

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**EFEITO DO FOGO SOBRE A VEGETAÇÃO ARBÓREA E  
HERBÁCEA EM CAMPO DE MURUNDUS NO PARQUE ESTADUAL  
DO ARAGUAIA-MT**

**HALINA SOARES JANCOSKI**

**ORIENTADOR: PROF. JOSÉ ROBERTO RODRIGUES PINTO**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

**PUBLICAÇÃO: PPGEFL. DM. 144 / 2010**

**BRASÍLIA / DF: FEVEREIRO - 2010**

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

EFEITO DO FOGO SOBRE A VEGETAÇÃO ARBÓREA E HERBÁCEA EM  
CAMPO DE MURUNDUS NO PARQUE ESTADUAL DO ARAGUAIA-MT

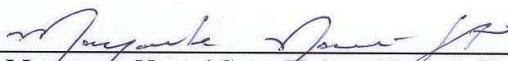
HALINA SOARES JANCOSKI

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS, DO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL, DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE.

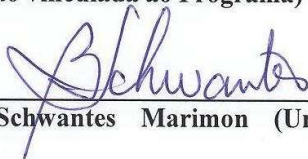
APROVADA POR:



Prof. Dr. José Roberto Rodrigues Pinto (Departamento de Engenharia Florestal, UnB);  
(Orientador)



Dra. Margarete Naomi Sato (Universidade de Brasília, UnB);  
(Examinadora interna não vinculada ao Programa)



Profa. Dra. Beatriz Schwantes Marimon (Universidade do Estado do Mato Grosso/UNEMAT);  
(Examinadora externa)

Prof. Dr. Manoel Cláudio da Silva Junior (Departamento de Engenharia Florestal /UnB);  
(Examinador suplente)

Brasília, 26 de fevereiro de 2010

## FICHA CATALOGRÁFICA

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade de Brasília.

Número de acervo .

Jancoski, Halina Soares

Efeito do fogo sobre a vegetação arbórea e herbácea em campo de murundus no Parque Estadual do Araguaia-MT / Halina Soares Jancoski—  
2010.

xvi, 96 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade de Brasília,  
Departamento de Engenharia Florestal, 2010.

Inclui bibliografia

1. Campo de Murundus, 2. Queimadas. 3. Mudanças florísticas e estruturais.  
I. Pinto, José Roberto Rodrigues. II. Título.

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

JANCOSKI, H. S. (2010). Efeito do fogo sobre a vegetação arbórea e herbácea em campo de murundus no Parque Estadual do Araguaia – MT. Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais, Publicação PPGEFL. DM. 144 / 2010, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 96p.

## CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Halina Soares Jancoski

TÍTULO: Efeito do fogo sobre a vegetação arbórea e herbácea em campo de murundus no Parque Estadual do Araguaia – MT.

GRAU: Mestre

ANO: 2010

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

---

Halina Soares Jancoski

Departamento de Engenharia Florestal

Endereço eletrônico: floramarela1@yahoo.com.br

## AGRADECIMENTOS

*Agradeço do fundo do meu coração a energia universal da vida que me orienta e me ilumina nos meus caminhos travessos.*

*Agradeço aos meus pais, a possibilidade de continuar os meus estudos acadêmicos.*

*Agradeço ao meu companheiro Juan por estar ao meu lado por tantos anos e me incentivar nos meus sonhos.*

*Agradeço ao professor Zé Roberto por me orientar nos meus estudos e tão bem me compreender nos momentos difíceis que enfrentei durante o mestrado.*

*Agradeço a minha querida amiga e professora Bia Marimon que sempre está disponível para contribuir com o meu crescimento como profissional e pessoa.*

*Agradeço aos meus colegas e amigos de Xavantina (Henrique, Michele, Daniel, Pábio, Divino, Bruno e Herson) e Alex (UnB) que me ajudaram nas coletas, análises de dados, conversas paralelas...*

*Agradeço ao programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, por todos os incentivos e orientações no mestrado.*

*Agradeço ao Programa de incentivo à bolsa de estudo da CAPES e CNPQ, pelo estímulo e incentivo a minha pesquisa por meio da concessão da bolsa de estudo.*

*Agradeço as professoras Heloísa Miranda e Naomi Sato por contribuírem nas análises dos meus dados e me ensinar sobre ecologia do fogo.*

*Agradeço aos amigos que fiz nesses anos na Universidade de Brasília e me ensinaram muito no mestrado.*

*Agradeço à Sema (Secretaria de Meio Ambiente), em nome de Herson Lima (gerente do Parque) que nos autorizou e apoiou na coleta de dados no Parque Estadual do Araguaia – MT.*

*Agradeço ao INMET pelo fornecimento de dados meteorológicos da região.*

*Dedico  
esse trabalho ao meu filho que  
está por vir e ao meu  
companheiro Juan*

*Boa terra em seus pés, água o bastante em tua semente, bom vento para o teu sopro,  
fogo em teu coração e muito amor em teu ser (J.Y. Leloup)*

## RESUMO

### EFEITO DO FOGO SOBRE A VEGETAÇÃO ARBÓREA E HERBÁCEA EM CAMPO DE MURUNDUS NO PARQUE ESTADUAL DO ARAGUAIA – MT

Os campos de murundus (CMs) são formados por área plana ocupada pelo estrato herbáceo, inundável no período chuvoso, onde estão inseridos microrelevos ou murundus de terra cobertos por vegetação lenhosa típica do Cerrado. São encontrados principalmente no Brasil Central e ainda são pouco estudados. O estudo foi realizado em área amostral de 1 ha de CM no Parque Estadual do Araguaia (PEA), em Mo Grosso, com ocorrência de duas queimadas (2006 e 2007). Dois levantamentos foram realizados: antes da queimada (2005) e pós queimada (2008), com o intuito de analisar as mudanças florísticas e estruturais da vegetação herbácea e arbórea durante o período de três anos. Para avaliar o componente herbáceo-subarbustivo, a área de 1 ha foi dividida em 16 parcelas de 25 × 25 m cada. Para quantificar a vegetação herbáceo-subarbustiva utilizou-se um quadro de madeira (1 m × 1 m) lançado aleatoriamente duas vezes em cada parcela. Foram amostradas 35 espécies, 25 gêneros e 15 famílias. A diversidade foi de  $H' = 2,38 \text{ nats. ind.}^{-1}$  em 2005 e  $H' = 1,91 \text{ nats.ind.}^{-1}$  em 2008. Os valores de  $H'$  diferiram entre si entre os levantamentos ( $t = 4,86$ ;  $p = 0,05$ ). Para ambos o índice  $J'$  foi de 0,91. As famílias com maior riqueza foram Poaceae (9 espécies) e Cyperaceae (5). Houve mudança na composição florística, na cobertura e na frequência da comunidade e das populações. A família que se destacou em cobertura e frequência foi Poaceae. *Aristida pendula* e *Trachypogon plumosus* foram as espécies que mais alteraram em cobertura e frequência relativa entre os levantamentos. Com relação ao componente arbustivo-arbóreo foi realizado o inventário da área de 1 ha, medindo-se todos os indivíduos com CAS  $\geq 9$  cm e suas alturas. Em 2008, foram avaliados todos os indivíduos sobreviventes de 2005, os indivíduos recrutados e também foram medidos CAS de todas as rebrotas  $\leq 9$  cm que apresentaram morte da parte aérea (*top kill*). Ocorreu mudança na estrutura e a composição florística do componente arbóreo se manteve, exceto para *Protium unifoliolatum* que não foi registrado na amostragem em 2008. Ao todo, foram amostrados 40 espécies, 34 gêneros e 23 famílias. A densidade diminuiu e a área basal aumentou no segundo levantamento. A frequência relativa foi o parâmetro que mais influenciou o IVI das espécies, seguida pela densidade relativa e dominância relativa. As dez espécies mais importantes em IVI mantiveram entre os levantamentos, mas em posições diferentes. *Curatella americana* e

*Andira cuyabensis* foram as espécies com maior IVI, devido principalmente a dominância na área. As distribuições de diâmetros e de alturas apresentaram diferenças entre os dois levantamentos. Em 2008, surgiu uma nova classe de diâmetros (0 a 2,8 cm), devido ao decréscimo dos indivíduos que desenvolveram rebrotas com menores diâmetros após *top kill*. A taxa média anual de recrutamento ( $1,16\% \cdot \text{ano}^{-1}$ ) foi menor do que a taxa de mortalidade ( $2,95 \cdot \text{ano}^{-1}$ ), confirmando a diminuição da densidade. A mortalidade total foi de 9,3% e a taxa de caules destruídos foi de 33%. 70% dos indivíduos mortos apresentavam diâmetros entre 4,2 a 7,3 cm e 52% com altura entre 2 a 3 m. 35% dos indivíduos na área sofreram dano parcial com rebrota. Em 2008, foram quantificados 429 rebrotas contra 156 em 2005. 95% dos diâmetros das rebrotas em 2008 não ultrapassaram 2,22 cm. A interferência de queimadas na área durante os anos de estudo contribuiu para as mudanças na vegetação do CM.

Palavras-chave: campo de murundus, queimadas, mudanças florísticas e estruturais.



## ABSTRACT

### EFFECTS OF FIRE ON THE WOODY AND HERBACEOUS VEGETATION PRESENTED IN “CAMPOS DE MURUNDU” OF THE PARQUE ESTADUAL DO ARAGUAIA (PEA) – MT

The “Campos de Murundus” (CMs) are seasonally flooded landscapes of the Cerrado biome, characterized by many earthmounds covered by cerrado woody vegetation and scattered over a grassland surface. These kinds of landscapes are found especially in Central Brazil and there is a huge lack of works. The total area of CMs sampled in this work was one hectare (1 ha), that was burned in 2006 and 2007. The data were raised before and after two burnings events (2005 and 2008) in order to compare and analyze the floristic and structural changes of the vegetation in three years. To evaluate the herbaceous-shrub component, the total sampled area of one hectare was sub-divided in 16 plots of 25 × 25 m each. A 1 × 1m board was used surround a ball that was randomly launched twice for each plot to obtain the quantitative data. The sampling resulted in 35 species, 25 genera and 15 families. The species diversity calculated in 2005 was  $H' = 2.38$  nats/individual and in 2008 was  $H' = 1.91$  nats/individual. The values calculated for diversity differed ( $t = 4.86$ ;  $p = 0.05$ ) between 2005 and 2008. For both sampled years the Pielou index ( $J'$ ) calculated was 0.91. The families that presented higher values for richness in both sampled years were Poaceae (9 species) and Cyperaceae (5). There was a change between 2005 and 2008 in the floristic composition, coverage, and frequency of community and populations. The detached family in coverage and frequency was Poaceae. *Aristida pendula* and *Trachypogon plumosus* changed more in coverage and relative frequency. All individuals with a trunk circumference (at the height of the 30 cm above the soil surface)  $CAS \geq 9$  cm was measured. We also measured the resprouts with  $CAS \leq 9$  cm. In 2008 were evaluated all the survivors individuals from 2005, the recruits and those that presented death by top kill. During the studied period there was a change on the community structure and the maintenance of the floristic composition of the woody component, except *Protium unifoliolatum* that disappeared during the studied period. We registered 40 species, 34 genera and 23 families. The density decreased during the studied period while the basal area increased. The relative frequency was the parameter that most influenced the IVI of the species, followed by relative density and relative dominance. The 10 most important species in 2005 continued the same in 2008, but in different positions.

*Curatella americana* and *Andira cuyabensis* were the species with the higher IVI, specially because of the dominance in the area. The diametric and heights distribution differed between the two samples. In 2008 a new diametric class appeared (0 to 2.8 cm), because of the decrease of individuals that manifested smaller diameter resprouts after *top kill*. The annual rate of recruitment ( $1.16\% \cdot \text{year}^{-1}$ ) was smaller than the mortality rate ( $2.95\% \cdot \text{year}^{-1}$ ), confirming the decrease of the density. The total mortality was 9,3% and the rate of destroyed trunk was 33%. 70% of the dead individuals presented diameters between 4.2 to 7.3 cm and 52% with height between 2 to 3 meters. 35% of all individuals of the area suffered partial damage with resprouts. In 2008 were quantified 429 resprouts against 156 in 2005. 95% of the diameter of the resprouts were smaller than 2.22 cm. The influence of the burnings can influenced the changes of the vegetation of the studied CMs.

Key-words: campo de murundus, burnings, floristic and structural changes.

# SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	1
<b>2. REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	5
2.1 CERRADO, BIODIVERSIDADE E IMPLICAÇÕES.....	5
2.2 CRIAÇÃO DO PARQUE ESTADUAL DO ARAGUAIA: ORIGEM E IMPORTÂNCIA DOS CAMPOS DE MURUNDUS.....	8
2.3 CERRADO E FOGO.....	10
2.3.1 O FOGO COMO MODELADOR DA ESTRUTURA E DINÂMICA DA VEGETAÇÃO.....	11
2.3.1.1 Componente herbáceo-subarbustivo.....	11
2.3.1.2 Componente arbustivo-arbórea.....	14
<b>3 MUDANÇA DA VEGETAÇÃO HERBÁCEO-SUBARBUSTIVA EM PERÍODO DE TRÊS ANOS EM CAMPO DE MURUNDUS, PARQUE ESTADUAL DO ARAGUAIA-MT</b> .....	17
3.1 – INTRODUÇÃO.....	17
3.2 – OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	18
3.3 - MATERIAL E MÉTODOS.....	19
3.3.1 Caracterização da área de estudo.....	19
3.3.1.1 Histórico de fogo na área.....	23
3.3.2 Coleta de dados.....	24
3.3.2.1 Levantamento do componente herbáceo-subarbustivo.....	25
3.3.3 Análise de dados.....	27
3.3.3.1 Diversidade.....	27
3.3.3.2 Similaridade.....	28
3.3.3.3 Curva de rarefação.....	29
3.3.3.4 Cobertura.....	29
3.3.3.5 Frequência (F).....	30
3.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	31
3.4.1 Amostragem florística (parcela 100 x 100m).....	31
3.4.2 Amostragem fitossociológica (parcela 1 x 1m).....	37
3.5 CONCLUSÕES.....	45

<b>4 MUDANÇAS FLORÍSTICAS E ESTRUTURAIS DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVA-ARBÓREA EM UMA ÁREA DE CAMPO DE MURUNDUS, NO PERÍODO DE 2005 A 2008.....</b>	<b>46</b>
4.1 INTRODUÇÃO.....	46
4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	48
4.3 MATERIAL E MÉTODOS.....	48
4.3.1 Caracterização da área de estudo.....	48
4.3.2 Levantamento da vegetação arbustivo-arbórea.....	48
4.3.3 Análise de dados.....	50
4.3.3.1 Diversidade e similaridade da vegetação arbustivo-arbórea.....	50
4.3.3.2 Parâmetros fitossociológicos.....	50
4.3.3.3 Distribuição em classes de diâmetro e de altura.....	51
4.3.3.4 Caules destruídos e mortalidade total.....	52
4.3.3.5 Rebrotas.....	52
4.3.3.6 Taxas médias anuais de mortalidade e de recrutamento.....	52
4.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	53
4.4.1 Florística, diversidade de espécies e similaridade.....	53
4.4.2 Estrutura da comunidade em 2005 e 2008.....	58
4.4.3 Distribuição de diâmetros e alturas.....	65
4.4.4 Impacto das queimadas sobre o componente arbustivo-arbóreo.....	69
4.4.4.1 Recrutamento, mortalidade e rebrotas.....	69
4.5 CONCLUSÕES.....	78
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	80
6 RECOMENDAÇÕES FINAIS.....	81
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	82

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1	Famílias e espécies encontradas no campo limpo do campo de murundus numa área amostral de 1ha, antes e pós-queimada, durante intervalo de três anos, no Parque Estadual do AraguaiaMT. Espécies em <b>negrito</b> representam a primeira ocorrência para o Mato Grosso (Dubs 1998). Asterisco (*) ao lado da espécie indica que somente foi coletada em 2005. Asteriscos (**) somente foi coletada em 2008. Hábito (Herbácea – H e Subarbastiva – SA).....	32
Tabela 3.2	Cobertura (Cob) segundo critério estabelecido por Oliveira-Filho (1992) <i>apud</i> Tüxen & Ellenberg (1937), Frequência relativa (FR) e absoluta (FA) das espécies do componente herbáceo-subarbastivo encontradas no campo limpo do CM antes (2005) e pós-queimada (2008), seguidas do teste Wilcoxon ( $p < 0,5$ ), durante intervalo de três anos no Parque Estadual do Araguaia–MT. Em negrito os valores significativos.....	42
Tabela 4.1	Famílias e espécies encontradas em um campo de murundu antes (2005) e pós-queimada (2008), amostrado no Parque Estadual do Araguaia-MT. As espécies estão dispostas em ordem alfabética das famílias botânicas, seguidas de seus respectivos nomes populares. ....	57
Tabela 4.2	Similaridade florística calculada pelos índices de Sørensen e Jaccard entre o campo de murundu do presente estudo (CMp) e dez campos de murundus no Parque Estadual do Araguaia-MT (Marimon <i>et al.</i> 2007). E com três áreas de campos de murundus localizadas no PNB [Parque Nacional de Brasília, Brasília-DF, Araújo Neto <i>et al.</i> (1986)], CUI [Cuiabá - MT, Oliveira-Filho (1992b)] e UBE [Uberlândia-MG, Resende <i>et al.</i> (2004)] (Tabela modificada fonte: Marimon <i>et al.</i> 2007).....	58
Tabela 4.3	Parâmetros fitossociológicos das espécies lenhosas registradas em um campo de murundu no Parque Estadual do Araguaia - MT no primeiro levantamento (2005). Onde: N – número de indivíduos; DA - Densidade Absoluta (ind/ha); FA – Frequência Absoluta; DoA – Dominância Absoluta; ( $m^2 / ha$ ); IVC – Índice de Valor de Cobertura e Índice de Valor de Importância – IVI. Espécies em ordem decrescente de IVI.....	63
Tabela 4.4	Parâmetros fitossociológicos das espécies lenhosas registradas em um campo de murundu no Parque Estadual do Araguaia – MT, no segundo levantamento (2008). Onde: N – número de indivíduos; DA - Densidade Absoluta (ind/ha); FA – Frequência Absoluta; DoA – Dominância Absoluta; ( $m^2 / ha$ ); IVC – Índice de Valor de Cobertura e Índice de Valor de Importância – IVI. Espécies em ordem decrescente de IVI.....	64
Tabela 4.5	Quociente de Lioucurt “q” entre as classes de diâmetro dos indivíduos amostrados em um campo de murundu no Parque Estadual do Araguaia – MT, entre o levantamento de 2005 e 2008.....	67
Tabela 4.6	Relação entre espécies lenhosas e a quantidade de indivíduos e o número de rebrotas em 2005 e em 2008, amostradas em um campo de murundu, Parque Estadual do Araguaia–MT. Espécies listadas em ordem decrescente de rebrotas por indivíduo.....	77

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1	Campo de murundu localizados no Parque Estadual do Araguaia-MT.....	3
Figura 3.1	Delimitação do Parque Estadual do Araguaia em relação ao estado de Mato Grosso. Mapa confeccionado por Abad, J. C. S.....	19
Figura 3.2	Delimitação da área de estudo referente aos municípios do entorno do Parque Estadual do Araguaia–MT. Mapa confeccionado por Abad, J. C. S.....	20
Figura 3.3	Paisagem delimitada do Parque Estadual do Araguaia - MT. Composição colorida a partir de imagem de satélite. Fonte: CBEERS / INPE (2007).....	21
Figura 3.4	Valores médios de precipitação e máximos e mínimos de temperatura medidos nos anos 2004 a 2008 em região próxima ao Parque Estadual do Araguaia - MT. Fonte: Estação Climatológica de Canarana – MT (dados fornecidos por Inmet 2009).....	22
Figura 3.5	Valores anuais de precipitação no período de 2004 até 2008, registrados no Parque Estadual do Araguaia - MT. J = janeiro; M = maio; S = setembro; D = dezembro. Fonte: Estação Climatológica de Canarana – MT (dados fornecidos por Inmet 2009).....	22
Figura 3.6	Queimada ocorrida na área de campo de murundu do presente estudo, em julho de 2006, Parque Estadual do Araguaia-MT.....	24
Figura 3.7	Área amostral de campo de murundus dividida em 16 subparcelas de 25 x 25m, Parque Estadual do Araguaia-MT.....	25
Figura 3.8	Armação de madeira (1m <sup>2</sup> ) utilizada para a amostragem fitossociológica no campo limpo da área, Parque Estadual do Araguaia-MT.....	27
Figura 3.9	Famílias apresentadas com sua riqueza nos dois levantamentos florísticos de campo de murundu antes e pós - queimada, durante um intervalo de três anos, no Parque Estadual do Araguaia–MT.....	34
Figura 3.10	Curva espécie–área calculada pelo método de rarefação para os dois levantamentos no campo limpo do CM: antes da queimada (2005) e pós-queimada (2008), no Parque Estadual do Araguaia–MT.....	38
Figura 3.11	Porcentagem de cobertura por família nos dois levantamentos no campo limpo do CM: antes da queimada (2005) e pós - queimada (2008), no Parque Estadual do Araguaia–MT.....	40
Figura 4.1	Área amostral de campo de murundus dividida em 16 subparcelas de 25 x 25m, Parque Estadual do Araguaia-MT.....	49

Figura 4.2	Índice de Valor de Importância (IVI) das dez principais espécies amostradas no campo de murundus em 2005, no Parque Estadual do Araguaia-MT. DoR – Dominância relativa; FR – Frequência relativa; DR – Densidade relativa.	60
Figura 4.3	Índice de Valor de Importância (IVI) das dez principais espécies amostradas no campo de murundus em 2008, no Parque Estadual do Araguaia-MT. DoR – Dominância relativa; FR – Frequência relativa; DR – Densidade relativa.	61
Figura 4.4	Distribuição dos indivíduos nas classes de diâmetro (Intervalo de Classes = 5cm), amostrado em um campo de murundus no Parque Estadual do Araguaia - MT nos anos de 2005 e de 2008.	66
Figura 4.5	Distribuição dos indivíduos nas classes de diâmetro (Intervalo de Classes = 1 m), amostrado em um campo de murundus no Parque Estadual do Araguaia - MT nos anos de 2005 e de 2008.	68
Figura 4.6	Espécies arbustivo-arbóreas mortas sobre o murundu na área de estudo após queimadas e quantificados no segundo levantamento em 2008, Parque Estadual do Araguaia-MT.	71
Figura 4.7	Distribuição dos indivíduos com rebrotas basais e subterrâneas nas classes de diâmetro, após as queimadas ocorridas em 2006 e 2007, em um campo de murundu no Parque Estadual do Araguaia–MT.	74
Figura 4.8	Exemplar de <i>Tapirira guianensis</i> , destacando o número de rebrotas, após queimadas na área de campo de murundu estudado no Parque Estadual do Araguaia–MT.	75

## LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 3.1.....	27
Equação 3.2.....	27
Equação 3.3.....	28
Equação 3.4.....	28
Equação 3.5.....	29
Equação 3.6.....	30
Equação 3.7.....	30
Equação 4.1.....	51
Equação 4.2.....	51
Equação 4.3.....	52
Equação 4.4.....	52
Equação 4.5.....	52
Equação 4.6.....	52



# 1 - INTRODUÇÃO GERAL

O Cerrado é considerado como a maior e mais rica Savana Tropical (Mendonça *et al.* 2008), sendo caracterizado principalmente por mosaico vegetacional que apresenta formações savânicas, campestres e florestais (Felfili *et al.* 2004). Nessas formações é encontrada rica e diversa flora com cerca de 12.000 espécies (Mendonça *et al.* 2008), a qual apresenta taxa de endemismo de 44% do total (Klink & Machado 2005).

Em cada formação vegetacional do Cerrado, estão incluídos os tipos de fitofisionomias correspondentes, sendo que no presente estudo o enfoque será os campo de murundus (CMs). A denominação campo de murundus que será utilizada no presente estudo, está incluída no sistema de classificação sugerido por Oliveira-Filho & Furley (1990). Para os autores, essas áreas se encontram no domínio do Cerrado, conhecidas como “alto Pantanal” e no Vale do Araguaia, ocorrendo na grande planície de inundação. Os CMs são terrenos aluviais planos, cujo solo no período das cheias (fim da estação chuvosa e início da seca), é coberto por rasa camada de água por causa da lenta drenagem ou da inundação dos rios (Oliveira-Filho & Furley 1990). A área inundável é formada por estrato herbáceo, onde estão inseridos microrelevos ou morrotes de terra cobertos por vegetação lenhosa típica do Cerrado (Araújo Neto *et al.* 1986; Oliveira-Filho & Furley 1990). Esses morrotes ou microrelevos são mais conhecidos no Brasil Central como murundus ou murundum (Oliveira-Filho & Furley 1990). Há também a classificação sugerida por Ribeiro & Walter (1998), que denomina essa área como Parque de Cerrado. Essa fitofisionomia é classificada como formação savânica caracterizada pela presença de árvores agrupadas em pequenas elevações do terreno, conhecidas como murundus ou monchões (Ribeiro & Walter 1998). As duas classificações são similares, mas a opção do termo campo de murundus no presente estudo ocorre pela correspondência de outros trabalhos Oliveira-Filho (1992a, b), Resende *et al.* (2004), Moresco (2006), Marimon (2007), Jancoski (2007), Marimon *et al.* (2008), que utilizaram a mesma denominação.

Os primeiros registros na literatura sobre a ocorrência de áreas de campo pontilhado por pequenas ilhas esparsas cobertas com vegetação do Cerrado da porção nordeste do estado de Mato Grosso foram realizados por Askew *et al.* (1970). Posteriormente, outros trabalhos mostraram localidades diferentes na região do Cerrado, como os campo de murundus encontrados em sítios com características de planícies de inundação de alguns rios (Oliveira-Filho & Furley 1990), entre o campo cerrado, campo úmido e/ou mata de

galeria (Araújo Neto *et al.* 1986, Furley 1986). Atualmente, essas áreas ainda representam paisagens curiosas no Brasil Central e com poucos estudos (Marimon *et al.* 2008).

Os trabalhos que investigaram de forma detalhada a origem e as características bióticas e/ou abióticas dos campo de murundus foram: Araújo Neto *et al.* (1986), Furley (1986), Oliveira-Filho & Furley (1990), Oliveira-Filho (1992a), Ponce & Cunha (1993) e Castro-Júnior (2002). Outros destacaram a florística e a estrutura do estrato arbóreo-arbustivo como Araújo Neto *et al.* (1986), Oliveira-Filho (1992b), Resende *et al.* (2004) e Marimon (2007); e quando se trata do estrato herbáceo-subarbustivo relacionando a sua florística e características estruturais, somente foram encontrados dois trabalhos de Moresco (2006) e Jancoski (2007). Além disso, estudos sobre os campo de murundus na região entre os rios das Mortes e Araguaia somente foi realizado por Marimon *et al.* (2008), sendo que em área próxima Mathews (1977) efetuou coletas de cupins.

Os referidos trabalhos diferem de acordo com a influência do fluxo de inundação no período chuvoso e dos sítios característicos que se encontram. Além de outras características do ambiente, como o tamanho dos murundus, atividades dos cupinzeiros, tipos de solo e geomorfologia (Araújo Neto *et al.* 1986) e frequência de distúrbios (fogo e pastagem) (Marimon 2007).

No presente trabalho, a área de campo de murundus estudada está localizada no Parque Estadual do Araguaia (PEA) que se insere na extensa Planície Sedimentar do Bananal, na confluência do Rio das Mortes e do Rio Araguaia no Estado de Mato Grosso. Os CMs são a fitofisionomia mais representativa e amplamente distribuída no PEA (Figura 1.1).



Figura 1.1 - Campo de murundus localizados no Parque Estadual do Araguaia - MT.

Os CMs do PEA são conhecidos localmente como varjões (Jancoski 2007, Marimon *et al.* 2008). Durante a época das chuvas, a vegetação arbustivo-arbórea localizada sobre os murundus não sofre inundação. Entretanto, na área plana de campo herbáceo-subarbustivo ocorre inundação gradual, sendo coberto por lâmina d'água com altura variável que dependerá da sua localização entre a região do Rio das Mortes ou o Rio Araguaia (Marimon *et al.* 2008). De acordo com os moradores locais, ocorre variação do fluxo de inundação a cada ano, sendo que a região do Rio Araguaia normalmente apresenta maior inundação do que a região do Rio das Mortes (Jancoski 2007). Além da inundação que os CMs estão submetidos a cada ano, outros fatores como o uso das áreas para pastagem de gado, envolvendo queimadas, ocorrem no PEA. Essas pastagens naturais são queimadas no período da seca, quando o campo herbáceo-subarbustivo se encontra seco e com quantidade de biomassa suficiente para facilitar a combustão (Jancoski 2007, Marimon *et al.* 2008). Muitas vezes, estas queimadas atingem extensas áreas de campo de murundus e outras fitofisionomias adjacentes. Dessa forma, as áreas de campo de murundus do PEA são submetidas a três fatores principais que exercem pressões antrópicas ou natural, o pastejo do gado, as queimadas e a influência do fluxo de inundação.

Nesse sentido, foi dada continuidade aos estudos realizados nas áreas de campo de murundus do PEA por Marimon (2007), Jancoski (2007) e Marimon *et al.* (2008), uma vez

que o primeiro levantamento da vegetação, realizado na área do presente estudo foi em julho de 2005, antes da ocorrência de queimadas. E em 2008, foi realizado segundo levantamento, após a ocorrência de duas queimadas consecutivas (2006 e 2007), o qual teve como objetivo avaliar as alterações na composição florística e estruturais da vegetação durante o período de três anos.

A fim de facilitar a leitura e entendimento da dissertação, o texto foi estruturado em seis capítulos, sendo o primeiro capítulo a Introdução Geral que contextualizou o leitor sobre a dissertação apresentada. No segundo capítulo é apresentada a Revisão de Literatura que aborda o Cerrado com enfoque sobre o fogo como modelador da estrutura vegetacional. No terceiro capítulo foram descritas as mudanças ocorridas no componente herbáceo-subarbustivo num período de três anos, discutindo as variações em termos de riqueza, cobertura e frequência de espécies na comunidade. No quarto capítulo foram avaliadas as mudanças florísticas e estruturais do componente arbustivo-arbóreo por meio dos parâmetros fitossociológicos, distribuição das classes de diâmetros e alturas, taxas de mortalidade, de recrutamento e de rebrotamento da comunidade e das espécies. No quinto capítulo, descreve as considerações finais dos dois componentes herbáceo-subarbustivo e arbóreo-arbustivo. Por fim, o sexto capítulo estão as recomendações finais, sugerida pela autora sobre estudos futuros em campo de murundus.

## **2 - REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1 CERRADO, BIODIVERSIDADE E IMPLICAÇÕES**

O Brasil é o país com a maior biodiversidade mundial (MMA 2004) por abrigar cerca de 10% das formas viventes ou 1,5 milhões de espécies no planeta (Aguiar *et al.* 2004). Estudos indicam que elevada riqueza da flora e fauna brasileira está relacionada com o isolamento geográfico no passado, tamanho e a grande variação de ecossistemas (Machado *et al.* 2004).

Dentre a grande variação de ecossistemas registrada no Brasil, encontra-se o bioma Cerrado, que apresenta cerca de 33% da biodiversidade biológica nacional e ocupa 22% do território, menor apenas do que a área ocupada pela Floresta Amazônica (Ratter & Ribeiro 1996). A vasta extensão territorial, a posição geográfica e a presença de seis bacias hidrográficas brasileiras são consideradas como as principais responsáveis pela grande biodiversidade encontrada no Cerrado (Klink 1996).

