (%)		AC (ha)		ZLAND (%)	
	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT
Vegetação densa	1902,42	13468,77	30,52	15,73	1724,04	14172,93	27,56	17,22
Vegetação de transição	2940,75	27947,43	47,18	32,65	2447,10	25278,75	39,12	30,72
Vegetação esparsa	1389,96	41871,51	22,30	48,91	1512,90	41272,20	24,19	49,16
Solo exposto		712,80		0,83		1337,67		1,63
Classes	10/2006				10/2016			
	AC (ha)		ZLAND (%)		AC (ha)		ZLAND (%)	
	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT
Vegetação densa	143,64	424,98	2,30	0,49	244,17	892,71	3,90	1,03
Vegetação de transição	969,75	5205,33	15,50	6,00	833,40	6623,46	13,32	7,64
Vegetação rala	4918,50	76843,89	78,64	88,63	5172,21	74504,70	82,69	85,93
Solo exposto		81,18		0,09		1833,21		2,11

AC: área da classe; ZLAND: percentagem da paisagem.

A redução no tamanho dos fragmentos pode comprometer a sobrevivência de espécies. Dornnelly e Marzuluff (2004) comentam que o tamanho do fragmento é importante para a composição de comunidade de aves na paisagem e quando as reservas diminuem em tamanho, espécies florestais nativas desaparecem. Contudo, é necessário considerar também a densidade de borda, que pode afetar os organismos em um fragmento florestal causando mudanças nas condições bióticas e abióticas (MURCIA, 1995).

O solo exposto foi observado somente na área de entorno com uma menor área (média 0,8 e 1,2%) tanto no período chuvoso como seco em relação as demais classes estudadas (Tabela 13). Apesar disso, é importante ressaltar sua expansão ao longo do tempo também foi observada indicando avanços no uso de práticas que promovem a supressão da vegetação nativa e exposição do solo a ação de agentes que favorecem as perdas de solo, água e nutrientes.

Tabela 13– Métricas de área à nível de classes referentes a área do PNU e sua zona de amortecimento para o período chuvoso dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016

Classes	06/1985				05/1996			
	AC (ha)		ZLAND (%)		AC (ha)		ZLAND (%)	
	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT
Vegetação densa	6084,63	72436,50	97,28	83,54	5902,74	50296,95	94,37	58,01
Vegetação de transição	63,54	6708,87	1,02	7,74	173,52	25783,74	2,77	29,74
Vegetação rala	17,28	2977,29	0,28	3,43	83,16	4505,40	1,33	5,20
Solo exposto		438,03		0,51		404,19		0,47
Classes	08/2006				06/2016			
	AC (ha)		ZLAND (%)		AC (ha)		ZLAND (%)	
	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT
Vegetação densa	2617,56	15474,06	41,85	17,85	0,99	6,03	0,02	0,01
Vegetação de transição	3344,85	36439,74	53,48	42,03	4815,45	36308,61	76,99	41,88
Vegetação rala	291,96	32828,04	4,67	37,86	1434,96	46019,07	22,94	53,08
Solo exposto		362,88		0,42		1660,95		1,92

AC: área da classe; ZLAND: percentagem da paisagem

A vegetação de transição foi a classe com maior número de fragmentos tanto no período seco (51, 46, 24 e 55) como no período chuvoso (18, 39, 37 e 59) no PNU (Tabelas 14 e 15). Por outro lado, apesar de não ocorrer em todas os anos estudados a vegetação de transição destacou-se pelo maior número de fragmentos na região do entorno nos anos de 2006 (680) e 2016 (821) no período chuvoso. No período chuvoso outro panorama é observado a partir de 1996 com o predomínio de um maior número de fragmentos na vegetação mais esparsa provavelmente devido a substituição dessa classe de vegetação por áreas agrícolas (Tabela 15).

O número de fragmentos de uma determinada classe é de fundamental importância para os aspectos dos padrões da paisagem, uma vez que constitui uma medida do seu grau de subdivisão ou fragmentação. Contudo, o tamanho médio dos fragmentos também é considerado um bom indicativo do grau de fragmentação (MCGARIGAL *et al.*, 2002). De acordo com o tamanho médio dos fragmentos (MPS) os menores fragmentos e a maior densidade de borda (ED) são observados na classe de vegetação rala e de transição indicando que a vegetação densa é a menos fragmentada no interior do PNU.

