

**EFEITO DE QUEIMADAS EM ÁREAS DE CERRADO  
*STRICTO SENSU* E NA BIOMASSA DE RAÍZES FINAS**

**Beatriz Moreira de Castro-Neves**

EFEITO DE QUEIMADAS NA VEGETAÇÃO E NA BIOMASSA DE RAÍZES FINAS DE CERRADO *STRICTO SENSU*.

Tese apresentada pela aluna Beatriz Moreira de Castro Neves ao Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília como requisito à obtenção do grau de Doutor em Ecologia.

Banca Examinadora

---

Heloisa Sinátora Miranda  
Orientadora

---

Fabiana de Góes Aquino  
Embrapa Cerrados

---

Alba Valéria Rezende  
Engenharia Florestal/UnB

---

Mundayatan Haridasan  
Ecologia/UnB

---

Raimundo Paulo Barros Henriques  
Ecologia/UnB

## AGRADECIMENTOS

À CAPES que concedeu os primeiros meses de apoio financeiro. À Reserva Ecológica do IBGE. Ao apoio no trabalho de campo. À compreensão do Departamento de Ecologia. Ao apoio da Carol Proença e do pessoal do Herbário da UnB. À ajuda de diversas pessoas que me apoiaram durante o desespero com as estatísticas.

Agradecimentos especiais àqueles que permitiram que esta tese fosse gerada: Alba Evangelista Ramos, Margarete Naomi Sato, Mundayatan Haridasan, Saulo Marques de Abreu Andrade, e, claro, Heloisa Sinátora Miranda, minha eterna orientadora. Agradecimento tardio também a Antonio Carlos Miranda e a Alexandre Barbosa Santos. A vocês todos, obrigada pelas horas de bom-humor, boas idéias e boas conversas que me ajudaram com novas interpretações e discussões no tema.

# ÍNDICE

RESUMO	8
ABSTRACT	9
INTRODUÇÃO	10
EFEITOS DO FOGO NO CERRADO	10
O Estudo de Queimadas e dos Efeitos do Fogo	10
O Estrato Arbóreo-Arbustivo do Cerrado	14
O Estrato Rasteiro	15
O Projeto Fogo	16
Alterações em Áreas sob Distúrbios	21
JUSTIFICATIVA E OBJETIVOS	23
MATERIAL E MÉTODOS	25
ÁREA DE ESTUDO	25
Local de Estudo e Regimes de Queimadas	25
Parcelas Permanentes de Estudo	25
BIOMASSA DE RAÍZES	26
Raízes Grossas	26
Raízes Finas	27
Flotação	28
Distribuição de Raízes Finas	28
ESTRATO ARBÓREO-ARBUSTIVO	29
Inventário de Lenhosas	29
Estimativa de Biomassa do Estrato Arbóreo-Arbustivo	29
Composição de Espécies do Estrato Arbóreo-Arbustivo	30
ESTRATO RASTEIRO	30
Inventariamento do Estrato Rasteiro	30
Composição de Espécies do Estrato Rasteiro	31
Cobertura Vegetal Arbórea	32
ANÁLISES	32
CARACTERÍSTICAS PRÉ-QUEIMA DA ÁREA DE ESTUDO	33
Similaridade Entre Áreas	33
Características Pré-Fogo	33
Áreas Controle	35
RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
PERFIL DE BIOMASSA NAS QUATRO ÁREAS DE ESTUDO	36
BIOMASSA DE RAÍZES	36
Biomassa de Raízes Grossas	36
Biomassa de Raízes Finas	37
Papel da Flotação na Biomassa de Raízes Finas	40
ESTRATO ARBÓREO	41
Características das Áreas de Estudo Após 14 Anos de Projeto	41
Composição do Estrato Arbóreo-Arbustivo	44
Biomassa Aérea do Estrato Arbóreo-Arbustivo	47
ESTRATO RASTEIRO E COBERTURA VEGETAL	49
Participação de Gramíneas na Biomassa do Estrato Rasteiro	49
Composição de Espécies do Estrato Rasteiro	50
Estrato Rasteiro e Cobertura Vegetal	54
Estrato Rasteiro e Biomassas de Raízes Finas	58
CONSIDERAÇÕES E NECESSIDADE DE ESTUDOS FUTUROS	61
CONCLUSÕES	64
SÍNTESE	65
REFERÊNCIAS	66

## ÍNDICE DE FIGURAS E TABELAS

- Tabela 1.1.** Fitomassa aérea S e radicular R, e proporção R:S em diferentes tipos de vegetação; valores entre parênteses correspondem à proporção de biomassa fina. 12
- Figura 1.1.** Fotos das áreas de estudo indicam diferenças na estrutura e componentes da vegetação. Reserva Ecológica do IBGE, 2004. 23
- Figura 2.1.** Esquematização da área, parcelas permanentes, e pontos de coleta de raízes, biomassa rasteira e inventário de espécies do estrato arbóreo. Cada área tem cinco parcelas permanentes e total de vinte pontos de coleta (sem escala). 26
- Figura 2.2.** Similaridade percentual (Czekanowski) para as parcelas dos regimes de queimadas. (mod = queimadas bienais realizadas em agosto; pre = bienais em junho; tar = bienais em setembro; e qua = quadrienais em agosto). Inventários em áreas protegidas por 18 anos, na Reserva Ecológica do IBGE, em Brasília, Brasil. 34
- Figura 2.3.** Distribuição de diâmetros a 30 cm de altura para os indivíduos de um cerrado típico em quatro regimes de queima: mod = área futuramente submetida a queimadas bienais realizadas em agosto; pre = queimadas bienais em junho; tar = queimadas bienais em setembro; e qua = queimadas quadrienais em agosto. Levantamentos em áreas protegidas do fogo por 18 anos, na Reserva Ecológica do IBGE, em Brasília, Brasil. 34
- Tabela 3.1.** Componentes da vegetação em cerrado típico submetido a diferentes regimes de queimadas na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília/DF. \*estimados pelas equações alométricas de Abdala *et al.* (1998). mod: queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tardia: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto. biomassa apresentado como média (DP). Não foram incluídas *Camaechrista spp.*, *Maprounea guianensis*, *Miconia fallax*, *M. albicans* e *Rourea induta*. 36
- Figura 3.1.** Biomassa de raiz por quantidade de solo coletado para os quatro regimes de queima em cerrado típico em que modal: queimadas bienais em agosto; precoce: bienais em junho; tardia: bienais em setembro; e quadrienal: quadrienais em agosto. Reserva Ecológica do IBGE, Brasília/DF. 37
- Figura 3.2.** Proporção da densidade de raízes finas (peso de raiz (g)/cm<sup>3</sup>) nas diferentes profundidades para os quatro regimes de queima em cerrado típico em que modal: queimadas bienais em agosto; precoce: bienais em junho; tardia: bienais em setembro; e quadrienal: quadrienais em agosto. Reserva Ecológica do IBGE, Brasília/DF (análises baseadas em mediana no alto; e em médias embaixo). 39
- Figura 3.3.** Biomassa de raízes finas para os quatro regimes de queima em cerrado típico (mod: queimadas bienais em agosto; pré: bienais em junho; tar: bienais em setembro; e qua: quadrienais em agosto). Reserva Ecológica do IBGE, Brasília/DF. 40
- Tabela 3.2.** Porcentagem de raízes finas separadas pelo processo de flotação em quatro áreas de cerrado stricto sensu em Brasília/DF. mod: queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tar: bienais em setembro; e qua: quadrienais em agosto. Números entre parênteses representam mínimo e máximo percentual encontrado. 41
- Figura 3.4.** Similaridade percentual (Czekanowski) para as áreas de estudo, depois de 14 anos sob regimes de queimadas prescritas. (mod:

queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tar: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto). Reserva Ecológica do IBGE, Brasília/DF. 42

**Figura 3.5.** Distribuição de diâmetros a 30 cm de altura para indivíduos com diâmetro maior ou igual a 1,0cm (alto). O gráfico embaixo exclui os indivíduos com diâmetro menor que 5,0 cm, para efeito de comparação com dados anteriores às queimadas. Áreas de cerrado típico sob quatro regimes de queima; mod: bienais realizadas em agosto; pre: bienais em junho; tar: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto. Reserva Ecológica do IBGE, Brasília/DF. 43

**Tabela 3.3.** Frequência de ocorrência de espécies do estrato arbóreo cerrado stricto sensu submetido a diferentes regimes de queimadas prescritas. mod: regime de queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tar: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto Total de cinco parcelas para cada regime. Brasília/DF. A lista apresenta espécies encontradas em 1990; nem todas permaneceram após os 14 anos de regime de queimadas. \*\* registradas no inventário de N.M.Sato (dados não publicados). # espécie do estrato rasteiro. 45

**Figura 3.6.** Relação entre biomassa de raízes finas e do estrato arbóreo em cerrado stricto sensu submetidas queimadas freqüentes. mod: queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tar: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto. Brasília/DF. 48

**Figura 3.7.** Proporção na composição do estrato rasteiro em no cerrado típico de estudo, em que preto: gramíneas e ciperáceas, branco: serrapilheira, cinza: espécies lenhosas e outras no estrato rasteiro. Reserva Ecológica do IBGE, Brasília/DF. (mod: bienais em agosto; pre: bienais em junho; tar: bienais em setembro; e qua = quadrienais em agosto). 49

**Tabela 3.4.** Frequência de ocorrência de espécies do estrato rasteiro em cerrado stricto sensu submetido a diferentes regimes de queimadas prescritas, em que mod: queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tar: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto (5 parcelas por regime). Brasília/DF. Gramineae não foram identificadas. Espécies marcadas com asterisco (\*) são encontradas no estrato arbóreo-arbustivo. 50

**Figura 3.8.** Relação da biomassa do estrato rasteiro e de seu componente "grama" com a cobertura arbórea para quatro regimes de queima em cerrado típico em Brasília/DF. (mod: queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tardia: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto). 56

**Figura 3.9.** Relação da biomassa do estrato rasteiro e de seu componente "grama" com a com o estrato arbóreo-arbustivo para quatro regimes de queima em cerrado típico em Brasília/DF. (mod: queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tardia: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto). 57

**Figura 3.10.** Biomassa de raízes finas e biomassa aérea total (arbóreo + rasteiro) para quatro regimes de queima em cerrado típico em Brasília/DF. (mod: queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tardia: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto). 58

**Figura 3.11.** Relação entre biomassa de raízes finas (0-10cm e 0-50cm) e do estrato rasteiro para quatro regimes de queima em cerrado típico em Brasília/DF. (mod: queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tardia: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto). 59

**Figura 3.12.** Relação entre biomassa de raízes finas (0-10cm e 0-50cm) e componente "grama" do estrato rasteiro para quatro regimes de queima em cerrado típico em Brasília/DF. (mod: queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tardia: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto). 60

**Figura 3.13.** Proporção de cada componente da vegetação em quatro áreas de cerrado típico submetido a diferentes regimes de queimadas na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília/DF. mod: queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tardia: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto. \* dados de origem estimados pela equação alométrica de Abdala et al. (1998) 61