Outros fatores relacionados à diversidade estão associados com a variedade de fisionomias. Enquanto que a estratificação vertical (existência de várias “camadas” de ambientes) da Amazônia ou da Mata Atlântica proporciona oportunidades diversas para o estabelecimento das espécies, no Cerrado ocorre a estratificação horizontal com a heterogeneidade espacial (a variação dos ecossistemas ao longo do espaço) (Machado *et al.* 2004), apresentando-se como fator determinante para a elevada riqueza de espécies. De acordo com os referidos autores, os ambientes do Cerrado variam significativamente no sentido horizontal, sendo que diferentes fitofisionomias coexistem em uma mesma região. Dessa forma, as espécies estão associadas à variação de ecossistemas, compondo mosaico natural, o qual ressalta a importância de se manter o Cerrado como área estratégica de conservação de expressiva diversidade biológica (Machado *et al.* 2004).

A variação de ecossistemas apresenta fisionomias que englobam formações florestais, savânicas e campestres, segundo o sistema de classificação da vegetação do bioma Cerrado, sendo que cada distribuição da flora é condicionada pela latitude, frequência de queimadas, condições edáficas, profundidade do lençol freático, pastejo e inúmeros fatores antrópicos (Ribeiro & Walter 1998).

Em termos de espécies vegetais, a mais recente lista da flora vascular do Cerrado apresentou 12.356 espécies (Mendonça *et al.* 2008). Essas espécies representam entre 20 a 50% do total de espécies brasileiras (Machado *et al.* 2004), sendo que o estrato herbáceo-subarbustivo representa o maior número de espécies, com 57,1% do total (Mendonça *et al.*

2008). 44% são plantas endêmicas (Klink & Machado 2005) que podem variar a taxa de endemismo de acordo com o grupo de plantas, como no caso do componente herbáceo, com aproximadamente 70% (Filgueiras 2002). Essa biodiversidade poderia contribuir como recurso sócio-econômico e ambiental, enfatizando-se sua importância na disponibilidade de matéria-prima para empresas de biotecnologia, alimentação, farmacêuticas e outras (Ribeiro & Silva 1996).

Tendo por base essa elevada diversidade, tanto em nível de fisionomias quanto de espécies, o Cerrado é considerado como “*hotspot*” entre os ecossistemas mundiais; apresentando grande biodiversidade, alto grau de endemismo e elevado risco de desaparecimento (Bridgewater *et al.* 2004; Mittermeier *et al.* 2005). A inclusão do bioma Cerrado na lista dos “*hotspot*” tem ponto positivo, pois significa o reconhecimento, em nível mundial, de sua rica biodiversidade e sua inclusão mostra que ele está sendo considerado ambiente bastante ameaçado e que a sobrevivência de suas espécies depende de sua conservação e preservação (Fiedler *et al.* 2004).

Para Machado *et al.* (2004), de modo geral, as maiores taxas de desmatamentos no Cerrado chegaram a média anual de 1,5%, o que representaria perda de 3 milhões de ha por ano; ou utilizando-se estimativa mais conservacionista, cerca de 1,1% de perda anual ou 2,2 milhões de ha. Considerando a área remanescente de 34% de Cerrado, incluindo as unidades de conservação e terras indígenas, estima-se que o bioma desapareceria no ano de 2030, caso seja mantido o modelo de desenvolvimento atual (Machado *et al.* 2004).

Outras estimativas realizadas pelo MMA (2007a), indicam que a área do Cerrado recoberta por vegetação nativa com base no ano de 2002, representa 60,42% do bioma e os outros restantes (38,98%) referem-se às áreas antropizadas, onde a categoria predominante é a de pastagens cultivadas. Esses resultados foram maiores do que os encontrados por Machado *et al.* (2004), pois houve a inclusão de aproximadamente 28 milhões de ha de pastagens nativas na categoria de vegetação nativa (MMA, 2007a). Se esse valor fosse contabilizado como área antropizada, a porcentagem de vegetação nativa reduziria para 46,7%. Dentre as causas da formação de áreas antropizadas está o uso indiscriminado e frequente de incêndios para a renovação das pastagens, sendo que a maior concentração de área queimada no Brasil está no bioma Cerrado, com estimativa de 67% do total (Klink & Machado 2005).

As taxas de desmatamento no Cerrado tem sido maiores do que na Floresta Amazônica, entretanto os esforços para sua conservação tem sido modestos com apenas 2,2% de sua superfície legalmente protegida (Klink & Machado 2005). Muitas espécies de

animais e plantas estão ameaçadas de extinção e se estima que 20% das espécies ameaçadas e endêmicas não existem em áreas protegidas (Klink & Machado 2005). Além desse entrave, mesmo as áreas protegidas *in situ* amparadas por legislação própria, como Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC (2004) sofrem constantemente a exploração desordenada devido à falta de recursos financeiros e humanos, e consequentemente ineficiente fiscalização. Como exemplo, no estado de Mato Grosso, as UC's Federais só representam 0,46% do estado, sendo somente cinco em número total e nelas a proporção de área por funcionário (1) é 30.000 ha, totalizando-se 14 funcionários para todo o Estado (Tocantins & Almeida 2000).

Apesar dessas contradições ainda presentes, nos anos de 1998 e 2007 foram organizados seminários para a definição de áreas prioritárias para a Conservação do Cerrado e do Pantanal, para efetuar ações, indicações de uso dos recursos naturais e promoção de movimento de conscientização desses biomas, sendo que uma das recomendações foi a implementação do Zoneamento Ecológico – Econômico (ZEE) para definir uma rede de áreas a serem protegidas com cobertura mínima de 10% do bioma (MMA 2007b). Em 2001, foi criada em Mato Grosso a UC do presente estudo, A criação dessas UC foi iniciada em 2001, como exemplo a UC do presente estudo conhecida como Parque Estadual do Araguaia, localizada na região da extensa planície delimitada pelo Rio das Mortes e pelo Rio Araguaia, fazendo parte da Planície Sedimentar do Bananal (Marimon 2007).

De acordo com Sano *et al.* (2009), a porcentagem de cobertura vegetal natural encontrada para o bioma Cerrado foi de 60,5%, que corresponde a 123,7 milhões de hectares. Uma das áreas com expressivos “blocos” de vegetação nativa corresponde à região da Ilha do Bananal, adjacente ao local onde foi realizado o presente estudo. Essa planície de inundação de grandes rios como o Araguaia e Mortes foi indicada como área prioritária para a conservação da biodiversidade aquática (MMA 2007b). A conservação da biodiversidade da área estudada relaciona-se com as características desfavoráveis para a agricultura, como solos pouco profundos e sujeitos à inundação periódica.

## 2.2 CRIAÇÃO DO PARQUE ESTADUAL DO ARAGUAIA: ORIGEM E IMPORTÂNCIA DOS CAMPO DE MURUNDUS

Uma das recomendações elaboradas no Seminário sobre Conservação do Pantanal e Cerrado, em 1998, e reafirmadas em 2007 (MMA, 2007b), foi indicar a região abrangida pela Planície Sedimentar do Bananal como área de importância biológica extremamente alta (Marimon & Lima 2001). Essa Planície é também conhecida regionalmente como Planície do Araguaia, Pantanal do Araguaia ou Pantanal dos Rios Mortes-Araguaia (Marimon & Lima 2001, Marimon *et al.* 2008). A região compreende expressivo gradiente de transição entre biomas, apresentando características de Cerrado, Amazônia e Pantanal, o que explica seu grande mosaico vegetacional e coloca esta região numa posição de destaque como uma das mais ricas em biodiversidade do país (Brito 2005, Marimon *et al.* 2008).

O interesse pela criação de unidade de conservação (UC) nessa região, contribuiu para a criação do Parque Estadual do Araguaia (PEA), em 2001 através da Lei N° 7.517, com área que abrange 223.619,5 hectares, constituindo-se no maior Parque Estadual de Mato Grosso (Marimon *et al.* 2008). O PEA está situado no bioma Cerrado e sua paisagem é caracterizada por extensas áreas de campo de murundus (CM) e campos limpos (Marimon & Lima 2001). O Parque também apresenta manchas de cerrado sentido restrito, cerradão e florestas inundáveis, às margens dos rios (floresta ciliar) ou em fragmentos dispersos pela extensa planície de inundação (impucas) (Marimon *et al.* 2008).

Dentre essa diversidade de fitofisionomias encontradas no PEA, os campo de murundus na região leste de Mato Grosso são formados por unidades morfoesculturais do tipo planície (Castro-Júnior 2002). São caracterizados por uma paisagem onde montículos (ou ilhas) de terra (monchão), cobertos com vegetação de cerrado sentido restrito e em geral com cupinzeiro associado, estão distribuídos em campo limpo com vegetação predominantemente de gramíneas (Marimon *et al.* 2008). Localmente as fitofisionomias campo de murundus são chamadas de varjões (Jancoski 2007).

Na literatura científica, os primeiros registros sobre a ocorrência de campo de murundus da porção nordeste do estado de Mato Grosso foram realizados por Askew *et al.* (1970). Os campo de murundus ou varjões, em geral, ocorrem em áreas com excesso sazonal de água causado pela flutuação do lençol freático ou por inundações no período das chuvas. Neste caso, os monchões (montículos de terra) funcionariam como ilhas durante o período das enchentes protegendo a vegetação do excesso de água e da saturação



do solo (Oliveira-Filho 1992a, b). Alguns trabalhos têm buscado explicar a origem e formação dos murundus (Mathews 1977; Araújo Neto *et al.* 1986; Oliveira-Filho 1992a, b; Ponce & Cunha 1993). Nesses, destacam-se duas hipóteses principais: a primeira tende a destacar o papel desempenhado por fatores bióticos, especialmente pelos cupins (Mathews 1977; Oliveira-Filho 1992a) e a segunda, atribui a origem a fatores abióticos particularmente o processo de erosão causado pela água (Araújo Neto *et al.* 1986). Há também a hipótese que considera os dois juntos (bióticos e abióticos) (Oliveira-Filho & Furley 1990).

O processo biótico para a formação dos murundus contaria com a ocorrência de sucessivas espécies de cupins que habitam essas áreas de campos (Ponce & Cunha 1993). A teoria mais detalhada que discute a formação dos monchões foi proposta por Mathews (1977). De acordo com esse autor e analogia realizada por Marimon *et al.* (2008), as formações de campo de murundus em geral e no PEA ocorrem inicialmente por espécies (*Armitermes cerradoensis*, no caso do PEA, *A. euamignathus*) mais tolerantes a solos sujeitos ao encharcamento sazonal, colonizando o campo brejoso durante a estação seca (Mathews 1977; Marimon *et al.* 2008). Posteriormente, na estação chuvosa, espécies de *Anoplotermes* spp. buscariam refúgio ao redor do ninho de *Armitermes cerradoensis* (no caso do PEA, *A. euamignathus*), trazendo larvas e terra para essa área (Mathews 1977; Marimon *et al.* 2008). Na etapa seguinte (estação seca), nos montes de terra maiores, outra espécie (*Cornitermes snyderi*, no caso do PEA, *C. bequaerti*) se estabeleceria e construiria cupinzeiros maiores. A partir daí, os ninhos construídos por *C. snyderi* (no caso do PEA, *C. bequaerti*) seriam atacados sucessivamente por animais termitófagos, o que desencadearia montes de terra cada vez maiores ao redor dos cupinzeiros (Mathews 1977; Marimon *et al.* 2008). Assim, segundo Oliveira-Filho & Furley (1990), os murundus seriam ocupados por espécies lenhosas do Cerrado, que fornecem abrigo e alimento para os cupins e outros animais.

Por outro lado, o processo abiótico seria explicado a partir do regime de sedimentação/erosão nas áreas alagáveis podendo ser influenciado por diferenças locais de velocidade do fluxo das águas, evidenciando micro-relevos nas planícies (Oliveira-Filho & Furley, 1990). Ponce & Cunha (1993) complementaram essa teoria afirmando que as irregularidades no terreno, independentemente de sua origem, podem determinar diferença na elevação e proporcionar ambiente mais adequado para que espécies vegetais do Cerrado possam colonizar as áreas de campo úmido.

O conhecimento limitado que se dispõe atualmente sobre a flora dos campo de murundus compromete o pleno conhecimento sobre as condições ambientais onde eles ocorrem e o seu estado de conservação, já que as espécies que habitam esses ambientes possuem adaptações estruturais e fisiológicas ao habitat (Marimon 2007). Outro fator importante é que para a lista fanerogâmica do bioma Cerrado (Mendonça *et al.* 2008) houve aumento de 6.793 táxons em relação à Mendonça *et al.* (1998), confirmando a importância de continuar realizando estudos no bioma, principalmente, em campo de murundus que apresentaram poucos registros em Mendonça *et al.* (2008).

### **2.3 CERRADO E FOGO**

O fogo é característica comum do Cerrado, como também na maioria dos ecossistemas de savanas (Miranda *et al.* 2002). O fogo no Cerrado é causado pelo homem ou ocorre naturalmente e existe há milhares de anos (Salgado-Laboriau & Vicentini 1994). Vicentini (1993), em estudos de paleoclimatologia e paleobotânica, registrou a ocorrência de fogo há 32.400 anos antes do presente (AP), na região de Cromínia (GO). Salgado-Laboriau (2005) comentou sobre estudos realizados com sedimentos em lagos, lagoas e veredas mostrando que o fogo natural existe há pelo menos 40.000 anos AP. Embora existam esses registros, há evidência da presença humana no Brasil Central somente de 11.000 anos (AP) (Salgado-Laboriau & Vicentini 1994). Possivelmente foram os povos indígenas da região do Cerrado que usavam o fogo para caça, estímulo para produção de frutos, controle de espécies indesejáveis, rituais e disputas entre etnias (Miranda *et al.* 2002). O fogo natural é provocado por raios e apesar de pouco estudado é relativamente frequente, ocorrendo principalmente na transição das estações seca e chuvosa (Ramos-Neto 2000). Apesar da frequência, geralmente não atingem grandes áreas, uma vez que, a chuva posterior impede o desenvolvimento de incêndios (Ramos-Neto 2000).

O fogo é considerado um dos determinantes para a vegetação do Cerrado, embora a rápida ocupação humana na região tenha mudado o regime de fogo natural (estação e frequência de queima) com consequências para a estrutura e composição da vegetação (Miranda *et al.* 2002; Ramos-Neto 2000). Para Salgado-Laboriau (2005), a maior parte do cerrado vem sendo destruída nos últimos 40 anos à medida que a população cresce. Segundo Sano *et al.* (2008), a vegetação original está sendo substituída em 26,5% por pastagens cultivadas e 10,5% em grandes culturas agrícolas. Esses modelos de produção utilizam normalmente queimadas como forma de manejo para plantio de grãos e pastagens naturais e plantadas, as quais são realizadas principalmente na estação seca (Klink &

Machado 2005). Essas queimadas, realizadas na estação seca, podem resultar em mudanças mais significativas na estrutura e composição florística, do que aquelas provocadas na estação chuvosa (Miranda & Sato 2005).

O impacto do fogo, em qualquer elemento da biota, dependerá do comportamento do mesmo (velocidade, intensidade da frente de fogo, consumo de combustível, calor liberado, distribuição e duração de temperaturas elevadas) (Miranda *et al.* 1996). A intensidade da frente de fogo é um dos principais aspectos relacionados ao comportamento do fogo, pois representa a taxa na qual a energia está sendo liberada por unidade de comprimento da frente de fogo, levando em consideração a quantidade de combustível consumido e a velocidade com que o fogo se propaga (Sato 1996). Para mesma intensidade de fogo, quanto mais rápida a frente de fogo, menor será a quantidade de calor liberada no local (Miranda *et al.* 1996). A temperatura do ar também é fator importante, pois os danos causados na vegetação são consequências da permanência prolongada de altas temperaturas durante as queimadas (Sato 2003). Muitos estudos que caracterizam os efeitos abióticos do fogo nas diferentes fisionomias do Cerrado, em termos de velocidade de propagação, temperaturas do ar e do solo, intensidade da frente de fogo e consumo de combustível, foram realizados nas últimas décadas (Dias *et al.* 1996, Miranda *et al.* 1996, Neves & Miranda 1996, Neves 2000).

### **2.3.1 O FOGO COMO MODELADOR DA ESTRUTURA E DINÂMICA DA VEGETAÇÃO**

#### **2.3.1.1 Componente herbáceo-subarbustivo**

O entendimento da dinâmica de comunidades de plantas está baseado em razões de mensuração de mortalidade e recrutamento. As informações geradas por esse tipo de estudo são essenciais para conservação e manejo da comunidade (Henriques & Hay 2002). No Cerrado brasileiro existem poucos estudos de longo prazo, que utilizam parcelas permanentes para observar o recrutamento, a mortalidade e o crescimento de plantas arbóreas e rasteiras em diferentes fisionomias, sendo essencial estudar parâmetros da dinâmica natural, como por exemplo, razões de recrutamento e mortalidade anuais em determinada fisionomia, a fim de obter respostas causadas pela degradação ambiental (Hoffmann & Moreira 2002).

Os resultados dos estudos de dinâmica sugerem que nas savanas as taxas de mortalidade e recrutamento dependem de quatro fatores: água, nutrientes, herbivoria e fogo

(Henriques & Hay 2002). As relações entre água e nutrientes são: (1) pouca viabilidade de água e elevado suprimento nutricional; (2) alta viabilidade de água com extrema falta de nutrientes no solo; (3) limitada água e nutrientes; (4) sem limitações de água e nutrientes (Henriques & Hay 2002). De acordo com os referidos autores a maioria da vegetação do Cerrado é incluída no tipo 2 e às vezes no tipo 3. Outro fator relacionado às taxas de mortalidade e recrutamento seria que na maioria dos casos de queimadas no Cerrado ocorre o fogo de superfície, o qual consome a fina camada de material combustível do extrato herbáceo, de modo que fornece 94% do material combustível durante a queimada (Castro & Kauffman 1998). Ao contrário da camada fina de combustível nas árvores que não é consumida durante o fogo, devido à quantidade de água contida no combustível e também a rápida intensidade da frente de fogo (Castro & Kauffman 1998).

Com relação à flora do componente herbáceo, estudos realizados mostraram alta resistência ao fogo e a seca prolongada, devido aos tipos de adaptação morfológica e fisiológica, sendo que algumas plantas são anuais, se desenvolvendo durante a estação chuvosa e a maioria é perene, possuindo órgãos subterrâneos como rizomas, bulbos e xilopódios que podem rebrotar pós-fogo (Filgueiras 2002). Por outro lado, muitas espécies de plantas parecem ser favorecidas pelo fogo para a reprodução sexuada, produzindo intensas florações num período de poucos dias ou semanas após sofrer queimada (Freitas 1998).

Coutinho (1976) observou que grande número de espécies herbáceas são favorecidas pelo fogo para florescer, respondendo com intensas florações às queimadas ocorridas em qualquer estação de ano. Segundo esse autor, as causas de intensas florações podem estar relacionadas tanto ao ambiente de produtividade quanto aos danos causados pelo fogo às partes das plantas que ficam acima do solo, possivelmente estimulando a flor primórdia. Oliveira *et al.* (1996) observaram 44 espécies de orquídeas terrestres florescendo após queimadas em áreas de cerrado *sensu stricto*, campo sujo e campo limpo. Os autores observaram que algumas espécies floresceram num intervalo de apenas duas semanas, como por exemplo, *Habenaria armata*, a qual nos quatro anos precedentes ao fogo, não apresentou indivíduos floridos.

Rosa (1990), em estudo sobre o impacto do fogo no componente herbáceo de campo sujo, notou que o rápido rebrotamento da vegetação pode associar-se com padrões temporais de recuperação da biomassa aérea, com o aumento imediato depois do fogo, aumento máximo no começo da estação chuvosa e aumento máximo no final da estação seca. A mesma autora argumenta que os diferentes padrões observados são ligados às

características fenológicas, assim como as condições de pós-queima, caracterizadas pela remoção da parte aérea e efeito de poda, aumento na disponibilidade de nutrientes, alterações nas condições microclimáticas e sazonalidade da precipitação.

O impacto do fogo sobre gramíneas, o elemento mais abundante do componente herbáceo tem sido pouco estudado. Murakami & Klink (1996) que avaliaram o efeito do fogo na dinâmica de crescimento e reprodução de *Echinolaena inflexa* em duas áreas de campo sujo: uma protegida e outra sob regime de fogo. Os autores concluíram que a espécie na área queimada não atingiu o mesmo nível de complexidade arquitetural em relação às áreas protegidas e a taxa de crescimento das ramificações e inflorescências foram maiores na área queimada. Miranda & Klink (1996) observaram o comportamento de *Echinolaena inflexa* em áreas de campo sujo submetidas a diferentes regimes de queima. Os autores constataram diferença quanto à colonização dessa espécie nas áreas controle e área queimada, sendo que o recrutamento por sementes foi maior na área queimada e o recrutamento por rebrotação foi maior na área controle.

Estudos relacionados ao efeito do fogo sobre o componente herbáceo-subarbusivo em escala temporal foram realizados por Silva (2005) que avaliou a mudança temporal do estrato herbáceo-subarbusivo em duas áreas de campo sujo, onde uma área foi controle e a outra submetida à queimada prescrita. Para a autora, os resultados mostraram aumento da riqueza e diversidade de espécies na área queimada. Munhoz & Felfili (2006) avaliaram a mudança na estrutura fitossociológica do componente herbáceo-subarbusivo no período de um ano, após incêndio em área de campo sujo e perceberam que houve mudanças na estrutura e riqueza florística, pois as espécies responderam à sazonalidade climática da região e ao fogo. No mesmo estudo, as queimadas mostraram que o fogo exerce efeito de poda na vegetação o que favorece as espécies menores e mais delgadas que têm dificuldades de crescer sobre a massa vegetal seca acumulada na camada herbácea sem fogo.

O componente herbáceo-subarbusivo apresenta grande diversidade taxonômica (Filgueiras 2002), sendo componente importante no Cerrado, tanto do ponto de vista biológico, quanto da sua utilização econômica, com mais de 90 milhões de hectares utilizados como pastagem nativa pela pecuária (Munhoz & Felfili 2004). Estudos sobre a estrutura e a dinâmica deste componente da vegetação e das variáveis ambientais dos ecossistemas de cerrado são essenciais para o delineamento de estratégias para conservação da diversidade biológica, assim como o uso sustentável destes (Munhoz & Felfili 2006).

### 2.3.1.2 Componente arbóreo-arbustivo

Diferentes tipos de danos oriundos de incêndios florestais na vegetação lenhosa têm sido relatados, principalmente nos padrões reprodutivos, no recrutamento, no estabelecimento de novos indivíduos e nas taxas de mortalidade (Miranda & Sato 2005). Moreira (2000) sugere a necessidade de proteção contra o fogo para que espécies mais sensíveis possam se estabelecer e permitir que formas fisionômicas mais abertas tornem-se mais fechadas, levando em consideração também fatores edáficos e condições hídricas para o estabelecimento. Conforme a referida autora, estudo de proteção contra o fogo e seu efeito na distribuição e composição de espécies em cinco fisionomias de Cerrado, os efeitos mais marcantes da proteção foram notados nos dois extremos do gradiente fisionômico, no cerradão (aumento de espécies sensíveis) e no campo sujo (aumento do número de indivíduos lenhosos).

O fogo pode ter efeitos negativos para a vegetação do Cerrado, dependendo da sua frequência e intensidade. Entre os efeitos adversos de queimadas frequentes no Cerrado, já foi observado o baixo recrutamento de espécies lenhosas, cujas conseqüências foram a redução na densidade arbórea, o aumento do entouceiramento e a diminuição da diversidade de espécies (Hoffmann & Moreira 2002). Em pesquisas realizadas por Sato (1996, 2003) e Silva *et al.* (1996) foram verificadas elevadas taxas de mortalidade em cerrado *sensu stricto* e campo sujo após queimadas prescritas, respectivamente.

Sato (1996) determinou que, para a vegetação arbórea de cerrado *sensu stricto* submetida ao regime bienal de fogo no meio da estação seca, após proteção de 18 anos, a maior razão de mortalidade ocorreu entre os indivíduos com alturas de 0,3 a 2,0 m. Ramos (1990) observou em cerrado *sensu stricto* que indivíduos jovens e subarbustos com alturas de até 1,28 m e com diâmetros menores ou igual a 3cm, são seriamente prejudicados pelos regimes bienais de fogo. Sato (2003) calculou as taxas de mortalidade para a vegetação lenhosa de cerrado *sensu stricto* submetida às queimadas prescritas nos meses de junho, agosto e setembro. Após cinco queimadas bienais, considerando o total de caules destruídos *topkill* (rebrotas basal ou subterrâneas) + mortos, os valores foram 44% para área queimada em junho, 59% para a queimada em agosto e 75% para queimada em setembro, indicando efeito diferenciado do fogo na vegetação lenhosa em relação à época da queima, isto porque várias espécies lenhosas do cerrado renovam as folhas, florescem ou frutificam durante a estação seca.

Fiedler *et al.* (2004) realizou estudo sobre o efeito do fogo na estrutura arbórea da vegetação de uma área de cerrado *sensu stricto* após incêndio e registrou pouca mudança

na composição florística durante período bienal. Em contrapartida, Sevilha (1999), num estudo em mata de galeria após dez anos de incêndio, observou que a heterogeneidade florística e espacial criada na mata está relacionada pelo fator fogo. O mesmo autor afirma que o fogo é elemento estruturador da comunidade, favorecendo o aumento da densidade de espécies que demandam luz para o crescimento.

Um dos mecanismos fisiológicos entre as espécies lenhosas é comumente a rebrota através da copa, dos rizomas, do caule, da raiz e das estruturas subterrâneas (Medeiros 2002). Cirne & Scarano (1996) examinaram o rebrotamento de *Andira legalis* após a ação de fogo criminoso sobre o seu habitat, localizado na restinga de Ipitangas – RJ. A referida espécie não alterou a estrutura populacional, nem a densidade e distribuição espacial dos indivíduos, sendo que tal resultado derivou da alta capacidade apresentada por essa espécie de rebrotar tanto a partir de gemas caulinares como gemas de órgãos subterrâneos. Medeiros (2002), em estudo realizado em área de campo sujo submetida a queimadas anuais, mostrou que cerca de 60% das rebrotas que morreram em consequência de queimadas, apresentaram altura entre 50 cm a 1 m. O mesmo autor também mostrou que cerca de 70% dessas rebrotas apresentam diâmetro basal entre 0,5 e 1,5 cm, indicando que as rebrotas não apresentaram proteção efetiva da casca contra altas temperaturas. Dessa forma, queimadas recorrentes podem ter grande impacto na sobrevivência de rebrotas (Medeiros 2002), por causa da falta de casca espessa a temperatura no câmbio pode ultrapassar 60°C por períodos longos, sendo o suficiente para ocasionar a morte do tecido (Rocha Silva 1999).

Foram também verificados efeitos do fogo no sucesso reprodutivo e deiscência de frutos, onde Silva *et al.* (1996) avaliaram a população de *Byrsonima crassa* após queimada em cerrado *sensu stricto*, resultando nos maiores valores já encontrados na literatura, indicando que o fogo estaria estimulando a produção de frutos e botões florais. Hoffmann (1998) observou que algumas espécies apresentam frutos tolerantes às altas temperaturas durante a passagem da frente de fogo, porém outras sofrem efeito negativo. Landim & Hay (1996) registraram aumento significativo na deiscência de frutos após a passagem do fogo, confirmando que o mesmo promove a abertura de frutos de algumas espécies do cerrado. Esses resultados reforçam a idéia das estratégias adaptativas da vegetação do Cerrado ao fogo, como a capacidade dos frutos de proteger as sementes, a forte suberização do tronco e dos galhos, proporcionando certo grau de isolamento térmico dos tecidos internos, mesmo sob temperaturas elevadas (Miranda & Sato 2005).

Apesar de existirem muitos dados sobre a flora do Cerrado e sua relação com o efeito do fogo, há ainda a necessidade de se obter dados sobre a variação temporal da composição florística e estrutura vegetacional submetidas a queimadas em áreas de campo de murundus, não tendo sido encontrado na literatura nenhum registro sobre os efeitos do fogo nessa fitofisionomia. Dessa forma, somar o conhecimento da flora do Cerrado e suas características estruturais após distúrbios são importantes para delinear estratégias de conservação e seu manejo racional (Fiedler *et al.* 2004).



### **3 – MUDANÇA DA VEGETAÇÃO HERBÁCEO-SUBARBUSTIVA NO PERÍODO DE TRÊS ANOS EM CAMPO DE MURUNDUS, PARQUE ESTADUAL DO ARAGUAIA-MT**

#### **3.1 INTRODUÇÃO**

O bioma Cerrado compõe mosaico heterogêneo de unidades de paisagem e fisionomias vegetais, com formações desde campestres a florestais, formando gradiente de altura-densidade (Henriques 2005). Essa diversidade de paisagens, constituída tanto por diferentes fisionomias de vegetação vinculadas a fatores físicos e fisiográficos, quanto por um mesmo tipo de vegetação com distintos padrões de composição florística (Felfili & Silva-Júnior 2005) resulta numa das mais ricas floras dentre as savanas mundiais. Mendonça *et al.* (2008) expõe que a nova lista da flora vascular do Cerrado é composta por 12.356 espécies, mostrando que o Cerrado, é cada vez mais rico do que se suponha, e muitas das suas tipologias, com flora específica, são endêmicas da América do Sul e do Brasil.

Em termos de proporção, foi observado que dentre essa riqueza de espécies, ocorre relação de 5,6:1 entre arbustivo-herbáceas e arbórea (Mendonça *et al.* 2008), o que eleva a proporção anteriormente indicada de 4,5:1 (Mendonça *et al.* 1998). Para Felfili *et al.* (1994), a relação do número de espécies não-arbóreas *versus* arbóreas em cerrado *sensu stricto* era estimada em 3:1 na Chapada Pratinha e, por conseguinte, num estudo realizado em 11 hectares de campo de murundus no Parque Estadual do Araguaia a prporção foi de 2:1 (Marimon 2007). Segundo Munhoz (2003), a camada rasteira é um componente importante do Cerrado em todas as formas de vegetação, e apesar disso, há pouco conhecimento sobre os requisitos nutricionais, as adaptações e distribuição natural das espécies desse componente. As alterações que possam ocorrer na composição florística das camadas rasteiras, como consequência de desmatamento, queimadas, herbivoria, extrativismo, também têm sido pouco investigadas (Munhoz 2003).

Para citar alguns relevantes estudos realizados com componente herbáceo, que discutem a relação entre este e o efeito de distúrbios em escala espacial ou temporal, são indicados: Coutinho (1976), Rosa (1990), Oliveira *et al.* (1996), Moresco (2006), Jancoski (2007), Murakami & Klink (1996), Miranda (1997), Munhoz (2003), Silva (2005), Amaral (2008). Dentre eles, somente Moresco (2006) e Jancoski (2007), estudaram na fitofisionomia campo de murundus.

Os Campo de murundus (CM) são caracterizados por áreas de inundação sazonal cobertas predominantemente por um campo herbáceo (campo limpo) onde se distribuem numerosos montes de terra arredondados (murundus) revestidos por vegetação lenhosa do Cerrado e com presença de cupins (Oliveira-Filho 1992a). No presente estudo, as áreas de campo de murundus sofrem estresse hídrico sazonalmente e também ocorre o manejo agropastoril que utiliza queimadas para a renovação da pastagem (Marimon 2007, Marimon *et al.* 2008). A prática do uso de fogo nesses campo de murundus ocorre de forma sazonal, normalmente no período seco entre os meses de julho e agosto, quando os campos herbáceos encontram-se secos e de fácil combustão, atingindo áreas extensas de CM's e muitas vezes vegetações adjacentes (cerrado sentido restrito, florestas inundáveis e cerradão) (Jancoski 2007).