Tabela 14 – Métricas de número, tamanho e densidade de fragmentos referentes a área do PNU e sua zona de amortecimento para o período seco dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016

Classes	09/1985						09/1996					
	NUMP		MPS (ha)		ED (m/ha)		NUMP		MPS (ha)		ED	
	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT
VD	22	256	86,47	52,61	28,71	13,97	16	324	107,75	97,38	20,55	26,41
VT	51	376	57,66	74,33	38,58	30,58	46	318	53,20	89,49	33,24	28,85
VR	41	519	33,90	80,68	19,68	29,42	38	215	39,81	75,92	22,52	13,71
SE		80		8,91		1,31		85		15,74		2,36
Classes	10/2006						10/2016					
	NUMP		MPS (ha)		ED		NUMP		MPS (ha)		ED	
	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT
VD	9	20	105,96	11,25	3,39	0,63	35	156	96,98	5,72	9,14	2,43
VT	24	640	60,41	30,98	16,51	6,96	55	821	55,15	8,07	28,66	17,41
VR	15	23	33,63	289,51	21,50	12,91	34	196	50,87	300,13	28,45	26,96
SE		53		6,24		0,14		271		3,89		4,15

NUMP: número de fragmentos; MPS: área média de fragmentos; ED: Densidade de borda,

No entorno do PNU, apesar dos menores fragmentos (11,25 e 5,72 ha), sobretudo no período seco dos anos de 2006 e 2016 serem observados na vegetação densa, a vegetação rala destacou-se como a mais fragmentada com índices de ED de 12,91 e 26, 96 m/ha. Tais resultados confirmam que essas vegetações mais esparsas ocupadas predominantemente por áreas de caatinga estão sendo ao longo do tempo cada vez mais fragmentadas aumentando a fragilidade desse ecossistema e colocando em risco sua sustentabilidade.

A ocorrência de pequenos fragmentos florestais também foi observada por Almeida (2008) no Parque Nacional dos Campos Gerais, PR, quando verificou que em sua maioria os fragmentos isolados eram constituídos por mata, predominando nas classes de tamanho de 0 a 20 ha.

Nos pequenos fragmentos florestais, as populações de plantas, principalmente árvores, são constituídas por poucos indivíduos da mesma espécie, gerando percentual considerável de endogamia e alta probabilidade de extinção das espécies no local (COSTA, 2003). Entretanto, esses pequenos remanescentes podem funcionar como pontos de ligação que são pequenas áreas de hábitat dispersas pela matriz que podem, para algumas espécies, facilitar os fluxos entre fragmentos. Promovem aumento no nível de heterogeneidade da matriz e atuam como refúgio para espécies que requerem ambientes particulares que só ocorrem nessas áreas (ALMEIDA, 2008).

Portanto, fragmentos pequenos, principalmente quando próximos dos grandes núcleos de biodiversidade, cumprem funções relevantes ao longo da paisagem. Em longo prazo, podem expandir-se, tornando-se ainda mais importantes.

Tabela 15 – Métricas de número, tamanho e densidade de borda dos fragmentos referentes a área do PNU e sua zona de amortecimento para o período chuvoso dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016

Classes	06/1985						05/1996					
	NUMP		MPS (ha)		ED		NUMP		MPS (ha)		ED	
	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT
VD	4	38	1521,16	1906,22	15,74	21,02	2	177	951,37	284,16	19,42	22,94
VT	18	444	3,53	15,11	2,84	12,59	39	367	4,45	70,26	6,79	25,04
VR	4	308	4,32	9,67	0,84	6,81	25	426	3,33	10,58	3,36	8,80
SE		37		11,84		0,77		78		5,18		0,89

Classes	08/2006						06/2016					
	NUMP		MPS (ha)		ED		NUMP		MPS (ha)		ED	
	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT
VD	21	229	124,65	67,57	28,14	13,17	1	23	0,99	0,26	0,09	0,06
VT	37	323	95,57	112,82	33,20	34,09	59	881	81,62	16,65	51,51	57,76
VR	35	447	8,11	73,44	8,81	28,68	48	956	6,58	22,38	44,48	71,99
SE		64		5,67		0,80		128		0,63		9,47

NUMP: número de fragmentos; MPS: área média de fragmentos; ED: Densidade de borda.