## RESUMO

O trabalho apresentado integra o Projeto Fogo, realizado pela Universidade de Brasília, em parceria com a Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, com o objetivo de avaliar os efeitos de queimadas prescritas na vegetação do Cerrado. Existem diversas publicações sobre os cerrados do Brasil Central e alguns comparativos de biomassa de raízes em diferentes fisionomias, mas este estudo traz foco para os efeitos cumulativos do fogo no cerrado sensu stricto. Resultados de 15 anos do Projeto Fogo (UnB/IBGE) indicam que áreas submetidas a queimadas em diferentes épocas e freqüências têm características distintas. Os quatro regimes de queima usados nas quatro áreas de cerrados sensu stricto do Projeto são: bienal precoce (queima a cada dois anos, em junho), bienal modal (em agosto), bienal tardia (em setembro) e quadrienal (a cada quatro anos, em agosto). As quatro áreas de estudo estão sob estes regimes desde 1990 e tinham similaridade de pelo menos 65% entre elas antes do início das queimadas. A biomassa de raízes finas até 5 mm de diâmetro foi obtida com trado nas profundidades de 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm e 30-50 cm e comparada entre regimes por análises de variância com nível de significância de 5%. Parâmetros para a biomassa aérea – estrato arbóreo-arbustivo; cobertura vegetal arbórea; e estrato rasteiro: componentes grama, não-grama e serrapilheira - também foram obtidos com a finalidade de estabelecer perfis de biomassa para os quatro regimes. A biomassa da área bienal precoce foi de  $16,1 \pm 9,9$  Mg/ha (arbóreo-arbustivo),  $6,7 \pm 2,6$  Mg/ha (rasteiro),  $15,3 \pm 7,0$  Mg/ha (raízes grossas) e  $21,5 \pm 15,6$  Mg/ha (raízes finas), com densidade de indivíduos de 1742 (diâmetro  $\geq 5,0$ cm) e 3740 (diâmetro  $\geq 1,0$  cm) e cobertura vegetal de 16,5%. Para a bienal modal, os valores foram de  $23,8 \pm 12,6$  Mg/ha (arbóreo-arbustivo),  $6,2 \pm 0,9$  Mg/ha (rasteiro),  $20,2 \pm 5,3$  Mg/ha (raízes grossas) e  $25,3 \pm 8,8$  Mg/ha (raízes finas), com densidade de indivíduos de 1106 (diâmetro  $\geq 5,0$ cm) e 6644 (diâmetro  $\geq 1,0$  cm) e cobertura vegetal 13,6%. Para a bienal tardia,  $17,2 \pm 5,2$  Mg/ha (arbóreo-arbustivo),  $7,0 \pm 1,1$  Mg/ha (rasteiro),  $20,1 \pm 2,2$  Mg/ha (raízes grossas) e  $19,6 \pm 10,4$  Mg/ha (raízes finas), com densidade de indivíduos de 1014 (diâmetro  $\geq 5,0$ cm) e 6405 (diâmetro  $\geq 1,0$  cm) e cobertura vegetal 7,8%. Para a quadrienal,  $18,2 \pm 5,6$  Mg/ha (arbóreo-arbustivo),  $10,4 \pm 2,2$  Mg/ha (rasteiro),  $19,9 \pm 4,8$  Mg/ha (raízes grossas) e  $22,0 \pm 8,0$  Mg/ha (raízes finas), com densidade de indivíduos de 1074 (diâmetro  $\geq 5,0$ cm) e 4456 (diâmetro  $\geq 1,0$  cm) e cobertura vegetal 10,0%. Os resultados mostram diferença entre áreas apenas na parte aérea, o que indica que o regime de fogo não traz diferença entre áreas para a biomassa fina de raízes. Os valores encontrados para biomassa de raízes finas encontram-se na margem superior dos valores descritos para literatura de cerrado sensu stricto e, no caso da modal, são superiores aos da literatura. Isto poderia ser reflexo da entrada de gramíneas nos sistemas queimados, mas a biomassa de raízes não apresentou relação ( $R^2 < 0,2$ ) com a biomassa do estrato rasteiro nem com a biomassa de grama.

## ABSTRACT

This work is part of Projeto Fogo, coordinated by University of Brasilia with support of the Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. The project aims to assess the effects of prescribed burning in the cerrado vegetation, a type of Brazilian savannas. There are several publications on savannas of Central Brazil and a few comparisons of root biomass in different phytophysiological types; this study focuses on cumulative effects of prescribed burning in cerrado stricto sensu. Results from 15 years of Projeto Fogo show that different seasons and frequencies of burning have influence on fire characteristics, on its effects and on the capacity to resist fire or recover from it. Fire regimes (treatments) used in four study areas were: biennial precoce (every two years burning, in June), biennial modal (in August), biennial tardia (in September) and quadrienal (every four years burning, always in August). These four areas are under these regimes since 1990 and before the burning treatments, there were at least 65% similarity among them. Fine root biomass (5mm diameter) was determined at 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm and 30-50 cm depth and analysed with 5% significance analysis of variance. Aboveground biomass - tree-and-shrub layer, litter, tree cover and ground layer: herbaceous and non herbaceous contents - were determined in order to establish biomass profiles for all four areas. Biomass for biennial precoce was 16,1±9,9 Mg/ha (tree-and-shrub), 6,7±2,6 Mg/ha (ground layer), 15,3±7,0 Mg/ha (core root biomass) and 21,5±15,6 Mg/ha (fine root biomass); tree density were 1742 (diameter ≥ 5,0cm) and 3740 (diameter ≥ 1,0cm) and tree cover was 16,5%. For biennial modal, values were 23,8±12,6 Mg/ha (tree-and-shrub), 6,2±0,9 Mg/ha (ground layer), 20,2±5,3 Mg/ha (core root biomass) and 25,3±8,8 Mg/ha (fine root biomass), tree density were 1106 (diameter ≥ 5,0cm) and 6644 (diameter ≥ 1,0cm), tree cover was 13,6%. Para a biennial tardia, 17,2±5,2 Mg/ha (tree-and-shrub), 7,0±1,1 Mg/ha (ground layer), 20,1± 2,2 Mg/ha (core root biomass) e 19,6±10,4 Mg/ha (fine root biomass), tree density were 1014 (diameter ≥ 5,0cm) and 6405 (diameter ≥ 1,0 cm), tree cover 7,8%. For quadrienal, 18,2±5,6 Mg/ha (tree-and-shrub), 10,4±2,2 Mg/ha (ground layer), 19,9±4,8 Mg/ha (core root biomass) and 22,0±8,0 Mg/ha (fine root biomass), tree density were 1074 (diameter ≥ 5,0cm) e 4456 (diameter ≥ 1,0cm), tree cover was 10,0%. Results show difference among study areas in aboveground biomass, but not in fine root biomass. Fine root biomass results are in the upper limit of values described for the cerrados sensu stricto, and, for the modal area, fine root biomass values are above registered values. One might think that this could be related to greater biomass of grass in burned systems, but fine root biomass did not show correlation ( $R^2 < 0,2$ ) neither with ground layer biomass nor with grass biomass.

## INTRODUÇÃO

### EFEITOS DO FOGO NO CERRADO

#### **O Estudo de Queimadas e dos Efeitos do Fogo**

---

O estudo de características de queimadas e dos efeitos do fogo nos ambientes naturais reflete a dependência do homem em relação ao uso da terra, inclusive porque o fogo é usado como ferramenta de manejo ainda na atualidade. O uso para manejo, o combate a queimadas descontroladas e a necessidade de compreensão dos impactos do fogo incentivam trabalhos sobre características de queimadas, fertilidade do solo, e efeitos na fauna e flora local.

O ano de 2007 revitalizou a atenção aos estudos sobre queimadas depois dos incêndios florestais na Grécia e nos Estados Unidos da América, onde as chamas alcançaram áreas urbanas e promoveram perdas ambientais, econômicas e sociais. No mesmo período, o Parque Nacional de Brasília voltou a exibir incêndio somente controlado depois de semanas de fogo.

Ainda em 2007, o grupo de especialistas técnicos do Painel Intergovernamental de Mudanças do Clima (IPCC) foi agraciado com o Prêmio Nobel da Paz. O IPCC funciona como órgão técnico da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima (UNFCCC) e em 2007 publicou série de documentos que elevaram o grau de certeza sobre o papel das ações do homem nas causas do aquecimento global (IPCC 2007).

Depois da UNFCCC, assinada em 1992, os temas de queimadas e de aquecimento global assumiram conotação política, o foco dos trabalhos científicos acompanhou as tendências internacionais e voltou-se para compreender o funcionamento dos ecossistemas. Com isso, os estudos sobre fogo ganharam foco diferente e cresceram em importância para compreensão dos fluxos e estoques de carbono (Schroeder 1996; Houghton *et al.* 1998, 2000; Miranda *et al.* 1997; Mahli *et al.* 1999; Jackson *et al.* 2000, 2002), nessa época, o desestímulo a queimadas tornou-se alternativa para reduzir a emissão de gases de efeito estufa (GEE).

As queimadas são um dos fatores que contribuem com a emissão de GEE, pois o fogo altera estoques e fluxos de carbono, ao emitir para atmosfera o CO<sub>2</sub> da queima da vegetação. A participação de queimadas varia entre 5% a 25% das emissões totais; no caso específico do Brasil, esta participação é de 70% a 75% (Ministério da Ciência e Tecnologia 2004), pois o País tem matriz energética limpa por causa da energia hidrelétrica e dos programas para mistura de combustíveis renováveis aos combustíveis fósseis. As principais áreas suscetíveis a queimadas no Brasil

estão no Cerrado (*lato sensu*) e na transição Cerrado-Amazônia, na região denominada Arco do Desflorestamento (INPE 2006).

No caso do bioma Cerrado, Ferraz-Vicentini (1999) mostra a presença de queimadas há pelo menos 32 mil anos, embora a ocupação intensiva da região só tenha sido incentivada nos anos sessenta e setenta. O interesse em ocupar as áreas centrais do país teve apoio do desenvolvimento de variedades de soja para o local e do investimento em atividades agropecuárias (Klink *et al.* 1995). As atividades favorecidas pelo governo exigiam grande extensão de terras e o ambiente pouco denso em árvores e vulnerável à queima facilitava abertura de nova fronteira agrícola. O uso do fogo ainda fertilizava o solo no curto prazo e fornecia brotos frescos para o gado, técnica ainda hoje usada para abrir áreas para uso agropecuário e para prover pasto verde nas épocas de seca na região.

As características gerais do bioma Cerrado – solos pobres em nutrientes, estação seca bem definida e a estrutura da vegetação – permitem enquadrá-lo como uma das savanas mundiais. Na América do Sul são também consideradas savanas a Gran Sabana e os Llanos, ambas na Venezuela, e os Llanos Orientales da Colômbia. Outras formações de estrutura similar são encontradas na África, Ásia, Austrália, Europa e América do Norte.

A vegetação dos Cerrados apresenta alta diversidade de espécies e desde 1994 tem o título de hot spot (Oliveira-Filho & Ratter 2002), que são áreas de alta diversidade biológica ameaçadas pela alta taxa de desflorestamento e de ocupação humana. O título é similar ao da Mata Atlântica brasileira, que hoje conta com 5% a 7% da área original do bioma; para os Cerrados, estimativas para o desmatamento variam entre 50% e 80% (Klink *et al.* 1995; IBGE 2006).

A caracterização das fisionomias do Cerrado é complexa porque só no Distrito Federal envolve mais de 3500 espécies, entre fanerógamas, criptógamas e fungos (Filgueiras & Pereira 1994; Filgueiras 2000, 2002; Proença *et al.* 2001), que ocupam desde áreas compostas essencialmente por gramíneas e ciperáceas até matas semidecíduas. Em geral, as fitofisionomias são identificadas pela composição vegetal (Eiten 1979, 1994), em continuum de habitats e espécies. De modo simplificado, como usado neste trabalho, são definidas quatro fisionomias de cerrado, em ordem crescente de cobertura arbórea: campo limpo (quase 100% de gramíneas e ciperáceas, em solos úmidos), campo sujo (com cobertura arbórea até 10%), cerrado *stricto sensu* e cerradão (ambos arbóreos, com 30% a 70% de cobertura, mas o cerradão em geral tem espécies diferentes e não apresenta cobertura contínua de gramíneas). Originalmente, estima-se que o cerrado *stricto sensu* ou típico correspondia a 40% da cobertura vegetal original.

Sarmiento & Monasterio (1975), Solbrig (1996) e Solbrig *et al.* (1996) consideram que o fogo é um dos responsáveis pela riqueza de habitats e de características nas fisionomias encontradas nas savanas. Coutinho (1978; 1982; 1990), Moreira (1996, 2000) e Hoffmann & Moreira (2002) entendem que o mesmo acontece com a vegetação do cerrado *lato sensu*, onde a presença de queimadas periódicas favoreceria o domínio de

campos abertos em prejuízo das fisionomias e formações fechadas. Eiten (1994) argumenta que as diferenças entre as fisionomias do Cerrado dependem de fatores edáficos - em particular fertilidade do solo, concentração de alumínio, profundidade do lençol freático e saturação de água na camada superficial -, mas admite que estas fisionomias são modificadas pela ação do fogo.

#### AS RAÍZES NOS CERRADOS

O Cerrado é freqüentemente caracterizado como uma "floresta invertida" (Rodin 2004; Abdala *et al.* 1998; Castro & Kauffman 1998), em que a biomassa subterrânea é maior do que a arbórea. O padrão é observado em outras savanas mundiais (Tabela 3.1) e as causas apontadas para este padrão se relacionam com a busca por água e nutrientes (p.ex. Cairns *et al.* 1997) e com a proteção ao fogo.