Conhecer esse estrato herbáceo é indispensável para compreender as condições ambientais, a relação com distúrbios ocorridos e o estado de conservação de ambientes alagáveis sazonalmente, já que as espécies herbáceas possuem adaptações estruturais e fisiológicas ao habitat (Rebellato & Cunha 2005). Cabe ressaltar que o presente estudo é inédito e tem como objetivo avaliar as mudanças da vegetação herbácea-subarbustiva nos campo de murundus durante período de três anos com ocorrência de queimadas. Dessa forma, o presente estudo visa fornecer subsídios importantes para a compreensão do funcionamento e manejo adequado dos campo de murundus do Parque Estadual do Araguaia, Mato Grosso. Para atender o objetivo proposto foram formuladas as seguintes questões: Houve mudança na composição florística do componente herbáceo-subarbustivo no período estudado, com incidência de queimadas na área? Houve mudança na cobertura e frequência entre as espécies do componente herbáceo-subarbustivo nos dois levantamentos?

### **3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Fornecer lista de espécies do componente herbáceo-subarbustivo do campo limpo de área de campo de murundus (CM) com a ocorrência de queimada;
- Comparar a composição florística e a diversidade do componente herbáceo-subarbustivo do campo limpo no CM antes e pós-queimada;
- Avaliar as mudanças em termos de frequência e de cobertura do componente herbáceo-subarbustivo do campo limpo no CM em relação à comunidade e populações.

### 3.3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.3.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi conduzido no Parque Estadual do Araguaia (PEA), que abrange área de 223.619,5 hectares no município de Novo Santo Antônio, Mato Grosso (Figura 3.1 e 3.2) (com coordenadas UTM aproximadas de 8.703.400N e 530.000E) (Iomat 2007).

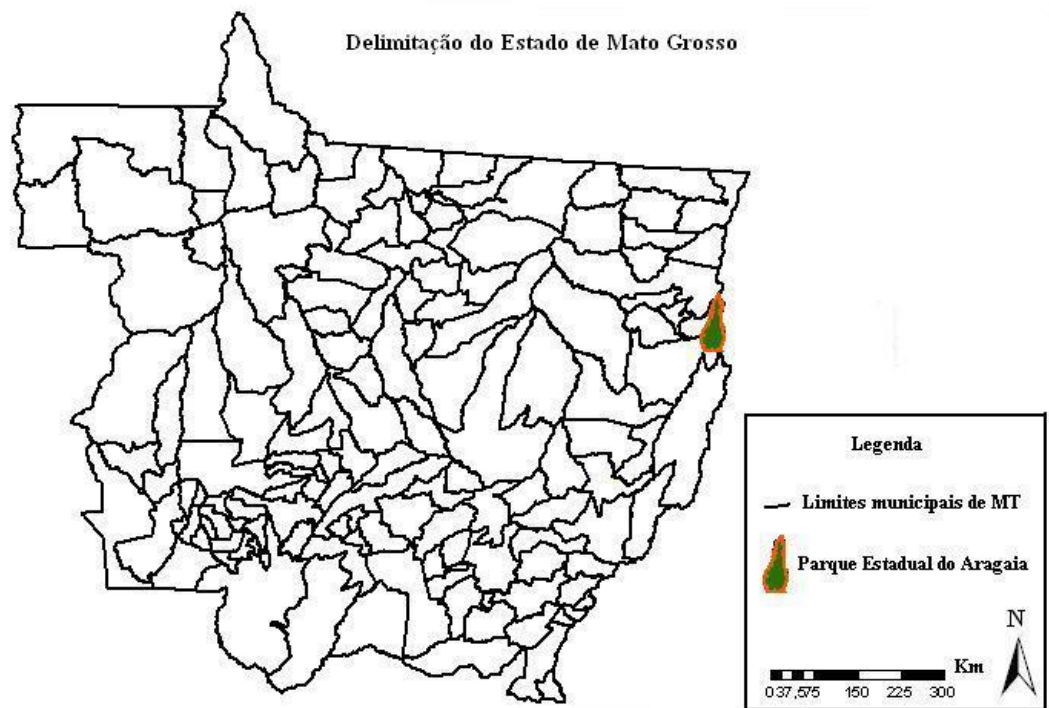


Figura 3.1 - Delimitação do Parque Estadual do Araguaia em relação ao estado de Mato Grosso. Mapa confeccionado por Abad, J. C. S.

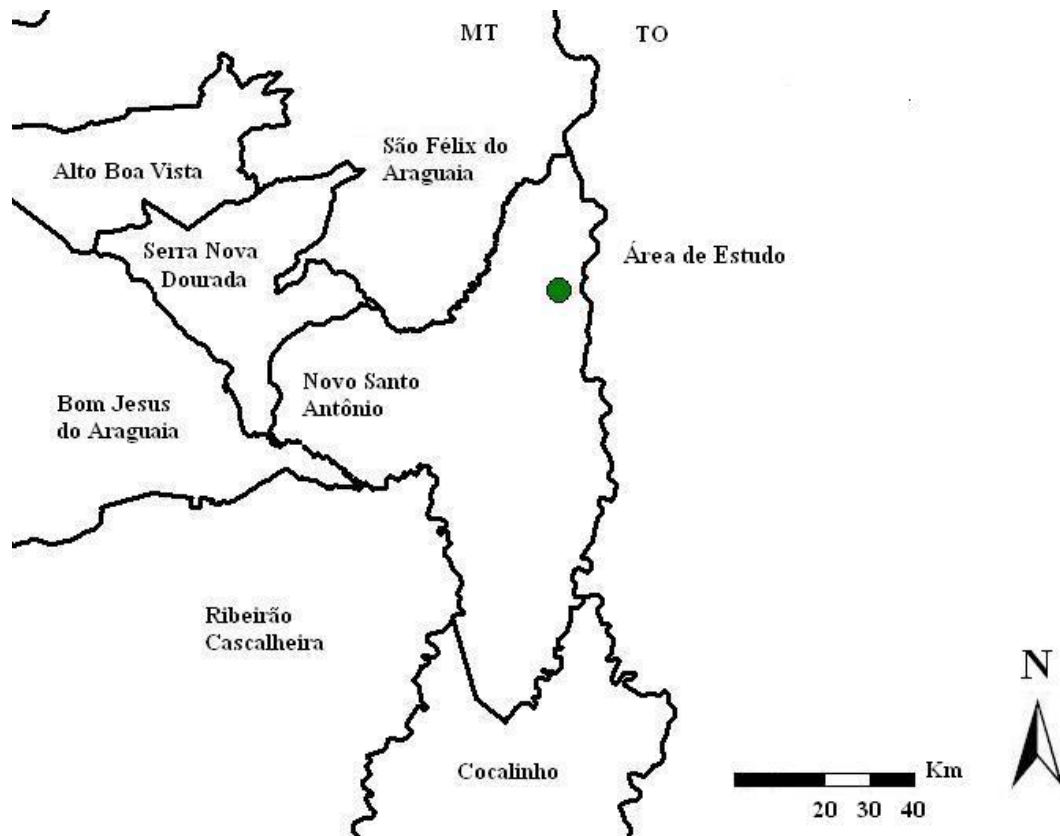


Figura 3.2 – Delimitação da área de estudo referente aos municípios do entorno do Parque Estadual do Araguaia – MT. Mapa confeccionado por Abad, J. C. S.

O Parque está situado na Mesorregião Nordeste Matogrossense, Microrregião Norte Araguaia (Marimon 2007). Seus limites são: a oeste, o Rio das Mortes; a leste o Rio Araguaia, ao norte a foz do Rio das Mortes e ao sul, a sede da Fazenda Água Bela (Figura 3.3) (Iomat 2007).

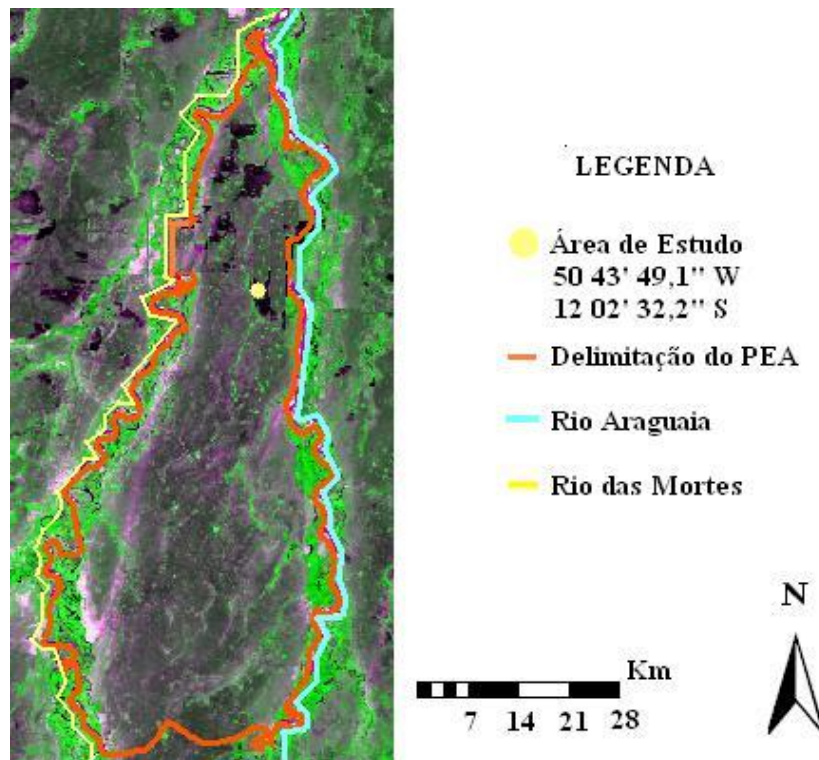


Figura 3.3 – Paisagem delimitada do Parque Estadual do Araguaia - MT. Composição colorida a partir de imagem de satélite. Fonte: CBEERS / INPE (2007).

O clima da região de acordo com o sistema climático de Köppen é classificado como zona equatorial continental, sendo quente e úmido com estação seca definida, caracterizando o tipo climático Aw (Iomat 2007). A temperatura média anual na região do PEA oscila entre 25,7° C a 27,3° C (Marimon *et al.* 2008). De acordo com os dados de classificação climatológica para o Estado de Mato Grosso (Moreira & Vasconcelos 2007) o PEA encontra-se numa zona com precipitações médias anuais entre 1.800 a 2.200 mm, com estação chuvosa entre setembro a maio e estação seca entre junho e agosto. Na Estação Climatológica de Canarana, considerada a mais próxima do PEA, foram obtidos os dados climatológicos médios mensais de temperatura máxima e mínima, precipitação média e anual (dados fornecidos por Inmet 2009). Todos os anos apresentaram estacionalidade pluvial bem definida. A Figura 3.4 e 3.5 mostra climatograma para o período de 2004 a 2008.

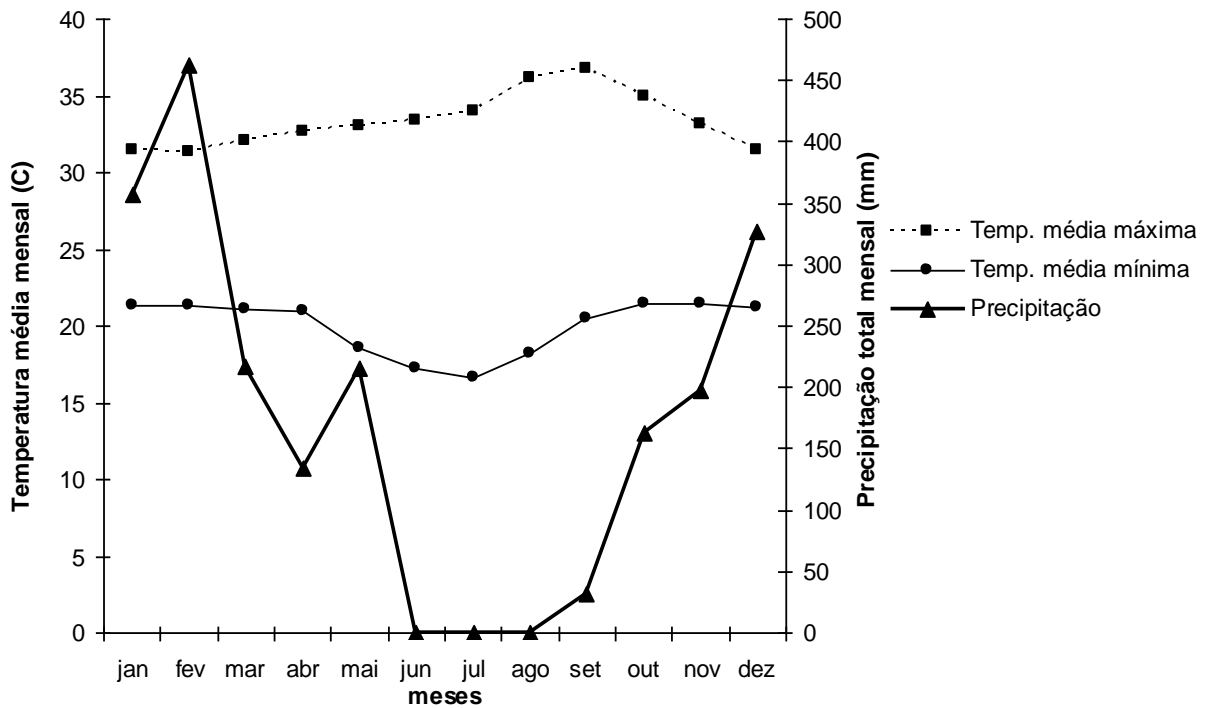


Figura 3.4 – Valores médios de precipitação e máximos e mínimos de temperatura medidos nos anos 2004 a 2008 em região próxima ao Parque Estadual do Araguaia - MT. Fonte: Estação Climatológica de Canarana – MT (dados fornecidos por Inmet 2009).

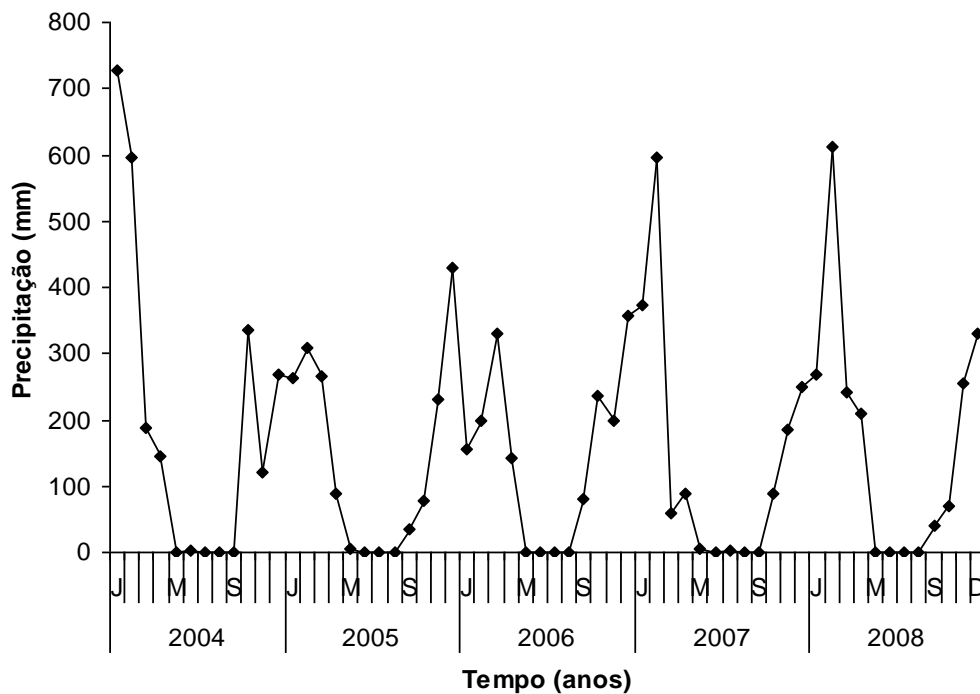


Figura 3.5 – Valores anuais de precipitação no período de 2004 até 2008, registrados em região próxima ao Parque Estadual do Araguaia - MT. J = janeiro; M = maio; S = setembro; D = dezembro. Fonte: Estação Climatológica de Canarana – MT (dados fornecidos por Inmet 2009).

A região, onde está inserido o PEA, é abrangida pela Planície Sedimentar do Bananal, também conhecida como Pantanal dos Rios Mortes-Araguaia ou Pantanal do Araguaia (Marimon & Lima 2001). Segundo estes autores são encontradas nesta região diversas fitofisionomias do bioma Cerrado, como cerrado sentido restrito, cerradão, florestas inundáveis, capão, babaçual, campo de murundus, campo de *Byrsonima orbignyana* e campo cerrado de *Vochysia rufa*.

Entre as fitofisionomias que ocorrem no PEA, o foco do presente estudo foram os campos de murundus (CM's). Durante a época das chuvas, a vegetação arbustivo-arbórea localizada sobre os murundus (porções elevadas de terra) não são inundadas (Marimon *et al.* 2008). Entretanto, as porções baixas, localizadas entre os murundus sofrem inundação gradual com altura variável (Marimon *et al.* 2008). O nível da lâmina d'água nos campo de murundus dependerá da sua localização e do fluxo de inundação do Rio das Mortes ou do Rio Araguaia, sendo que, de acordo com os moradores locais, existe variação no nível d'água entre os anos (Jancoski 2007).

Em geral, os solos dos murundus (morrotes de terra) são do tipo Latossolo Bruno Distrófico Câmbico e Distroférico Plúntico (RadamBrasil 1981), ao passo que na porção de campo limpo, os solos se mantêm saturados ou super-saturados em água nos meses chuvosos, esvaziando-se lentamente e continuamente nos meses secos, sendo que nesses campos predominam o solo do tipo Plintossolo Argilúvico Distrófico com presença de concreções ferruginosas (RadamBrasil 1981, Marimon 2007).

A área de campo de murundus estuda tem a altitude de 194,6 m e está localizada próxima ao Rio Araguaia, onde está submetida ao regime de inundação do mesmo (12° 02' 29,3" S e 50° 43' 49,7" W). De acordo com Marimon (2007), a área é caracterizada com grau de perturbação médio, possuindo dois indivíduos lenhosos no campo limpo e 33 murundus com área média de 33,8 m<sup>2</sup>.

### 3.3.1.1 Histórico de fogo na área

Nos campos de murundus do Parque Estadual do Araguaia (PEA) são praticadas atividades agropastoris pelos moradores. Apesar do PEA ser uma unidade de conservação de proteção integral, ainda não foram indenizados todos os fazendeiros que ali possuem propriedades. Nesse sentido, as áreas de campo de murundus são utilizadas como pastagens naturais que são submetidas a queimadas para facilitar a rebrota de capim. Essas atividades ocorrem geralmente uma vez por ano no período mais seco entre os meses de julho e agosto (Jancoski 2007). Em 21 de julho de 2006, a área de estudo foi queimada por



volta das 15:30 h (Figura 3.6). Naquele mês de julho de 2006, a temperatura média foi de 24,2° C, a umidade relativa do ar média de 51%, tendo a última precipitação ocorrida em abril com 142,6 mm (dados fornecidos por Inmet 2009).

No ano seguinte, ocorreu a segunda queimada na mesma área, sendo que os moradores locais afirmaram que a mesma teria ocorrido em agosto de 2007. Em 2008, de acordo com o gerente do PEA, a área de estudo não foi queimada, sendo que, durante o período do presente estudo ocorreu duas queimadas em três anos.



Figura 3.6 - Queimada ocorrida na área de campo de murundus do presente estudo, em julho de 2006, Parque Estadual do Araguaia - MT.

### 3.3.2 Coleta de Dados

Para obtenção dos dados foi dada continuidade aos estudos realizados nas áreas de campo de murundus do PEA, por Marimon (2007) e Jancoski (2007), uma vez que a área do presente estudo já havia sido inventariada em julho de 2005, quando foram coletados dados dos componentes herbáceo-subarbustivo e arbóreo (Marimon 2007, Jancoski 2007). No presente estudo foi realizado o segundo levantamento da vegetação herbáceo-subarbustiva em um hectare de campo de murundus, a fim de comparar a área antes (2005) e pós-queimada (2008). No segundo levantamento ocorreu em setembro de 2008,



completando três anos após a realização do primeiro levantamento e após as queimadas ocorridas no mês de julho de 2006 e agosto de 2007. A área de estudo tem a altitude de 194,6m. E está localizada próxima ao Rio Araguaia, onde está submetida ao regime de inundação do mesmo (12° 02' 29,3" S e 50° 43' 49,7" W). De acordo com Marimon (2007), a área é caracterizada com grau de perturbação médio, possuindo dois indivíduos lenhosos no campo limpo, quantificando 33 murundus com área média de 33,8 m<sup>2</sup>.

### 3.3.2.1 Levantamento do componente herbáceo-subarbustivo

A amostragem florística das espécies do componente herbáceo-subarbustivo (até 1 m de altura e sem caule lenhoso) foi realizado em área amostral de 1ha dividida em 16 subparcelas de 25 × 25m, a fim de facilitar o levantamento encontrado na porção de campo limpo, conforme Jancoski (2007) (adaptado Kent & Coker 1992) (Figura 3.7).

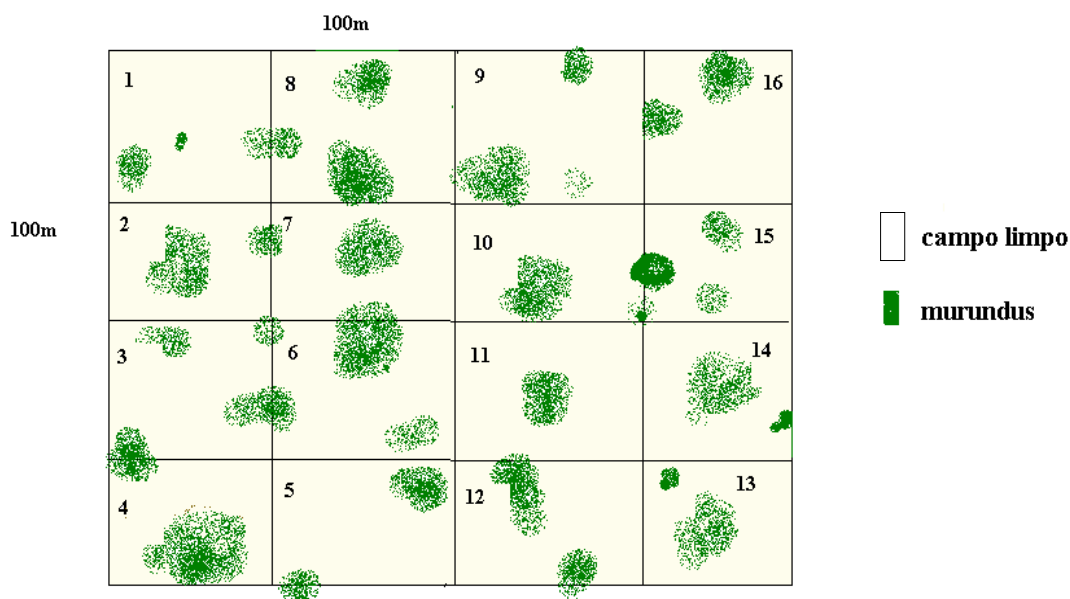


Figura 3.7 – Área amostral de campo de murundus dividida em 16 subparcelas de 25 × 25 m, Parque Estaual do Araguaia - MT.

Para a amostragem fitossociológica foram quantificadas as espécies nas 16 subparcelas utilizado armação de madeira (1 × 1 m) e esfera de borracha, conforme descrito por Jancoski (2007) (Figura 3.8). Em cada sub-parcela foram realizados dois lançamentos aleatórios da esfera, totalizando 32 pontos de amostragem (unidades de amostra). Em cada ponto onde a esfera atingiu o solo colocou-se o quadro de madeira e efetuou-se a

estimativa visual (porcentagem) de cada espécie tendo como base sua projeção horizontal sobre o solo do campo. Também foi estimado o percentual de solo exposto nos quadrados. Foi registrada a frequência de cada espécie em estado fértil dentro de cada armação de madeira. Com relação ao componente herbáceo-subarbutivo sobre os murundus, foram estimados visualmente a porcentagem de cobertura do componente sobre cada um dos 33 murundus presentes na área, nos dois levantamentos (2005 e 2008).

Foi coletado material botânico fértil de todas as espécies encontradas na área e submetido ao processo de herborização para posterior identificação taxonômica. A classificação botânica das famílias seguiu o sistema “*Angiosperm Phylogeny Group*” – APG (APG II) (Souza & Lorenzi 2005). O material botânico coletado foi depositado no Herbário NX da “Coleção Zoobotânica James Alexander Ratter”, da Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT / Campus Universitário de Nova Xavantina. Quando possível, a identificação botânica foi realizada “*in loco*”, ou por meio de comparações com espécimes do Herbário NX, Herbário da Universidade de Brasília (HB) e da Embrapa-Cenargen, Brasília - DF. Também foram consultadas bibliografias especializadas (Souza & Lorenzi 2005; Durigan *et al.* 2004; Pott & Pott 1994, 2000). Quando necessário, as coletas foram enviadas à identificação por especialistas. A revisão de todos os nomes dos táxons foi realizada através do site W 3 trópicos (<http://www.mobot.org>, nov. 2008).



Figura 3.8 - Armação de madeira (1m<sup>2</sup>) utilizada para a amostragem fitossociológica no campo limpo da área, Parque Estadual do Araguaia - MT.

### 3.3.3 Análise de dados

#### 3.3.3.1 Diversidade

A diversidade florística do componente herbáceo-subarbastivo foi analisada a partir do índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e de uniformidade de Pielou ( $J'$ ) (equabilidade) (Magurran 1988). Os cálculos foram processados pelo programa excell, com base nas seguintes equações (Kent & Coker 1992):

Índice de Shannon-Wiener:

$$H' = -\sum (p_i * \ln(p_i)) \quad ((3.1))$$

Onde:  $p_i = n_i/N$

$n_i$ : número de indivíduos da espécie  $i$ .

$N$ : número total de indivíduos.

Índice de Pielou –  $J'$ :  $J' = H' / \ln(s)$  ((3.2))

$$J' = H' / \ln(s)$$

Onde:

$s$ : número de espécies presentes.

$H'$ : índice de diversidade de Shannon-Wiener.

De acordo com Magurran (1988), o valor normalmente de  $H'$  está entre 1,5 e 3,5 e raramente ultrapassa 4,5 e quanto maior o valor, mais diversa é a área. Ao passo que o  $J'$  varia entre 0 a 1, sendo que o valor máximo representa a situação em que todas as espécies possuem a mesma abundância na área (Magurran 1988).

Para comparar o valor de  $H'$  antes e pós-queimada foi utilizado o teste t de Hutcheson (Zar 1999). Quando o valor de  $H'$  é calculado para duas situações ou áreas distintas é possível determinar se os valores diferem estatisticamente entre si.

### 3.3.3.2 Similaridade

Para calcular a similaridade florística antes e pós-queimada foram utilizados os índices de Sørensen (CCs) e de Jaccard ( $C_j$ ). O índice de Sørensen é uma análise qualitativa, ou seja, baseia-se na presença ou ausência das espécies e dá maior peso para as espécies comuns (Brower & Zar 1977). Os valores do índice de Sørensen variam entre 0 a 1 e valores superiores a 0,5 indicam similaridade elevada entre as comunidades (Kent & Coker 1992). O índice de Jaccard analisa também dados qualitativos. Esse índice varia entre 0 e 1, sendo que valores superiores a 0,25 indicam alta similaridade entre as áreas (Magurran 1988). Os métodos qualitativos são baseados apenas na presença ou ausência das espécies, por outro lado, os métodos quantitativos consideram a abundância das espécies nas áreas analisadas (Kent & Coker 1992). Os cálculos foram processados pelo programa Excell, com base nas seguintes equações (Kent & Coker 1992):

Índice de Sørensen ((3.3))

$$CCs = [2c/(a+b)].100$$

Onde:

c: número de espécies comuns às áreas.

a: número de espécies da área 1.

b: número de espécies da área 2.

Índice de Jaccard ((3.4))

$$C_j = c / (a+b-c) * 100$$

Onde:

a: número de espécies da área 1.

b: número de espécies da área 2.

c: número de espécies comuns às duas áreas.

### 3.3.3.3 Curva de rarefação

Para analisar a riqueza de espécies nos dois levantamentos (antes e pós-queimada), foram confeccionadas curvas de rarefação de espécies (Krebs 2000) com o programa EstimateS 8.0 (Colwell 2008), utilizando-se 1000 aleatorizações. Cada área do quadrado fixado depois do lançamento da bola foi considerada uma amostra, resultando em 32 áreas (parcelas) para cada levantamento (2005 e 2008). A riqueza de espécies da área de campo de murundus dos dois levantamentos antes e pós – queimada foi comparada pelo estimador Jackknife 1 que estima quantas espécies poderiam ser registradas com uma amostragem intensificada (Magurran 1988). Segundo Colwell & Coddington (1994), o uso dessa técnica corrige vícios nas estimativas e permite a comparação entre locais pela possibilidade de calcular erro padrão associado à estimativa, com intervalo de confiança de 95%.

### 3.3.3.4 Cobertura

Para aproximar a estimativa de cobertura do componente herbáceo-subarbusivo, adequando melhor a coleta de dados à realidade do estudo, utilizou-se a mesma análise de Tüxen & Ellenberg (1937, *apud* Oliveira-Filho 1992b) que realizou estudo em campo de murundus próximo a Cuiabá – MT. Os dados de cobertura (%) das espécies e famílias nos dois levantamentos foram calculados por meio de fórmula de estimativa de cobertura (Tüxen & Ellenberg 1937, *apud* Oliveira-Filho 1992b):

Fórmula de estimativa de cobertura: ((3.5))

$$\text{Valor de cobertura} = \frac{\text{soma dos valores das médias de cobertura}}{\text{Número de inventários}}$$

Para avaliar a variação da cobertura do componente herbáceo-subarbusivo antes e pós-queimada entre os campos limpos e sobre os murundus, foi utilizado o teste de Wilcoxon a 5% de significância ( $p < 0,05$ ) (Ayres *et al.* 1998). Esse teste é uma prova não-paramétrica destinada a comparar dados pareados de uma amostra, obtidos em ocasiões distintas: antes e após (Ayres *et al.* 1998).

### 3.3.3.5 Frequência (F)

Frequência é o número de parcelas em que determinada espécie ocorre e indica a dispersão média de cada espécie (Kent & Coker 1992).

Frequência Absoluta (FA): é a relação entre o número de parcelas em que determinada espécie ocorre e o número total de parcelas amostradas. Sendo obtida pela seguinte relação (Müeller-Dombois & Ellenberg 1974):

$$FA = (P_i / P) \cdot 100 \quad ((3.6))$$

Onde:  $P_i$  = número de parcelas com ocorrência da espécie  $i$

$P$  = número total de parcelas

Frequência relativa (FR): é a relação entre frequência absoluta de determinada espécie e a soma das frequências absolutas de todas as espécies (Müeller-Dombois & Ellenberg 1974):

$$FR = (FA_i / \sum FA_i) \cdot 100 \quad ((3.7))$$

Onde:  $FA_i$  = frequência absoluta da espécie  $i$

$\sum FA_i$  = somatória das frequências absolutas de todas as espécies consideradas no levantamento.

Os cálculos foram processados no programa Excell.

### **3.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

#### **3.4.1 Amostragem florística (parcela 100 × 100 m)**

Nos levantamentos realizados em 2005 e 2008 foram coletados 108 espécimes em fase reprodutiva, representando 35 espécies, distribuídas em 25 gêneros e 15 famílias (Tabela 3.1). Das 35 espécies, 25 foram identificadas ao nível de espécie, 10 ao nível de gênero. Para as 35 espécies registradas na área, seis somente ocorreram no segundo levantamento (2008) e por sua vez, 11 espécies somente ocorreram no primeiro levantamento (2005). Para o primeiro levantamento foram encontradas 29 espécies, 23 gêneros e 15 famílias e para o segundo levantamento foram encontradas 25 espécies, 18 gêneros e 11 famílias. Comparando-se com estudo realizado em cerrado *sensu stricto* após incêndio acidental (Silva & Nogueira 1999), os autores também encontraram diferenças entre o número de espécies durante o estudo, observaram que o menor número de espécies (96) ocorreu um mês após o incêndio e o maior valor de espécies (147) sete meses após o fogo.