O tamanho do fragmento avaliado isoladamente pode não ser um bom indicador para área de Caatinga, pois a sazonalidade influencia a resposta da vegetação a umidade presente no solo o que implica em uma variação na classificação da vegetação que influi diretamente na computação dos tamanhos dos fragmentos. Contudo, ao realiza-se a associação com a métrica de densidade de borda (ED) que representa o total de borda em relação à área é possível que a análise de fragmentação seja mais próxima da realidade.

Neste sentido, as paisagens que apresentam uma maior densidade de borda são as mais fragmentadas (McGARIGAL e MAKES, 1995). No período chuvoso destaca-se que a maior densidade de borda foi observada nas áreas de vegetação densa (15,74 e 19,42m/ha) no PNU e no entorno (21,02 e 22,94 m/ha) nos anos de 1985 e 1996 indicando para esta classe no entorno está mais fragmentada. Contudo, esse cenário é modificado nos anos de 2006 e 2016 com maiores valores (34,1 e 71,99m/ha) de ED nas áreas com vegetação de transição e rala, respectivamente na zona de amortecimento do PNU.

O aumento da densidade de borda de 17,1 para 19,7 m/ha nos anos de 1984 a 2007 também foi evidenciado por Calegari *et al.* (2010) no qual comprovou o incremento da fragmentação florestal em áreas de Floresta Estacional Semidecidual.

Diante do exposto, observou-se que o maior aumento da ED na zona de entorno na vegetação secundária confirma a maior susceptibilidade da Caatinga aos processos de fragmentação. Murcia (1995) relata que o efeito de borda pode afetar os organismos em um fragmento florestal causando mudanças nas condições bióticas e abióticas. Na Caatinga, a ação do fogo para implantação de áreas agrícolas e pastagem vem promovendo a devastação de grandes espaços promovendo transformações irreversíveis nesse ecossistema. O superpastoreio de caprinos, ovinos e bovinos, o desmatamento e queimadas desordenadas, e a exploração madeireira tem modificado a composição florística não só do estrato herbáceo, mas também do extrato arbóreo-arbustivo (MELO, 1998).

O índice de forma (MSI) obtido para as classes de vegetação densa no PNU foram os mais altos tanto no período seco como chuvoso em relação as demais classes estudadas, sobretudo nos anos de 1985 e 1996 que apresentou valores de 2,01 e 2,05 no período seco e 2,1 e 2,5 no período chuvoso (Tabela 16). A segunda classe com os maiores MSI é a vegetação de transição com valores variando de 1,72 a 1,89 dentro PNU e 1,62 a 1,90 na ZA no período seco.

Quando se verifica o comportamento do MSI ao longo do tempo a complexidade da forma é reduzida na vegetação densa. Comportamento semelhante foi observado por Tonial (2003) que observou uma tendência de aumento da forma de fragmentos florestais com a progressão dos anos. Os valores de índice de forma médio citados para os anos de 1984, 1989, 1994 e 1999 foram de 2,12; 2,12; 2,24; e 2,40, respectivamente.

Por outro lado, o MSI indicou o aumento de formas mais irregulares na vegetação de transição e esparsa indicando um maior efeito de borda nessas classes provavelmente devido a maior perturbação antrópica. De acordo com Vindolin *et al.* (2011) os fragmentos com forma irregular estão mais suscetíveis a apresentar maior efeito de borda, principalmente devido a diminuição da área nuclear desses fragmentos, o que em médio ou longo prazo irá influenciar na qualidade da estrutura desses ecossistemas.

Tabela 16 - Métricas de forma, distância média do vizinho mais próximo e índice de dispersão e justaposição das classes referentes a área do PNU e sua zona de amortecimento para o período seco dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016

Classes	09/1985						09/1996					
	MSI		MNN		IJI		MSI		MNN		IJI	
	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT
VD	2,01	1,66	155,77	219,23	57,13	44,24	2,05	1,78	233,96	189,84	38,14	56,59
VT	1,68	1,84	128,79	160,06	95,92	50,98	1,67	1,90	137,58	153,85	64,12	52,60
VR	1,55	1,58	344,65	115,23	72,59	59,94	1,71	1,70	197,99	212,33	50,37	41,93
SE		1,30		967,04		47,46		1,52		1004,81		39,26
Classes	10/2006						10/2016					
	MSI		MNN		IJI		MSI		MNN		IJI	
	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT
VD	1,56	1,51	238,93	860,63	39,13	33,89	1,59	1,48	90,55	317,70	22,60	31,16
VT	1,72	1,66	130,27	247,44	33,52	14,19	1,89	1,62	93,71	150,04	40,17	23,59
VR	1,58	1,91	146,29	95,54	54,43	70,65	1,51	1,46	97,44	64,85	17,51	65,63
SE		1,20		1601,47		23,29		1,20		450,35		20,70

MSI: Índice de forma médio; MNN: Distância Média do Vizinho mais próximo; IJI: Índice de dispersão e justaposição.