**Tabela 1.1.** Fitomassa aérea S e radicular R, e proporção R:S em diferentes tipos de vegetação; valores entre parênteses correspondem à proporção de biomassa fina.

Vegetação	S/(Mg/ha)	R/(Mg/ha)	R:S	Local	Referência
Savana	5,7	2,3	0,40	Venezuela	San Jose & Medina 1976
Savana	13,5	16,5	1,22	África do Sul	Cresswell <i>et al.</i> 1982
Savana	10,0	21,0	2,10	Costa do Marfim	Menaut & Cesar 1982
Savana queimada	3,9	3,0	0,76	Venezuela	San José <i>et al.</i> 1998
Savana sem fogo 8 anos	5,5	3,5	0,64	Venezuela	San José <i>et al.</i> 1998
Savana sem fogo 16 anos	9,0	4,1	0,46	Venezuela	San José <i>et al.</i> 1998
Savana sem fogo 25 anos	13,5	4,8	0,35	Venezuela	San José <i>et al.</i> 1998
Savana (campo sujo)	3,9	30,1	7,72	Brasil	Castro & Kauffman 1998
		(45%)			
Savana (cerrado aberto)	4,2	12,4	2,95	Brasil	Deliti <i>et al.</i> 2001
Savana (cerrado típico)	40,0	41,0	1,02	Brasil	Abdala <i>et al.</i> 1998
		(48%)			
Savana (cerrado típico)	17,6	46,6	2,65	Brasil	Castro & Kauffman 1998
Savana (arbórea)	18,4	53,0	2,88	Brasil	Castro & Kauffman 1998
		(29%)			
Savana (arbórea)	5,5	42,0	7,64	Venezuela	Bongers <i>et al.</i> 1985
Savana (arbórea)	62,0	37,0	0,60	Costa do Marfim	Menaut & Cesar 1982
Deserto	1,5	3,3	2,20	Argentina	Schulze <i>et al.</i> 1996
Campo de Festuca	5,2	21,4	4,16	Argentina	Schulze <i>et al.</i> 1996
Campo de Stipa	7,1	7,7	1,08	Argentina	Schulze <i>et al.</i> 1996
Escrube	108,2	136,4	1,26	Argentina	Schulze <i>et al.</i> 1996
Floresta	340,8	148,4	0,44	Argentina	Schulze <i>et al.</i> 1996
Floresta tropical	406,0	67,0	0,17	Brasil	Klinge & Herrera 1978
Floresta tropical	452,1	112,5	0,25	Brasil	Mahli <i>et al.</i> 1999
Floresta tropical (montane rainforest)	505,0	62,5	0,12	Nova Guiné	Edwards & Grubb 1977
Floresta temperada	164,6	57,9	0,35	Estados Unidos	Mahli <i>et al.</i> 1999
Floresta seca (caatinga)	240,0	120,0	0,50	Venezuela	Klinge & Herrera 1978
Floresta seca	53,0	45,0	0,85	Porto Rico	Murphy & Lugo 1986
Floresta seca	74,0	31,0	0,42	México	Castellanos <i>et al.</i> 1991
		(27%)			
Floresta boreal	102,5	25,0	0,24	Canada	Mahli <i>et al.</i> 1999

A alta proporção entre biomassa radicular (R) e biomassa aérea (S), chamada *root:shoot ratio* (abreviada por R:S) nos Cerrados (Moreira & Klink 2000) exige abordar a alocação de biomassa em estruturas radiculares como forma de compreender a produtividade deste sistema e as alterações causadas pelo fogo. Métodos de estudos de raízes *ex situ* são laboriosos e enfrentam desafios para as análises estatísticas dos resultados (Schuurman & Goedewaagen 1965). O método de monólitos (p.ex. Castro & Kauffmann 1988) permite melhor estimativa de raízes grossas, mas dificilmente reflete a variabilidade espacial da área. O método de *coring*, em que se usa o trado (Oliveira 1999; Deliti *et al.* 2001; Rodin 2004; este estudo) não permite avaliação de estruturas grossas e de grande porte, mas é adotado para biomassa de raízes finas.

A produção de raízes está sob influências externas (p.ex. condições ambientais) e internas (p.ex. fenologia), o que implica flutuação dos valores de biomassa ao longo do ano. Deliti *et al.* (2001) encontrou variação para biomassa viva de 8,5 Mg/ha a 14,5 Mg/ha para campo aberto e de 11,6 Mg/ha a 19,9 Mg/ha para cerrado denso, com menor biomassa entre agosto e outubro e maior, entre fevereiro e abril. Esta variabilidade é um dos fatores de erros nas estimativas de raízes (Singh *et al.* 1984; Vogt *et al.* 1986, 1998; Lauenroth *et al.* 1986).

Os solos de cerrado são profundos e têm origem geológica antiga, o que os faz pobre em nutrientes (Haridasan 1994). Para explorar água e nutrientes nos solos dos cerrados, raízes de algumas espécies atingem até 18 m de profundidade (Rawitscher 1948). Oliveira (1999) encontrou raízes de espécies do estrato rasteiro a 8 m de profundidade em cerrado de Brasília/DF. Canadell *et al.* (1996) e Cairns *et al.* (1997) fazem revisão para profundidade máxima de raízes em diversos biomas e apontam valores de 60-68 m para savanas da África.

Independente da profundidade máxima das raízes e de estarem isoladas do efeito direto do fogo, a alteração na densidade de árvores afeta a quantidade de raízes do sistema. San José *et al.* 1998 reportam até 3 vezes mais biomassa total em savanas protegidas do que em savanas queimadas; para a biomassa de raízes, a área protegida tem até 1,5 vezes mais.

Parte importante das estimativas de biomassa são as raízes finas, que permitem a exploração de grande volume no solo e compõem grande porção da biomassa radicular total. O diâmetro máximo que caracteriza uma raiz fina é variável e oscila em geral entre 1 mm e 5 mm (p.ex. Gill & Jackson 2000; Zobel 2003). Pregitzer *et al.* (2000, 2002) e Pregitzer (2002, 2003) argumentam que mesmo dentro da classe raiz fina, existem diferentes classes que respondem de formas diferentes a condições ambientais e à fenologia.

A contribuição das raízes finas para a biomassa radicular varia entre 30% e 60% nas savanas (Abdala *et al.* 1998; Castro & Kauffmann 1998; Rodin 2004). Estimativas indicam que o tempo de vida das raízes finas varia de duas semanas a alguns meses (Gill & Jackson 2000) e depende da quantidade de nutrientes e de água, da temperatura do solo e da própria fisiologia da espécie (Nadelhoffer & Raich 1992; Silver & Vogt

1993; Gill & Jackson 2000; Pregitzer *et al.* 2000; Silver & Miya 2001; Pregitzer 2002).

A concentração de raízes nas camadas superficiais do solo é grande; Schulze *et al.* (1996) encontraram 50% da biomassa até 20 cm de profundidade para diversas fisionomias. Castro & Kauffmann 1998; Abdala *et al.* (1998) e Rodin (2004) mostram que, para os cerrados, 70% a 80% da biomassa radicular encontram-se nos 50 cm superficiais.

Apesar de se encontrarem isoladas do fogo pelo solo, as raízes finas estão concentradas em camadas onde ainda são sentidos efeitos das temperaturas. Os efeitos decorrem principalmente da redução da vegetação e maior exposição ao sol (Castro-Neves 1996, 2000), e a redução da densidade de indivíduos arbóreos pode ter influência sobre as temperaturas do solo e sobre a dinâmica de raízes finas. Pregitzer *et al.* (2000) revisa os efeitos de temperatura neste tipo de raiz e aponta que há pouca correlação entre raízes e as temperaturas do solo em campo.

## O Estrato Arbóreo-Arbustivo do Cerrado

São muitos os trabalhos disponíveis sobre o estrato arbóreo-arbustivo nos cerrados (Eiten 1979; Goodland 1979; Ribeiro *et al.* 1985; Felfili & Silva-Junior 1988, 1993; Durigan *et al.* 1994; Batalha *et al.* 1996; Felfili *et al.* 1997; Uhlmann *et al.* 1998). Reunidos, mostram a diversidade entre diferentes sítios (alta diversidade beta) e corroboram a heterogeneidade da vegetação como um todo, não só entre fisionomias, mas dentro de uma mesma fisionomia.

No caso dos cerrados *sensu stricto*, inventários registram de 44 a 139 espécies no estrato arbóreo, com densidades de 664 ind/ha a 2463 ind/ha (Felfili *et al.* 1993; Durigan *et al.* 1994; Filgueiras *et al.* 1998; Batalha & Mantovani 2000; Batalha *et al.* 1992). Os índices de diversidade de Shannon para áreas de cerrado do Brasil central variam entre 3,11 e 3,62 (Felfili *et al.* 1993; Filgueiras *et al.* 1998).

A grande heterogeneidade ambiental deste bioma e as diferenças na densidade de indivíduos arbóreos têm influência nas estimativas de produção e produtividade dos cerrados, com biomassa aérea entre 12,5 Mg/ha e 43,0 Mg/ha para cerrado *sensu stricto* (Abdala *et al.* 1998; Castro & Kauffman 1998; Lillienfein *et al.* 2001; Ottmar *et al.* 2001) e em sua maioria, encontram-se entre as savanas de alta produtividade (San José & Medina 1976; Cresswell *et al.* 1982; Menaut & Cesar 1982; Bongers *et al.* 1985; Bulla 1996; San José *et al.* 1998).

O efeito do regime de queimadas para as áreas deste estudo foram feitas por Sato (1996, 2003) e mostram acréscimo na densidade de indivíduos mortos e redução do número de indivíduos e do número de espécies. Áreas protegidas de cerrado s.s. têm 5% a 6% de indivíduos mortos e o fogo amplia este valor para 10% a 30% dos indivíduos com mais de 5,0 cm de diâmetro (Sato 1996; Sato 2003; Felfili *et al.* 1993). Pacala & Deutschman (1995) e Wardle *et al.* (1999) indicam que quaisquer perdas

em espécies podem afetar a recuperação ou o funcionamento do ecossistema.

Uma estratégia para manutenção dos indivíduos é a rebrota, ou reprodução sexuada (Sato 1996, 2003; Hoffmann 1998; Hoffmann & Solbrig 2003); outra é evitar os efeitos do fogo pelo crescimento em altura ou em diâmetro (Frost & Robertson 1987; Gignoux *et al.* 1997; Sato 1996, 2003; Hoffman & Solbrig 2002). Para o cerrado, a espessura de casca mínima necessária seria de 6-7 mm (Rocha-e-Silva & Miranda 1996; Hoffmann & Solbrig 2002). Hoffmann *et al.* (2003) mostram que em média, a casca corresponde a 28% do raio do caule em espécies de cerrado; para espécies de florestas, este valor é de 10%. Isso resulta em diâmetros mínimos de 37 mm a 46 mm para habilidade de sobreviver à queimada.

Se há morte de indivíduos lenhosos e redução da densidade do estrato arbóreo, espera-se que isto se reflita em decréscimo da biomassa radicular, com redução da biomassa de raízes finas superficiais e manutenção apenas das raízes grossas, capazes de sobreviver ao fogo e de dar origem a rebrotas.

## **O Estrato Rasteiro**

A presença do estrato rasteiro é característica permanente das savanas (Sarmineto & Monasterio 1975; Sarmiento & Vera 1979; Frost & Robertson 1987; Medina & Silva 1992). No cerrado, sua proporção em relação ao estrato lenhoso é usada como característica para identificar a fisionomia vegetal e têm influência sobre as estimativas de produção primária para cada localidade.

Os modelos clássicos que tentam prever a proporção entre gramíneas e lenhosas baseiam-se na separação de nichos e assumem que as raízes de gramíneas ocupam a porção superficial do solo, que as raízes de lenhosas ocupam camadas mais profundas (Walter 1971; Walker & Noy-Meir 1982; Knoop & Walker 1985; Seghieri 1995) e que a coexistência é possível pelo uso de água e nutrientes em profundidades distintas (Andrade *et al.* 1957; Vareschi 1960; Goldstein *et al.* 1986; Goldstein & Sarmiento 1987; Brown & Archer 1990; Sala *et al.* 1992; San José *et al.* 1995). Modelos mais novos indicam a manutenção de um equilíbrio dinâmico entre os dois estratos por meio de fatores externos e de distúrbios ou pela heterogeneidade ambiental em pequena-escala (Scholes & Archer 1997; Jeltsch *et al.* 1998 Higgins *et al.* 2000).