Tabela 3.1 - Famílias e espécies herbáceo-subarbusivas encontradas no campo de murundus em área amostral 100 × 100 m, antes e pós-queimada, durante intervalo de três anos, no Parque Estadual do Araguaia-MT. Espécies em **negrito** representam a primeira ocorrência para o Mato Grosso (Dubs 1998). Hábito (Herbácea – H e Subarbusiva – SA).

<b>Família / Espécie</b>	<b>Hábito</b>	<b>Coletor – N°</b>
ACANTHACEAE		
<b><i>Ruellia humilis</i></b> Pohl ex. Nees. *	H	HJ-264
ASTERACEAE		
<i>Vernonia</i> sp	H	HJ-22
CYPERACEAE		
<i>Bulbostylis</i> sp. **	H	HJ-12
<i>Eleocharis minima</i> Kunth.	H	HJ-261
<i>Rhynchospora</i> sp. 1	H	HJ-25
<i>Rhynchospora</i> sp. 2**	H	HJ-01
<i>Scleria</i> sp.*		HJ-252
DILLENACEAE		
<i>Davilla nitida</i> (Vahl.) Kub. Ex. Aw. Benn. *	SA	HJ-247
ERIOCAULACEAE		
<b><i>Eriocaulon burchellii</i></b> Ruhland.	H	HJ-260
FABACEAE		
<i>Chamaecrista desvauxii</i> (Collad.) Kilip.	SA	HJ-248
<b><i>Crotalaria mohlenbrockii</i></b> Windler & Skinner.	H	HJ-271
IRIDACEAE		
<i>Cipura paludosa</i> Aubl.*	H	HJ-397
LAMIACEAE		
<i>Hyptis crenata</i> Pohl. ex. Benth. *	H	HJ-266
<b><i>Hyptis linarioides</i></b> Pohl. ex. Benth.	H	HJ-15
<i>Hyptis velutina</i> Pohl. ex. Benth.	H	HJ-11
LYTHRACEAE		
<i>Cuphea odonellii</i> Lourteig. *	SA	HJ-273
<i>Cuphea repens</i> Koehne *	H	HJ-269
MALVACEAE		
<i>Melochia grammifolia</i> A. St.-Hil *	H	HJ-267
<i>Waltheria douradinha</i> St-Hil. **	H	HJ-04
<i>Piriqueta</i> sp.	H	HJ-250
ONAGRACEAE		
<i>Ludwigia longifolia</i> (D.C) H. Hara *	H	HJ-255
<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) Raven	H	HJ-13
POACEAE		
<b><i>Aristida pendula</i></b> Longhi-Wagner	H	HJ-254
<i>Aristida</i> sp. **	H	HJ-14
<i>Paspalum gardnerianum</i> Nees. **	H	HJ-10
<i>Paspalum lineare</i> Trin.	H	HJ-19
<i>Paspalum malacophyllum</i> Trin.	H	HJ-253
<i>Paspalum scalare</i> Trin. **	H	HJ-09
<i>Schizachyrium sanguineum</i> (Retz.) Alston *	H	HJ-270
<i>Trachypogon plumosus</i> (Humb & Bonpl. ex. Willd.) Nees.	H	HJ-251

continua...



<b>Família / Espécie</b>	<b>Hábito</b>	<b>Coletor – N°</b>
<b>POLYGALACEAE</b>		
<i>Polygala celosioides</i> Mart. ex. A. W. Benn.	H	HJ-246
<b>RUBIACEAE</b>		
<i>Oldenlandia</i> sp.	H	HJ-259
<b>XYRIDACEAE</b>		
<i>Abolboda pulchella</i> Humb. & Bonpl.	H	HJ-257
<i>Xyris</i> sp. 1	H	HJ-02
<i>Xyris</i> sp. 2	H	HJ-06

Asterisco (\*) ao lado da espécie indica que somente foi coletada em 2005. Asteriscos (\*\*), somente foi coletada em 2008.

Houve variação no número de famílias entre os dois períodos (15 famílias em 2005 e 11 famílias em 2008). As famílias Acanthaceae, Dilleniaceae, Iridaceae e Lythraceae somente ocorreram em 2005 e nenhuma família foi exclusiva em 2008. Das 15 famílias encontradas, oito (53,3%) apresentaram uma única espécie, quatro (26,6%) apresentaram duas espécies, duas (13,3%) apresentaram três espécies e também duas (13,3%) famílias apresentaram cinco a nove espécies. As famílias que se destacaram em riqueza foram Poaceae (9 espécies), Cyperaceae (5), Lamiaceae (3) e Xyridaceae (3) e Malvaceae (3) (Figura 3.9). Essas famílias representaram 63,8% das espécies registradas no campo limpo da área de campo de murundus (CM). Num estudo conduzido em onze hectares de campo de murundus no PEA foram registradas 179 espécies herbáceas-subarbusculares, das quais as famílias que se destacaram em riqueza foram Poaceae (43 espécies), Cyperaceae (13), Fabaceae (11) e Rubiaceae (11) (Jancoski 2007). Em estudos realizados em áreas de campo sujo na Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília-DF (Munhoz & Felfili 2004; Amaral 2008) uma das famílias que se destacaram em riqueza foi Poaceae (43, 40 espécies respectivamente). Gomes *et al.* (2004), em estudo sobre flórua fanerogâmica do Parque do Gama-DF, do total de 508 espécies encontradas, a família Poaceae também teve destaque em riqueza de espécies (24). O predomínio de Poaceae em diferentes fitofisionomias está relacionado ao fato de que é entre as famílias mais representadas no Bioma, abrangendo o total de 522 espécies (Mendonça *et al.* 2008).

No Pantanal, em área de campos inundáveis influenciados por fluxos de inundação, similar aos campo de murundus do presente estudo, as famílias em destaque foram Cyperaceae (10) e Poaceae (6) (Rebellato & Cunha 2005). Essas altas ocorrências de Poaceae e Cyperaceae possivelmente estão relacionadas com a adaptação de muitas espécies às variações no regime de inundações (Rebellato & Cunha 2005). Outro fator seria que as gramíneas (Poaceae) são reconhecidas como boas competidoras com outras

espécies de herbáceas, sendo comprovado em muitos estudos que o estabelecimento das sementes de diversas espécies de herbáceas pode ser limitado pela elevada incidência de gramíneas (D'Antonio & Vitousek 1992). Além disso, o ambiente aberto com elevada incidência luminosa também é fator que beneficia o estabelecimento desta família (Filgueiras 2002).

Estudo realizado por Silva (2005) em campo sujo após queimada bienal, mostrou que a família Poaceae obteve maior riqueza de espécies quando comparadas com a área sem queima. Sabe-se que a ação das queimadas acelera a ciclagem de nutrientes, o qual promove grande capacidade regenerativa (Rosa 1990), assim esses fatores também podem contribuir com a riqueza dessas famílias. No caso do presente estudo, houve diferenças entre o número de espécies das famílias após a incidência de duas queimadas: Poaceae e Cyperaceae aumentaram o número de espécies; Fabaceae, Xyridaceae, Asteraceae, Eriocaulaceae, Rubiaceae, Malvaceae e Polygalaceae mantiveram o número de espécies e Lamiaceae e Onagraceae diminuíram.

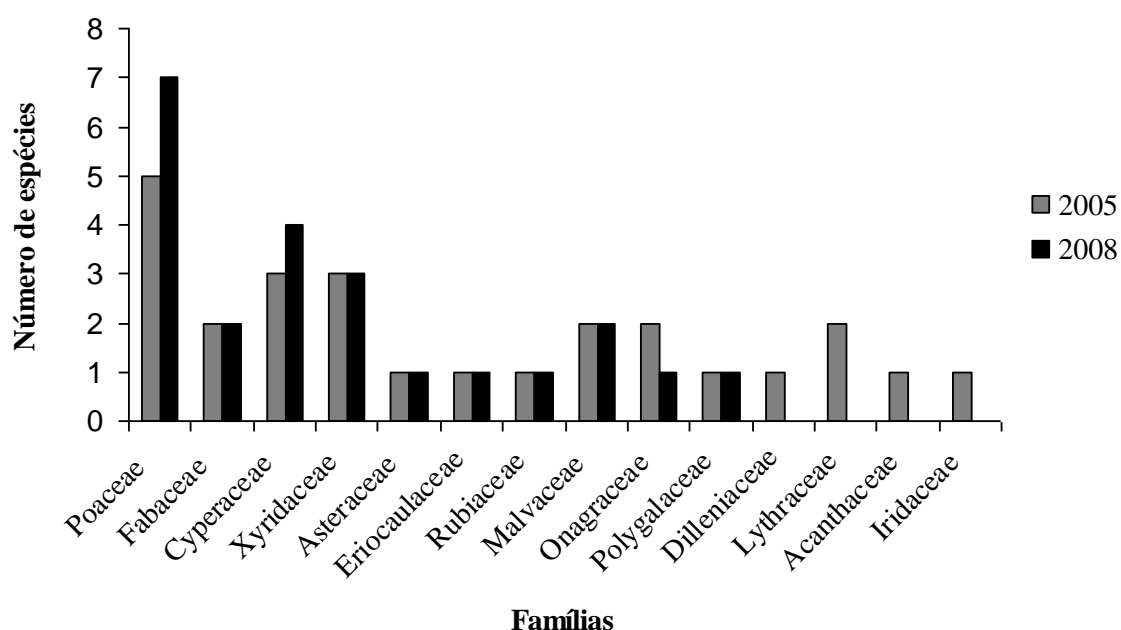


Figura 3.9 - Famílias apresentadas com sua riqueza nos dois levantamentos florísticos de campo de murundus antes e pós-queimada, durante intervalo de três anos, no Parque Estadual do Araguaia-MT.

Dos 25 gêneros amostrados nos dois levantamentos, a maioria apresentou uma única espécie (73%), sugerindo alta diversidade de gêneros para o campo limpo do CM. Os gêneros que tiveram maior número de espécies foram *Paspalum* (4) e *Hyptis* (3). Munhoz (2003) estudando o componente herbáceo de um campo limpo úmido na região de Alto

Paraíso–GO e Silva (2005), em estudo realizado em campo sujo submetida à queimada bienal, também encontraram *Hyptis* (7) entre os gêneros com maior número de espécies. *Paspalum* foi entre os gêneros mais diversificados na Reserva Ecológica do IBGE, localizada em Brasília–DF (IBGE 2004), sendo as fitofisionomias campo sujo e veredas a sua maior ocorrência dentro da Reserva. Em estudo realizado por Munhoz & Felfili (2004), também observaram *Paspalum* (10) entre os gêneros com maior número de espécies. Os referidos gêneros são representativos em diferentes fitofisionomias do Cerrado, onde o componente herbáceo-subarbusivo é predominante.

Houve diferença entre a ocorrência de gêneros nos dois levantamentos: *Schizachyrium*, *Scleria*, *Melochia*, *Cuphea*, *Ruellia*, *Cipura* e *Davilla* somente foram amostradas no primeiro levantamento (2005) antes da queimada, e por sua vez, *Bulbostylis* e *Waltheria* ocorreram apenas no segundo levantamento (2008), pós-queimada. Num estudo realizado em campo sujo, após sete anos sem queima também foi observado variação no número de gêneros ao longo do ano (Amaral 2008). Para a autora, a alteração no número de espécies herbáceo-subarbusivas pode ser consequência da ausência de distúrbios. No presente estudo, sugere-se que a incidência do fogo pode ter contribuído para a mudança na composição e no número de espécies registrado na área. Essa mudança florística é comum nas áreas de campo e indica que, em diferentes períodos, algumas espécies são mais capazes de explorar os recursos do que outras (Rosa 1990).

Com relação à lista recente de espécies da Flora Fanerogâmica do bioma Cerrado (Mendonça *et al.* 2008), 94% das espécies do presente estudo aparecem na lista. Entretanto, nenhuma foi catalogada como de ocorrência na fitofisionomia campo de murundus; sendo apenas citadas com ocorrência em outras fitofisionomias como campo limpo úmido, campo sujo, campo úmido, cerrado *sensu stricto*, veredas, bordas de mata, cerradão e savanas amazônicas. Dessa forma, destaca-se a importância de estudos de levantamentos florísticos em campo de murundus, pois dentre a lista fanerogâmica mais recente do bioma Cerrado, após vasta coleta de espécies, ainda não foram publicadas lista de espécies do componente herbáceo-subarbusivo nos campo de murundus.

As espécies *Eriocaulon burchellii* e *Crotolaria mohlenbrockii* não foram relacionadas na lista compilada por Mendonça *et al.* (2008), ao passo que *Ludwigia octovalvis* e *Schizachyrium sanguineum* foram consideradas pelos referidos autores de ampla distribuição geográfica (pantropical), cuja origem ou distribuição inicial não pode ser indicada no bioma Cerrado. Comparando o presente trabalho com a lista das espécies vasculares da Reserva Ecológica do IBGE (IBGE 2004), a família Acanthaceae não

apareceu na Reserva e somente nove espécies foram coincidentes em ambas as áreas. A baixa coincidência parece confirmar o sugerido por Ratter *et al.* (2003), de que o Cerrado se distribui em mosaicos.

Baseando-se em Dubs (1998), que após pesquisa criteriosa em herbário de Zurique (Z), Estocolmo (S), Londres (K), Curitiba (MBM) e Edimburgo (E) elaborou uma lista bastante completa para a flora do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, observou-se que quais não foram catalogadas quatro espécies (11,1%) coletadas no presente estudo, e dessa forma, tiveram primeira citação para o estado de Mato Grosso. Esses fatos enfatizam a grande diversidade de espécies da flora mato-grossense e a importância de mais pesquisas nessa área. Estudos de biodiversidade são imprescindíveis para propor ações que garantam a integridade da flora dos campos de murundus, considerados por Oliveira-Filho (1992a) e Marimon *et al.* (2008).

No primeiro levantamento realizado em 2005, antes da queimada, o índice de diversidade de Shannon-Wiener foi de 2,38  $\text{nats.ind.}^{-1}$ . Ao passo que no segundo levantamento, pós-queimada, o índice foi de 1,91  $\text{nats.ind.}^{-1}$ . Para o teste de Hutcheson, os valores de  $H'$  diferiram estatisticamente entre si ( $t = 4,86$ ,  $p = 0,05$ ). A equabilidade calculada pelo índice de Pielou ( $J'$ ) mostrou distribuição uniforme de indivíduos entre as espécies para os dois levantamentos, obtendo o mesmo valor (0,91) antes e pós-queimada. A incidência de duas queimadas num intervalo curto de três anos de avaliação em área de campo de murundus pode ser um dos fatores que essa a diversidade reduziu 19,7% de 2005 para 2008. Semelhante ao estudo realizado com gramíneas em campo sujo sob diferentes regimes de queima (Miranda 2002). A autora observou que maior frequência de ocorrência de fogo não significou aumento na sua diversidade, pois as espécies de gramíneas responderam diferentemente a este distúrbio.

A diferença de diversidade no componente herbáceo-subarbustivo em relação a algum fator de perturbação no ambiente, também foi relatada no estudo em campo inundável no Pantanal (Rebellato & Cunha 2005), onde foi registrada maior diversidade no período chuvoso ( $H' = 4,01 \text{ nats.ind.}^{-1}$ ) em relação ao período de estiagem ( $H' = 3,29 \text{ nats.ind.}^{-1}$ ). Portanto, é possível que, dependendo da intensidade e duração da perturbação, haja diferentes respostas das comunidades herbáceas com relação à riqueza e diversidade (Rebellato & Cunha 2005).

Comparando-se a flora herbácea-subarbustiva da área estudada entre os dois levantamentos (2005, antes da queimada) e (2008, depois da queimada), observou-se similaridade elevada para os dois índices de Sørensen (65,5) e Jaccard (48,6). Elevada

semelhança também ocorreu para a camada herbácea–subarbustiva de campo sujo, apesar de ser observado acentuada variação na composição florística ao longo do ano (Munhoz 2003, Amaral 2008).

#### **3.4.2 Amostragem fitossociológica (parcela 1 × 1m)**

Para a fitossociologia da área foi considerada as espécies que foram encontradas nos 32 quadrados. Desse modo, no primeiro levantamento foram encontradas 15 espécies herbáceas-subarbustivas e no segundo levantamento foram encontradas nove espécies.

Analisando as curvas de rarefação, observou-se que tanto para o levantamento antes da queimada quanto para o levantamento pós–queimada houve tendência à estabilidade da curva (Figura 3.10). Os resultados sugeriram que em consequência do aumento do esforço amostral, mais espécies seriam encontradas para cada levantamento. Neste caso, o estimador Jackknife 1 indicou em média 16,93 espécies ( $\pm 1,34$ ) para o primeiro levantamento (antes da queimada). Comparando–se com as 15 espécies registradas, observou-se que a área amostrada foi suficiente para contemplar a maioria das espécies potencialmente existentes na área. Por outro lado, o estimador Jackknife 1 indicou em média 13,9 ( $\pm 1,62$ ) para o segundo levantamento (pós–queimada). Neste caso, comparando com as nove espécies encontradas, percebeu-se que a amostragem não foi tão satisfatória, amostrando 64,7% do potencial de espécies existentes na área. Esse resultado pode estar relacionado com a incidência de duas queimadas consecutivas, que favoreceram as espécies mais resistentes ao fogo.

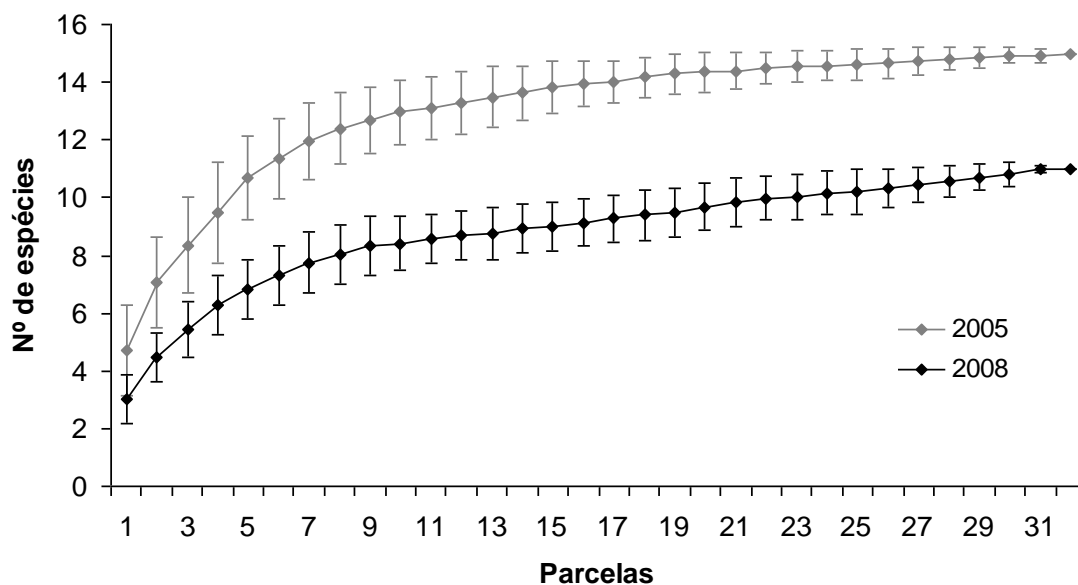


Figura 3.10 - Curva espécie – área calculada pelo método de rarefação para os dois levantamentos no campo limpo do CM: antes da queimada (2005) e pós-queimada (2008), no Parque Estadual do Araguaia–MT.

Com relação à estimativa de cobertura herbácea-subarbusativa na área estudada, foram obtidos resultados diferentes. A porcentagem de cobertura sobre os murundus apresetou diferença significativa, embora a mediana tenha sido a mesma entre os levantamentos ( $Z = -2,9911$ ;  $p = 0,0028$ ). Por outro lado, comparando-se as estimativas de cobertura herbácea-subarbusativa entre os campos limpos, ocorreu redução de 35,5% do primeiro levantamento (antes da queimada) em relação ao segundo levantamento (pós-queimada), o que resultou em diferença significativa ( $Z = -4,7424$ ;  $p < 0,00001$ ). Essa redução do componente herbáceo entre os dois levantamentos pode estar relacionada à ocorrência de distúrbios na área, neste caso a ocorrência de duas queimadas consecutivas (2006 e 2007). A incidência de fogo pode alterar a capacidade de recuperação da biomassa num curto período, ou seja, o reestabelecimento da mesma como cobertura do solo não acompanha a frequência da queimada, o qual remete a redução do componente herbáceo-subarbusativo no segundo levantamento. O presente estudo não corrobora com os resultados encontrados num estudo conduzido no Pantanal para testar os efeitos de queima na biomassa aérea de um campo nativo (Cardoso *et al.* 2003). O autores observaram que somente após sete meses da ocorrência da queimada, a cobertura do solo foi reestabelecida, tornando-se semelhante a área sem queima e sem pastejo. Para o presente estudo, após 13 meses da segunda queimada ocorrida em agosto de 2007, a área ainda não havia

reestabelecido a cobertura herbácea no campo limpo e nem sobre os murundus, sugerindo que essa área deve ser mais sensível ao fogo.

Outro fator importante para as diferenças das coberturas entre os dois levantamentos pode estar relacionado com a sazonalidade climática, principalmente com a precipitação pluviométrica. Para o presente estudo, os dados de precipitações anuais entre 2004 a 2008, mostraram que houve variação entre os anos (Figura 3.5), sendo que a precipitação anual de 2004 foi de 2.385,9mm, 2005 foi de 1.702,3mm, 2006 foi de 1.699,8mm, 2007 foi de 1.645,2mm e 2008 foi de 1.698,4mm. Analisando esses valores anuais, percebe-se que o ano de 2004 teve a maior taxa de precipitação entre os anos o qual influenciou diretamente o fluxo de inundação na área de campo de murundus. Nesse sentido, a maior taxa de cobertura do componente herbáceo- subarbustivo no levantamento de 2005 foi provavelmente influenciado pela sazonalidade local do ano interior (2004). Estudos realizados por Munhoz (2003), Silva (2005) e Amaral (2008) mostraram que o componente herbáceo-subarbustivo é influenciado pela sazonalidade local, sendo que no período chuvoso, estabelecem-se mais espécies no componente herbáceo do que na época da seca.

A menor precipitação registrada durante os três anos posteriores (2005, 2006, 2007) pode ter influenciado o estabelecimento das espécies e suas densidades na área. Também anos mais secos podem ter favorecido as queimadas consecutivas na área (2006, 2007). Dessa forma, é necessário realizar mais de uma amostragem por ano para poder compreender melhor quais fatores estão influenciando o estabelecimento das espécies e se suas estratégias diferem no tempo e espaço. Silva (2005) recomenda realizar coletas pelo menos no período chuvoso e no período da seca e se o levantamento florístico for intensivo recomenda fazer coletas quinzenais, especialmente em áreas queimadas, para registrar a variação e número de espécies.

Houve diferença no número de famílias e sua porcentagem de cobertura entre os dois levantamentos (Figura 3.11). Em relação às nove famílias encontradas no primeiro levantamento (antes da queimada) o total de porcentagem de cobertura foi de 85,7% e para para o segundo levantamento (pós-queimada) cinco famílias cobriram 47,4%. A família Poaceae apresentou a maior porcentagem de cobertura nos dois levantamentos antes e pós-queimada (67,3% e 28,8%, respectivamente). A cobertura dominante da família Poaceae do componente herbáceo-subarbustivo é encontrado nas savanas tropicais (Filgueiras 2002). Entretanto, essa família apresentou redução de 57,2% de cobertura no segundo levantamento. Sugerindo que a ocorrência de distúrbios na área está alterando a cobertura

da família, como a capacidade de reestabelecimento devido à ocorrência de queimadas sucessivas e possivelmente o sobrepastejo de gado na área, sendo a família Poaceae a principal fonte de alimento de herbívoros. As famílias Eriocaulaceae, Malvaceae, Polygalaceae e Lamiaceae somente apareceram no primeiro levantamento (2005). Xyridaceae aumentou 83,3% no segundo levantamento (2008). A família Fabaceae aumentou ligeiramente devido ao aumento da cobertura da espécie *Chamaecrista desvauxii*, porém não houve diferença significativa entre a cobertura da espécie nos dois levantamentos.

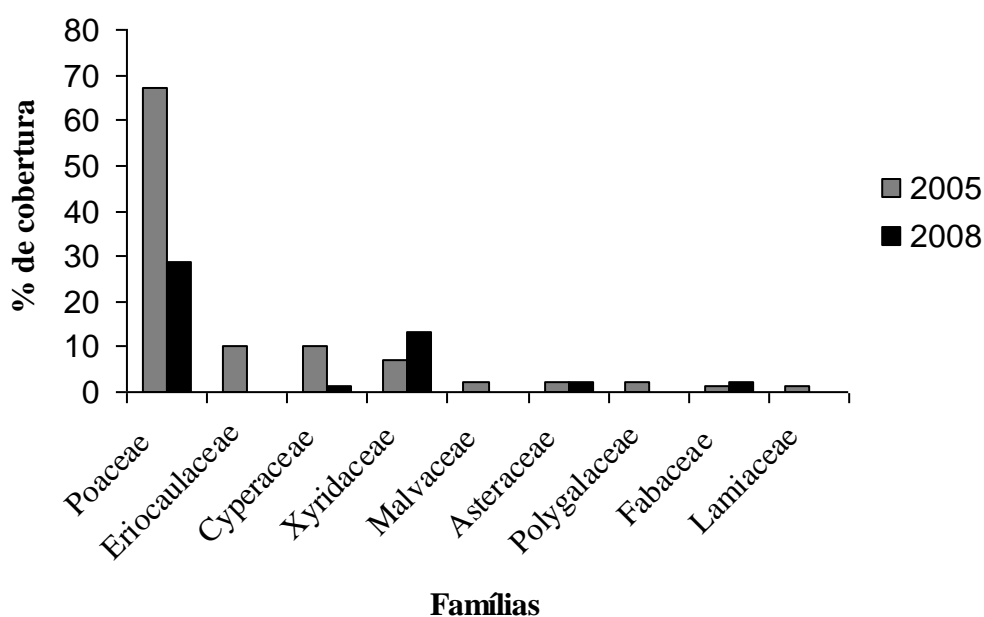


Figura 3.11 - Porcentagem de cobertura por família nos dois levantamentos no campo limpo do CM: antes da queimada (2005) e pós-queimada (2008), no Parque Estadual do Araguaia-MT.

A maior frequência relativa também se encontra entre as espécies da família Poaceae nos dois levantamentos (2005 – 52,2% e 2008 – 41,2%) (Tabela 3.2). As espécies mais representativas em nível de cobertura e frequência relativa, respectivamente, nos dois levantamentos foram *Aristida pendula* (Cobertura 2005: 17,5% e 2008: 20,75; Frequência 2005: 11,7% e 2008: 28,2%) e *Trachypogon plumosus* (Cobertura 2005: 45,3 e 2008: 31,42; Frequência 2005: 22,6 e 2008: 9,8), o que é consequência da forma de vida como touceira densa. Segundo Munhoz (2003) as formas de vida das espécies são importantes para a determinação da cobertura no ambiente. As espécies que formam touceiras densas tendem a obter maior cobertura na área do que as que se apresentam como ervas pequenas



e delgadas, mesmo com grande número de indivíduos. Em concordância com a autora, as espécies *Chamaecrista desvauxii* e *Xyris* sp 1. Que são ervas delgadas, apresentaram frequência relativa expressiva nos dois levantamentos, porém com baixa taxa de cobertura.

Algumas espécies amostradas na área com baixa frequência relativa em 2005 (*Eriocaulon burchellii* = 8,5%, *Eleocharis minima* = 3,1%, *Hyptis linarioides* = 4,6%, *Piriqueta* sp. 0,7%, *Polygala celosioides* = 1,5%, *Oldenlandia* sp. 3,5% e *Scleria* sp. 7,8%) não foram registradas no inventário de 2008. *E. minima* e *Eriocaulon burchelli* são espécies consideradas anfíbias, com hábito aquático (Pott & Pott 1994), sendo assim, a baixa pluviosidade proporcionada entre os anos 2005 a 2007, poder ter ocasionado ambientes mais secos e por sua vez, o não estabelecimento dessas espécies no segundo levantamento.

No caso de *Paspalum lineare*, segundo Oliveira & Valls (2002), essa espécie é perene, cespitosa e são encontrados frutos e flores entre o período de novembro a março, contudo a sua floração mais intensa ocorre após queimadas. Nesse sentido, essa espécie pode estar frequente no campo de murundus, mas não chega a florescer após a queimada, pois segundo os moradores locais o “capim cebola”, como é conhecido na região, é o primeiro a brotar após a passagem do fogo sendo que o gado se alimenta somente de seus brotos jovens (Jancoski 2007).

Tabela 3.2 – Cobertura (Cob) segundo critério estabelecido por Oliveira-Filho (1992) *apud* Tüxen & Ellenberg (1937), Frequência relativa (FR) e absoluta (FA) das espécies do componente herbáceo-subarbuscivo encontradas no campo limpo do CM antes (2005) e pós-queimada (2008), seguidas do teste Wilcoxon ( $p < 0,5$ ), durante intervalo de três anos no Parque Estadual do Araguaia–MT. Em negrito os valores significativos.

Espécies	Cob. (%) 2005	Cob. (%) 2008	Teste de Wilcoxon	FR (2005)	FR (2008)	FA (2005)	FA (2008)	Teste de Wilcoxon
<i>Abolboda pulchella</i>	12,5	12,4	Z = 0,20; $p = 0,42$	4,6	9,8	18,7	21,8	Z = 0,21; $p = 0,41$
<i>Aristida pendula</i>	17,5	20,75	<b>Z = 2,26; <math>p = 0,01</math></b>	11,7	28,2	46,9	62,5	Z = 1,50; $p = 0,06$
<i>Chamaecrista desvauxii</i>	1,3	1,91	Z = 1,10; $p = 0,13$	4,6	17,0	18,7	37,5	Z = 1,07; $p = 0,14$
<i>Eriocaulon burchellii</i>	10,6	----		8,5	----	34,3	----	
<i>Eleocharis minima</i>	9,25	----		3,1	----	12,5	----	
<i>Hyptis linarioides</i>	1,5	----		4,6	----	18,7	----	
<i>Oldenlandia</i> sp.	8,1			3,5		15,6		
<i>Piriqueta</i> sp.	2,0	----		0,7	----	3,1	----	
<i>Paspalum lineare</i>	24,7	----		15,6	----	62,5	----	
<i>Paspalum malacophyllum</i>	5,0	14,6	Z = 0,02; $p = 0,48$	2,3	4,1	9,3	9,3	Z = 0,00; $p = 0,50$
<i>Polygala celosioides</i>	2,0	----		1,5	----	6,2	----	
<i>Rhynchospora</i> sp.	----	1,3		----	16,9	----	37,5	
<i>Trachypogon plumosus</i>	45,3	31,42	<b>Z = 5,20; <math>p &lt; 0,00</math></b>	22,6	9,8	90,6	21,8	<b>Z = 4,72; <math>p &lt; 0,00</math></b>
<i>Scleria</i> sp.	10,5	----		7,8	----	31,2	----	
<i>Vernonia</i> sp.	2,0	2,0	Z = 0,00; $p = 0,50$	0,7	2,8	3,1	6,2	Z = 0,00; $p = 0,50$
<i>Xyris</i> sp 1	4,2	2,6	<b>Z = 1,57; <math>p = 0,05</math></b>	10,9	11,2	43,7	25,0	Z = 1,28; $p = 0,09$

No presente estudo foram identificados padrões com relação ao comportamento das espécies: a) espécies que aumentaram a cobertura e frequência em 2008 (*Aristida pendula*, *Chamaecrista desvauxii*, *Paspalum malacophyllum*), b) espécies que diminuíram a cobertura e frequência em 2008 (*Trachypogon plumosus*), c) espécies que aumentaram a frequência (*Albolboda pulchella*, *Xyris* sp. 1 e *Vernonia* sp.), d) aquelas que desapareceram em 2008 (*E. burchellii*, *E. minima*, *H. linarioides*, *Scleria* sp., *P. lineare*, *Piriqueta* sp., *P. celosioides*, *Oldenlandia* sp.), e) aquelas que surgiram em 2008 (*Rhynchospora* sp.), f) aquelas que mantiveram a cobertura (*A pulchella*, *Vernonia* sp.), g) aquelas que diminuíram a cobertura (*Xyris* sp. 1). A maioria das espécies não apresentaram diferenças significativas da cobertura entre os dois levantamentos, provavelmente porque obtiveram número pequeno de pares (abaixo de 15) para ser comparados, dessa forma, possibilitando poder de inferência restrito. *Trachypogon plumosus* e *Xyris* sp. 1 apresentaram reduções na cobertura de 30,6% e 43,4%, respectivamente, enquanto *Aristida pendula* aumentou 18,5% do primeiro levantamento (antes da queimada) para o segundo levantamento (pós-queimada).