A distância média do vizinho mais próximo (MNN) apresentou um padrão semelhante no período seco e no período chuvoso em que os fragmentos mais próximos no PNU são os de vegetação densa, exceto nos anos de 1996 e 2006 do período chuvoso que a vegetação de transição obteve maior proximidade dos fragmentos (Tabela 17).

Em contrapartida a ZA apresentou o predomínio dos fragmentos de vegetação de transição e secundária em média mais próximos enquanto que a vegetação densa apresentou fragmentos mais afastados um do outro que os fragmentos do PNU.

Ao longo do período estudado observa-se uma redução da distância média do vizinho mais próximo em todas as classes estudadas. Calegari *et al.* (2010) também obtiveram resultados semelhantes ao analisar a dinâmica de fragmentos florestais e justifica que esse padrão ocorre em consequência do aumento do número de fragmentos. Apesar desse padrão de redução da distância entre fragmentos é importante ressaltar que os resultados desse estudo indicam a necessidade de implantação de elementos de conexão, como os corredores ecológicos na região do entorno para assegurar a biodiversidade local (VIDOLIN *et al.*, 2011).

Tabela 17 – Métricas de forma, distância média do vizinho mais próximo e índice de dispersão e justaposição das classes referentes a área do PNU e sua zona de amortecimento para o período chuvoso dos anos de 1985, 1996, 2006 e 2016

Classes	06/1985						05/1996					
	MSI		MNN		IJI		MSI		MNN		IJI	
	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT
VD	2,10	1,94	37,50	105,03	88,77	67,73	2,47	1,63	42,43	219,24	69,47	46,78
VT	1,38	1,66	683,81	315,73	47,33	40,32	1,38	1,75	480,14	217,37	28,80	56,82
VR	1,57	1,60	1840,22	420,69	59,09	45,12	1,29	1,49	533,85	374,16	41,32	54,53
SE		1,38		2062,49		61,69		1,21		1097,73		70,97
Classes	08/2006						10/2016					
	MSI		MNN		IJI		MSI		MNN		IJI	
	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT	PNU	ENT
VD	1,91	1,65	210,22	227,92	23,77	30,57	1,36	1,09	11,00	1782,32	0,00	10,86
VT	1,73	1,85	202,12	121,24	48,40	38,24	1,42	1,43	62,60	70,79	1,43	4,85
VR	1,45	1,70	410,36	149,04	48,01	37,43	1,46	1,48	101,15	56,69	3,38	41,93
SE		1,26		1271,01		31,16		1,15		145,89		44,30

MSI: Índice de forma médio; MNN: Distância Média do Vizinho mais próximo; IJI: Índice de dispersão e justaposição.

Neste contexto, Perfecto *et al.* (2009) ressaltam que as UC devem ser pensadas em uma rede interligada à outros fragmentos para que a sua função de conservação da biodiversidade e dos recursos naturais seja bem executada por longos prazos. Logo, a zona de entorno deve fazer parte dessa rede, e assim, funcionar como um mecanismo de proteção efetiva para as UCs (VILHENA *et al.*, 2004).

O índice de dispersão e justaposição dos fragmentos (IJI) indica a distribuição com que os fragmentos se encontram na paisagem. A classe de vegetação de transição é a mais bem distribuídas na paisagem do PNU no período seco onde o IJI foram de 95,9; 64,12 e 40,17% nos anos de 1985, 1996 e 2016. No período chuvoso a vegetação densa se destaca com IJI de 88,77 e 66,73% em 1985 no PNU e na ZA.

As classes, em que seus fragmentos estão concentrados em determinadas porções da paisagem no PNU é a vegetação densa no período seco (47,6%) e no período chuvoso é a vegetação de transição (25,8%). No entorno a classe que apresentou uma maior concentração na paisagem é a de solo exposto (29,98) no período seco e de vegetação densa (38,7%).