Oliveira (1999) mostra que a modelagem de diferenciação de nichos não é adequada para o cerrado, pois raízes de gramíneas foram observadas até os 8 m de profundidade em seu estudo, com probabilidade de se estender ainda mais. Além disso, o estrato rasteiro dos cerrados é composto não só de gramíneas e monocotiledôneas, mas também de pequenas lenhosas com portes e formas de vida bastante distintas entre si (daSilva & Nogueira 1999; Filgueiras *et al.* 1998; Filgueiras 2000, 2002; Meirelles *et al.* 2002; Munhoz 2004)

Filgueiras (2002) e Oliveira-Filho & Ratter (2002) apontam que, no cerrado, para cada espécie arbórea existem de 3 a 7 espécies no estrato rasteiro e que, por causa desta complexidade, poucos são os inventários completos sobre o estrato rasteiro deste bioma.

A complexidade começa na definição de estrato rasteiro, que também é chamado herbáceo ou graminoso. Alguns autores incluem em seus inventários todo espécime abaixo de 1 m de altura (Meirelles *et al.* 2002), outros fazem a definição por diâmetro (daSilva & Nogueira 1999; Batalha e Mantovani 2000; Batalha *et al.* 2001) e mesmo esta pode ser feita com base no diâmetro na altura da superfície do solo ou a 30cm, ou com base no diâmetro máximo de 5,0cm ou de 1,0cm. DaSilva e Nogueira (1999) mostram, ainda, que a composição de espécies no estrato rasteiro varia ao longo do ano.

A presença do estrato rasteiro confere alta produtividade aos cerrados após eventos de queimada (Meirelles & Henriques 1992; Andrade 1998) e a recuperação da vegetação rasteira se dá em 1 a 2 anos depois de queimada, com 70% da biomassa rasteira recuperados em um ano (Andrade 1998). Os valores de produção para o estrato rasteiro no bioma cerrado variam desde 2,5 Mg/ha a 10,4 Mg/ha (Meirelles & Henriques 1992; Abdala *et al.* 1998; Castro & Kauffman 1998; Deliti *et al.* 2001; Ottmar *et al.* 2001), em que gramíneas, ciperáceas e afins contribuem com 16-20% da biomassa em cerrado *stricto sensu* e com 40-60% em cerrado aberto (ralo) ou em áreas queimadas (Miranda *et al.* 1996, 2004; Castro & Kauffmann 1998; Ottmar *et al.* 2001).

A rápida recuperação do estrato rasteiro traz aumento na proporção de gramíneas e monocotiledôneas semelhantes em relação à biomassa de ramos e folhas (Miranda *et al.* 2004). Isto pode refletir alterações na biomassa do estrato rasteiro, na proporção entre estratos lenhoso e rasteiro, e na biomassa e distribuição de raízes.

O incremento do componente rasteiro também pode ter influência sobre o estabelecimento de sementes e sobre o recrutamento da fase de plântulas para adultos do estrato arbóreo. A influência do estrato rasteiro sobre o estabelecimento e recrutamento de lenhosas apresenta resultados discrepantes, em que há competição por luz ou nutrientes (Belsky 1994; Davis *et al.* 1998), há favorecimento de microclima para a germinação (Hoffman 1996), ou que são indiferentes (Hoffman 1996). Dessa forma, o fogo influencia a germinação de sementes e o recrutamento de indivíduos, que traria conseqüências para os estoques de biomassa fina superficial no sistema.

## **O Projeto Fogo**

O uso de queimadas para manejo de áreas de savana – e dos cerrados em particular – e seus impactos na biodiversidade e nos estoques e fluxos de carbono são áreas de pesquisa necessárias no Brasil. Por este motivo, a Universidade de Brasília e a Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) instalaram projeto de longa

duração para avaliar o uso do fogo como ferramenta de manejo no cerrado, compreender os efeitos do fogo nos cerrados do Brasil central e prever modelos mais eficientes de uso e conservação da terra neste bioma.

O Projeto Fogo, como é conhecido, tem cooperação com instituições nacionais e internacionais e, desde 1990, vem produzindo séries de trabalhos científicos, teses e dissertações de pós-graduação que sugerem que queimadas prescritas alteram a composição e a estrutura da vegetação. O Projeto está situado na Reserva Ecológica do IBGE, em Brasília-DF, onde estuda três fisionomias de cerrado – campo sujo, cerrado *stricto sensu* e cerrado denso – que em 1990 encontravam-se protegidos do fogo há 18 anos. Detalhamento do desenho experimental usado pelo Projeto encontra-se adiante.

Os diversos trabalhos desenvolvidos no local indicam que a recuperação dos cerrados e a manutenção de sua estrutura vegetal após queimadas dependem da extensão da área danificada, da composição de espécies local, da frequência ou intervalo de queima e da época em que a queimada ocorre. A combinação de época (período do ano) e frequência (intervalo entre queimadas) é denominada regime de queima. As seções seguintes mostram resultados do projeto e outros trabalhos relevantes para compreensão dos efeitos do fogo nos cerrados do Brasil central e nas vegetação savânica como um todo.

### **Características das queimadas**

Estudos de Miranda *et al.* (1996, 2002), Sato & Miranda (1996), Andrade (1998), Sato (1996, 2003) e Castro-Neves (2000) têm foco no comportamento de queimadas e na dinâmica de combustível fino, que é o material consumido na propagação do fogo. Combustível fino inclui folhas, ramos menores que 6,0 mm e gramíneas, ciperáceas, outras herbáceas e pequenas lenhas que compõem o estrato rasteiro e exclui troncos e ramos grossos, que mantêm pequenos focos de calor, mas não contribuem para propagação do fogo. Estes trabalhos mostram que as queimadas nos cerrados em geral – e em especial nos campos sujos – são muito rápidas, se alastram pela vegetação rasteira e geralmente ficam pouco tempo em um mesmo local, mas, em curto prazo, promovem grande alteração na vegetação presente. Mostram, ainda, que as queimadas do cerrado em geral têm velocidade da frente de fogo entre 0,5 m/s e 1,0 m/s, e consomem entre 50% e 100% do material combustível.

Em teoria, as características do fogo e o consumo da vegetação (eficiência de combustão) são influenciadas pelas condições ambientais (Rothermel & Deeming 1980), em especial, pela umidade do combustível. Para o cerrado, H.S. Miranda e M.N. Sato (dados não publicados) não encontraram a relação estatística esperada para estes parâmetros. Isto provavelmente é função da diferenças entre a vegetação do cerrado e a vegetação das florestas temperadas da América do Norte, onde as teorias da ecologia do fogo foram desenvolvidas.

Castro-Neves (2000), Castro-Neves & Miranda (1996, 1999), Dias *et al.* (1996), Miranda *et al.* (1993) e Coutinho (1978, 1982) apresentam valores de temperatura durante a passagem do fogo nos cerrados e

mostram que as temperaturas do solo não ultrapassam 50°C, independente da fisionomia vegetal e das temperaturas alcançadas na superfície e a 1 m de altura, que chegam a 800°C.

As temperaturas do ar durante o fogo indicam que há volatilização de nutrientes (Dunn & DeBano 1977; Cass *et al.* 1984, Giovannini 1994). Kozovits *et al.* (1996), Kauffman *et al.* (1994), Pivello & Coutinho (1992), Batmanian & Haridasan (1985) mostram que, no solo, não há perda significativa imediatamente após a passagem do fogo.

No solo, as temperaturas das fisionomias florestais são até 8°C mais amenas do que as encontradas no campo sujo (B.M. Castro-Neves dados não publicados), mas independente da fisionomia, os trabalhos mostram que o solo exerce poder isolante, protegendo as raízes de temperaturas maiores que 40-50°C. A 5cm e 10cm de profundidade, o efeito direto do fogo é muito pequeno, com acréscimo menores do que 5°C (Castro-Neves & Miranda 1996, 1999).

Do ponto de vista da disponibilidade de água e nutrientes, atividade microbiológica e germinação e estabelecimento de plântulas, o efeito nas primeiras semanas depois da queimada pode ser mais importante, pois o solo fica exposto ao sol e coberto por cinzas, o que permite que as temperaturas máximas sejam mais altas do que aquelas medidas durante a queimada (Raison 1979; Savage 1980; San José 1992; Fisch *et al.* 1993; Castro-Neves 1996; Dias *et al.* 1996; Castro-Neves & Miranda 1996, 1999).

A presença de espécies exóticas também altera o comportamento do fogo e as temperaturas obtidas. Berardi (1994), Pivello *et al.* (1999), Castro-Neves (2000) e Martins (2006) estudaram o comportamento de queimadas em áreas de cerrado invadidas por gramíneas de origem africana. Há crescimento da altura das chamas, aumento da temperatura máxima do ar durante a passagem do fogo e maior impacto no regime térmico do solo nos dias subseqüentes à queimada.

### **Recuperação do estrato rasteiro**

O estrato rasteiro dos cerrados é composto não só de gramíneas, mas também de herbáceas e de pequenas lenhosas rasteiras (daSilva & Nogueira 1999; Filgueiras 1994, 2000, 2002; Filgueiras *et al.* 1998; Meirelles *et al.* 2002; Munhoz 2004). Por isso há a opção pela nomenclatura de "rasteiro" – em vez de estrato herbáceo.

Batmanian & Haridasan (1985), Coutinho (1990), Kauffman *et al.* (1994), Nascimento & Miranda (1996) e Andrade (1998) estimam que a recuperação total da biomassa rasteira se dê entre 1 e 2 anos após o fogo em campo sujo. Andrade 1998, nesta fisionomia no Projeto Fogo, estabeleceu que 70% da biomassa são recuperados em seis a dez meses após o fogo, tempo que varia conforme disponibilidade de chuvas.

Miranda (1997) trabalhou com re-colonização após a queima por espécies de gramíneas comuns no campo sujo de cerrado. A autora mostra que as estratégias de colonização variam nas condições com queima e sem queima e que a reprodução assexuada (por estolões) é maior na área protegida. Na área queimada, há pouca competição nas primeiras semanas

após o fogo, o que favoreceria o desenvolvimento de sementes. Maior incidência de luz e os nutrientes deixados nas cinzas também seriam fatores capazes de contribuir para o estabelecimento de sementes.

### **Recuperação do estrato arbóreo-arbustivo**

O resultado encontrado por Miranda (1997) para gramíneas de campo sujo é distinto do encontrado por Hoffmann (1998) e Hoffmann & Solbrig (2002) para pequenas lenhosas nos cerrados do Projeto Fogo. Os resultados de Hoffmann (1998) e Hoffmann & Solbrig (2002) corroboram os encontrados por Whelan (1995) para a Austrália e apontam a importância da reprodução assexuada (por rebrotas) na recomposição de áreas queimadas. Sato (2003, 1996), Hoffmann & Solbrig (2002), Hodgkinson (1998, 1991), Franco *et al.* (1996) e Mallik & Gimingham (1983) confirmam a importância de rebrotas na re-colonização de áreas queimadas, inclusive a partir de indivíduos pequenos.

Oliveira & Silva (1993), Sato (2003; 1996), Rocha-e-Silva & Miranda (1996), Sato & Miranda (1996), Ramos (1990, 2004), Cirne (2002), Andrade (2003) e Medeiros (2002) observaram mortalidade de lenhosas, sua resistência ao fogo e capacidade reprodutiva em áreas submetidas a queimadas.

Estudos sobre o banco de sementes de cerrados (Andrade 2003) aliados a diversas observações de campo indicam que, embora a densidade de indivíduos de porte arbóreo seja fortemente afetada pelo regime de queimadas, há muito a compreender sobre a densidade de indivíduos lenhosos de pequeno porte e diâmetro nas áreas afetadas pelo fogo. Os principais trabalhos sobre indivíduos de pequeno porte encontram-se em estudos de populações específicas, em sua dinâmica populacional e recrutamento de plântulas e jovens para classes de indivíduos adultos (Matos 1994; Hoffmann 1996, 1998; Hoffmann & Solbrig 2002; Ramos 2004). Em sua maioria, plântulas e jovens têm baixa resistência ao fogo por causa da pequena altura e pequeno diâmetro do caule (Guedes 1993; Matos 1994; Rocha-e-Silva 1996); outros são também não conseguem rebrotar após queimadas, provavelmente por possuírem poucas reservas nos tecidos radiculares.