Mudanças na riqueza e na cobertura do componente herbáceo-subarbuscivo também foram observadas em campo sujo e campo limpo úmido de Brasília-DF (Amaral 2008). Para a autora, há relação das mudanças no regime de precipitação ao longo do tempo com as diferenças encontradas no estudo para os valores da cobertura das espécies. Para Miranda (2002), as evidências mostram que cada espécie apresenta resposta própria ao distúrbio, que a tornam mais ou menos tolerantes ao fogo (aumento de propágulos, reprodução vegetativa, sobrevivência de perfilhos, formação de bancos de sementes) e com isso determinam o aumento ou a redução de sua frequência e cobertura nas áreas queimadas. Tais variações geram dinâmicas distintas entre as espécies, o que resulta em diferenciações estruturais quando submetidas a queimadas. Segundo a autora, nas áreas de campo sujo estudadas, submetidas aos diferentes regimes de queima, foram observadas diferenças nas respostas das espécies aos tratamentos, sendo que em algumas foi observado o aumento da frequência enquanto em outras, diminuição. Dessa forma, o presente estudo corrobora com os resultados de Miranda (2002), sendo que os principais fatores de influência da mudança de estrutura do componente herbáceo-subarbuscivo estão provavelmente relacionados às diferenças de distribuição de chuvas e a interferência de queimadas na área.

Comparando-se o presente estudo com Fariñas & San José (1987) os quais analisaram as mudanças temporais na densidade e composição específica de uma savana de

*Trachypogon* dos llanos do Orinoco, em uma parcela protegida contra fogo e pastoreio, foi observado que *Trachypogon plumosus* apresentou dominância relativa de 57,7% e *Axonopus canescens* de 16,4%. A dominância de *T. plumosus* no segundo ano pós-fogo diminuiu e a *A. canescens* aumentou durante 15 anos e posteriormente manteve-se constante. Essa inversão de dominância ocorreu a uma capacidade competitiva diferencial associada, provavelmente, ao comportamento reprodutivo das gramíneas. Assim, o *T. plumosus* parece ser uma espécie que utiliza mais seu meio de reprodução vegetativa e menos sua capacidade reprodutiva sexuada do que *A. canescens* (Fariñas & José 1987). No presente estudo, *Trachypogon plumosus* também apresentou redução no segundo levantamento (após duas queimadas consecutivas, 2006 e 2007), ao contrário de *Aristida pendula* que aumentou sua cobertura. Essa situação pode associar-se ao comportamento reprodutivo observado por Fariñas & José (1987) que apesar de serem perenes e cespitosas, podem se diferenciar quanto aos ciclos (espécies precoces ou tardias). Sugere-se que a época da passagem do fogo pode estar coincidindo com a fase reprodutiva sexuada de *T. plumosus*, eliminando as flores ou sementes dessa espécie e conseqüentemente favorecendo outras espécies com fase reprodutiva sexuada contrária ao período que ocorre a queimada. Porém, somente com acompanhamento ao longo do tempo será possível compreender se esse comportamento observado para *T. plumosus* continuará se repetindo na área.

Rosa (1990) também observa esse comportamento de dominância em *Tristachya leiostachya* e *Echinolaena inflexa* que mantêm os mesmos padrões comportamentais ao longo do período analisado, alcançando altos valores de biomassa aérea total. Segundo a autora, essas espécies parecem apresentar alta capacidade reprodutiva sobre as outras espécies encontradas, porém não se sabe se nos anos posteriores essa dominância será mantida. Nesse sentido, as queimadas podem alterar indiretamente a floração de algumas espécies de gramíneas e sua reprodução assexuada, aumentando ou diminuindo a frequência das espécies (Miranda 2002).

Para o componente herbáceo-subarbuscivo da área de campo de murundus do PEA, as evidências de mudança na comunidade após queimadas consecutivas (2006 e 2007) sugerem que as espécies apresentam padrão diferenciado de mudanças no decorrer do tempo, possivelmente respondendo à interferência do fogo na área e às mudanças no regime de precipitação durante o período de estudo.

### 3.5 CONCLUSÕES

Na a área de campo de murundus do PEA avaliada no presente estudo ocorreram mudanças na composição e estrutura entre dois eventos de queimadas sucessivas. Os resultados mostraram redução na riqueza, diversidade e cobertura do solo pela vegetação, comparando o primeiro levantamento (antes da queimada) com o segundo (pós-queimada). Além de alteração significativa na cobertura e frequência relativa de algumas espécies.

Em termos florísticos, houve variação no número de famílias entre os dois períodos (15 famílias em 2005 e 11 famílias em 2008). As famílias Acanthaceae, Dilleniaceae, Iridaceae e Lythraceae somente ocorreram em 2005 e nenhuma família foi exclusiva em 2008. A família Poaceae foi predominante nos dois levantamentos, mostrando que as formas de vida das espécies de campo de murundus são importantes para a determinação da cobertura nesse ambiente. Neste caso, as espécies que formam touceiras tendem a obter maior cobertura na área do que as que são delgadas, como no caso de *Chamaecrista desvauxii* e *Xyris* sp. 1.

Comparando-se o componente herbáceo-subarbusivo dos campos limpos entre os dois levantamentos, observou-se elevada similaridade florística (Sørensen e Jaccard). Mostrando que, mesmo ocorrendo duas queimadas sucessivas, a riqueza de espécies prevalece no ambiente.

Com relação à estrutura da comunidade houve variação na frequência relativa e na porcentagem de cobertura entre as espécies. *Aristida pendula* aumentou sua cobertura em 18,5%, enquanto *Trachypogon plumosus* reduziu sua cobertura em 30,6%. Esses resultados sugerem que o fogo pode estar promovendo indiretamente reestruturação na comunidade do estrato herbáceo-subarbusivo, uma vez que as espécies que a compõem vão aumentar ou diminuir suas frequências em função da capacidade de aproveitar os nichos que o fogo liberou, ou reduzir sua participação na estruturação da comunidade em detrimento dos danos causados pelo fogo à sua população.

Analisando os resultados do presente estudo, sugere que a interferência de queimadas na área e as variações pluviométricas durante os anos de estudo são os fatores que contribuíram com as mudanças na vegetação. Entretanto, levantamentos sistemáticos ao longo do ano serão importantes para avaliar melhor como as espécies estão se estabelecendo e se suas estratégias se diferem no tempo e no espaço.

## **4 – MUDANÇAS FLORÍSTICAS E ESTRUTURAIS DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVA-ARBÓREA EM UMA ÁREA DE CAMPO DE MURUNDUS, NO PERÍODO DE 2005 A 2008**

### **4.1 INTRODUÇÃO**

A grande heterogeneidade de paisagens, característica do bioma Cerrado abriga elevada diversidade fitofisionômica (Ribeiro & Walter 1998) e florística (Ratter *et al.* 2003; Mendonça *et al.* 1998). A diversidade de espécies está associada às variações fitofisionômicas, compondo mosaico natural que engloba formações florestais, savânicas e campestres (Ribeiro & Walter 1998).

Dentre essa heterogeneidade de paisagens do Cerrado já foram realizados trabalhos com importantes resultados sobre os tipos de fitofisionomias (Ribeiro & Walter 1998), determinação da diversidade local, composição florística e dados fitossociológicos que foram suporte para áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade no Cerrado e Pantanal (Ribeiro & Dias 2007). Contudo, como as comunidades vegetacionais sofrem processos de mudanças, faz-se necessário estudar não apenas esses aspectos citados, mas também avaliar as alterações naturais e antrópicas sofridas ao longo do tempo (Felfili *et al.* 2000; Pinto 2002; Aquino 2004). Conhecer mudanças na escala temporal é importante para determinar como utilizar sem prejudicar a sustentabilidade de determinada área (Pinto 2002).

Estudos que relacionam variações na composição florística, estrutura e dinâmica de comunidades vegetais ao longo do tempo permanecem escassos no Cerrado (Felfili *et al.* 2000), sobretudo quando se refere às formações savânicas e campestres (Aquino 2004). Dentre os estudos, são citados: Aquino (2004) que avaliou as taxas de recrutamento, mortalidade e incremento anual de uma área de cerrado *sensu stricto* no Maranhão; Ramos (1990) avaliou as variáveis de índices de entouceiramento, caules destruídos e mortalidade sobre o componente arbóreo de cerrado *sensu stricto* submetido a diferentes regime de queima; Sato (1996, 2003) avaliou a taxa de mortalidade e os danos sofridos pelo componente arbóreo de cerrado *sensu stricto* no Distrito Federal submetido a queimadas prescritas; Medeiros & Miranda (2005) avaliaram a taxa de mortalidade de indivíduos em campo sujo no Distrito Federal submetido a queimadas prescritas; Pinto (2002) avaliou as mudanças na vegetação com base nas taxas de mortalidade, recrutamento e incremento diamétrico em uma floresta de Vale em Mato Grosso. Contudo, quando se refere à

fitofisionomias que ocorrem em planícies de inundação, como os campo de murundus (CMs), nenhum trabalho foi encontrado que relaciona a mudança da vegetação ao longo do tempo.

Os campo de murundus são formações vegetacionais ainda pouco estudadas tanto em relação a sua composição florística e estrutura (Marimon *et al.* 2008) como sobre a sua dinâmica. Eles são constituídos por área plana, inundável no período das chuvas, onde se encontram inúmeros morrotes ou murundus (Oliveira-Filho 1992a). A área plana e os murundus menores são cobertos por vegetação herbácea-subarbastiva e os maiores, por vegetação lenhosa do Cerrado (Araújo Neto *et al.* 1986; Oliveira-Filho & Furley 1990; Oliveira-Filho 1992a, 1992b). As áreas de campo de murundus sofrem estresse hídrico sazonalmente e também ocorre o manejo agropastoril que utiliza queimadas para a renovação da pastagem (Marimon 2007). Dessa forma, a vegetação que ocorre nos campo de murundus do Parque Estadual do Araguaia, está submetida a três fatores principais de influência natural e antrópica: o fluxo de inundação, pastejo de gado e queimadas.

Neste caso, o conhecimento sobre as mudanças na composição florística e estruturais nesse ambiente é inédito e esses resultados podem fornecer subsídios para a conservação de ambientes alagáveis. Além disso, somente um estudo sobre o componente arbóreo foi realizado em campo de murundus do Pantanal do Araguaia, na região nordeste de Mato Grosso (Marimon 2007, Marimon *et al.* 2008).

O objetivo desse estudo foi avaliar as mudanças florísticas e estruturais do componente arbustivo-arbóreo durante período de três anos, antes e depois da ocorrência de duas queimadas consecutivas. Para atender o objetivo proposto foram formuladas as seguintes questões: Existe variação temporal na composição florística e na estrutura da comunidade? As incidências de queimadas favoreceram a redução da taxa de recrutamento e o aumento da taxa de mortalidade no período estudado?

## **4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Avaliar as mudanças na composição florística e nas características estruturais da vegetação arbustivo-arbórea em um campo de murundus, no intervalo de três anos (2005–2008), com ocorrência de queimadas;
- Avaliar as taxas de mortalidade, recrutamento e de caules destruídos dos indivíduos arbustivo-arbóreos do campo de murundu, num intervalo de três anos (2005–2008), com ocorrência de queimadas.

## **4.3 MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.3.1 Caracterização da área de estudo**

O estudo foi conduzido em um campo de murundus, localizado no Parque Estadual do Araguaia, Mato Grosso. O primeiro levantamento da vegetação arbustivo-arbórea ocorreu em 2005 realizado por Marimon (2007), que caracterizou a área com grau de perturbação médio. O segundo levantamento ocorreu em 2008, após duas queimadas (2006 e 2007). Ver descrição da área no Capítulo 3 (3.3.1 Área de estudo).

### **4.3.2 Levantamento da vegetação arbustivo-arbórea**

Para os dois inventários da vegetação lenhosa foi adotado o método de parcelas (Philip 1994). Ao todo foram registrados 33 murundus numa área amostral de um hectare (Figura 4.1). Essa metodologia foi a mesma utilizada por Marimon (2007), que realizou o primeiro levantamento em 2005, antes da queimada. Em 2008, foi realizado o segundo levantamento, após a ocorrência de duas queimadas (2006 e 2007). As duas queimadas ocorreram no auge da estação seca em julho e agosto, respectivamente.

Nos dois levantamentos foram considerados os indivíduos com CAS (circunferência com altura ao nível do solo)  $\geq 9$  cm. Em 2008 (segundo levantamento) também foram medidos CAS de todas as rebrotas  $\leq 9$  cm. Os indivíduos mortos em pé também foram amostrados, mas não entraram nos cálculos dos parâmetros estruturais da comunidade. As circunferências foram medidas com fita métrica e as alturas com régua telescópica até 9,5 m, as alturas superiores foram estimadas.

Com relação aos indivíduos com caules bifurcados, foram considerados caules de uma mesma espécie quando estavam próximos por uma distância inferior a 30 cm, em caso de distâncias superiores a 30 cm os caules foram considerados como pertencendo a



indivíduos diferentes (Sambuichi 1991). Os indivíduos posicionados sobre a linha divisória da área amostral (hectare) foram considerados como pertencentes da mesma, quando o indivíduo apresentava 50% ou mais da base do tronco incluída na área, conforme utilizado por Marimon (2007).

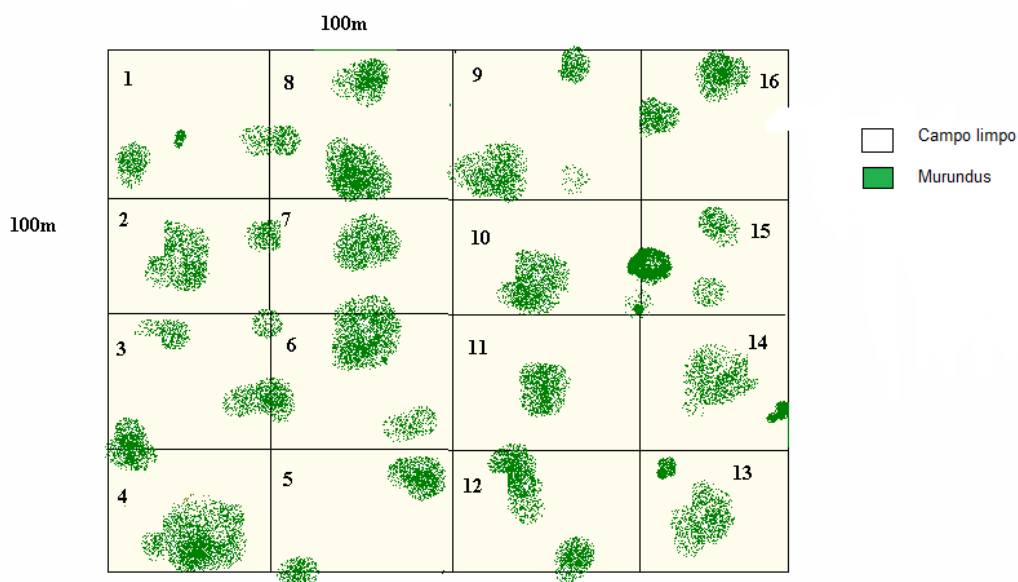


Figura 4.1 – Área amostral de campo de murundus dividida em 16 subparcelas de 25 X 25m, Parque Estadual do Araguaia-MT.

Para a identificação botânica dos indivíduos, foram coletadas amostras dos espécimes e estes foram comparados com o acervo do Herbário NX “Coleção Zoobotânica James Alexander Ratter”, da Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT / Campus Universitário de Nova Xavantina, além de consultas a bibliografias especializadas. Os espécimes com material reprodutivo (flores ou frutos) foram depositados na coleção do mesmo Herbário. As espécies arbustivo-arbóreas seguiram o mesmo padrão de identificação utilizado no estrato herbáceo-subarbustivo (Capítulo 3), adotando o APG como sistema de classificação botânica (APG II 2003) (Souza & Lorenzi 2005). A revisão de todos os nomes dos táxons foi realizada através do site W 3 trópicos (<http://www.mobot.org>, mar. 2008).

Para o levantamento realizado em 2008, foram avaliados todos os indivíduos sobreviventes de 2005, os indivíduos recrutados e aqueles que apresentaram morte da parte aérea, porém com rebrotas basais e/ou subterrâneas definidos como “*top kill*” (Sato 1996, Miranda 2002). Para cada rebrota foi medida a circunferência e a altura das mesmas.

As taxas de mortalidade, de recrutamento e de caules destruídos (morte e “*top kill*”) foram determinadas no segundo levantamento (após as queimadas). Dessa forma, procurou-se avaliar o impacto das queimadas na área de estudo.

### **4.3.3 Análise de dados**

#### **4.3.3.1 Diversidade e similaridade da vegetação arbustivo-arbórea**

A diversidade florística da comunidade para cada ano inventariado foi determinada a partir do índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) (Magurran 1988). Para avaliar a uniformidade (equabilidade), foi utilizado o índice de Pielou ( $J$ ) (Zar 1999). Os cálculos foram processados no programa Mata Nativa 2.7 (CIENTEC 2005). As comparações dos valores do índice de diversidade de espécies antes e pós-queimada na área foram realizadas através do teste  $t$  de Hutcheson (Zar 1999). Esse teste foi calculado por meio do programa Excell.

A similaridade de espécies entre os dois levantamentos foi avaliada pelo coeficiente Czekanowski ( $Sc$ ) (Kent & Coker 1992), pelo qual foram considerados todos os indivíduos vivos com rebrota. Esse índice se baseia na presença, ausência e abundância das espécies (Kent & Coker 1992). Os índices de Sørensen ( $CC_s$ ) e Jaccard ( $CS_j$ ) foram utilizados para a comparação entre o campo de murundus do presente estudo com outros dez campo de murundus dentro do PEA (Marimon 2007), e três outras áreas de campo de murundus localizadas no Parque Nacional de Brasília (Araújo Neto *et al.* 1986), em Cuiabá (Oliveira-Filho 1992b) e em Uberlândia (Resende *et al.* 2004). Sørensen é um índice qualitativo, o qual se baseia na presença ou ausências das espécies comuns (Brower & Zar 1977). Os valores do Índice de Sørensen variam de 0 a 1 sendo que valores superiores a 0,5 indicam similaridade elevada entre as comunidades (Kent & Coker 1992). O índice de Jaccard ( $CS_j$ ) também se baseia em dados qualitativos. Os valores deste índice variam de 0 a 1 e quando são superiores a 0,25 indicam alta similaridade entre as áreas (Magurran 1988). Todos os índices foram calculados no programa Excell.

#### **4.3.3.2 Parâmetros fitossociológicos**

Para avaliação da estrutura da vegetação antes e pós-queimada foram utilizados os parâmetros fitossociológicos de densidade, frequência, dominância (relativa e absoluta) e o Índice de Valor de Importância (IVI), conforme descritos em Müeller-Dombois & Ellenberg (1974). Os cálculos foram processados no programa Mata Nativa 2.7 (Cientec 2005).

#### 4.3.3.3 Distribuição em classes de diâmetro e de altura

A caracterização da estrutura vertical da vegetação arbustivo-arbórea do campo de murundus estudado foi feita por meio da distribuição de frequência dos indivíduos vivos em classes de alturas.

Para o cálculo da distribuição de frequência dos indivíduos vivos em classes de diâmetros (DAS) transformou-se a circunferência (CAS) em DAS, dividindo CAS por  $\pi$  ou quando tinha mais de uma ramificação, utilizou-se a fórmula do diâmetro quadrático (Scolforo *et al.* 1996):

$$dq = \sqrt{(DAS_1 + DAS_2 + DAS_3 + DAS_n \dots)^2}. \quad ((4.1))$$

Para melhor visualização dos resultados foram construídos histogramas de frequência com intervalos de classes de diâmetro e altura dos indivíduos registrados nas parcelas, antes (2005) e pós-queimada (2008).

Os dados de altura e diâmetro foram calculados em intervalos de classe de acordo com a fórmula de Spiegel (1976):

$$IC = A/NC \quad ((4.2))$$

$$NC = 1 + 3,3 \log (n)$$

Em que: IC – intervalo de classe; A – amplitude dos dados (valor máximo – valor mínimo amostrado); NC – número de classes; n – número de indivíduos.

Para avaliação do balanceamento na distribuição dos indivíduos arbustivo-arbóreos nas classes de diâmetros e de alturas na comunidade em 2005 e 2008, foi utilizado o cálculo do quociente “q” (Meyer 1961 *apud* Licourt 1898). O valor de “q” é obtido pela divisão do número de indivíduos de uma classe pelo número de indivíduos da classe anterior (Silva Júnior & Silva 1988). Esse quociente é um modelo baseado na progressão geométrica para distribuição de diâmetros em florestas naturais (Marimon 2005) e considera balanceada a situação de redução constante do número de indivíduos entre classes de diâmetros (Silva Júnior & Silva 1988).

Para comparar as distribuições de frequência dos indivíduos nas classes de diâmetro e altura, entre os anos inventariados, foi utilizado o teste de Kolmogorov-Smirnov (Zar 1998), conforme utilizado por Pinto (2002). Os dados foram processados no programa Bioestat (Ayres *et al.* 1998).

#### 4.3.3.4 Caules destruídos e mortalidade total

A porcentagem de caules destruídos (CD) foi calculada de acordo com a equação descrita por Ramos (1990) e modificada por Rocha-Silva (1999):

$$CD = \frac{\text{n}^\circ \text{ de "top kill"} + \text{n}^\circ \text{ de indivíduos vivos antes da queimada}}{\text{n}^\circ \text{ de indivíduos vivos antes da queimada}} \times 100 (\%) \quad ((4.3))$$

O cálculo da taxa de mortalidade total de indivíduos ( $Mt$ ) considerou todos os indivíduos que sobreviveram às queimadas em 2006 e 2007, e foi calculada de acordo com a seguinte equação (Medeiros & Miranda 2005):

$$Mt = \frac{M}{V} \times 100\% \quad ((4.4))$$

onde  $M$  é o número de indivíduos mortos e  $V$  é o número de indivíduos vivos em 2005, sem considerar o recrutamento de novos indivíduos.

#### 4.3.3.5 Rebrotas

Para comparar estatisticamente a quantidade de rebrotas/indivíduo/espécies antes e pós-queimada foi utilizado o teste de Wilcoxon, a 5% de significância ( $p < 0,05$ ) (Zar 1998). Esse teste é uma prova não-paramétrica destinada a comparar dados pareados de uma amostra, obtidos em ocasiões distintas: antes e após (Ayres *et al.* 1998). Os cálculos foram processados no programa Bioestat (Ayres *et al.* 1998).

#### 4.3.3.6 Taxas médias anuais de mortalidade e de recrutamento

Com os dados provenientes dos dois levantamentos, foram calculadas as taxas anuais médias de Mortalidade ( $M = \{1 - [(N_0 - m)/N_0]^{1/t}\} \times 100$ ) ((4.5)) e Recrutamento ( $R = [1 - (1 - r/N_t)^{1/t}] \times 100$ ) ((4.6)), onde  $t$  é o tempo transcorrido entre os dois levantamentos,  $N_0$  e  $N_t$  são as contagens inicial e final de indivíduos,  $m$  e  $r$  são o número de indivíduos mortos e recrutas (Sheil *et al.* 2000). As taxas são expressas em  $\% \cdot \text{ano}^{-1}$ .

## 4.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.4.1 Florística, diversidade de espécies e similaridade

No levantamento realizado em 2005 foram encontradas 41 espécies, 36 gêneros e 24 famílias, enquanto no segundo levantamento, em 2008, foram encontrados 40 espécies, 35 gêneros e 23 famílias (Tabela 4.1). *Protium unifoliolatum* foi a espécie encontrada em 2005 e desaparecida em 2008. Os valores do presente estudo encontrados em nível de espécies, gêneros e famílias estão similares aos registrados por Oliveira-Filho (1992b) em Cuiabá-MT (45 espécies, 43 gêneros e 24 famílias), maiores ao encontrado por Araújo Neto *et al.* (1986) em Brasília - DF (27, 23, 18, respectivamente) e menores aos encontrados por Resende *et al.* (2004) em Uberlândia - MG (116, 72 e 42, respectivamente). As diferenças desses valores ocorrem provavelmente devido às variações fitogeográficas desta fitofisionomia dentro do mosaico vegetacional que caracteriza o bioma Cerrado. Segundo Oliveira-Filho & Furley (1990), existem diferentes tipos de campo de murundus, como os de encosta e do pantanal os quais variam de acordo com o nível de encharcamento do solo e influência de grandes rios sobre a área. Furley (1986) acrescenta também que a variação do tamanho, formato, atividade de cupins e propriedade do solo implicam nas diferenças da vegetação e distribuição dos murundus nos locais.

A ordem hierárquica das famílias com maior riqueza de espécies nos dois levantamentos. Fabaceae e Myrtaceae apresentaram o maior número de espécies nos dois períodos de estudo (25% e 20,8% do total, respectivamente), seguidas por Annonaceae, Anacardiaceae e Malpighiaceae (três espécies cada). Fabaceae tem sido a família mais rica em espécies na maioria dos levantamentos realizados no Cerrado (Assunção & Felfili 2004, Fiedler *et al.* 2004, Faleiro 2007, Lopes *et al.* 2009) e a mais predominante nos campo de murundus do PEA (Marimon 2007). Myrtaceae também teve destaque nos campo de murundus localizado em Uberlândia - MG (Resende *et al.* 2004) e em um cerrado de encosta no Vale do Araguaia (Marimon *et al.* 2008). O predomínio de Fabaceae e Myrtaceae nos campo de murundus do PEA pode estar relacionado ao fato que elas estejam entre as famílias mais ricas no bioma, abrangendo total de 486 espécies para Fabaceae e 344 espécies para Myrtaceae (Mendonça *et al.* 2008).

Dentre as 24 famílias amostradas nos dois levantamentos, oito apresentaram entre duas a seis espécies e o restante (16 famílias) apresentou uma espécie cada. Todas as famílias, gêneros e espécies foram comuns nos dois levantamentos, exceto *Protium*

*unifoliolatum* que desapareceu no segundo levantamento. Assim, a composição florística no período estudado não sofreu alteração.

O gênero mais representativo foi *Myrcia*, com três espécies, seguido de *Annona* e *Byrsonima* (duas), ao passo que 32 gêneros foram representados por apenas uma espécie. Entre os gêneros mais ricos *Myrcia* e *Byrsonima* estão entre os de maior destaque pelo número de espécies no bioma Cerrado (141 e 53, respectivamente) (Mendonça *et al.* 2008) e também entre os mais representativos nos campo de murundus do PEA (Marimon 2007). Assim, 70,8% das famílias e 71,4% dos gêneros foi representado por apenas uma espécie, refletindo a alta diversidade biológica da área.

Analisando a lista de espécies arbórea-arbustiva do campo de murundus amostrado no PEA em relação à flora lenhosa do Cerrado (Mendonça *et al.* 2008), verificou-se que a composição florística do CM é formada por pequeno grupo de ampla distribuição no Cerrado que 36,8% das espécies do presente estudo foram amostradas em pelo menos 50% das 376 áreas analisadas por Ratter *et al.* (2003). Além disso, somente 9% das espécies amostradas estão presentes na lista das 121 espécies dominantes da flora do Cerrado (Bridgewater *et al.* 2004). Esses resultados corroboram com a afirmação de Ratter *et al.* (2003), de que apesar de muitas localidades da região Central serem de fato ricas em espécies, localidades na periferia da área nuclear do Cerrado, nas proximidades dos Rios Araguaia, Tocantins e Xingu, mostram riqueza tão grande ou até superior que a porção Central. Nesse sentido, a área de campo de murundus estudada pode ser considerada como parte dessa periferia que é influenciada pelo Rio Araguaia, principalmente pelo fluxo de inundação no período chuvoso e pode ser um dos motivos dessa diversidade específica quando comparada com as espécies mais comuns do Cerrado.

Os índices de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) calculados para as duas amostragens (2005 = 2,97 nats.ind.<sup>-1</sup> e 2008 = 2,96 nats.ind.<sup>-1</sup>) não diferiram estatisticamente de acordo com o teste *t* de Hutcheson (Zar 1999). A equabilidade, calculada pelo índice de Pielou ( $J'$ ) para os dois períodos (2005 = 0,79 e 2008 = 0,80), indicou boa distribuição dos indivíduos entre as espécies, nos dois levantamentos. Este valor de diversidade ( $H'$ ) é menor quando comparado ao estudo realizado em campo de murundus localizado próximo à Uberlândia - MG (3,56 nats.ind.<sup>-1</sup>) (Resende *et al.* 2004). E por sua vez, maior do que o encontrado por Oliveira-Filho (1992b), em área de campo de murundus localizado em Cuiabá - MT (2,35 nats.ind.<sup>-1</sup>). Para Oliveira-Filho (1992b), valores menores de diversidade de espécies em campo de murundus estão relacionados às condições ambientais onde poucas espécies colonizam sobre os murundus, podendo o

número de espécies variar de acordo com os fluxos de inundação da área e o tamanho do murundu. Além disso, segundo Rezende *et al.* (2004), a diferença de diversidade entre os estudos pode ser resultante da heterogeneidade ambiental provocada pela antropização, como pisoteio, pastejo e queimadas, já que essas áreas de campo de murundus são utilizadas para pastagem.

A similaridade florística entre os dois levantamentos (2005 e 2008), analisada com base nos indivíduos vivos através do coeficiente Czekanowski foi alta (0,93). A similaridade florística de Sørensen e Jaccard entre o presente estudo com dez campo de murundus distribuídos no PEA (Marimon *et al.* 2007) também foram altas com 80% de semelhança segundo o índice de Sørensen e 100% de semelhança de acordo com o índice Jaccard. Entretanto, com relação as três áreas de CMs em diferentes regiões, Parque Nacional de Brasília (Araújo Neto *et al.* 1986), Cuiabá - MT (Oliveira-Filho 1992b) e Uberlândia - MG (Resende *et al.* 2004) (Tabela 4.2), todas tiveram baixa semelhança, sendo que a área em Cuiabá - MT foi a maior entre elas.

No PEA, o CMs que apresentou a maior similaridade com a área de estudo (CCs = 66,7 e CSj = 50) (Tabela 4.2) abrange a mesma região influenciada pelo Rio Araguaia, ou seja, são mais próximos geograficamente. Segundo Marimon (2007), essa maior similaridade pode estar relacionada com determinadas características estruturais ou ambientais das comunidades na região do Rio Araguaia. Em comparação com as áreas fora do PEA, verificou-se que o campo de murundus no entorno de Cuiabá - MT registrou ligeiramente a maior similaridade com o presente estudo (CCs = 41,9 e CSj = 26,5). Esse fato pode ter ocorrido por serem classificados como o mesmo tipo de campo de murundu, que ocorre, sobretudo nas planícies de inundação de grandes rios do Brasil Central – como Rio Araguaia, o Tocantins, o Paraguai e o Cuiabá (Oliveira-Filho & Furley 1990). Para Felfili & Silva Júnior (2005), semelhanças entre a vegetação lenhosa de locais distantes são encontrados em padrões fitogeográficos no Cerrado, ou seja, gradientes fisiográficos como solo e relevo podem exercer maior influência nos padrões de diversidade beta do que as variações latitudinais e longitudinais dentro do Bioma.