4.4 Conclusões

Os mapas de uso e ocupação do solo referentes ao período chuvoso indicaram uma mudança gradativa da paisagem ao longo do tempo devido principalmente a uma substituição da vegetação conservada e aumento da vegetação de transição, secundária e solo exposto

A análise das métricas a nível de paisagem indicou que existe um aumento na fragmentação da paisagem ao longo do tempo tanto no período chuvoso como no período seco. A vegetação conservada nos anos de 1996, 2006 e 2016 da região do entorno apresentou um maior grau de dispersão em média quando comparado a região do PNU podendo ser uma região prioritária para implantação de corredores ecológicos para assegurar a conexão dos fragmentos de vegetação conservada.

A vegetação secundária predominantemente do tipo Caatinga presente na ZA é a categoria mais crítica por apresentar o maior número de fragmentos e com maior susceptibilidade aos efeitos de borda da paisagem o que aumenta a fragilidade desse ecossistema quanto a manutenção da sua biodiversidade.

A dinâmica da estrutura da paisagem analisada neste estudo evidência um cenário preocupante para a manutenção da biodiversidade da Caatinga sendo necessário a adoção de um plano de manejo e gestão para melhoria da qualidade ambiental dos fragmentos da região estudada. Neste sentido, sugere-se a adoção das seguintes medidas: expandir a ação do prevfogo para abranger o combate a incêndios na zona de amortecimento de 10 km, estipular penalidades mais rígidas para os infratores que promovem queimadas ilegais, estimular a educação ambiental na região estimulando a consciência quanto ao impacto de incêndios nos ecossistemas e por fim estimular a formação de ilhas e corredores de vegetação para aumentar a proximidade e conectividade entre fragmentos.

4.5 Referências

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

ALVES, J.J.A.; ARAÚJO, M.A.; NASCIMENTO, S.S. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. *Revista Caatinga*. v.22, n.3, p 126-135, 2009.

ANDRADE, L. D. The caatinga dominium. **Revista Brasileira de Botânica**. v. 4, p. 49-153, 1981.

BRITO, E.R.; MARTINS, S.V.; GLERIANI, J.M.; SOARES, V.P. Identification of degraded areas and classes of vegetal cover through geographical information system, for environmental adequacy. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Eds.). **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, 2007. p.247-260.

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

CHAVEZ, J. P.S. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. **Remote Sensing of Environment**, v. 24, p. 459-479, 1988.

COELHO, V.H.R.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; ALMEIDA, C.N.; LIMA, E.R.V.; RIBEIRO, A.N.; MOURA, G.S.S. Dinâmica do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica do Semiárido Brasileiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental*, v.18, n.1, p.64-72, 2014.

COSTA, R.B. **Fragmentação florestal e alternativas de desenvolvimento rural na região Centro-Oeste**. Campo Grande: UCDB, 2003. 246 p.

DONNELLY, R.; MARZLUFF, J. M. Importance of Reserve Size and Landscape Context to Urban Bird Conservation. **Conservation Biology**, v. 18, p. 3733-745, 2004.

ELKIE, P.C.; REMPEL, R.S.; CARR, A.P. **Patch analyst user's manual - a tool for quantifying landscape structure**. NWST Technical Manual TM-002, 1999.

FAN, C.; MYINT, S. A comparison of spatial autocorrelation indices and landscape metrics in measuring urban landscape fragmentation. **Landscape and Urban Planning**. v. 121, p.117–128, 2014.

FERNANDES, M.R.; AGUIAR, F. C.; FERREIRA, M. T. Assessing riparian vegetation structure and the influence of land use using landscape metrics and geostatistical tools. **Landscape and Urban Planning**. v. 99, p. 166–177, 2011.

FERNANDES, A.; BEZERRA, P. **Estudo litogeográfico do Brasil**. Silyus comunicações, Fortaleza, 1990.

FUNCEME. Fundação de Meteorologia e Recursos Hídricos: Calendário das Chuvas no Estado de Ceará. Disponível em: <http://www.funceme.br/app/calendario/produto/municipios/media/mensal> . Acesso em: 06 jan. 2017.

FUSHITA, A. T. **Análise da fragmentação de áreas de vegetação natural e seminatural do município de Santa Cruz da Conceição, São Paulo, Brasil.** 2006. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2006.

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

IBAMA. **Plano operativo de operação de combate aos incêndios florestais do Parque Nacional de Ubajara.** 23p. 2006.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - ICMBio. Plano de manejo do Parque Nacional de Ubajara. ICMBio, 2002. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/unidades-de-conservacao>>. Acesso em: 20 abr. 2015.