### **Estabilidade e funcionamento do cerrado**

Os conceitos de resistência e resiliência são importantes para discutir a estabilidade do cerrado. O primeiro remete à capacidade de resistir às ações imediatas do fogo; casca grossa e crescimento rápido, por exemplo, são consideradas características para resistência ao fogo, pois reduziriam a exposição da planta às chamas. Resiliência é capacidade de recuperação da área e de restabelecimento do funcionamento ecológico anterior. Os cerrados e as savanas, de modo geral, são considerados sistemas resilientes às queimadas. Henriques & Hay (2002) discutem os processos de estabilidade e resiliência com foco na influência antrópica nos cerrados brasileiros.

Em cerrado típico, Eiten (1994), Pivello & Coutinho (1992) e Coutinho (1982) estimaram três a cinco anos como período mínimo entre

queimadas para recuperação da vegetação com base em nutrientes. Resultados de Sato (1996, 2003) para o Projeto Fogo apontam o desafio em estimar este intervalo por causa das diferenças entre indicadores usados para determinar a recuperação da área. Sato usou mortalidade de espécies como indicador, e mostra a dificuldade de estabelecer com segurança um período para indicar a recuperação da área. Esta dificuldade reside na diversidade de espécies presentes, no alto número de espécies com poucos indivíduos e na sensibilidade ao fogo que algumas destas espécies com poucos indivíduos mostraram.

Os trabalhos de Sato (1996, 2003) e os acompanhamentos subseqüentes da área indicaram redução do número de indivíduos vivos, favorecimento de algumas espécies e eliminação de outras. Um dos resultados do Projeto Fogo que direcionou o presente estudo foi apresentado em Miranda *et al.* (2004), que mostram que após três queimadas bienais consecutivas houve aumento na proporção de gramíneas, ciperáceas e afins (denominado genericamente de "grama") em cerrado *stricto sensu* e cerrado denso.

Sato (2003) mostrou que na mesma área de estudo o número de indivíduos do estrato arbóreo-arbustivo foi reduzido em cerca de 30%. A alteração da proporção entre grama e folhas encontrada por Miranda *et al.* (2004) e os resultados de Sato (2003) refletem a proporção do estrato rasteiro em relação às lenhosas, indicando não só alteração na composição florística como também na estrutura do ecossistema e possivelmente em seu balanço de carbono e de água, e na resistência e resiliência do sistema.

Uma das grandes discussões em ecologia do fogo no cerrado é se um cerrado pode virar campo sujo por ação de queimadas, ou se um campo sujo pode vir a se tornar cerradão se houver supressão de fogo. Em curto prazo, o fogo altera características das áreas originais e, quando se considera única e exclusivamente a densidade de árvores, pode-se dizer que o fogo modifica fisionomias nos cerrados do Brasil central. Todavia, ao se observar a diversidade e composição de espécies, o banco de sementes ou o número de indivíduos lenhosos em crescimento, os indicadores usados para definir as fisionomias tornam-se mais complexos e não se pode garantir que o fogo mudaria a classificação de habitats.

Estudos de San José *et al.* (1998, 2003) em savanas venezuelanas e de Felfilli & Silva Júnior (1988) em cerrados do DF indicam que a supressão do fogo permitiria recuperar a estrutura da vegetação original. Queimadas realizadas com intervalos de poucos anos não permitem que o estrato lenhoso atinja altura de crescimento que proteja os indivíduos, favorecendo a existência de uma fisionomia mais aberta. Diferenças de época de queima e de freqüência de fogo responderiam por mosaico de habitats em diferentes estados de recuperação, com reflexos para o aumento da diversidade do ambiente.

### **Distribuição de raízes**

Existem trabalhos que estimam a produção de biomassa em raízes até 6,0m de profundidade para os cerrados *sensu stricto* (Abdala *et al.*

1998); valores variam de 39,0 Mg/ha (Rodin 2004) e 41,0 Mg/ha (Abdala *et al.* 1998) a até 53,0 Mg/ha (Castro & Kauffman 1998).

Abdala *et al.* (1998), Castro & Kauffman (1998) e Rodin (2004) mostram que 80% das raízes encontradas até 2,0 m de profundidade concentram-se nos 50 cm superficiais, onde pequenas variações de temperatura ainda são sentidas pelas primeiras semanas após a queimada (Castro-Neves & Miranda 1996). Embora protegidas da ação direta do fogo, que raramente atinge temperaturas maiores que 50°C durante a queimada (Coutinho 1978; Castro-Neves & Miranda 1996; Miranda *et al.* 1993), as raízes finas podem apresentar mortalidade de até 20% (San José *et al.* 1982; B. M. Castro-Neves dados não publicados). Junto com a mortalidade da parte aérea, isto pode indicar redução do recrutamento de plântulas e indivíduos jovens de espécies arbóreas, e alterar a distribuição de raízes finas superficiais.

### Alterações em Áreas sob Distúrbios

Os modelos de Tilman (1999) e Tilman *et al.* (1997) prevêem aumento na produtividade de sistemas em situação pós-distúrbio. Para campos sujos de cerrado, alguns trabalhos mostram que a produção aérea após a queimada frequentemente é igual ou maior do que em áreas protegidas (Andrade 1998; Meirelles & Henriques 1992, Monteiro 1995; Santos *et al.* 2003), mas o estoque de biomassa acumulada é maior nos sistemas protegidos.

Chesson & Warner (1981), Warner & Chesson (1985) e Pacala & Deutschman (1995) dizem que a resposta individual das espécies é importante porque são determinadas em escala local (von Wahlert 1965; Chesson & Warner 1981; Rabonowitz & Rapp 1985; Warner & Chesson 1985; Yeaton & Bond 1991; Lamont *et al.* 1993; Davis *et al.* 1998; Canham *et al.* 1999) mas interferem no funcionamento do ecossistema, em escala regional e global.

Quando modelos de recuperação incorporam mudanças na concentração de carbono atmosférico (Arnone III 1997; Stulen & denHertog 1999; Jackson *et al.* 2002; Norby *et al.* 2004, 2005; Palmroth *et al.* 2006; Carney *et al.* 2007), as previsões indicam que não há mudança na partição de biomassa aérea e radicular ou que, na presença de água e nutrientes, há favorecimento da porção aérea e há redução de R:S (*root:shoot ratio*). Além disso, as temperaturas mais altas do efeito estufa aumentariam as temperaturas do solo e, conseqüentemente iriam aumentar a evapotranspiração, aumentar a disponibilidade de nutrientes e reduzir a disponibilidade de água (Arnone III 1997; Jackson *et al.* 2002; Norby *et al.* 2004, 2005; Palmroth *et al.* 2006; Carney *et al.* 2007).

Jackson *et al.* (1996) apontam que mudar a dominância entre estrato arbóreo e rasteiro altera a produção primária; profundidade, biomassa e distribuição de raízes; e comunidade da microbiota do solo. O papel de gramíneas nos estoques de carbono radicular é controverso: Fisher *et al.* (1994, 1995), Davidson *et al.* (1995), Jackson *et al.* (2002) indicam

redução de carbono com a entrada de lenhosas em áreas com maior pluviosidade e Davidson *et al.* (1995) argumentam que a substituição de áreas arbóreas por áreas abertas perde em estoque total de biomassa. San José *et al.* 1998, trabalharam em savana aberta e mostraram que os efeitos da proteção contra fogo sobre as raízes são menores do que sobre a parte aérea.

A entrada de gramíneas e espécies do estrato rasteiro nas áreas estudadas remete às idéias de construção de nichos, que prevê que a introdução de gramíneas no sistema traria maior risco de fogo e quebraria a idéia de estabilidade e de resiliência do sistema (Christensen 1985; Odling-Smee *et al.* 1996, 2003; Schwilk & Kerr 2002; Day *et al.* 2003).

Estabilidade e resiliência, tradicionalmente, são conceitos opostos (Holling 1973; Peterson *et al.* 1998), em que estabilidade é a capacidade do sistema em se manter sem alterações e resiliência é a capacidade que tem de absorver distúrbios e voltar ao que era. Gunderson (2000) argumenta que a resiliência pode indicar a passagem de um sistema estável para outro sistema igualmente estável. Isso implica que resiliência pode ser a volta ao sistema anterior ou a chegada a um novo sistema. Esse parece ser o caso dos sistemas de cerrado sujeitos a queimadas prescritas, em que o sistema arbóreo-dominante passa a um sistema rasteiro-dominante, e mantém características que o caracterizam como cerrado (*lato sensu*).

## JUSTIFICATIVA E OBJETIVOS

Os trabalhos realizados no Projeto Fogo e a visualização das áreas de estudo (Figura 1.1) indicam diferenciação da estrutura arbórea e rasteira, com menor densidade de árvores na tardia e maior na precoce.



precoce



modal



tardia



quadrienal

**Figura 1.1.** Fotos das áreas de estudo indicam diferenças na estrutura e componentes da vegetação. Reserva Ecológica do IBGE, 2004.

Caso se pretenda usar o fogo como ferramenta de manejo e como estratégia para prevenir incêndios florestais, é preciso compreender a dinâmica de longo-prazo do cerrado submetido a queimadas prescritas e de buscar indicadores para avaliar a estabilidade deste ecossistema para quantificar as mudanças na estruturas da vegetação.

Abdala *et al.* (1998) e Rodin (2004) estudaram raízes em cerrado s.s. não-queimado e Castro & Kauffmann (1998) estudaram a mesma fisionomia de cerrado antes e depois de sua primeira queimada. Castro & Kauffmann (1998) e Rodin (2004) fizeram seus trabalhos na Reserva Ecológica do IBGE, mesmo sítio do estudo aqui apresentado. Todos apresentam informações valiosas para a conservação dos cerrados e compreensão de seu funcionamento, mas nenhum deles focaliza em que medida as diferentes épocas e intervalos de queima alteram o estoque de biomassa radicular e a proporção de biomassa radicular em relação à aérea.

Este trabalho tem objetivo de quantificar alterações na biomassa de raízes menores que 5 mm de diâmetro até 50 cm de profundidade e estabelecer perfis verticais de biomassa para quatro diferentes tratamentos de queimadas prescritas em cerrado *stricto sensu*. Os perfis de biomassa incluem os componentes do estrato arbóreo-arbustivo, serrapilheira, estrato rasteiro graminoso e rasteiro não-graminoso, e biomassa e distribuição de raízes finas até 50 cm de profundidade.

Com relação à biomassa de raízes finas, existem três possibilidades de resultados (i) a biomassa de raízes finas é similar nas quatro áreas queimadas (hipótese nula) e encontra-se no intervalo de biomassa descrito para os cerrados *stricto sensu* do Brasil Central, (ii) a biomassa de raízes finas é similar nas quatro áreas, mas tem valor fora dos intervalos descritos para cerrado *stricto sensu* na literatura, (iii) a biomassa de raízes finas não é similar nas quatro áreas.

O efeito isolante do solo em relação ao fogo é motivo que leva a esperar que a biomassa de raízes seja similar entre as áreas e entre outras áreas não-queimadas, descritas na literatura. Todavia, este experimento avalia efeitos cumulativos de 14 anos do Projeto Fogo e a redução do número de indivíduos lenhosos observada por Sato (1996, 2003) e o aumento na proporção de grama no combustível descrito por Miranda *et al.* (2004) poderiam estar refletidos na biomassa de raízes, com possível aumento na biomassa de raízes finas. As alterações na biomassa aérea (árvores, rasteiro e grama); portanto, poderiam ter relação com a biomassa de raízes finas. Por este motivo, também será avaliada a correlação entre a biomassa de raízes finas e os diferentes componentes da biomassa vegetal aérea.

## MATERIAL E MÉTODOS

### ÁREA DE ESTUDO

#### Local de Estudo e Regimes de Queimadas

Os dados apresentados nesta tese integram resultados do Projeto Fogo, realizado pela Universidade de Brasília em cooperação com Reserva Ecológica do IBGE e com instituições nacionais e internacionais. O Projeto situa-se na Reserva Ecológica do IBGE (35 km ao sul de Brasília-DF), na Área de Proteção Ambiental Gama-Cabeça-de-Veado. Junto com a Fazenda Água Limpa da Universidade de Brasília e o Jardim Botânico de Brasília, a área forma um dos grandes contínuos de vegetação nativa remanescente da região, com cerca de dez mil hectares com pouca interferência antrópica.