Comparando-se o presente estudo com os outros analisados acima, verificou-se que a única espécie que ocorreu em todas as áreas de campo de murundus foi *Erythroxylum suberosum*. Assim, esta espécie pode ser considerada como bom representante, não apenas dos campo de murundus de Mato Grosso, mas dos campo de murundus de todo o bioma Cerrado (Marimon 2007). Em relação à sua distribuição no Cerrado, essa espécie foi uma das nove consideradas comuns na comparação de quinze locais em três Unidades

Fisiográficas do Brasil Central, sendo considerada como típica de cerrado *sensu stricto* (Felfili & Silva Júnior 2005). Para Bridgewater *et al.* (2004), dentre uma ampla análise de similaridade florística entre seis províncias fitogeográficas no Cerrado, revela grande heterogeneidade, sendo *E. suberosum* foi encontrada em quatro dessas províncias, mostrando ser espécie com ampla distribuição no Cerrado.

Por sua vez, a espécie que melhor caracteriza os campo de murundus do Parque Estadual do Araguaia é *Byrsonima orbignyana*, pois ocorreu nos 11 hectares amostrados no PEA por Marimon (2007). Esta espécie pode formar grandes adensamentos (muricizais), caracteriza-se por apresentar potencial forrageiro para o gado (Allem & Valls 1987), frutos muito consumidos *in natura* e na forma de sucos, geléias e doces pelos moradores locais (Marimon *et al.* 2008). A sua distribuição no Cerrado, não é considerada comum (Ratter *et al.* 2003, Bridgewater *et al.* 2004, Felfili & Silva Júnior 2005).

A alta similaridade de espécies encontrada nos dois levantamentos do presente estudo e em comparação a vários outros CMs citados, mostrou que num período de três anos inntercalado por dois eventos de queimadas, não ocorreu alteração da composição florística da área, exceto a saída da espécie *Protium unifoliolatum*. O mesmo ocorreu com Líbano & Felfili (2006), que realizaram estudo sobre mudanças na composição florística e na diversidade num cerrado *sensu stricto* no período de dezoito anos com ocorrência de três eventos de queimadas.



Tabela 4.1 - Famílias e espécies encontradas em um campo de murundus antes (2005) e pós-queimada (2008), amostrado no Parque Estadual do Araguaia - MT. As espécies estão dispostas em ordem alfabética das famílias botânicas, seguidas de seus respectivos nomes populares.

Família / Espécie	Nome popular
<b>ANACARDIACEAE</b>	
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Caju
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott.	Gonçalo-Alves
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Peito-de-pomba
<b>ANNONACEAE</b>	
<i>Annona coriacea</i> Mart.	Araticum-do-campo
<i>Annona aurantiaca</i> Barb. Rodr.	Araticum
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	Pimenta-de-macaco
<b>ARECACEAE</b>	
<i>Syagrus comosa</i> Mart. (Mart.)	Gariroba
<b>BIGNONIACEAE</b>	
<i>Tabebuia aurea</i> Benth. & Hook.f. ex S.Moore.	Caraíba
<b>BURSERACEAE</b>	
<i>Protium unifoliolatum</i> Engl.	Breu-branco ou Almécega-do-Brasil
<b>CONNARACEAE</b>	
<i>Rourea induta</i> Planch.	Botica-inteira
<b>CHRYSOBALANACEAE</b>	
<i>Couepia grandiflora</i> (Mart & Zucc) Benth & Hook.f.	Oiti
<b>DILLENIACEAE</b>	
<i>Curatella americana</i> L.	Sambaíba
<b>EBENACEAE</b>	
<i>Diospyros hispida</i> A. DC.	Caqui-do-cerrado
<b>ERYTHROXYLACEAE</b>	
<i>Erythroxylum suberosum</i> A. St.-Hil.	Pimenteira-do-campo
<b>EUPHORBIACEAE</b>	
<i>Alchornea schomburgkii</i> Benth.	
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	
<b>FABACEAE</b>	
<i>Acosmium dasycarpum</i> (Vogel) Yakovlev.	
<i>Andira cuyabensis</i> Benth.	Angelim-do-cerrado
<i>Copaifera martii</i> Hayne.	Copaibinha
<i>Dipteryx alata</i> Vogel.	Barú
<i>Tachigalia aureum</i> (Tul.) Benth.	Pau-bosta
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke.	Angelim-amargoso
<b>LACISTEMATACEAE</b>	
<i>Lacistema aggregatum</i> (P.J. Bergius) Rusby.	
<b>LAURACEAE</b>	
<i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez.	
<b>MALPIGHIACEAE</b>	
<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	Murici
<i>Byrsonima orbignyana</i> A. Juss.	Murici
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A. Juss.	
<b>MYRTACEAE</b>	
<i>Eugenia aurata</i> O. Berg.	
<i>Eugenia gemmiflora</i> O. Berg.	Goiabinha
<i>Myrcia lingua</i> (O. Berg) Mattos & D. Legrand.	
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	
<i>Myrcia sellowianna</i> O. Berg.	

Continua...

Família / Espécie	Nome Popular
OCHNACEAE	
<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	
PROTEACEAE	
<i>Euplassa inaequalis</i> (Pohl) Engl.	Fruta-de-morcego
RUBIACEAE	
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich ex. DC.	Marmelada-de-cachorro
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltldl) K. Schum.	Marmelada-brava
SALICACEAE	
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Chá-de-frade
SAPINDACEAE	
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	Camboatá
SAPOTACEAE	
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	Curriola
SIMAROUBACEAE	
<i>Simarouba versicolor</i> A. St. – Hil.	Pau-de-perdiz
VOCHYSIACEAE	
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	Pau-terra-da-folha-miúda

Tabela 4.2 - Similaridade florística calculada pelos índices de Sørensen e Jaccard entre o campo de murundus do presente estudo (CMP) e dez campo de murundus no Parque Estadual do Araguaia - MT (Marimon *et al.* 2007). E com três áreas de campo de murundus localizadas no PNB [Parque Nacional de Brasília, Brasília - DF, Araújo Neto *et al.* (1986)], CUI [Cuiabá - MT, Oliveira-Filho (1992b)] e UBE [Uberlândia - MG, Resende *et al.* (2004)] (Tabela modificada fonte: Marimon *et al.* 2007).

		SØRENSEN												
		CM1	CM2	CM3	CM4	CM5	CM6	CM7	CM8	CM9	CM10	PNB	CUI	UBE
CMP		57,1	53,5	54,1	49,3	56,0	45,6	66,7	57,1	64,2	55,7	12,1	41,9	15,2
		JACCARD												
		CM1	CM2	CM3	CM4	CM5	CM6	CM7	CM8	CM9	CM10	PNB	CUI	UBE
CMP		40,0	36,5	37,1	32,7	38,9	29,5	50,0	40,0	47,3	38,6	6,4	26,5	8,2

#### 4.4.2 Estrutura da comunidade em 2005 e 2008

A densidade da comunidade estudada em 2005 foi de 430 indivíduos.ha<sup>-1</sup> e a área basal foi 4,54 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> (Tabela 4.3). No inventário em 2008, a densidade foi de 399 indivíduos.ha<sup>-1</sup> e área basal foi de 4,65 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> (Tabela 4.4). Houve diminuição da densidade entre os levantamentos e ligeiro aumento da área basal da comunidade em 2008, provavelmente por causa do aumento de rebrotas por indivíduo após os distúrbios ocorridos (queimadas). A analisar os dados, na sua maioria, os indivíduos não aumentaram o seu diâmetro, mas sofreram morte da parte aérea e desenvolveram as rebrotas basais,

aumentando o número de troncos mensurados. Neste caso, a soma dessas rebrotas (diâmetro quadrático) fez com que o valor final da área basal aumentasse em 2008.

Comparando-se o presente estudo com estudos realizados em campo de murundus na região de Cuiabá - MT (Oliveira-Filho 1992b) e Uberlândia (Resende *et al.* 2004) observaram que as áreas basais ( $31,9 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$  e  $14,87 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ , respectivamente) foram maiores do que o presente estudo, porém os autores fizeram uma análise diferente, o qual extrapolaram as espécies sobre os murundus para todo hectare. Essa elevada área basal registrada por Oliveira-Filho (1992b) deve-se principalmente à dominância de *Curatella americana*, que apresentou  $AB = 13,07 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$  naquele estudo. Apesar da semelhança entre o presente estudo e o estudo de Oliveira-Filho (1992b), com relação à dominância de *C. americana* que também foi alta, outros fatores como a ocorrência de duas queimadas sucessivas no período estudado e o próprio histórico de fogo na região do PEA, pode estar influenciando a estrutura do CM estudado. Na maioria das vezes, o parâmetro que mais contribuiu para determinação da importância da espécie na área estudada foi a frequência relativa seguida pela densidade relativa. A dominância relativa teve a menor influência na ordenação do IVI, mostrando que, apesar de ter ocorrido diminuição na densidade de indivíduos, há frequência na área, mas caracterizada por indivíduos finos.

Diferenças entre a área basal dos campo de murundus comparados, podem ocorrer devido à densidade de indivíduos sobre os murundus, mostrando que há diferença entre os tipos de campo de murundus (Oliveira-Filho & Furley 1990). Marimon (2007) observou que nos 11 hectares de CMs estudados no PEA ocorreram diferenças entre as áreas, com áreas basais variando de  $7,0 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$  e  $1,7 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ . Para a autora, as diferenças do número de murundus por ha, altura, área dos murundus, % de área coberta pelos murundus, distância entre os murundus e nº de indivíduos lenhosos nos campo limpose refletem nas variações estruturais observadas nas comunidades de plantas que caracterizam cada tipo de campo de murundus.

Com relação às posições hierárquicas no IVI das espécies, 41,5% melhoraram a posição, 19,5% pioraram a posição, 36,5% mantiveram a posição entre os dois levantamentos e uma espécie (2,5%) desapareceu no segundo levantamento. Dentre as espécies mais importantes (IVI) em ordem decrescente no primeiro levantamento (2005) estão: *Curatella americana*, *Andira cuyabensis*, *Tabebuia aurea*, *Erythroxylum suberosum*, *Byrsonima orbignyana*, *Heteropteres byrsonimifolia*, *Myrcia lingua*, *Myrcia multiflora*, *Qualea parviflora*, *Pouteria ramiflora* (Figura 4.2). No segundo levantamento, as mesmas

espécies permaneceram entre as dez mais importantes, contudo, houve mudança na posição de IVI entre elas (Figura 4.3). Por exemplo, *Tabebuia aurea* passou da 3ª posição para a 5ª posição em 2008, *Myrcia multiflora* passou da 8ª posição (2005) para a 10ª posição em 2008. Por outro lado, algumas espécies subiram de categoria, como *Byrsonima orbignyana* (5ª em 2005 para 3ª em 2008) e *Pouteria ramiflora* (10ª para 8ª, respectivamente). Em 2005, essas dez espécies representaram 69,39% do IVI (%), e por sua vez, em 2008 aumentou para 72,26% do IVI (%) devido ao aumento dos três índices: DR (4,58%), DoR (3,89%) e FR (6,12%).

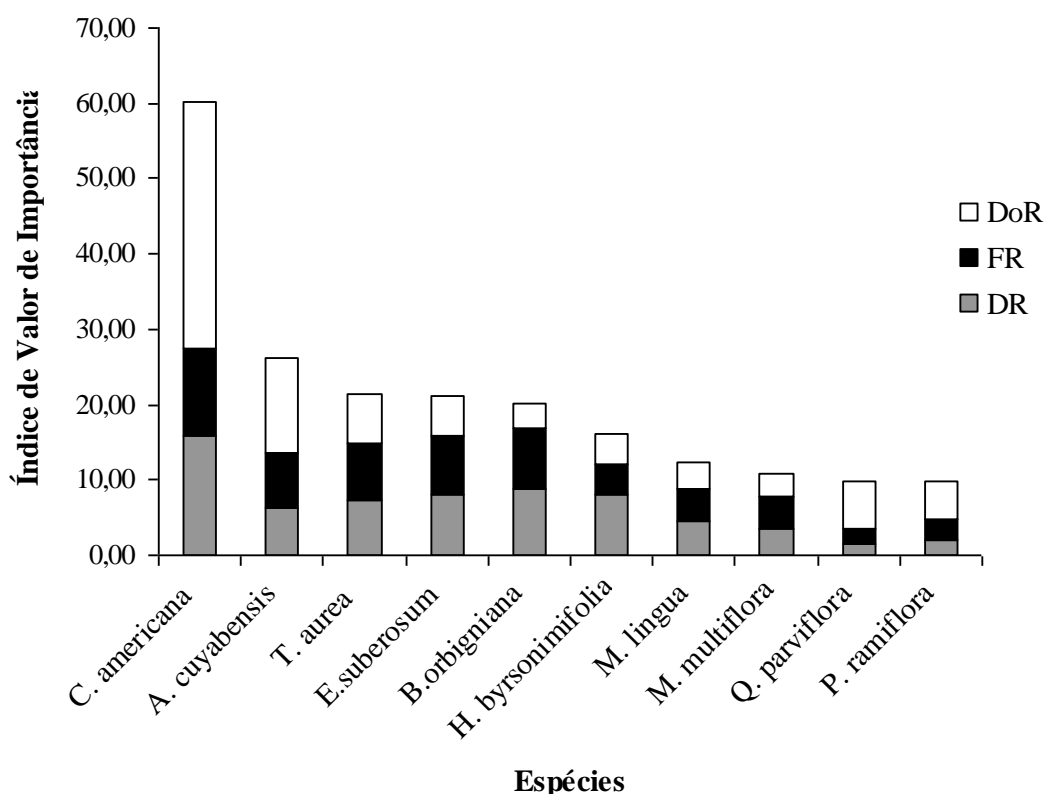


Figura 4.2 - Índice de Valor de Importância (IVI) das dez principais espécies amostradas no campo de murundus em 2005, no Parque Estadual do Araguaia - MT. DoR – Dominância relativa; FR – Frequência relativa; DR – Densidade relativa.

As dez espécies de maior IVI representaram cerca de 25% do total de espécies amostradas, sendo que em 2005 essas espécies representaram 68,4% dos indivíduos e 77% da área basal e para 2008, as espécies representaram 57,6% e 82% da área basal. Esses resultados mostraram que essas poucas espécies dominantes são responsáveis pela estrutura da comunidade. Segundo a Andrade *et al.* (2002), quando se trata de cerrado *sensu stricto*, é verificado que parte da estrutura comunitária é formada por poucas espécies, de modo que as espécies pouco comuns ou raras apresentam pequena

participação na ocupação do espaço. Desse modo, no caso da área de estudo é esperado que a dominância seja maior para algumas espécies em função do ambiente específico que se forma nos murundus, uma vez que, no período das chuvas há encharcamento do solo e, com isso, poucas espécies conseguem se estabelecer nesses murundus, como *C. americana* e *A. cuyabensis* nos dois levantamentos apresentaram a maior dominância diante das outras espécies. E de acordo com Oliveira-Filho (1992b), *C. americana* é a mais importante em murundus do Pantanal por ser espécie mais tolerante à variação sazonal na saturação hídrica do solo. O mesmo foi observado por Marimon (2007) o qual *Curatella americana* e *Andira cuyabensis* estiveram entre as mais importantes em nove áreas de campo de murundus no PEA e em outras regiões do Mato Grosso (Ponce & Cunha 1993). Entretanto, esse padrão necessita de mais estudos com escala temporal para compreender melhor a estrutura da comunidade num longo período.

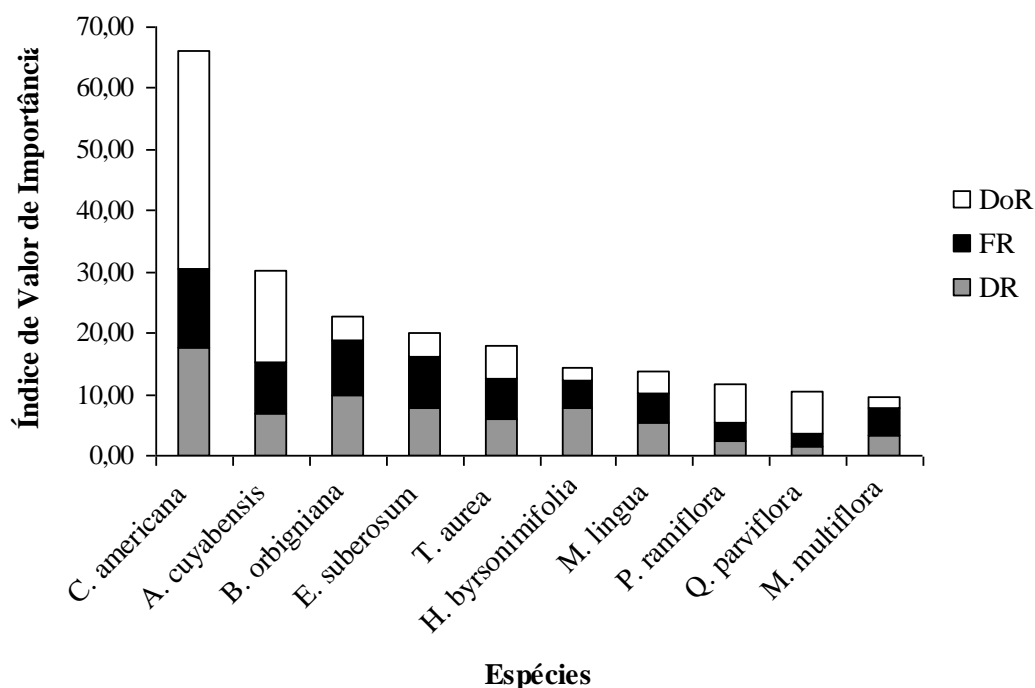


Figura 4.3 - Índice de Valor de Importância (IVI) das dez principais espécies amostradas no campo de murundus em 2008, no Parque Estadual do Araguaia - MT. DoR – Dominância relativa; FR – Frequência relativa; DR – Densidade relativa.

Para as dez espécies de maior IVI foi possível classificá-las em três grupos de acordo com a contribuição de algum dos parâmetros do IVI: grupo das espécies que tiveram maior influência do parâmetro de dominância relativa (*C. americana*, *A. cuyabensis*, *Q. parviflora* e *P. ramiflora*), grupo da densidade relativa (*E. suberosum*, *B.*

*orbignyana* e *H. byrsonimifolia*), e grupo da frequência relativa (*T. aurea*, *M. multiflora* e *M. lingua*). Dessas espécies, somente *E. suberosum* e *M. língua* mudaram de grupos no segundo levantamento, desse modo *E. suberosum* mudou para o grupo da frequência relativa e *M. língua* mudou para o grupo da densidade relativa.

Em 2005, as dez espécies que apresentaram em ordem decrescente os menores IVI, os mantiveram em 2008, porém em posições diferentes (Tabela 4.3 e 4.4) Essas espécies representaram para 2005, 2,98% do IVI total, 3,26% da densidade relativa e 4,82% da frequência relativa, e para 2008, apresentaram 2,99% de IVI total, 3,5% de densidade relativa e 4,83% de frequência relativa. Sendo assim, nos dois levantamentos essas espécies foram consideradas como pouco comuns e pouco representativas na área de estudo. Apesar destas espécies raras (1 ou 2 indivíduos) contribuírem com a diversidade local, se tornam as mais sujeitas a desaparecer do local onde estão ocorrendo distúrbios. Aquino (2004) também encontrou elevado número de espécies raras em áreas de cerrado *sensu stricto* no Maranhão. Para a autora, é importante avaliar a demografia das espécies com poucos indivíduos para saber se irão permanecer na área ao longo do tempo, de modo a subsidiar ações para o manejo e conservação das mesmas.

Marimon (2007) sugeriu algumas espécies que seriam boas representantes dos campo de murundus de Mato Grosso, sendo elas: *Curatella americana*, *Erythroxylum suberosum*, *Andira cuyabensis*, *Dipteryx alata*, *Tabebuia aurea*, *Vatairea macrocarpa*, *Heteropterys byrsonimifolia*, *Qualea parviflora*, *Casearia sylvestris* e *Simarouba versicolor*, sendo que a maioria dessas espécies ocupou os maiores IVI no presente estudo.

Tabela 4.3 - Parâmetros fitossociológicos das espécies lenhosas registradas em um campo de murundus no Parque Estadual do Araguaia - MT no primeiro levantamento (2005). Onde: N – número de indivíduos; DA - Densidade Absoluta (ind.ha<sup>-1</sup>); FA – Frequência Absoluta; DoA – Dominância Absoluta; (m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>); IVC – Índice de Valor de Cobertura e Índice de Valor de Importância – IVI. Espécies em ordem decrescente de IVI.

<b>Espécies</b>	<b>DA</b>	<b>FA</b>	<b>DoA</b>	<b>IVI</b>	<b>IVI%</b>
1. <i>Curatella americana</i>	68	87,88	0,00252	60,10	20,03
2. <i>Andira cuyabensis</i>	27	54,55	0,00097	26,13	8,71
3. <i>Tabebuia aurea</i>	31	57,58	0,00050	21,38	7,13
4. <i>Erythroxylum suberosum</i>	35	57,58	0,00040	21,08	7,03
5. <i>Byrsonima orbignyana</i>	38	60,61	0,00024	20,10	6,70
6. <i>Heteropteris byrsonimifolia</i>	35	30,30	0,00030	16,08	5,36
7. <i>Myrcia lingua</i>	19	33,33	0,00026	12,29	4,10
8. <i>Myrcia multiflora</i>	15	33,33	0,00021	10,71	3,57
9. <i>Qualea parviflora</i>	6	15,15	0,00048	9,74	3,25
10. <i>Pouteria ramiflora</i>	9	21,21	0,00037	9,71	3,24
11. <i>Euplassa inaequalis</i>	12	24,24	0,00019	8,57	2,86
12. <i>Ouratea castaneifolia</i>	12	24,24	0,00010	7,33	2,44
13. <i>Tapirira guianensis</i>	10	18,18	0,00011	6,18	2,06
14. <i>Eugenia aurata</i>	10	18,18	0,00006	5,54	1,84
15. <i>Byrsonima laxiflora</i>	8	18,18	0,00006	5,16	1,72
16. <i>Xylopia aromatica</i>	10	15,15	0,00004	4,98	1,66
17. <i>Syagrus comosa</i>	6	18,18	0,00005	4,56	1,52
18. <i>Casearia sylvestris</i>	6	18,18	0,00004	4,41	1,47
19. <i>Myrcia selowiana</i>	9	12,12	0,00004	4,29	1,43
20. <i>Simarouba versicolor</i>	5	12,12	0,00010	4,12	1,37
21. <i>Acosmium dasycarpum</i>	7	15,15	0,00003	4,06	1,35
22. <i>Tachigalia aureum</i>	3	9,09	0,00014	3,83	1,28
23. <i>Matayba guianensis</i>	7	9,09	0,00004	3,38	1,13
24. <i>Diospyros hispida</i>	6	9,09	0,00001	2,86	0,95
25. <i>Couepia grandiflora</i>	3	6,06	0,00006	2,29	0,76
26. <i>Rourea induta</i>	3	9,09	0,00002	2,20	0,73
27. <i>Dypterix alata</i>	2	6,06	0,00006	2,13	0,71
28. <i>Eugenia gemmiflora</i>	4	3,03	0,00004	1,94	0,65
29. <i>Annona coriacea</i>	3	6,06	0,00002	1,84	0,61
30. <i>Copaifera martii</i>	3	6,06	0,00001	1,69	0,56
31. <i>Anacardium occidentale</i>	3	3,03	0,00003	1,56	0,52
32. <i>Tocoyena formosa</i>	2	6,06	0,0000056	1,35	0,45
33. <i>Annona aurantiaca</i>	2	6,06	0,0000027	1,31	0,44
34. <i>Maprounea guianensis</i>	2	3,03	0,00001	1,05	0,35
35. <i>Lacistema aggregatum</i>	2	3,03	0,00001	1,01	0,34
36. <i>Vatairea macrocarpa</i>	1	3,03	0,00002	0,91	0,30
37. <i>Alchornea schomburgkii</i>	1	3,03	0,0000066	0,72	0,24
38. <i>Astronium fraxinifolium</i>	1	3,03	0,0000068	0,72	0,24
39. <i>Alibertia edulis</i>	1	3,03	0,0000029	0,73	0,24
40. <i>Ocotea cernua</i>	1	3,03	0,0000017	0,67	0,22
41. <i>Protium unifoliolatum</i>	1	3,03	0,0000015	0,66	0,22
<b>Total</b>	<b>430</b>	<b>751,52</b>	<b>0,007736</b>	<b>300,00</b>	<b>100,00</b>

Tabela 4.4 - Parâmetros fitossociológicos das espécies lenhosas registradas em um campo de murundus no Parque Estadual do Araguaia - MT no segundo levantamento (2008). Onde: N – número de indivíduos; DA - Densidade Absoluta (ind.ha<sup>-1</sup>); FA – Frequência Absoluta; DoA – Dominância Absoluta; (m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>); IVC – Índice de Valor de Cobertura e Índice de Valor de Importância – IVI. Espécies em ordem decrescente de IVI.

<b>Espécies</b>	<b>DA</b>	<b>FA</b>	<b>DoA</b>	<b>IVI</b>	<b>IVI %</b>
1. <i>Curatella americana</i>	71	87,88	0,00282	66,13	22,04
2. <i>Andira cuyabensis</i>	28	57,58	0,00118	30,24	10,08
3. <i>Byrsonima orbignyana</i>	39	63,64	0,00030	22,76	7,59
4. <i>Erythroxylum suberosum</i>	31	57,58	0,00031	20,04	6,68
5. <i>Tabebuia aurea</i>	24	45,45	0,00042	17,92	5,97
6. <i>Heteropterys byrsonimifolia</i>	31	30,30	0,00018	14,43	4,81
7. <i>Myrcia lingua</i>	21	33,33	0,00029	13,73	4,58
8. <i>Pouteria ramiflora</i>	9	21,21	0,00050	11,65	3,88
9. <i>Qualea parviflora</i>	6	15,15	0,00052	10,34	3,45
10. <i>Myrcia multiflora</i>	13	30,30	0,00015	9,53	3,18
11. <i>Euplassa inaequalis</i>	10	21,21	0,00028	9,13	3,04
12. <i>Ouratea castaneifolia</i>	10	21,21	0,00011	7,05	2,35
13. <i>Syagrus comosa</i>	10	21,21	0,00011	7,05	2,35
14. <i>Tapirira guianensis</i>	10	18,18	0,00003	5,51	1,84
15. <i>Byrsonima laxiflora</i>	7	15,15	0,00010	5,25	1,75
16. <i>Eugenia aurata</i>	9	15,15	0,00006	5,22	1,74
17. <i>Casearia sylvestris</i>	6	18,18	0,00002	4,43	1,48
18. <i>Myrcia sellowiana</i>	8	9,09	0,00001	3,52	1,17
19. <i>Matayba guianensis</i>	7	9,09	0,00000	3,18	1,06
20. <i>Simarouba versicolor</i>	4	9,09	0,00004	2,94	0,98
21. <i>Couepia grandiflora</i>	3	6,06	0,00007	2,54	0,85
22. <i>Dypterix alata</i>	2	6,06	0,00008	2,45	0,82
23. <i>Xylopia aromatica</i>	5	6,06	0,00002	2,41	0,80
24. <i>Rourea induta</i>	3	9,09	0,00001	2,23	0,74
25. <i>Diospyros hispida</i>	5	6,06	0,0000046	2,18	0,73
26. <i>Eugenia gemmiflora</i>	4	3,03	0,00004	2,03	0,68
27. <i>Anacardium occidentale</i>	3	3,03	0,00004	1,73	0,58
28. <i>Copaifera martii</i>	3	6,06	0,0000027	1,66	0,55
29. <i>Annona coriacea</i>	2	6,06	0,00001	1,57	0,52
30. <i>Tocoyena formosa</i>	2	6,06	0,0000017	1,40	0,47
31. <i>Annona aurantiaca</i>	2	6,06	0,0000012	1,39	0,46
32. <i>Tachigalia aureum</i>	1	3,03	0,00002	1,07	0,36
33. <i>Vatairea macrocarpa</i>	1	3,03	0,00002	1,05	0,35
34. <i>Acosmium dasycarpum</i>	2	3,03	0,0000206	0,95	0,32
35. <i>Lacistema aggregatum</i>	1	3,03	0,0000009	0,78	0,26
36. <i>Astronium fraxinifolium</i>	1	3,03	0,0000075	0,80	0,26
37. <i>Alchornea schomburgkii</i>	1	3,03	0,0000007	0,70	0,23
38. <i>Alibetia edulis</i>	1	3,03	0,0000009	0,70	0,23
39. <i>Ocotea cernua</i>	1	3,03	0,0000005	0,69	0,23
40. <i>Maprounea guianensis</i>	1	3,03	0,0000002	0,69	0,23
<b>Total</b>	<b>399</b>	<b>693,9</b>	<b>0,00792</b>	<b>300,0</b>	<b>100,0</b>



#### 4.4.3 Distribuição de diâmetros e alturas

A distribuição de diâmetros dos indivíduos vivos nos levantamentos de 2005 e 2008 apresentou tendência diferenciada entre os anos estudados. Os indivíduos foram distribuídos em 11 classes contínuas, com intervalo de 5 cm de diâmetro. Em 2005, a tendência decrescente ocorreu a partir das classes menores, modelo de curva de J-reverso (Figura 4.4). Em 2008, apareceu uma nova classe menor de diâmetro (0 a 2,8 cm), seguida de tendência à curva de J-reverso (Figura 4.3). Em, 2005, cerca de 55,9% concentrou-se na classe de diâmetro (2,8 a 7,8cm), enquanto em 2008, a mesma classe representou 37,3% dos indivíduos. Entre os anos estudados, essa classe (2,8 a 7,8 cm) houve redução de 38%.

A nova classe (0 a 2,8cm) que representou 16,8% do total de indivíduos em 2008, poderia indicar que a maioria da população estaria na fase inicial do estabelecimento (Silva-Júnior & Silva 1988, Marimon *et al.* 2001) com a ocorrência de novos recrutas, porém, nesse caso sugere há duas possibilidades para a formação dessa classe: indivíduos que desenvolveram rebrotas após sofrerem “*top kill*” e indivíduo ramificado perdeu algum tronco. No entanto, a maior ocorrência de indivíduos na nova classe é pelo fato que alguns indivíduos apresentaram morte aérea em decorrência das queimadas (2006 e 2007), porém rebrotaram e adquiriram menores espessuras, de forma similar aos resultados encontrados por Sato (2003). A referida autora mostrou que, após queimadas prescritas bienais em áreas de cerrado *sensu stricto*, a redução do diâmetro mínimo de 5,0 cm para 3,2 cm foi em consequência do consumo da casca durante as queimadas ocorridas ou por morte parcial do tronco.

Segundo Medeiros (2002), em estudo realizado no cerrado *sensu stricto* após queimadas prescritas anuais, o diâmetro de indivíduos é um dos fatores determinantes para a sobrevivência e que mesmo plantas não muito altas podem sobreviver caso o diâmetro do caule (maior) determine mais resistência. De acordo com o mesmo autor, houve maior mortalidade nas classes menores (entre 2 e 5 cm), sendo que indivíduos com diâmetros superiores a 5 cm apresentaram maiores chances de sobrevivência. Comparando-se com o presente estudo, as análises mostraram que diâmetros de 5 cm ainda é considerado pequeno para garantir a sobrevivência e alcançar maior classe.