LI, X.; LU, L.; CHENG, G.; XIAO, H. Quantifying landscape structure of the Heihe River Basin, north-west China using FRAGSTAT. **Journal of Arid Environment**. v. 48, p. 521–535, 2000.

LIMA, R.N.S.; ROCHA, C.H.B. **Técnicas de sensoriamento remoto e métricas de ecologia da paisagem aplicadas na análise da fragmentação florestal no município de Juiz de Fora - MG em 1987 e 2008.** Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, maio de 2011, INPE.

MATSUSHITA, B.; XU, M. Takehiko Fukushima a Characterizing the changes in landscape structure in the Lake Kasumigaura Basin, Japan using a high-quality GIS dataset B. Matsushita et al. **Landscape and Urban Planning**. v. 78, p. 241-250, 2006.

MCGARIGAL, K; MARKS, B. J. **Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure.** Portland: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995. 122p.

MCGARIGAL, K., CUSHMAN, S.A.; NEEL, M.C.; ENE, E. **Fragstats: Spatial pattern analysis program for categorical maps - version 4.** Manual do programa. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, 2012. Disponível em: <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>>. Acesso em: 05 de novembro 2016.

MELO, A. S. T. “Desertificação: Etimologia, Conceitos, Causas e Indicadores”. **Revista do UNIPÊ**, João Pessoa: UNIPÊ, v.2, n. 2, p.21-35, 1998.

MENDOZA, M. E.; GRANADOS, E. L.; GENELETTI, D.; PÉREZ-SALICRUP, D. R.; SALINAS, V. Analysing land cover and land use change process at watershed level: A multitemporal study in the Lake Cuitzeo Watershed, Mexico (1975-2003). **Applied Geography**, v.31, p.237-350, 2011.

MENESES, P. R. **Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento remoto.** (org.). 1. ed. Brasília: UnB, 2012.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Tree**, vol. 2, p. 58-62, 1995.

PAUDEL, S.; YUAN, F. Assessing landscape changes and dynamics using patch analysis and GIS modeling. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**. v. 16, p. 66–76, 2012.

PEREIRA, R.W.; JESUIN, S. A.; MACIEL, M. N.; OLIVEIRA, F. A.; CREÃO, L. G. C. Fragmentação da vegetação arbórea na bacia hidrográfica do Rio Apeú, Nordeste do Estado do Pará. **Revista Ciências Agrária**, v. 55, n. 4, p. 297-305, out./dez. 2012

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J.; WRIGHT, A. **Nature's Matrix: Linking Agriculture, Conservation and Food Sovereignty.** London, England: Earthscan, 217p, 2009.

REMPEL, R.S; KAUKINEN, D; CARR. A.P. **Patch Analyst and Patch Grid.** Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario, 2012.

ROUSE, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. **Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS.** In: Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium, 3, Washington, 1973. Proceedings. Whashington: NASA, 1974, v.1, p.309-317, 1973.

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

TONIAL, T. M. **Dinâmica da paisagem da região nordeste do Estado do Rio Grande do Sul.** 2003. 311 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2003.

TRIMBLE GEOSPATIAL. **Definiens eCognition developer.** Version 8. Munich: Trimble GeoSpatial, 2009.

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. Análise da estrutura da paisagem na Bacia do Rio Corumbataí, SP. **Scentia Florestalis**, n. 62, p. 114-129, dez. 2002.

VERBOOM, C. C. V.; OPDAM, P. F. M.; TER BRAAK, C. J. F. Toward Ecologically Scaled Landscapes Indices. **The American Naturalist**, v. 183, n. 1, p. 24-41, 2001.

VIANA, V.M.; PINHEIRO, L.A.F.V. **Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais.** SÉRIE TÉCNICA IPEF. v. 12, n. 32, p. 25-42, dez. 1998.

VIDOLIN, G.P.; BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A. Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de floresta com araucária, Paraná, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.35, n.3, p.515-525, 2011.

VILHENA, F.; FINEGAN, B.; VELÁSQUEZ, S.; FRANÇA, B.C. Parámetros para ladelimitació u manejo adaptativo de zonas de amortiguamiento em parques nacionales del Cerrado, Brasil. **Recursos Naturales y Ambiente**. v. 1, p.16-24, 2004.