A Reserva do IBGE está localizada a 15º 56'S 47º 53'W, entre 1130m e 1670m de altitude. Os solos são latossolos argilosos (oxisols), profundos, pH em água entre 5,0-6,0, alta saturação de alumínio e baixo teor de fósforo e cálcio. A precipitação média anual é de 1200-1500 mm, com 90% das chuvas concentradas de outubro a abril (IBGE-Recor).

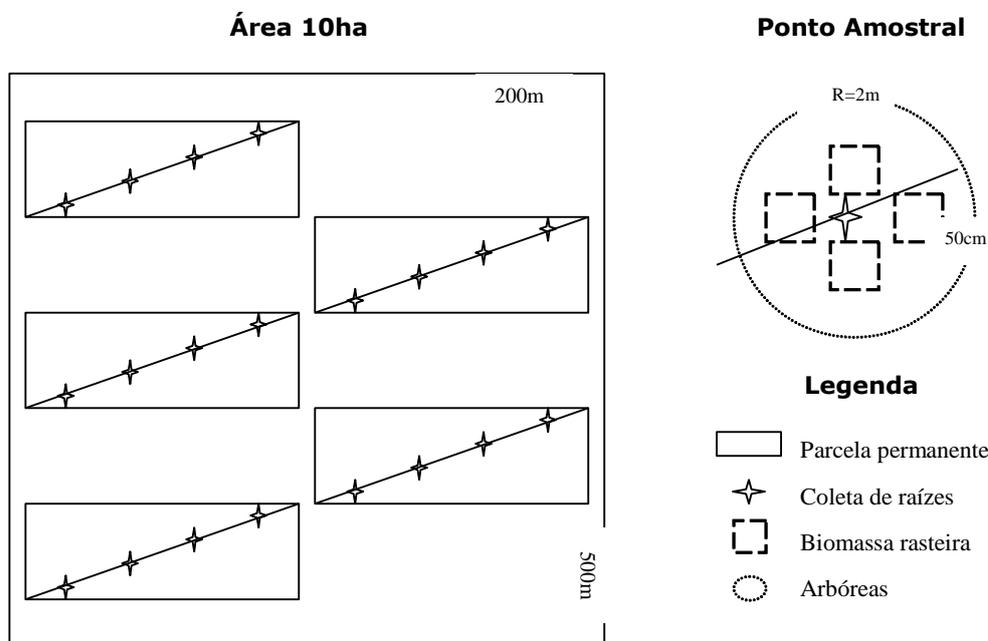
No início do Projeto, em 1990, a vegetação encontrava-se protegida do fogo há 18 anos. Nessa época, três diferentes fisionomias de cerrado – campo sujo, cerrado *sensu stricto* e cerrado denso – foram divididas em quatro áreas de 4 ha (campo sujo) ou de 10 ha (cerrado *sensu stricto* e cerrado denso) submetidas a diferentes frequência e época de queimadas. Quanto à frequência de queima, estão divididas em bienal (a cada 2 anos, em diferentes épocas) ou quadrienal (a cada 4 anos, sempre em meados de agosto). As queimadas bienais são realizadas em junho (precoce), no início da estação seca; em agosto (modal), no meio da estação seca; e em setembro (tardia), no fim da estação seca.

Este trabalho teve-se às quatro áreas de cerrado *sensu stricto*, cada uma com um dos regimes: precoce, modal, tardia e quadrienal.

#### Parcelas Permanentes de Estudo

Cada um dos tratamentos do Projeto Fogo - precoce, modal, tardia e quadrienal – possui cinco parcelas permanentes de 20m x 50m, distribuídas pela área conforme descrição em Sambuichi (1991) e Sato (1996, 2003). Para cada tratamento ou regime de queima (precoce, modal, tardia e quadrienal), blocos de 10 ha (500 m x 200 m) foram divididos em parcelas de 100 m x 100 m. No centro de cinco parcelas alternadas foram estabelecidas parcelas permanentes de 50 m x 20 m para realização dos inventários do estrato arbóreo-arbustivo.

Na diagonal de cada uma das parcelas permanentes, foi determinado um transecto. Em cada transecto foram marcados quatro pontos para coleta de biomassa de raízes finas, coleta da fitomassa aérea herbácea, e estimativa de cobertura vegetal, com total de 20 pontos para cada área estudada (Figura 2.1).



**Figura 2.1.** Esquematização da área, parcelas permanentes, e pontos de coleta de raízes, biomassa rasteira e inventário de espécies do estrato arbóreo. Cada área tem cinco parcelas permanentes e total de vinte pontos de coleta (sem escala).

Nos pontos de coleta foram mensuradas a biomassa de raízes e a porcentagem de cobertura do dossel. A biomassa do estrato rasteiro foi estimada em volta de cada ponto, usando quatro quadrados de 50 cm de lado, em total de 1 m<sup>2</sup> para cada ponto. O estrato arbóreo-arbustivo foi amostrado num raio de 2 m a partir dos pontos de coleta. Para cada área, o esforço amostral total foi de 250 m<sup>2</sup> para estrato arbóreo-arbustivo, 20 m<sup>2</sup> para biomassa do estrato rasteiro e 6,28 m<sup>2</sup> para biomassa radicular superficial. A metodologia para cada componente da vegetação é detalhada a seguir.

## BIOMASSA DE RAÍZES

### Raízes Grossas

A biomassa de raízes grossas foi estimada segundo a equação de Abdala *et al.* (1998), para cerrado *sensu stricto*, em que R (kg) é a biomassa do corpo central (*core*) das raízes e  $A_i$  é a área basal (cm<sup>2</sup>):

$$R = 0,0688 (A_i) + 1,387 \quad (r = 0.81, P \ll 0.001) \quad (\text{Eq. 2.1})$$

As equações de Abdala *et al.* (1998) foram determinadas com base em indivíduos em cerrado típico protegido do fogo com circunferência maior ou igual a 6,0 cm (aproximadamente 2,0 cm de diâmetro). Embora se trate da mesma fisionomia vegetal deste estudo, é possível que os efeitos cumulativos dos anos sob regime de fogo alterem a equação estabelecida pelos autores. Áreas de cerrado protegido têm estrutura diferente das áreas aqui estudadas, com menos rebrotas (Sato 2003) e, portanto, indivíduos menos ramificados. A redução da parte aérea aumenta a proporção entre biomassa radicular (R) e biomassa aérea (S) e, a razão R:S também é alterada de acordo com a fase de vida da planta. Por isso, as equações alométricas usadas podem não ter boa representatividade da efetiva biomassa encontrada na área.

Esta verificação não foi realizada neste estudo, pois exigiria métodos destrutivos para estabelecimento de novas equações alométricas, mas a possibilidade de diferença sugere parcimônia em comparações com valores de trabalhos em área não queimada.

## Raízes Finas

A coleta de raízes finas foi feita com trado de 20 centímetros de diâmetro interno nas profundidades de (i) 0-10 cm, (ii) 10 -20 cm, (iii) 20-30 cm e (iv) 30-50 cm. Foram retiradas 20 amostras em cada área de estudo, seguindo transecto na diagonal da parcelas permanentes do Projeto Fogo, conforme descrito na Figura 2.1.

Variações sazonais na quantidade de biomassa radicular são mostradas no trabalho de Delitti *et al.* (2001), mas este trabalho buscou evitar variações concentrando as coletas entre maio e junho de 2005.

As amostras foram secas ao natural, em temperatura ambiente, e as raízes maiores de 5 mm foram retiradas por não se enquadrarem na categoria de raízes finas. As demais raízes foram separadas por catação e por peneiração em malhas padrão para solos com abertura de 2,0 mm e de 0,5 mm. Os agregados de solo que não passavam pela malha eram moídos manualmente e peneirados, em processo que se repetiu até que todo o solo passasse pela menor malha e permitisse separação das raízes finas.

Todas as raízes foram lavadas em água corrente de baixa pressão, levadas à estufa a 60°C até peso constante e pesadas em balança Mettler E2000 com aproximação de uma casa decimal ( $d=0,1g$ ). O solo moído de cada amostra foi pesado ( $d=100g$ ) para correção da biomassa de raízes por quantidade de solo.

A variabilidade da densidade real e aparente do solo traduz o espaço de micro e macro-poros, disponibilidade de água e ar, e espaço para crescimento de raízes (Brady 1989). A correção para quantidade de solo e para volume amostrado permite comparação entre áreas sem influência da densidade do solo.

## Flotação

Houve permanência de parte das raízes das amostras e, por isso, foi realizado também o processo de flotação para seleção de raízes menores que 0,5 mm de diâmetro. O processo consiste em juntar as amostras de solo e raiz à água, fazer mistura homogênea e esperar a separação de fases, quando raízes ficam no sobrenadante e o solo decanta. O tempo necessário para decantação depende do volume misturado e da composição da amostra (amostras com mais argila e silte decantam mais rapidamente), e variou entre 30 min e 70 min para cada amostra.

Depois de separadas as fases, o sobrenadante era colhido em redes com camada dupla de malha de 0,1 mm; as camadas foram posicionadas alternadamente, de modo a reduzir a abertura disponível. O sobrenadante foi colhido duas a três vezes: ativamente, retirando o excesso de raízes flotadas e passivamente, despejando o sobrenadante através da rede. O material colhido foi lavado em água de baixa a média pressão para retirada do silte e carvão presentes; depois disso, a amostra foi seca em estufa 60°C até peso constante, e pesada em balança Mettler E2000 com aproximação de uma casa decimal ( $d=0,1g$ ).

O material foi novamente peneirado em malha de 0,1mm, para maximizar a retirada do silte e carvão secos, mas o processo não se mostrou eficiente, pois houve perda de raiz e não houve retirada integral dos dois particulados. Por esse motivo, por demandar muito tempo e por ser pouco prático do ponto de vista ambiental e logístico, o processo não foi efetuado com todas as amostras e sim com algumas das amostras coletadas.

As amostras destinadas à flotação não foram aleatórias e sua seleção foi feita com base nos valores da biomassa radicular até 30 cm de profundidade, medida no processo de catação e peneiração. Para cada área, foi escolhido o ponto com maior valor de biomassa e valores medianos de cada uma das cinco parcelas permanentes, no total de seis pontos por área, cada ponto com quatro profundidades (0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm e 30-50 cm).

## Distribuição de Raízes Finas

A equação assintótica de Gale & Grigal (1987; Eq. 3.2) indica a distribuição de raízes, em que  $Y$  é a proporção cumulativa de raízes presentes da superfície até a profundidade  $d$  (em centímetros) e  $\beta$  é o coeficiente de extinção (também chamada decaimento) de raízes ao longo das profundidades estudadas.

$$Y = 1 - \beta^d \quad (\text{Eq.2.2})$$

O fator  $\beta$  reflete a distribuição das raízes, em que valores acima de 0,97 indicam que a distribuição de raízes atinge camadas mais profundas;

valores de  $\beta$  entre 0,90 e 0,95 são considerados baixos (Gale & Gringal 1987; Jackson et al. 1996; Rodin 2004) e estão associados à distribuição superficial das raízes.

## ESTRATO ARBÓREO-ARBUSTIVO

### Inventário de Lenhosas

Existem dois métodos básicos, com variações, para fazer inventários de lenhosas: um demarca áreas e identifica os indivíduos dentro desta área; o outro, de pontos e quadrantes, seleciona vários pontos em um transecto, e em cada ponto identifica as quatro árvores mais próximas, uma em cada direção (direita e à frente, esquerda à frente, direita atrás e esquerda atrás). Em qualquer dos casos o pesquisador estabelece *a priori* o diâmetro mínimo para que um indivíduo seja incluído no inventário e a que altura do solo este diâmetro será medido.

O método de Sato (2003) e Sambuichi (1991) usado para caracterizar o local antes da queimada foi o da área, nas parcelas permanentes de estudo, de 20 m x 50 m, estabelecido o diâmetro mínimo de 5,0 cm medido a 30 cm do solo. Embora o diâmetro de 5,0 cm ou superior seja adotado como padrão em grande parte dos estudos de cerrado, existe possibilidade de exclusão de indivíduos lenhosos de crescimento lento ou em recuperação pós-fogo, que podem ser importantes na caracterização depois de queimadas.