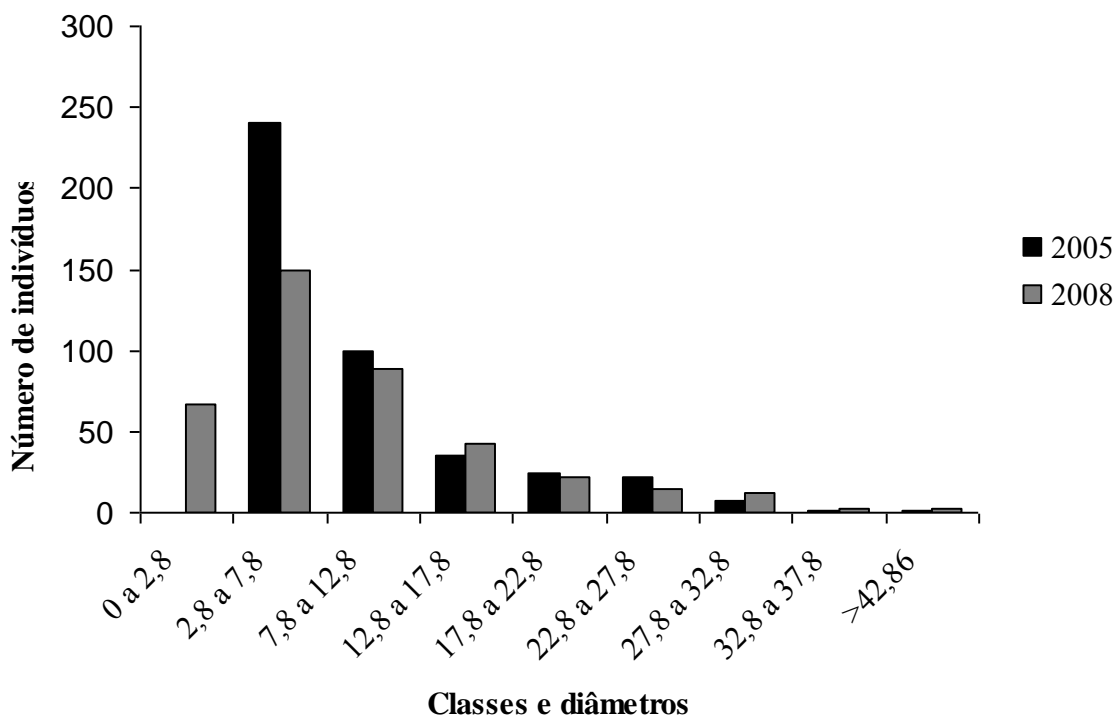


Figura 4.4 - Distribuição dos indivíduos nas classes de diâmetro (Intervalo de Classes = 5 cm), amostrado em um campo de murundus no Parque Estadual do Araguaia - MT nos anos de 2005 e de 2008.

Nos dois levantamentos (2005 e 2008), observou-se que as três primeiras classes de diâmetro (até o limite de 18 cm) representaram cerca de 87% do total de indivíduos. O teste de Kolmogorov-Smirnov mostrou que a distribuição dos indivíduos nas classes de diâmetro diferiu significativamente entre as duas amostragens  $Z = 0,0993$ ,  $p < 0,05$ ). Em 2008, o número de indivíduos diminuiu nas classes, com exceção da quarta e sétima classes.

O quociente “q” variou ao longo das classes de distribuição de diâmetros entre as classes nos dois levantamentos (Tabela 4.5), provavelmente em função do balanço entre mortalidade e recrutamento. Segundo Meyer *et al.* (1961) o quociente “q” é utilizado para avaliar se as distribuições de diâmetros se encontram balanceados, em que “q” representa indivíduos recrutados e “1-q”, a mortalidade entre as classes. Em 2005, os valores de “q” variaram menos entre as classes do que em 2008. Nos dois levantamentos, a maior variação ocorreu na quarta para quinta classe e sexta para sétima classe, com poucos indivíduos. Em 2008, com o surgimento da classe 0 a 2,8 cm, houve grande variação entre essa primeira classe(2,22) e a segunda (0,60) com maior número de indivíduos. Os valores

do quociente “q” demonstraram inconstância entre classes, ao longo de toda a distribuição diamétrica.

Os indivíduos de diâmetros menores (<12,8cm) representaram a grande maioria dos indivíduos da comunidade estudada o qual demonstraria padrão de equilíbrio dinâmico. Porém, novamente percebeu por meio do quociente “q” que, em geral, esses menores diâmetros não ocorreram devido ao crescimento de novos indivíduos e sim de indivíduos que sofreram dano parcial (“*top kill*”) e dessa forma não apresenta distribuição balanceada. No presente estudo, sugere-se que a decorrência de queimadas sucessivas nos campo de murundus vem alterando esta estrutura diamétrica na comunidade, ocorrendo maior mortalidade do que recrutamento entre os indivíduos.

Tabela 4.5 - Quociente de Lioucurt “q” entre as classes de diâmetro dos indivíduos amostrados em um campo de murundus no Parque Estadual do Araguaia–MT, entre o levantamento de 2005 e 2008.

2005	2008
q = 0,41	q = 2,22
q = 0,35	q = 0,60
q = 0,69	q = 0,47
q = 0,92	q = 0,52
q = 0,32	q = 0,64
q = 0,14	q = 0,86
q = 1,00	q = 0,17
	q = 1,00

Com relação à distribuição das alturas nos dois levantamentos, os indivíduos amostrados foram distribuídos em nove classes com intervalos de 1m. Nos dois levantamentos, observou-se que as alturas dos indivíduos variaram entre 0,7 a 9,70m, sendo que a maioria dos indivíduos concentrou-se nas três classes iniciais (0,7 a 3,7m) (Figura 4.5). Em 2005, a primeira classe (0,7 a 1,7) foi representada por 21,3% dos indivíduos e em 2008 por 27,7%. Entre 0,7 a 3,7 m concentraram-se 78% dos indivíduos em 2005 e 71% em 2008. Poucos indivíduos nos dois levantamentos apresentaram altura superior a 6,7 m (Figura 4.5), tendo aumentado de sete em 2005 para 17 em 2008, e para as outras classes anteriores ocorreram à redução dos indivíduos. O teste de Kolmogorov-Smirnov mostrou que a distribuição dos indivíduos nas classes de altura não diferiu significativamente entre as duas amostragens. Resultados semelhantes foram encontrados por Aquino (2004) e Faleiro (2007) em cerrado *sensu stricto*. Faleiro (2007) avaliou duas áreas de cerrado *sensu stricto* em MG, sendo uma submetida a queimadas freqüentes e a outra sem queima recente. O autor percebeu

que nas duas áreas avaliadas, a maioria dos indivíduos não ultrapassaram 3,5 m de altura e poucos indivíduos apresentaram alturas superiores à 6 m. Entretanto, para Faleiro (2007), na área que sofreu queimadas frequentes ocorreu diminuição da densidade e tornando a vegetação apresentou-se mais baixa e aberta.

As classes de altura entre 0,7 a 5,7 m são representadas por indivíduos de todas as espécies registradas nos dois levantamentos. Nas últimas classes (6,7 a 9,7) estão representadas apenas pelas espécies: *Tabebuia aurea*, *Andira cuyabensis*, *Qualea parviflora*, *Couepia grandiflora* e *Pouteria ramiflora*. No estudo de Faleiro (2007) houve coincidência das espécies *Q. parviflora*, *T. aurea* e *P. ramiflora* com as maiores alturas, sendo consideradas como emergentes. Para o referido autor, nas áreas de cerrado *sensu stricto* estudadas, o número pouco expressivo nos segmentos de maiores alturas pode indicar que essa vegetação não forma dossel regular.

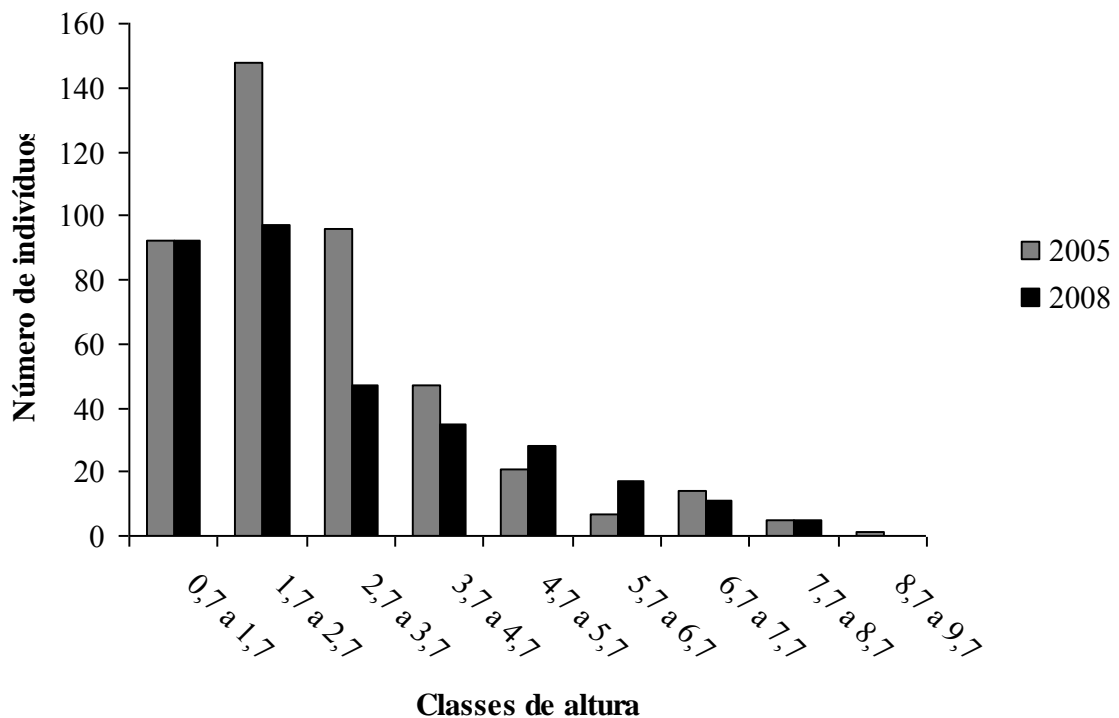


Figura 4.5 - Distribuição dos indivíduos nas classes de altura (Intervalo de Classes = 1 m), amostrado em um campo de murundus no Parque Estadual do Araguaia - MT nos anos de 2005 e de 2008.

#### 4.4.4 Impacto das queimadas sobre o componente arbustivo-arbóreo

##### 4.4.4.1 Recrutamento, mortalidade e rebrotas

No levantamento em 2008, foram encontrados 14 indivíduos recrutados, sendo que 84,6% atingiram o diâmetro entre 2,8 a 7,27 cm e o restante atingiu diâmetro de 11,4 cm. A altura variou entre 0,7 m a 1,9 m. Dados similares (diâmetros menores que 6 cm e altura até 2m) foram encontrados para recrutas em áreas de cerrado *sensu stricto* submetidas a queimadas bienais prescritas no final de junho (precoce), agosto (modal) e no final de setembro (tardia) (Sato 2003). No presente estudo, os indivíduos recrutados pertenciam a seis espécies (15% do total registrado em 2008), *Syagrus comosa* (4 indivíduos), *Curatella americana* (3), *Andira cuyabensis* (2), *Byrsonima orbignyana* (2) *Myrcia lingua* (2) e *Erythroxylum suberosum* (1).

Baseado no número de indivíduos, a taxa de recrutamento média anual foi de  $1,16\%.\text{ano}^{-1}$ , sendo esse valor menor ao registrado em cerrado *sensu stricto* estudado por Aquino (2004) e Arce *et al.* (2000), obtendo os valores de 3,2 a  $5,9\%.\text{ano}^{-1}$  e  $2,09\%.\text{ano}^{-1}$ , respectivamente. As taxas de recrutamentos encontradas em florestas tropicais também foram maiores do que a do presente estudo (Pinto 2002; Marimon 2005; Gomes *et al.* 2003), que variaram de 2,03 a  $3,4\%.\text{ano}^{-1}$ . Uma das explicações para o baixo recrutamento no campo de murundus estudado podem ser as queimadas de 2006 e 2007, que ocorreram em curto intervalo limitando a capacidade dos indivíduos se estabelecerem na comunidade. Apesar das espécies de cerrado apresentarem elevada resiliência após distúrbio, muitas vezes por meio da reprodução vegetativa (Aquino 2004), visto que na área do presente estudo houve aumento de rebrotas por indivíduo no segundo levantamento (pós-queimada).

A taxa de mortalidade média anual da comunidade no período de 2005 a 2008 foi de  $2,95\%.\text{ano}^{-1}$ , valor este similar ( $2,7$  a  $4,9\%.\text{ano}^{-1}$ ) aos registrados por Aquino (2004) em áreas de cerrado *sensu stricto*. Os referidos autores associaram elevadas taxas com alterações antrópicas (fogo e fragmentação de áreas nativas). A taxa de mortalidade total do presente estudo foi de 9,3%, valor este dentro dos encontrados em outras fitofisionomias como campo sujo e cerrado *sensu stricto* (Sato 1996, 2003, Medeiros & Miranda 2005, Faleiro 2007). Sato (1996) registrou taxas de mortalidade entre 6,4% a 13% em área de cerrado *sensu stricto* protegida contra fogo por 18 anos e após 2 anos de proteção. A mesma autora (2003), encontrou taxas de mortalidades acumuladas de 39%, 45% e 44% para áreas de cerrado submetidas a queimadas prescritas em épocas diferentes (junho, agosto e setembro, respectivamente). Faleiro (2007) encontrou taxas de

mortalidade diferenciadas para duas áreas de cerrado *sensu stricto* de acordo com a frequência de queimada, sendo o valor de 7,9% em área com alta ocorrência de queimada e 5,7% para outra área. Para Medeiros & Miranda (2005), as taxas calculadas para as queimadas anuais em campos sujos foram de 22,5%, 7,5% e 11,5%. A variação dos valores da taxa de mortalidade pode ser explicada por meio dos danos sofridos pela vegetação e época de queima na estação seca (final de junho, meados de agosto e no final de setembro) (Sato 2003).

No presente estudo, as espécies que apresentaram mortalidade foram: *Tabebuia aurea* (7 indivíduos), *Xylopia aromatica* (5), *Erythroxylum suberosum* (5), *Acosmium dasycarpum* (4), *Heteropteris byrsonimifolia* (4), *Tachigalia aureum* (2), *Euplassa inaequalis* (2), *Andira cuyabensis* (1), *Byrsonima orbignyana* (1), *Annona coriacea* (1), *Ouratea castaneifolia* (2), *Protium unifoliolatum* (1), *Myrcia multiflora* (1), *Eugenia aurata* (1), *Maprounea guianensis* (1), *Simarouba versicolor* (1) e *Myrcia selowiana* (1). Felfili (1995), estudando espécies arbóreas de mata de galeria, mostrou que as espécies mais abundantes estavam sujeitas a maior mortalidade e maior recrutamento, ou seja, eram mais dinâmicas, porém mantinham a sua dominância na estrutura da comunidade. Aquino (2004), realizando estudo em área de cerrado *sensu stricto* percebeu que algumas espécies que foram abundantes permaneceriam ocupando posição de destaque na estrutura da comunidade, pois as altas taxas de mortalidade foram compensadas pelas altas taxas de recrutamento. No presente estudo, todas as espécies que apresentaram recrutamento tiveram acima de dez indivíduos e 46% das espécies que apresentaram mortalidade tiveram mais do que dez indivíduos. Dessa forma, é possível que as espécies de maior densidade continuem mantendo a importância ecológica elevada na área.

No período estudado a taxa de mortalidade foi superior à taxa de recrutamento, refletindo em redução na densidade de indivíduos (Figura 4.6). Porém, há de se destacar que as taxas de mortalidade e recrutamento tanto para algumas populações como para a comunidade como um todo, podem variar entre diferentes intervalos de medições, em resposta às mudanças climáticas e ao regime de distúrbio na área (Felfili 1995, Pinto 2002, Aquino 2004). Assim, os resultados de dinâmica em poucas remedições devem ser interpretados com cautela (Pinto 2002). No presente estudo, a ocorrência de duas queimadas sucessivas resultou em maior mortalidade dos indivíduos e estes quando sobrevivem após sofrer “*top kill*”, voltam como indivíduos mais finos, ocupando classes menores de diâmetro. Esses resultados podem se alterar ao longo do tempo.



Figura 4.6 - Espécies arbustivo-arbóreas mortas sobre o murundus na área de estudo após queimadas e quantificados no segundo levantamento em 2008, Parque Estadual do Araguaia-MT.

A maioria das espécies mortas em 2008 apresentava somente um tronco, com diâmetro entre 3,6 a 10,1 cm e alturas de 1,1 a 6 m. Neste período, 70% dos mortos apresentaram diâmetros entre 4,2 e 7,3 cm e 53% dos indivíduos mortos apresentaram alturas entre 2 e 3 m. Dados similares (3,9 a 7,3 cm de diâmetro) foram encontrados no estudo que avaliou os mortos em um cerrado *sensu stricto* após três anos de ocorrência de fogo (Fiedler *et al.* 2004). A maior proporção de mortos entre os indivíduos de menor porte pode indicar que a espessura da casca é insuficiente para proteger o caule de altas temperaturas ou por não terem atingido altura crítica de escape do efeito direto das chamas (Miranda *et al.* 1996, Medeiros 2002). Esses resultados também coincidiram com os encontrados por Sato (1996) em área de cerrado *sensu stricto* protegida contra o fogo por 18 e dois anos de proteção, onde a maior mortalidade ocorreu para os indivíduos com diâmetros entre 5,0 e 6,0 cm e alturas inferior a 2,0 m. Para Miranda *et al.* (1996), a altura superior a 60 cm não é suficiente para o escape dos efeitos diretos das chamas, pois nesta altura são registradas as temperaturas mais elevadas durante queimadas no Cerrado. Neste caso, o maior número de indivíduos mortos com alturas inferiores a 3 m está dentro da estimativa encontrada em outros estudos, corroborando com os dados de Frost &

Robertson (1987), onde a zona de chamusca varia entre 0,8 a 2,8 m para queimadas em savanas.

*Protium unifoliolatum* foi a única espécie que desapareceu no segundo levantamento, sendo que a espécie apresentava apenas um indivíduo com diâmetro de 3,4 cm e altura de 2,1 m. O diâmetro e a altura registradas para esta espécie estão dentro dos valores considerados por Medeiros & Miranda (2005) e Sato (2003). As espécies *Tabebuia aurea* e *Acosmium dasycarpum* reduziram o número de indivíduos em 22% e 85%, respectivamente no levantamento em 2008, sendo que *A. dasycarpum* apresentou mudança abrupta na posição hierárquica do IVI, passando de 21ª em 2005 para 34ª em 2008. Essa espécie também está entre as com maior taxa de mortalidade no estudo realizado em área de cerrado *sensu stricto* por Medeiros (2002), tendo sido considerada como sensível à ocorrência de queimadas frequentes. Silva (2007) observou que, *Tabebuia aurea* obteve maiores densidades em área de cerrado *sensu stricto* com baixa perturbação e sugeriu que essa espécie é mais sensível a distúrbios.

Dezoito espécies, representando 44% do total não sofreram alteração no número de indivíduos entre os levantamentos de 2005 e 2008 (Tabelas 4.3 e 4.4). Dentre as 18 espécies que não sofreram alteração no número dos indivíduos, sete não apresentaram nenhuma rebrota após os eventos de queimadas (Tabela 4.6) e 11 espécies apresentaram desde elevado aumento na rebrota, como foi o caso de *Tapirira guianensis* (4 rebrotas por indivíduo em 2005 e 10,2 rebrotas por indivíduo em 2008) até a manutenção da rebrota como ocorreu com *Pouteria ramiflora* (0,6 em 2005 e 0,8 em 2008). Estes aspectos reforçam o fato que cada espécie apresenta características muito particulares para responder a distúrbios, sendo uma mais resilientes e outras mais resistentes.

No segundo levantamento, 73% das espécies apresentaram rebrotas após “*top kill*” (Tabela 4.6). Para Hoffmann (1998), espécies que são capazes de rebrotar são favorecidas por permanecer na comunidade submetida a frequentes queimadas. *Pouteria ramiflora* não alterou o número de indivíduos e apresentou baixo número de rebrotas por indivíduo (0,8). O mesmo ocorreu com essa espécie após queimadas sucessivas em cerrado *sensu stricto*, sendo que Faleiro (2007) sugere que essa espécie é indiferente ao aumento de distúrbios.

A resposta da vegetação arbustivo-abórea à ação do fogo resultou em 35% dos indivíduos que sofreram dano parcial com rebrota basal ou subterrânea, no segundo levantamento (Figura 4.7). Nesse levantamento foram encontradas 429 rebrotas basais ou subterrâneas em 140 indivíduos que sofreram “*top kill*” após queimada. Esse processo de rebrotamento das espécies lenhosas é aspecto comum de regeneração vegetativa em



resposta a ação do fogo (Cardinot 1998). Hoffmann (1998) em estudo realizado com seis espécies de cerrado em área submetida à queimadas prescritas, mostrou que três espécies (*Rourea induta*, *Myrsine guianensis* e *Roupala montana*) obtiveram entre sete a quinze vezes mais rebrotas do que na área sem queima. Medeiros & Miranda (2008), encontraram total de 1.307 rebrotas em indivíduos presentes em campo sujo antes das queimadas anuais; após a primeira queimada, surgiram 684 rebrotas, diminuindo para 375 após a segunda e 248 rebrotas após a terceira queimada. Para os autores, os resultados provavelmente são decorrentes de danos diretos causados pelo fogo frequente nos indivíduos, herbivoria e diminuição de reservas subterrâneas direcionadas para a regeneração da parte aérea após o fogo.

Em 2005, foram quantificadas 156 rebrotas, onde a maioria dos indivíduos apresentava diâmetros entre 3,0 e 9,0 cm e alturas entre 1 a 4 metros. Em 2008, 95% das rebrotas não ultrapassaram 2,22 cm de diâmetro e nenhuma apresentou diâmetro acima de 4,45 cm. Em estudo realizado por Medeiros (2002) em área de campo sujo submetida a queimadas anuais, a maioria das rebrotas não ultrapassou 2,0 cm de diâmetro e nenhuma apresentou diâmetro acima de 4,0cm. Segundo o autor, mesmo considerando o papel isolante da casca de espécies lenhosas como fator de proteção de altas temperaturas, o intervalo de tempo entre as queimadas anuais parece ser insuficiente para que o espessamento da casca de modo a garantir isolamento térmico eficiente do câmbio. Nesse sentido, a espessura da casca tem sido uma característica de resistência ao fogo pelas árvores (Primard & Huffman 1997). Hoffmann & Solbrig (2003), em estudo com sete espécies lenhosas do Cerrado, estimaram que diâmetros de 3,7 a 4,6cm, correspondem a espessura mínima de casca entre 6 e 7mm para ocorrer 50% de sobrevivência dos fustes ou rebrotas em queimadas de baixa intensidade e para as queimadas de alta intensidade, onde 50% dos troncos sobreviveram, foi observado pelos autores variação de diâmetro entre 5,1 e 9,1 cm com espessura de casca entre 9 e 13 mm. Acompanhando o raciocínio, mesmo se o presente estudo fosse submetido à queimadas de alta ou baixa intensidade, as espessuras das rebrotas foram mínimas dentre a variação do diâmetro entre 2,22 a 4,45 cm, o qual se tornaria mais propício à mortalidade.

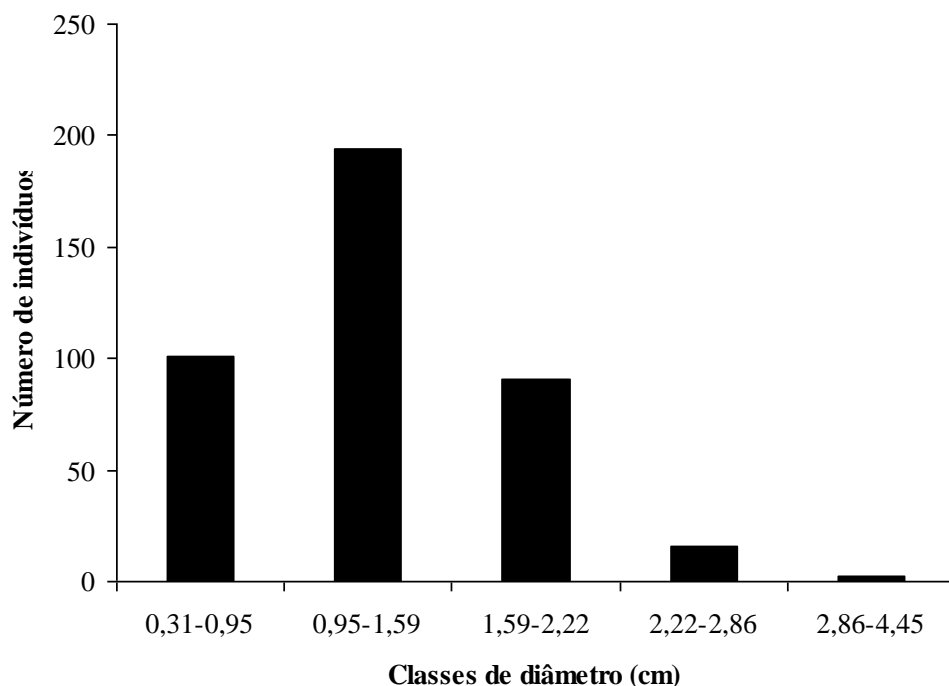


Figura 4.7 - Distribuição dos indivíduos com rebrotas basais e subterrâneas nas classes de diâmetro, após as queimadas ocorridas em 2006 e 2007, em um campo de murundus no Parque Estadual do Araguaia–MT.

A rebrota de indivíduos por espécie entre os dois levantamentos apresentou diferença significativa ( $Z(U) = 2,1739; p = 0,0149$ ) (Tabela 4.6). As espécies *Tapirira guianensis*, *Alibertia edulis*, *Matayba guianensis*, *Tocoyena formosa* e *Copaifera martii* foram as espécies que mais sofreram “top kill”. Em 2005, *Tocoyena formosa* não apresentava rebrota, porém em 2008, essa espécie apresentou 5,5 rebrotas por indivíduo. *Tapirira guianensis* foi a espécie que mais aumentou o número de rebrotas por indivíduo passando de 4 em 2005 para 10,2 em 2008 (Figura 4.8). Essas cinco espécies estão incluídas entre aquelas que não alteraram o número de indivíduos, sendo provavelmente mais resistentes devido aos mecanismos de rebrota eficientes.



Figura 4.8 – Exemplar de *Tapirira guianensis*, destacando o número de rebrotas, após queimadas na área de campo de murundus estudado no Parque Estadual do Araguaia–MT.

Segundo Medeiros (2002), a capacidade de muitas espécies em rebrotar pós-fogo está relacionada com a maior capacidade de armazenamento de amido. Para o mesmo autor, a *Davilla elliptica* foi a espécie que obteve maior disponibilidade de amido para se beneficiar com a capacidade de rebrotamento após queimada. Estudos mais detalhados sobre as espécies citadas que apresentaram maior capacidade de rebrota na área do presente estudo poderão elucidar essas questões e somar com o conhecimento das espécies já estudadas.

Considerando os dados de “*top kill*” e os de mortalidade observados em 2008, foi calculada a porcentagem de caules destruídos, que resultou em 33% após a queimada. Estes valores são inferiores aos encontrados por Medeiros (2002) e Sato (2003). Medeiros (2002) num estudo sobre efeitos do fogo nos padrões de rebrotamento em plantas lenhosas em um campo sujo submetido à queimadas anuais prescritas, encontrou 53,10% (1998), 76,42% (1999) e 77,80% de caules destruídos (2000). Sato (2003) encontrou 44% de caules destruídos em área de cerrado *sensu stricto* após cinco queimadas bienais em diferentes épocas (junho, agosto e setembro). Porém, os resultados registrados no PEA são superiores aos encontrados por Rocha e Silva (1999) num estudo sobre o efeito do regime de queima na taxa de mortalidade e estrutura em plantas lenhosas de campo sujo

submetidas a queimadas bienais, encontrando 19,4 % e 24,6%. Embora, tenha desaparecido somente uma espécie e a composição florística na área variou pouco nos três anos avaliados, os dados de caules destruídos mostraram que está ocorrendo mudança na estrutura da vegetação do CM estudado e os valores registrados estão de acordo com os resultados encontrados nos trabalhos acima citados submetidos a diferentes regimes de queima.

Tabela 4.6 - Relação entre espécies lenhosas e a quantidade de indivíduos e o número de rebrotas em 2005 e em 2008, amostradas em um campo de murundu, Parque Estadual do Araguaia-MT. Espécies estão em ordem decrescente de rebrotas por indivíduo em 2005.

Espécies	2005		2008	
	indiv.	Rebrota/indiv.	indiv.	Rebrota/indiv.
<i>Tapirira guianensis</i>	10	4,0	10	10,2
<i>Copaifera martii</i>	3	2,3	3	5,0
<i>Matayba guianensis</i>	7	2,3	7	6,0
<i>Alibertia edulis</i>	1	2,0	1	6,0
<i>Alchornea schomburgkii</i>	1	2,0	1	4,0
<i>Casearia sylvestris</i>	6	1,3	6	2,0
<i>Xylopia aromatica</i>	10	1,2	5	1,7
<i>Annona aurantiaca</i>	2	1,0	2	4,5
<i>Ocotea cernua</i>	1	1,0	1	4,0
<i>Lacistema aggregatum</i>	2	1,0	1	1,0
<i>Protium unifoliolatum</i>	1	1,0	0	0
<i>Myrcia selowiana</i>	9	0,7	8	3,0
<i>Pouteria ramiflora</i>	9	0,6	9	0,8
<i>Heteropteris byrsonimifolia</i>	35	0,5	31	2,1
<i>Erythroxylum suberosum</i>	35	0,4	31	0,9
<i>Byrsonima laxiflora</i>	8	0,4	7	1,6
<i>Euplassa ianequalis</i>	12	0,3	10	0,3
<i>Myrcia multiflora</i>	15	0,2	13	0,4
<i>Dyospiros hispida</i>	6	0,2	5	3,0
<i>Ouratea castaneifolia</i>	12	0,2	10	0,1
<i>Myrcia lingua</i>	19	0,2	21	0,2
<i>Acosmium dasycarpum</i>	7	0,1	2	0,0
<i>Andira cuyabensis</i>	27	0,1	28	0,3
<i>Byrsonima orbignyana</i>	38	0,0	39	0,4
<i>Curatella americana</i>	68	0,0	71	0,1
<i>Tocoyena formosa</i>	2	0,0	2	5,5
<i>Rourea induta</i>	3	0,0	3	1,7
<i>Maprounea guianensis</i>	2	0,0	1	1,0
<i>Simarouba versicolor</i>	5	0,0	4	0,8
<i>Eugenia aurata</i>	10	0,0	9	0,7
<i>Dypterix alata</i>	2	0,0	2	0,5
<i>Tabebuia aurea</i>	31	0,0	24	0,1
<i>Anacardium occidentale</i>	3	0,0	3	0,0
<i>Annona coriacea</i>	3	0,0	2	0,0
<i>Astronium fraxinifolium</i>	1	0,0	1	0,0
<i>Couepia grandiflora</i>	3	0,0	3	0,0
<i>Eugenia gemmiflora</i>	4	0,0	4	0,0
<i>Qualea parviflora</i>	6	0,0	6	0,0
<i>Tachigalia aureum</i>	3	0,0	1	0,0
<i>Syagrus comosa</i>	6	0,0	10	0,0
<i>Vatairea macrocarpa</i>	1	0,0	1	0,0

## 4.5 CONCLUSÕES

No presente estudo, a vegetação arbustiva-arbórea do campo de murundus está sofrendo mudança na estrutura e a composição florística se manteve praticamente inalterada no período de três anos avaliados com ocorrência de duas queimadas. Sendo que houve a exclusão de uma única espécie (*Protium unifoliolatum*) entre os levantamentos.