WALZ, U. Landscape structure, landscape metrics and biodiversity. **Living Rev. Landscape Res.** v.5, 3, 2011.

WU, J. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. **Landscape Ecology**, v. 19, p. 125–138, 2004.

5. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

O desenvolvimento de metodologias para determinar o tempo de permanência da cicatriz de queimada na paisagem é de fundamental importância para monitorar a ocorrência de incêndios florestais e subsidiar a realização mais pesquisas na região.

A detecção de áreas queimadas por meio do Índice de Queimada por Razão Normalizada (NBR) demonstrou uma elevada sensibilidade na detecção de cicatrizes de queimadas, porém a superestimação dos resultados em áreas de solo exposto e área urbana indica que o uso isolado do NBR para quantificar áreas queimadas pode não ser o mais recomendado para trabalhos realizados na região semiárida brasileira.

A inclusão da temperatura da superfície do solo para separar as áreas urbanas e solo exposto das áreas queimadas determinadas pelo NBR foi eficiente em reduzir a superestimação gerada pelo NBR na detecção de áreas queimadas. Desta forma, verificou-se que cada região apresenta peculiaridades que podem limitar ou não a adoção de uma determinada metodologia. Nesse caso, o uso integrado do NBR com dados de temperatura da superfície do solo podem ser mais eficientes na identificação de áreas queimada em regiões onde ocorre uma vegetação predominantemente do tipo Caatinga ou Floresta Decídua.

A dinâmica da vegetação analisada por meio do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada pode ser utilizada em estudos destinados para verificar o efeito da ação antrópica e do clima nas mudanças dos diferentes tipos de vegetação. Neste

estudo, as duas primeiras décadas analisadas indicaram um cenário mais estável seguido por um processo de declínio da vegetação mais conservadas é aumento da vegetação secundária.

O uso de imagens de alta resolução obtidas do satélite Sentinel-2 permitiu uma identificação mais precisa das cicatrizes de queimadas na paisagem. A análise das cicatrizes de queimada indicou que após 60 dias da ação do fogo, a vegetação tem início a um processo regeneração, sendo necessário o tempo de 94 a 110 dias para obter uma recuperação aparente da área queimada.

O impacto do fogo na Caatinga promoveu alterações nas propriedades do solo mais significativas do que nas áreas de Floresta Estacional e Floresta Decídua devido as áreas de Floresta apresentarem uma maior espessura da manta orgânica em relação a Caatinga na qual favorece uma maior umidade e proteção contra o impacto do fogo no solo. Nas Florestas Estacional o fogo não promoveu alterações nas propriedades químicas do solo indicando uma maior resiliência desse ecossistema a ação do fogo. A determinação química das propriedades dos solos afetados por incêndios florestais permitiu um indicativo de qual ecossistema pode ser mais resiliente a ação do fogo, porém é importante ressaltar a necessidade do desenvolvimento de mais estudos, sobretudo nas frações da matéria orgânica do solo.

A análise da estrutura da paisagem por meio de métricas indicou que existe um aumento na fragmentação da paisagem ao longo do tempo tanto no período chuvoso como no período seco. A dinâmica da estrutura da paisagem analisada neste estudo evidência um cenário preocupante para a manutenção da biodiversidade da Caatinga sendo necessário a adoção de um plano de manejo e gestão para melhoria da qualidade ambiental dos fragmentos da região estudada.

De acordo com tais implicações, conclui-se que a pesquisa atingiu os objetivos e obteve resultados significativos no que se refere determinação do tempo de permanência de uma cicatriz de queimada em paisagens do Semiárido. Recomenda-se para trabalhos futuros, a análise das imagens de fevereiro e março de 2017 a fim de verificar se existe cicatrizes que ainda são visualmente perceptíveis neste período. Para análise dos impactos do fogo nos atributos do solo sugere-se estudos específicos sobre a dinâmica da matéria orgânica do solo nos diferentes tipos de ecossistemas estudados.

Em relação a fragmentação de habitats, sugere-se a adoção das seguintes medidas: expandir a ação do prevfogo para abranger o combate a incêndios na zona de amortecimento de 10 km, estipular penalidades mais rígidas para os infratores que promovem queimadas ilegais, estimular a educação ambiental na região estimulando a consciência quanto ao impacto de incêndios nos ecossistemas e por fim estimular a formação de ilhas e corredores de vegetação para aumentar a proximidade e conectividade entre fragmentos.