Todos os indivíduos tiveram as espécies identificadas, foram marcados com placas metálicas numeradas e inventariados quanto a altura e diâmetro. Caules de uma mesma espécie que estivessem separados por uma distância inferior a 30 cm foram considerados fustes de um mesmo indivíduo (Sambuichi 1991; Sato 2003). Para indivíduos com bifurcações abaixo dos 30 cm estabelecidos para medida do diâmetro, foram inventariados todos os fustes com diâmetro mínimo de 5,0 cm (Sambuichi 1991).

Os resultados obtidos por este método foram usados para fazer as análises pré-queima, com a finalidade de avaliar a homogeneidade da área e de identificar parâmetros para comparação com estudos posteriores. Também foi usado para identificar a lista de espécies do estrato arbóreo-arbustivo antes e depois da queimada.

### Estimativa de Biomassa do Estrato Arbóreo-Arbustivo

Os novos inventários usaram metodologia distinta em relação àquela adotada por Sato (2003) e Sambuichi (1991). Os objetivos do novo método são permitir estabelecer o perfil de biomassa nos diferentes componentes da vegetação e identificar se há relação entre estrato arbóreo-arbustivo e biomassa de raízes finas até 50 cm de profundidade.

O novo inventário foi feito nos transectos dentro das parcelas permanentes e considerou como área amostral um raio de 2 m a partir dos

pontos de coleta de raízes. O inventário incluiu as espécies arbóreas com pelo menos 1,0 cm de diâmetro a 30 cm do solo e com altura mínima de 60 cm. Indivíduos foram identificados e tiveram anotados a altura e o diâmetro a 30 cm do solo. Espécimes lenhosos visíveis menores do que 60 cm de altura também foram identificados, embora não tivessem diâmetro medido.

A partir do novo método foram obtidas estimativas de biomassa aérea de lenhosas, a partir das equações alométricas estabelecida por Abdala *et al.* (1998) para cerrado (Eq.2.3).

$$\log(B) = 0,9967 \log(V) + 2,587 \quad (r = 0.91, P << 0,001) \text{ (Eq. 2.3)}$$

em que B (g) é o peso seco da biomassa aérea e V (dm<sup>3</sup>) é o volume cilíndrico. Como nas equações para biomassa de raízes grossas, a comparação com áreas não queimadas deve ser parcimoniosa.

## Composição de Espécies do Estrato Arbóreo-Arbustivo

O trabalho apresenta lista espécies do estrato arbóreo-arbustivo identificadas em cada área após 14 anos de queimadas, segundo método usado por Sambuichi (1991) e Sato (1996, 2003).

### ESTRATO RASTEIRO

#### Inventariamento do Estrato Rasteiro

O estrato rasteiro inclui lenhosas e herbáceas, mono e dicotiledôneas, geralmente até 50 cm a 80 cm, mas não limitado a essa altura. Os métodos para inventariamento do estrato rasteiro variam bastante; nos cerrados são usados os quadrats (Kent & Coker 1992), a linha (Meirelles *et al.* 2002) ou o caminhamento (Filgueiras *et al.* 1994). O método do caminhamento permite que maior área seja coberta, mas exige que o pesquisador tenha experiência prévia e facilidade com a taxonomia dos grupos do local. Existe o risco de, involuntariamente, negligenciar as espécies desconhecidas do pesquisador em detrimento daquelas com maior facilidade de identificação.

O método de linha permite identificar espécies em transectos longos e fornece estimativa da cobertura (em centímetros) ocupada por cada espécie, mas também exige amplo conhecimento taxonômico prévio. No caso específico do presente estudo, o método de linha não seria eficaz para retirada de biomassa, de modo a avaliar a influência do estrato rasteiro na biomassa de raízes finas.

O método dos quadrats usa áreas (e não linhas) e o tamanho da área selecionada pode apresentar limitações para identificar o número de espécies em habitats de grande variação espacial, como é o caso dos cerrados. Também oferece limitações à coleta de epífitas, lianas e bromélias e afins. Há também risco de subestimar ou superestimar espécies que formam grandes manchas ou touceiras. No caso deste projeto, este foi o

que melhor se adequou à montagem experimental desse trabalho, já que o objetivo principal era estabelecer a influência do estrato rasteiro na biomassa radicular.

Neste trabalho, a fitomassa aérea do estrato rasteiro do cerrado foi amostrada em volta dos pontos de coleta de raízes, usando quatro quadrados de 50 cm x 50 cm. Em cada ponto, as quatro coletas foram reunidas em um único saco, com total de 20 sacos, com 1 m<sup>2</sup> cada, por regime. Destes, 15 m<sup>2</sup> foram pegos aleatoriamente, sendo três em cada transecto, para triagem em folhas vivas, folhas mortas (litter ou serrapilheira), ramos, e grama (gramíneas e ciperáceas). Amostras foram secas em estufa a 60°C até peso constante.

### **Composição de Espécies do Estrato Rasteiro**

O trabalho não pretende apresentar fitossociologia botânica do estrato rasteiro, mas oferece lista espécies identificadas em cada área. O número total de espécies – riqueza – nos locais de coleta para gramíneas foi estimado a partir das amostras triadas.

A densidade de indivíduos não foi um dos parâmetros apresentados, pela dificuldade em estabelecê-la para alguns indivíduos no cerrado, já que alguns espécimes rebrotam a partir de uma mesma raiz. *Andira humilis*, *Anemopaegma arvense* e *Parinari obtusifolia* são algumas das espécies comuns associadas a este padrão (Filgueiras 2002) e para o caso de *A. arvense*, há registro de que ramos de um mesmo indivíduo podem estar a mais de 1 m de distância (Filgueiras 2002).

O parâmetro usado neste trabalho foi a frequência de ocorrência de espécies, que corresponde ao número de parcelas em que a espécie aparece, dividido pelo total de cinco parcelas permanentes. A intenção era identificar espécies que pudessem ser usadas como indicadores do regime de queima; para isso, a espécie deveria estar presente apenas em um dos regimes e ser encontrada em pelo menos três parcelas na área (frequência mínima de 0,60). Ausência ou redução de espécies não foram usadas como indicador, pois poderiam refletir as limitações de coleta e não uma efetiva sensibilidade ao regime de queimadas (Smartt *et al.* 1974, 1976).

As identificações foram feitas com ajuda de pesquisadores com experiência em taxonomia de plantas dos cerrados, de fotos e chaves publicadas para o cerrado e para a Reserva do IBGE (Cavalcanti & Ramos 2001, 2002; Farias *et al.* 2002; Proença *et al.* 2002) e de comparações com material disponível no Herbário da Universidade de Brasília. Raramente pôde-se obter material com flor, o que dificultou a identificação precisa de algumas espécies. Somente foram identificados aqueles indivíduos com filotaxia completa (i.e. espécies das quais se podem ver posição das folhas nos ramos), de modo a eliminar a taxonomia de folhas soltas na amostra e a reduzir o erro na identificação das espécies. Espécimes não foram depositados em herbários, porque se optou por estimar a biomassa e a separar os componentes do combustível. Não foram identificadas espécies

de Gramineae, sendo todas agrupadas sob o nome de "grama". *Cassytha filiformis* (Lauraceae), lianas e epífitas também não entraram no inventário.

Para alguns casos não foi possível identificação do material no nível de espécie; para esses casos, obteve-se nível mais próximo (gênero, família), mas sempre que possível foi indicado o grupo de espécies mais provável. Este foi o caso de *Borreria* spp (*B. alata*, *B. peruviana* ou *B. suaveolens*), *Cuphea* spp (*C. densiflora*, *C. spermacoce* ou *C. cartaginensis*), *Diplusodon* spp (*D. villosus*, *D. oblongus* ou *D. ramosissimus*), *Kielmeyera* spp. (*K. coriacea* (Spreng.) Mart. ou *K. speciosa* A. St.Hill), *Pelteia* sp (*P. acutifolia* ou *P. edouardii*), *Zornia* sp (*Z. vestita* ou *Z. cripthanta*).

## Cobertura Vegetal Arbórea

Os métodos de estimativa de cobertura vegetal arbórea são similares (Emlen 1967; Van der Maarel 1979; Kent & Coker 1992; Eysenrode *et al.* 2000) e têm objetivo de estabelecer a cobertura porcentual da copa das árvores. O objetivo desta medida é verificar se áreas abertas estão relacionadas à maior quantidade de biomassa do estrato rasteiro e a maior distribuição de raízes na superfície (Sundarapandian & Swamy 1996).

A cobertura vegetal arbórea foi estimada em cada um dos quatro pontos de coleta dos transectos (N=20 por área), usando um densiômetro de espelho convexo (USDA/Forestry Service). O espelho do densiômetro é dividido em quadrados e cada medida é obtida contando-se os cantos dos quadrados preenchidos pelo reflexo da copa das árvores. Essa medida é repetida com o pesquisador voltado para cada um dos pontos cardeais (norte, sul, leste, oeste) e a média desses quatro valores é proporcional à cobertura porcentual do dossel.

A medida foi feita sempre a 1,3 m do solo, medido por vara de altura com marcações a cada 10 cm e incluiu o reflexo tanto das folhas quanto dos ramos presentes no dossel.

## ANÁLISES

As informações dos inventários anteriores às queimadas foram usadas para comparação (i) entre parcelas permanentes, (ii) entre regimes de queima (tratamentos). A avaliação entre parcelas tinha intenção de verificar se havia homogeneidade necessária para assumir que os efeitos observados atualmente são conseqüências do regime de queimadas imposto.

A caracterização dos regimes foi feita com uso dos índices de diversidade de Shannon e de Simpson e com o método de similaridade porcentual (Czekanowski), todos calculados no programa Multi-Variate Statistical Package (MVSP) para Windows. Também foi usado o Two Way Indicator Species Analysis (TWINSPAN) para verificar se a divisão entre os regimes era dada por características naturais preexistentes.

O TWINSpan (Kershaw & Looney 1985; Kent & Coker 1992) é um método de classificação hierárquico, divisivo, em que autovalores (Eigenvalues) abaixo de 0,3000 são considerados baixos e indicam que não há significado estatístico na divisão proposta pelo programa, e que os resultados apresentam grande similaridade entre si. As análises do TWINSpan foram feitas na versão demo do PC-Ord para Windows e a divisão proposta considerou diversidade e abundância de espécies arbóreas, com cortes feitos em 0, 10, 20, 40 e 80 indivíduos por hectare. Os cortes obrigam o programa a tratar de modo distinto os locais que possuem espécies com abundância diferente. Ainda assim, a escolha por essas classes dá maior peso à riqueza de espécies e não à abundância, de modo que espécies de distribuição agrupada tenham pouca influência nas análises. Esta é uma consideração importante, uma vez que após o fogo, há recuperação da área por rebrota (Sato 1996, 2003), o que pode influenciar a abundância de espécies.

Para comparações entre valores de biomassa depois da queimada nas quatro áreas foram usados os testes de variância (ANOVA  $\alpha=0,05$ ) para dados não-paramétricos, também chamados teste de Kruskal-Wallis. Também foram efetuados teste de variância depois de normalização dos dados via transformação logarítmica em base 10.

## CARACTERÍSTICAS PRÉ-QUEIMA DA ÁREA DE ESTUDO

### Similaridade Entre Áreas

O TWINSpan entre parcelas mostrou baixo autovalor (Eigenvalue = 0,1007) o que indica homogeneidade na riqueza e abundância de espécies na área antes do início do regime de queimadas e que as áreas pertenciam a um cerrado com características homogêneas. A análise do TWINSpan mostrada não considerou valores de biomassa, altura dos indivíduos ou diâmetro a 30 cm de altura, mas teste feito para biomassa teve autovalor de 0,0793 e corroborou o teste anterior.

Para as análises entre tratamentos, o teste de Czekanowski mostrou similaridade maior que 65% entre áreas (Figura 2.2). Este resultado reforça a idéia de que as áreas pertenciam a uma mancha comum de cerrado, indicando que todas as diferenças hoje observadas entre as áreas resultam do regime de queimadas.