Os resultados mostraram que houve a manutenção da diversidade de espécies e acentuada similaridade entre os dois levantamentos e entre outros campo de murundus do PEA. Por sua vez, foi registrada baixa similaridade da área de estudo com outras regiões. Essas diferenças podem estar relacionadas à heterogeneidade dos campo de murundus, devido às diferenças ambientais e possivelmente aos distúrbios nas áreas.

Com relação à composição florística nos dois levantamentos, as famílias que se destacaram foram Fabaceae e Myrtaceae. O predomínio dessas famílias nos campo de murundus do PEA pode estar relacionado ao fato que elas estão entre as mais ricas no bioma. O total de 70,8% das famílias e 71,4% dos gêneros foram representados por apenas uma espécie, refletindo a alta diversidade biológica da área.

Comparando-se os dados fitossociológicos entre os dois levantamentos, as dez espécies com maior IVI se mantiveram entre os dois levantamentos, alterando ligeiramente algumas posições hierárquicas. Houve redução da densidade de indivíduos e leve aumento da área basal entre os dois levantamentos. A incidência de duas queimadas sucessivas na área aumentou a mortalidade de indivíduos. O aumento da área basal por indivíduo não ocorreu devido ao aumento do diâmetro, visto que sofreram morte da parte aérea e desenvolveram as rebrotas basais, aumentando o número de troncos mensurados no segundo levantamento. De modo geral, os parâmetros fitossociológicos da área mostraram que, ocorreu diminuição na densidade de indivíduos em 2008, porém houve um número elevado de espécies que permaneceram na área (frequência alta) após sofrerem “*top kill*”, como indivíduos finos.

A manutenção da comunidade com indivíduos finos no segundo levantamento (2008) foi confirmada com a análise diamétrica dos dois levantamentos, com o surgimento de uma nova classe de (0 a 2,8 cm) que representa 16,8% do total de indivíduos em 2008. O acréscimo dessa classe está relacionado aos danos sofridos pelo indivíduo após as queimadas ocorridas. De modo geral, a grande maioria dos indivíduos da comunidade apresentou diâmetros de pequeno porte, os quais representariam padrão de equilíbrio dinâmico. Porém, os valores do quociente “q” demonstraram que esses menores diâmetros

ocorreram devido aos indivíduos que sofreram dano parcial (“*top kill*”) e dessa forma a comunidade não apresenta distribuição balanceada.

Com relação à dinâmica da comunidade, a taxa média anual de recrutamento ( $1,16\%.\text{ano}^{-1}$ ) foi menor do que a taxa de mortalidade ( $2,95.\text{ano}^{-1}$ ), refletindo na diminuição da densidade. Essas taxas podem se alterar ao longo do tempo por meio de mudanças nas ocorrências de distúrbios, como o regime de queima utilizado pelos vaqueiros do PEA. A mortalidade total (9,3%) e a taxa de caules destruídos (33%) estão dentro dos valores encontrados em áreas de cerrado e campo sujo, porém foram evidências de alteração da estrutura da vegetação na área. O aumento de rebrotas no segundo levantamento (429) comparado com o primeiro (156), mostrou que as espécies tem capacidade de resiliência, utilizando o meio de reprodução vegetativa para permanecer na comunidade. Desse modo, o fogo ainda que seja somente um dos fatores que influencia a dinâmica da área, está relacionado à alta taxa de mortalidade quando comparado a taxa de recrutamento e possivelmente alterando algumas características das espécies. Contudo, é preciso ter cautela ao interpretar dados de dinâmica num período curto de estudo.

## 5 - CONSIDERAÇÕES FINAIS

Para o componente herbáceo-subarbastivo, o presente estudo mostrou que há evidências de mudança na comunidade após queimadas consecutivas (2006 e 2007), sugerindo que as espécies apresentaram padrão diferenciado de mudanças no decorrer do tempo, possivelmente respondendo a interferência do fogo na área e as mudanças no regime de precipitação durante o período de estudo. Muitas espécies são seletivas e possuem mecanismos fisiológicos para sobreviver em áreas sazonalmente inundáveis, bem como outras espécies são mais sensíveis ao fogo, ao passo que outras são beneficiadas com a ocorrência de queimadas esporádicas. Neste caso, as características destas espécies poderão fornecer informações ecológicas para a manutenção e o manejo desses campo de murundus.

Já para o componente arbóreo-arbastivo, o presente estudo mostrou que a mudança na estrutura da comunidade está relacionada com caules destruídos (morte + “*top kill*”), possivelmente alterando algumas características das espécies, podendo ocorrer diferenças de dados ao longo do tempo.



## **6 - RECOMENDAÇÕES FINAIS**

- Continuar o monitoramento da área para melhor compreender a dinâmica da vegetação em campo de murundus, e deste modo, comparar possíveis diferenças ao longo do tempo;
- Unir num estudo futuro os principais fatores naturais e antrópicos: regime de inundação, queimadas e pastejo de gado, para avaliar melhor o comportamento das espécies nesses ambientes e assim, traçar diretrizes de manejo e conservação dos mesmos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allem, A. C.; Valls, J. F. M. 1987. **Recursos forrageiros nativos do Pantanal mato-grossense**. Brasília, Embrapa.
- Arce, J. E.; Felfili, J. M.; Gaiad, D.; Rezende, A. B.; Sanquetta, C. R. 2000. Avaliação do crescimento da vegetação arbórea em uma área de cerrado *sensu stricto*, em Brasília, DF. In: **Congresso Florestal Latino Americano**. Anais.
- Aguiar, L. M. S.; Machado, R. B.; Marinho-Filho, J. A. 2004. Diversidade biológica do Cerrado. Pp. 17 – 40. In: L. M. Aguiar; A. J. A. Camargo (eds.). **Cerrado: ecologia e caracterização**. Planaltina, Embrapa-Cerrados.
- Amaral, A. G. 2008. **Mudanças estruturais e florísticas do estrato herbáceo-arbustivo em campo sujo e campo limpo úmido na Fazenda Água Limpa após um período de sete anos**. Tese de Mestrado. Universidade de Brasília.
- Andrade, L. A. Z.; Felfili, J. M.; Violatti, L. 2002. Fitossociologia de uma área de cerrado denso na RECOR – IBGE, Brasília – DF. **Acta bot. bras.** **16** (2): 225 – 240.
- Assunção, S. L.; Felfili, J. M. 2004. Fitossociologia de um fragmento de cerrado *sensu stricto* na APA do Paranoá, DF, Brasil. **Acta bot. bras.** **18** (4): 903 – 909.
- Aquino, F. G. 2004. **Dinâmica da vegetação lenhosa em fragmentos de cerrado sentido restrito em Gerais de Balsas, Maranhão**. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília.
- Araújo Neto, M.; Furley, P. A.; Haridasan, M.; Johnson, G. E. 1986. The murundus of the cerrado region of Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology** **2**: 17-35.
- Askew, G. P.; Moffat, D. J.; Montgomery, R. F.; Searl, P. L. 1970. Soil landscapes in northeastern Mato Grosso. **Geogr. Journal** **136**: 211 – 227.

- Ayres, M. J.; Ayres, D. L.; Santos, A. S. 1998. **BioEstat: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Manuas, Sociedade Civil Mamirauá.
- Bridgewater, S.; Ratter, J. A.; Ribeiro, J. F. 2004. Biogeographic patterns,  $\beta$ -diversity and dominance in the biome Cerrado of Brazil. **Biodiversity and Conservation** **13**: 2295-2318.
- Brito, E. R. 2005. **Florística e estrutura de fragmentos naturais de florestas inundáveis – Ipucas – e identificação de áreas degradadas da Fazenda Lago Verde, Lagoa da Confusão-TO**. Tese de doutorado. Universidade Federal de Viçosa.
- Brower, J. E.; Zar, J. H. 1977. **Field and laboratory methods for general ecology**. Iowa, W. C. Brown Co. Pub.
- Cardoso, E. L.; Crispim, S. M. A.; Rodrigues, C. A. G.; Barion Júnior, W. 2003. Efeito da queima na dinâmica da biomassa aérea de um campo nativo no Pantanal. **Pesq. Agropec. bras.** **38** (6): 747 – 752.
- Cardinot, K. G. 1998. **Efeitos de diferentes regimes de queima nos padrões de rebrotamento de *Kielmeyera coriacea* Mart. e *Roupala montana* Aubl., duas espécies típicas do cerrado**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília.
- Castro, E. A.; Kauffman, B. 1998. Ecosystem structure in the brazilian Cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. **Journal of Tropical Ecology** **14**: 263-283.
- Castro-Júnior, P. R. 2002. **Dinâmica da água em Campo de Murundus do Planalto dos Parecis**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.
- CBEERS/INPE. 2007. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Banco de imagens. <http://www.inpe.gov.br> 10 de agosto de 2007.
- Cientec. 2006. **Mata Nativa 2: manual do usuário**. Viçosa, Cientec.

- Cirne, P.; Scarano, F. R. 1996. Rebrotamento após o fogo de *Andira legalis* (Leguminosae) em restinga fluminense. Pp 128 – 136. In: H. S. Miranda; C.H. Saito; B. F. S. Dias (eds.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília, Universidade de Brasília, ECL.
- Colwell, R. K.; Coddington, J. A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Phil Trans. R. Soc. Lond. B** 345: 101 – 118.
- Colwell, R. K. 2008. **Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from samples**. Version 8.0. [http:// www.purl.oclc.org/estimates](http://www.purl.oclc.org/estimates). 15 de outubro de 2008.
- Coutinho, L. M. 1976. **Contribuição ao conhecimento do papel ecológico das queimadas na floração de espécies do cerrado**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.
- D' Antonio, C. M.; Vitousek, P. M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass / fire cycle, and global change. **Annual Reviews Ecological Systems** 23: 63 – 87.
- Dias, I. F. O.; Miranda A. C.; Miranda, H. S. 1996. Efeitos de queimadas no microclima de solos de campo de cerrado – DF/Brasil. Pp. 11 – 19. In: H. S. Miranda; C. H. Saito; B. F. S. Dias (eds.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília, Universidade de Brasília, ECL.
- Dubs. B. 1998. **The Botany of Mato Grosso: Padromus Florae Matogrossensis**. Künsnattch – Switzerland, Betrona Verlag.
- Durigan, G.; Baitello, J. B.; Franco, G.; Corrêa, A. D.; Siqueira, M. F. 2004. **Plantas do Cerrado Paulista: Imagens de uma paisagem ameaçada**. São Paulo, Páginas & Letras.
- Faleiro, W. 2007. **Composição florística e estrutura da comunidade arbórea em duas áreas de cerrado sensu stricto, em Uberlândia–Minas Gerais**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Uberlândia.

- Felfili, J. M.; Filgueiras, T. S.; Haridasan, M.; Silva-Júnior, M. C.; Mendonça, R. C.; Resende, A. V. 1994. Projeto Biogeografia do bioma Cerrado: vegetação e solos. **Caderno de Geociências 12** (4): 75 – 166.
- Felfili, J. M. 1995. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in Central Brazil. **Vegetatio 117**: 1 – 15.
- Felfili, J. M.; Rezende, A. V.; Silva-Júnior, M. C.; Silva, M. A. 2000. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine year period. **Journal of Tropical Ecology 16**: 579 – 590.
- Felfili, J. M.; Mendonça, R. C.; Munhoz, C. B. R.; Fagg, C. W.; Pinto, J. R. R.; Silva-Júnior, M. C.; Sampaio, J. C. 2004. Vegetação da APA Gama e Cabeça de Veado. In: Felfili, J. M.; Santos, A. B.; Sampaio, J. C. (eds.). **Flora e diretrizes ao Plano de Manejo da APA Gama e Cabeça de Veado**. Brasília, Universidade de Brasília, EFL.
- Felfili, J. M.; Silva-Júnior, M. C. 2005. Diversidade alfa e beta no cerrado *sensu stricto*, Distrito Federal, Goiás, Minas Gerais e Bahia. Pp. 143 – 154. In: A. Scariot.; J. C. Sousa-Silva; J. M. Felfili (eds.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- Fiedler, N. C.; Azevedo, N. C. A.; Rezende, A. V.; Medeiros, M. B. Venturolli, F. 2004. Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística de uma área de cerrado *sensu stricto* na Fazenda Água Limpa – DF. **Revista Árvore 28**: 129-138.
- Filgueiras, T. S. 2002. Herbaceous plant communities. Pp. 121 – 139. In: P. S. Oliveira; R. J. Marquis (eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York, Columbia University Press.
- Freitas, R. I. P. 1998. **Abelhas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) e a floração de plantas em áreas de cerrado recém queimadas no Distrito Federal**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília.

- Frost, P. G. H.; Robertson, F. 1987. The ecological effects of fire in savannas. IUBS **Monograph 3**: 93 – 140.
- Furley, P. A. 1986. Classification and distribution of murundus in the cerrado of Central Brazil. **Journal of Biogeography 13**: 265 – 268.
- Gomes, B. M.; Proença, C. E. B.; Brito, D. S.; Guimarães, P. J. F. 2004. Flórua fanerogâmica do Parque Recreativo e Reserva Ecológica do Gama, Distrito Federal, Brasil. **Boletim Herbário Ezechias Paulo Heringer 13** (1): 20-60.
- Gomes, E. P. C.; Mantovani, W.; Kageyama, P. Y. 2003. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane, rain forest in southeastern Brazil. **Braz. J. Biol 1**: 47 – 60.
- Henriques, R. P. B.; Hay, J. D. 2002. Patterns and dynamics of plants populations. Pp. 140–158. In: R. S. Oliveira; R. J. Marquis (eds.). **The Cerrado of Brasil: ecology and history of neotropical savanna**. New York, Columbia University Press.
- Henriques, R. P. B. 2005. Influência da história, solo e fogo na distribuição e dinâmica das fitofisionomias no bioma Cerrado. Pp. 75 – 92. In: A. Scariot; J. C. Sousa-Silva; J. M. Felfili (eds.) **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- Hoffmann, W. A. 1998. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. **Journal Applied Ecology 35**: 422 – 433.
- Hoffmann, W. A.; Moreira, A. G. 2002. The role of fire in populations of wood plants. Pp. 159 – 177. In: R. S. Oliveira; R. J. Marquis (ed.). **The Cerrado of Brasil: ecology and history of neotropical savanna**. New York, Columbia University Press.
- Hoffmann, W. A.; Solbrig, O. T. 2003. The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. **Forest Ecology and Management 180**: 273 – 286.

- IBGE. 2004. **Reserva Ecológica do IBGE: ambiente e plantas vasculares**. Rio de Janeiro, Estudos e Pesquisas Informação Geográfica 3.
- IOMAT. 2007. **Imprensa Oficial do Mato Grosso**. [http// www.iomat.mt.gov.br / index.htm](http://www.iomat.mt.gov.br/index.htm) 7 de maio de 2007.
- Jancoski, H. S. 2007. **Levantamento, caracterização e etnoecologia dos Campo de Murundus do Parque Estadual do Araguaia–MT**. Monografia. Universidade do Estado de Mato Grosso.
- Kent, M.; Coker, P. 1992. **Vegetation description and analysis: a practical approach**. London, Bealhaven Press.
- Klink, C. A. 1996. Relação entre desenvolvimento agrícola e a biodiversidade. Pp. 25 – 27. In: R. C. Pereira; L. C. B. Nasser (eds.). **Biodiversidade e produção sustentável de alimentos e fibras do Cerrado**. Brasília, Embrapa / CPAC.
- Klink, C. A.; Machado, R. B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology** 19 (3): 707-713.
- Krebs, C. J. 2000. **Ecological methodology**. New York, Harper and Raw Publishers 2ed.
- Landim, M. F.; Hay, J. D. 1996. Impacto do fogo sobre alguns aspectos da biologia reprodutiva de *Kielmeyera coriacea* Mart. **Revista Brasileira de Biologia** 56: 127–134.
- Libano, A. M.; Felfili, J. M. 2006. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado *sensu stricto* do Brasil Central em um período de 18 anos (1985 – 2003). **Acta bot. bras.** 20 (4): 927 – 936.
- Lopes, S. F.; Vale, V. S.; Schiavini, I. 2009. Efeito de queimadas sobre a estrutura e composição da comunidade vegetal lenhosa do cerrado sentido restrito em Caldas Novas, GO. **R. Árvore** 33 (4): 695 – 704.

- Machado, R. B.; Ramos-Neto, M. B.; Pereira, P. G. P.; Caldas, E. F.; Gonçalves, D. A.; Santos, N. S.; Tabor, K.; Steininger, M. 2004. **Estimativas de perda da área do Cerrado Brasileiro**. Relatório Técnico. Brasília, Conservação Internacional.
- Magurran, A. E. 1988. **Ecological diversity and its measurement**. London, Croom Helm.
- Marimon, B. S.; Lima, E. S. 2001. Caracterização fitofisionômica e levantamento florístico preliminar no Pantanal dos Rios Mortes-Araguaia, Cocalinho, Mato Grosso, Brasil. **Acta bot. bras.** 2 (15): 213-229.
- Marimon, B. S.; Felfili, J. M.; Lima, E. S.; Rodrigues, A. J. 2001. Distribuição de circunferências e alturas em três porções da mata de galeria do córrego Bacaba, Nova Xavantina – MT. **R. Arvore** 25 (3): 335 – 343.
- Marimon, B. S. 2005. **Dinâmica de uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e comparação com uma floresta mista em Nova Xavantina–MT**. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília.
- Marimon, B. S. 2007. **Caracterização e classificação dos campo de murundus do Parque Estadual do Araguaia com aplicação no ecoturismo**. Relatório Técnico. Nova Xavantina, MT, UNEMAT / FAPEMAT.
- Marimon, B. S.; Marimon Júnior, B. H.; Lima, H.; Jancoski, H. S.; Franczak, D. D.; Mews, H. S.; Moresco, M. C. 2008. **Pantanal do Araguaia: ambiente e povo**. Nova Xavantina–MT, Universidade do Estado de Mato Grosso.
- Mathews, A. G. A. 1977. **Studies on termites from the Mato Grosso State, Brazil**. Academia Brasileira de Ciências. Rio de Janeiro.
- Medeiros, M. B. 2002. **Efeito do fogo nos padrões de rebrotamento em plantas lenhosas, em campo sujo**. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília.



- Medeiros, M. B.; Miranda, H. S. 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetida a três queimadas prescritas anuais. **Acta bot. Bras.** **19** (3): 493 – 500.
- Medeiros, M. B.; Miranda, H. S. 2008. Post-fire resprouting and mortality in Cerrado woody plant species over a three year period. **Edinburgh Journal of Botany** **65** (1): 53 – 68.
- Mendonça, R. C.; Felfili, J. M.; Walter, B. M. T.; Silva-Júnior, M. C.; Resende, A. V.; Filgueiras, T. S.; Nogueira, P. E. 1998. Flora vascular do Cerrado. In: S. M. Sano; S. P. Almeida (eds.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina, Embrapa.
- Mendonça, R. C.; Felfili, J. M.; Walter, B. M. T.; Silva-Júnior, M. C.; Rezende, A. V.; Filgueiras, T. S.; Nogueira, P. E.; Fagg, C. W. 2008. Flora vascular do bioma Cerrado: checklist com 12.356 espécies. Pp. 423 – 442. In: S. M.; Sano; S. P. Almeida; Ribeiro, J. F. (eds.) **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília, Embrapa.
- Meyer, H. A.; Recknagel, A. B.; Stevenson, D. D.; Bartoo, R. A. 1961. **Forest management**. New York, Ronald Press
- Miranda, H. S.; Rocha e Silva, E. P.; Miranda, A. C. 1996. Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. Pp. 1-10. In: H. S. Miranda; C. H. Saito; B. F. S. Dias. (eds.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília, Universidade de Brasília, ECL.
- Miranda, H. S.; Bustamante, M. M. C; Miranda, A. C. 2002. The fire factor. Pp. 51-68. In: P. S. Oliveira; R. J. Marquis (eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York, Columbia University Press.
- Miranda, H. S.; Sato, M. N. 2005. Efeitos do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado. Pp. 93-105. In: A. Scariot; J. C. Sousa-Silva; J. M. Felfili (eds). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.

- Miranda, M. I.; Klink, C. A. 1996. Colonização de campo sujo de cerrado com diferentes regimes de queima pela gramínea *Echinolaena inflexa* (Poaceae). Pp. 46 – 60. In: H. S. Miranda; C. H. Saito; B. F. S. Dias. (eds.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília, Universidade de Brasília, ECL.
- Miranda, M. I. 1997. **Colonização de Campo Sujo de Cerrado por *Echinolaena inflexa***. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília.
- Miranda, M. I. 2002. **Efeito de diferentes regimes de queima sobre a comunidade de gramíneas do Cerrado**. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília.
- Mittermeier, R. A.; Robles, P.; Hoffmann, M.; Pilgrim, J.; Brooks, T.; Mittermeier, C. G.; Lamoreux, X. J.; Fonseca, G. B. 2005. **Hotspots Revisited: earth's biologically richest and most endangered ecoregions**. Agrupación Sierra Mader, Conservación Internacional.
- MMA. 2004. Segundo Relatório Nacional para a conservação sobre diversidade biológica. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, Diretoria do Programa Nacional de Conservação da Biodiversidade.
- MMA. 2007a. **Mapa de cobertura dos Biomas brasileiros**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, Secretaria Nacional de Biodiversidade e Florestas.
- MMA. 2007b. **Biodiversidade do Cerrado e Pantanal: áreas prioritárias para conservação**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, Secretaria Nacional de Biodiversidade e Florestas.
- Moreira, A. G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography** **27**: 1021 – 1029.
- Moreira, M. L. C.; Vasconcelos, T. N. N. 2007. **Mato Grosso: solos e paisagens**. Cuiabá, Entrelinhas.

- Moresco, M. C. 2006. **Levantamento e caracterização da flora herbácea e subarbustiva em Campo de Murundus do Parque Estadual do Araguaia, Novo Santo Antônio – MT.** Monografia, Universidade do Estado de Mato Grosso.
- Muller-Dombois, D.; Ellemberg, H. 1974. **Aims and Methods of vegetation ecology.** New York, J. Wiley & Sons.
- Munhoz, C. B. R. 2003. **Padrões de distribuição sazonal e espacial das espécies do estrato herbáceo-subarbustivo em comunidades de campo limpo úmido e de campo sujo.** Tese de Doutorado. Universidade de Brasília.
- Munhoz, C. B. R.; Felfili, J. M. 2004. Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma área de campo sujo no Distrito Federal, Brasil. **Acta bot. bras.** **19** (3): 493-500.
- Munhoz, C. B. R.; Felfili, J. M. 2006. Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma área de campo sujo no Distrito Federal, Brasil. **Acta bot. bras.** **20** (3): 671-685.
- Murakami, E. A.; Klink, A. 1996. Efeito do fogo na dinâmica de crescimento e reprodução de *Echinolaena inflexa* (Poiret) Chase (Poaceae). Pp. 53 – 60. In: H. S. Miranda; C. H. Saito; B. F. S. Dias (eds.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga.** Brasília, Universidade de Brasília, ECL.
- Neves, B. M. C.; Miranda, H. S. 1996. Efeitos do fogo no regime térmico do solo de um campo sujo de cerrado. Pp. 20 – 30. In: H. S. Miranda; C. H. Saito; B. F. S. Dias (eds.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga.** Brasília, Universidade de Brasília, ECL.
- Neves, B. M. C. 2000. **Comportamento de queimadas, temperaturas do solo e recuperação da biomassa aérea em campo sujo nativo e em capim gordura.** Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília.

- Oliveira-Filho, A. T.; Furley, P. A. 1990. Monchão, cocuruto, murundu. **Ciência Hoje** **61**: 30-37.
- Oliveira-Filho, A. T. 1992a. Floodplain “murundus” of Central Brazil: evidence for the termite-origin hypothesis. **Journal of Tropical Ecology** **8**: 1-19.
- Oliveira-Filho, A. T. 1992b. The vegetation of Brazilian “murundus” – the island-effect on the plant community. **Journal of Tropical Ecology** **8**: 465-486.
- Oliveira, R. C.; Valls, J. F. M. 2002. Taxonomia de *Paspalum* L., grupo Linearia (Gramineae – Paniceae) do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **25** (4): 371 – 389.
- Oliveira, R. S.; Batista, J. A. N.; Poença, C. E. B.; Bianchetti, L. 1996. Influência do fogo na floração de espécies de Orchidaceae em cerrado. Pp. 61 – 67. In: H. S. Miranda; C. H. Saito; B. F. S. Dias (eds.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília, Universidade de Brasília, ECL.
- Phillip, M. S. 1994. **Measuring trees and forests**. Cambridge, University Press.
- Primard, M. A.; Huffman, J. 1997. Fire resistance and bark properties of trees in a seasonally dry forest in eastern Bolivia. **Journal of Tropical Ecology** **13**: 727 – 740.
- Pinto, J. R. R. 2002. **Dinâmica da comunidade arbóreo-arbustivo em uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso**. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília.
- Ponce, V. M.; Cunha, C. N. 1993. Vegetated earthmounds in tropical savannas of Central Brazil: a synthesis with special reference to the Pantanal do Mato Grosso. **Journal of Biogeography** **20**: 219-225.
- Pott, A.; Pott, V. J. 1994. **Plantas do Pantanal**. Brasília, EMBRAPA-CPAP/SPI.

- Pott, V. J.; Pott, A. 2000. **Plantas Aquáticas do Pantanal**. Brasília, EMBRAPA-CPAP/SPI.
- RadamBrasil. 1981. **Levantamento de recursos naturais**. Ministério das Minas e Energia. Brasília, Folha SD-22/Goiás.
- Ramos, A. E. 1990. **O efeito de queima sobre a vegetação lenhosa do Cerrado**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília.
- Ramos-Neto, M. B. 2000. **O Parque Nacional das Emas (GO) e o fogo: implicações para a conservação biológica**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.
- Ratter, J. A.; Ribeiro, J. F. 1996. Biodiversity of the flora of the Cerrado. Pp. 3 – 5. In: **VIII Simpósio sobre o Cerrado e 1 st International Symposium on Tropical Savannas**. Brasília, Anais.
- Ratter, J. A.; Bridgewater, S.; Ribeiro, J. F. 2003. Analysis of the floristic composition of the Brazilian Cerrado vegetation III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany** **60** (1): 57-109.
- Rebellato, L.; Cunha, C. N. 2005. Efeito do fluxo sazonal mínimo da inundação sobre a composição e estrutura de um campo inundável no Pantanal de Poconé, MT, Brasil. **Acta bot. bras.** **19** (4): 789-799.
- Resende, I. L. M.; Araújo, G. M.; Oliveira, A. P. A.; Oliveira, A. B.; Ávila Júnior, R. S. 2004. A comunidade vegetal e as características abióticas de um campo de murundu em Uberlândia, MG. **Acta bot. bras.** **18** (1): 9 – 17.
- Ribeiro, J. F.; Silva, C. S. 1996. Manutenção e recuperação da biodiversidade do Bioma Cerrado: o uso de plantas nativas. Pp. 10 – 14. In: **VIII Simpósio sobre o Cerrado, 1 st International Symposium on Tropical Savannas**. Brasília, Anais.
- Ribeiro, J. F.; Walter, B. M. T. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: S. M. Sano; S. P. Almeida (eds.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina, EMBRAPA – CPAC.

- Ribeiro, J. F.; Dias, T. 2007. Diversidade e conservação da vegetação e da flora. Pp 21 – 138. In: **Biodiversidade do Cerrado e Pantanal: áreas prioritárias para conservação**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- Rocha e Silva; E. P. 1999. **Efeito do regime de queima na taxa de mortalidade e estrutura da vegetação lenhosa de campo sujo de cerrado**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília.
- Rosa, C. M. M. 1990. **Recuperação pós-fogo do estrato rasteiro de um campo sujo de cerrado**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília.
- Salgado-Labouriau, M. L.; Vicentini, K. R. F. 1994. Fire in the Cerrado 32,000 years ago. **Current Research in the Pleistocene 11**: 85 – 87.
- Salgado-Labouriau, M. L. 2005. Alguns aspectos sobre a paleoecologia dos Cerrados. In: A., Scariot; J. C. Sousa-Silva; J.M. Felfili (eds.). Pp. 113 – 124. In: **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- Sambuichi, R. H. R. 1991. **Efeito a longo prazo do fogo periódico sobre a fitossociologia da camada lenhosa de um cerrado em Brasília, DF**. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília.
- Sano, E. E.; Rosa, R.; Brito, J. L. S.; Ferreira, L. G. 2008. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. **Pesq agrop. bras.** **43** (1): 153 – 156.
- Sano E. E.; Rosa, R.; Brito, J. L. S.; Ferreira, L. G.; Bezerra, H. S. 2009. Mapeamento da cobertura vegetal natural e antrópica do Bioma Cerrado por meio de imagens de Landsat ETM+. Pp. 1199 – 1206. In: **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Natal, Anais.
- Santos, A. J. B. 2004. **Comparação dos fluxos de energia, água e carbono entre áreas de campo sujo queimado e não queimado**. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília.

- Sato, M. N. 1996. **Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado submetidas a diferentes regimes de queima**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília.
- Sato, M. N. 2003. **Efeito a longo prazo de queimadas prescritas na estrutura da comunidade de lenhosas da vegetação do cerrado *sensu stricto***. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília.
- Scolforo, J. R. S.; Pulz, F. A.; Mello, J. M.; Oliveira-Filho, A. T. 1996. Modelo de produção para floresta nativa como base pra o manejo sustentado. **Cerne 2** (1): 112 – 137.
- Sevilha, A. C. 1999. **Composição e estrutura da Mata de Galeria do Capetinga, na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF, dez anos após um incêndio florestal**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília.
- Sheil, D.; Jennings, S.; Savill, P. 2000. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology 16**: 765-800.
- Silva, D. M. S.; Hay, J. D.; Morais, H. C. 1996. Sucesso reprodutivo de *Byrsonima crassa* (Malpighiaceae) após uma queimada em um cerrado de Brasília–DF. Pp. 122 – 127. In: H. S. Miranda; C. H. Saito; B. F. S. Dias (eds.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília, Universidade de Brasília, ECL.
- Silva, M. A.; Nogueira, P. E. 1999. Avaliação fitossociológica do estrato arbustivo – herbáceo em cerrado *stricto sensu* após incêndio acidental, no Distrito Federal, Brasil. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer 4**: 65 – 78.
- Silva, M. A. 2005. **Mudança temporal da flórula subarbustivo-herbácea em comunidades de campo sujo de cerrado submetidas a queimadas prescritas no Distrito Federal, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília.

Silva–Júnior, M. C.; Silva, A. F. 1988. Distribuição dos diâmetros dos troncos das espécies mais importantes do cerrado na Estação Florestal de Experimentação de Paraopeba (EFLEX) – MG. **Acta bot. bras.** 2 (1-2): 107 – 126.

Souza, V. C.; Lorenzi, H. 2005. **Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II.** Nova Odessa, Instituto Plantarum.

Spiegel, M. P. 1976. **Estatística.** São Paulo, Mc Graw-Hill.

Tocantins, N.; Almeida, A. F. 2000. As unidades de conservação federais: uma análise da realidade matogrossense. In: **Congresso Brasileiro de Unidade de Conservação 2:** 638-644. Campo Grande.

Vicentini, K. R. C. F. 1993. **Análise palinológica de uma vereda em Cromínia - GO.** Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília.

W3 Trópicos. 2008. **Goeldi Museu.** [http // www.museu-goeldi.br / index htm](http://www.museu-goeldi.br/index.htm). 8 de março de 2008.

Zar, J. H. 1998. **Biostatistical analysis** (4 ed). New Jersey, Prentice-Hall.

Zar, J. H. 1999. **Biostatistical analysis.** New Jersey, Prentice Hall.