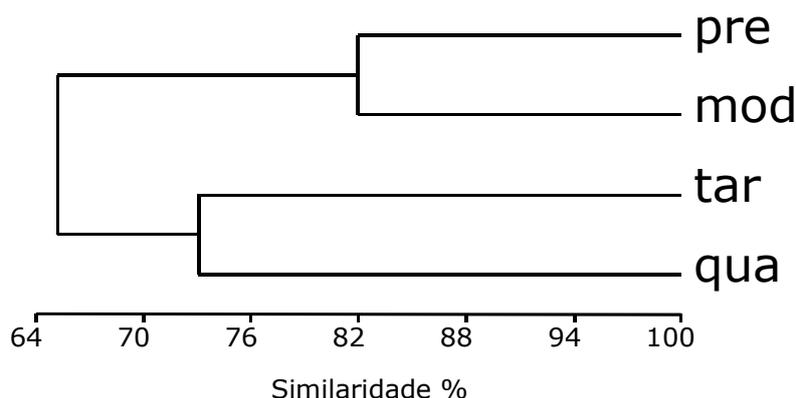
### Características Pré-Fogo

Quanto à distribuição dos diâmetros dos espécimes, todas as áreas mostraram o padrão do J invertido (Figura 2.3), comum nos estudos de dinâmica de populações e também observado para algumas comunidades (Sato 2003; Felfili & Silva-Júnior 1988, 1993; Felfili *et al.* 1993, 1997).

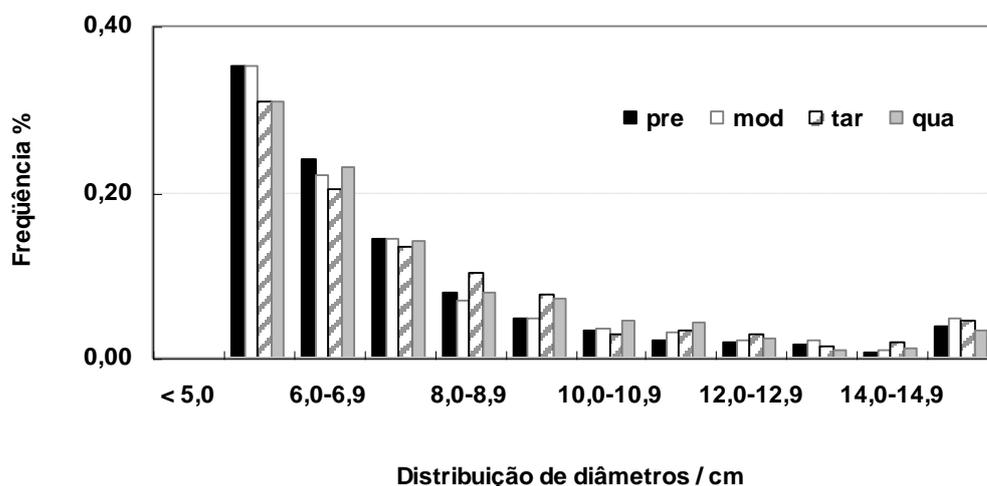
Em estudos de comunidades, a concentração em diâmetros menores não necessariamente indica classes de idade dos indivíduos, e

pode ser característica de espécies de cerrado; estudos de Ottmar *et al.* (2001) mostram que, em comunidades em diversos estágios de sucessão por eles estudadas, mais de 60% dos indivíduos encontravam-se nas classes até 5,0 cm de diâmetro.

A distribuição de diâmetros também é parâmetro interessante para comparações pós-fogo, pois se espera aumento na proporção de indivíduos com diâmetros maiores que 7,0 cm, teoricamente menos suscetíveis a queimadas (Guedes 1993; Matos 1994; Rocha-e-Silva & Miranda 1996).



**Figura 2.2.** Similaridade percentual (Czekanowski) para as parcelas dos regimes de queimadas. (mod = queimadas bienais realizadas em agosto; pre = bienais em junho; tar = bienais em setembro; e qua = quadrienais em agosto). Inventários em áreas protegidas por 18 anos, na Reserva Ecológica do IBGE, em Brasília, Brasil.



**Figura 2.3.** Distribuição de diâmetros a 30 cm de altura para os indivíduos de um cerrado típico em quatro regimes de queima: mod = área futuramente submetida a queimadas bienais realizadas em agosto; pre = queimadas bienais em junho; tar = queimadas bienais em setembro; e qua = queimadas quadrienais em agosto. Levantamentos em áreas protegidas do fogo por 18 anos, na Reserva Ecológica do IBGE, em Brasília, Brasil.

## Áreas Controle

---

O modelo experimental de estudos em queimadas não permite estabelecer área-controle ideal, pois não é possível nem fixar todas as variáveis presentes nem replicar com exatidão as diversas condições que têm influência sobre a característica de queimada e sobre os efeitos observados. Isso acontece porque a composição e distribuição da vegetação e as condições ambientais locais têm influência sobre as características da queimada (p.ex. Miranda *et al* 1996). Para minimizar este efeito, há registro das condições ambientais no horário de cada queimada: temperatura, umidade do ar e velocidade do vento variam entre os dias das queimadas e são comuns para todas as parcelas permanentes.

Além disso, a manutenção das cinco parcelas de acompanhamento permanente em cada área permite controle tomando como referência as informações obtidas antes da queimada, em 1990. Como as características pré-queima apontam que as áreas de estudo pertencem a uma mesma mancha de cerrado *sensu stricto*, pode-se adotar demais cerrados s.s. adjacentes a área como referências atuais, trabalhos desenvolvidos por Oliveira (1999), Castro & Kauffmann (1998) e Rodin (2004) foram feitos em áreas próximas ao Projeto Fogo, dentro da Reserva do IBGE. Oliveira (1999) e Rodin (2004) trabalharam em áreas protegidas e Castro & Kauffmann (1998) trabalharam nas áreas do Projeto Fogo, ainda na primeira queimada, com comparações antes e depois do fogo.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### PERFIL DE BIOMASSA NAS QUATRO ÁREAS DE ESTUDO

Análise de variância de Kruskal-Wallis não mostrou diferença entre os tratamentos (Tabela 3.1). As exceções foram o componente rasteiro, maior na área quadrienal, e a biomassa de raízes finas na profundidade de 20-30 cm, em que a modal é maior.

Quando os valores foram normalizados, a diferença na biomassa de raízes a 20-30 cm de profundidade deixou de ser significativa e a biomassa de raízes grossas obtida pela equação de Abdala *et al.* (1998) da precoce passa a ser estatisticamente distinta das demais. A biomassa do estrato arbóreo não é estatisticamente distinta entre as áreas em nenhuma das análises. As relações entre os componentes são discutidas a seguir.

**Tabela 3.1.** Componentes da vegetação em cerrado típico submetido a diferentes regimes de queimadas na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília/DF. \*estimados pelas equações alométricas de Abdala *et al.* (1998). mod: queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tardia: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto. biomassa apresentado como média (DP). Não foram incluídas *Camaechrista* spp., *Maprounea guianensis*, *Miconia fallax*, *M.albicans* e *Rourea induta*.

	pre	mod	tar	qua
Cobertura arbórea %	16,5	13,6	7,8	10,0
No. espécies (arbóreo-arbustivo)	51	48	53	48
Lenhosas vivas Diam>5,0cm (ind/ha)	1742	1106	1014	1074
Lenhosas vivas Diam>1,0cm (ind/ha)	3740	6644	6405	4456
Diversidade (Shannon)	3,176	3,137	3,460	3,316
Diversidade (Simpson)	0,926	0,928	0,957	0,948
Biomassa arbóreo* (Mg/ha)	16,1 (9,9)	23,8 (12,6)	17,2 (5,2)	18,2 (5,6)
Biomassa rasteiro (Mg/ha)	6,7 (2,6)	6,2 (0,9)	7,0 (1,1)	10,4 (2,2)
Gramma	2,0 (0,7)	2,2 (0,6)	3,4 (0,8)	3,2 (1,1)
Não-gramma	2,8 (1,6)	3,0 (0,8)	2,2 (0,7)	4,5 (1,7)
Litter	1,8 (1,1)	1,0 (0,6)	1,3 (0,4)	2,3 (0,9)
Raízes grossas* (Mg/ha)	15,3 (7,0)	20,2 (5,3)	20,1 (2,2)	19,9 (4,8)
Raízes finas (Mg/ha)	21,5 (15,6)	25,3 (8,8)	19,6 (10,4)	22,0 (8,0)
0-10 cm	9,2 (6,2)	8,1 (3,9)	6,7 (3,8)	8,6 (4,7)
10-20 cm	7,0 (7,9)	7,8 (4,8)	5,8 (4,7)	5,4 (3,2)
20-30 cm	2,4 (1,4)	4,3 (2,4)	2,8 (2,1)	3,8 (2,4)
30-50 cm	3,0 (2,5)	5,1 (4,5)	4,2 (4,0)	4,2 (4,0)

### BIOMASSA DE RAÍZES

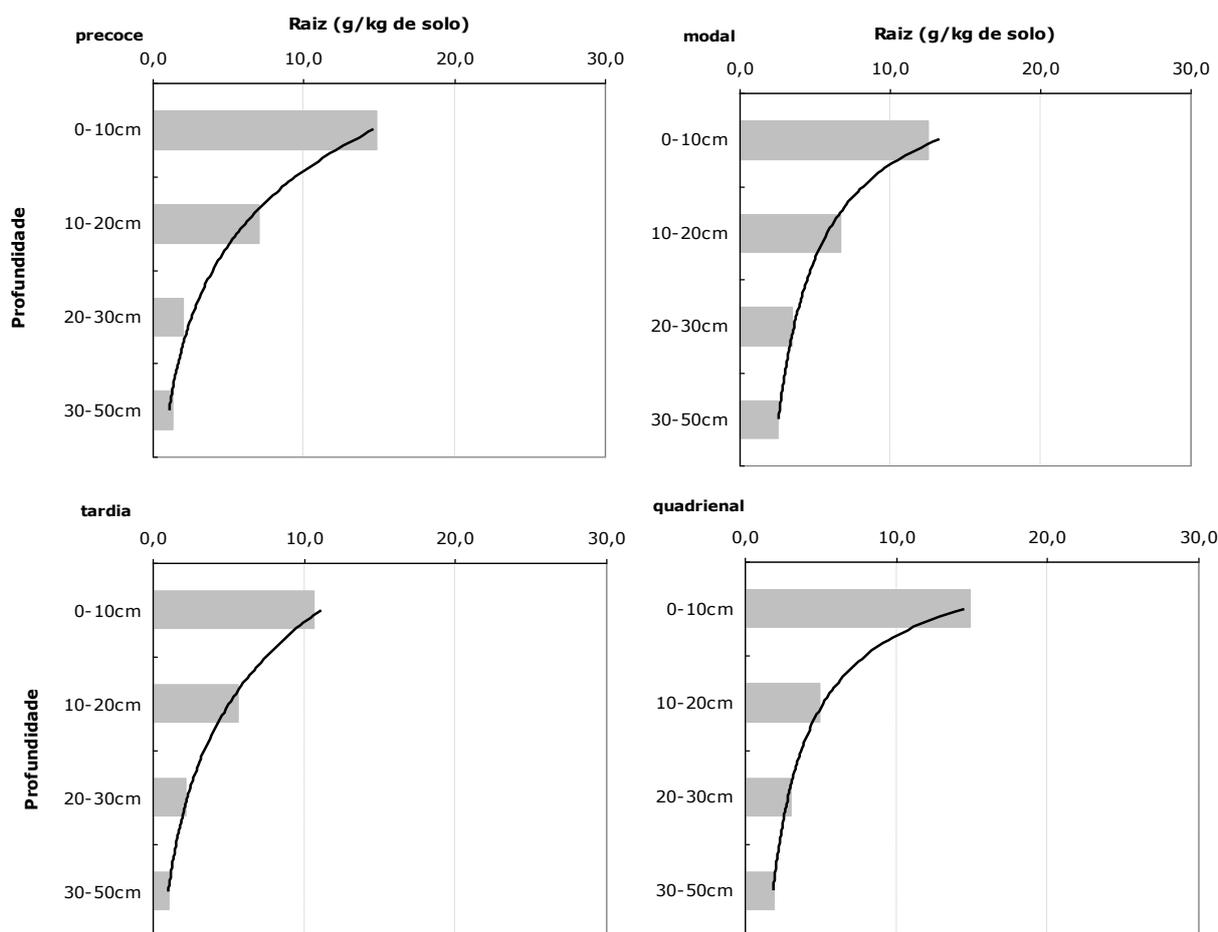
#### Biomassa de Raízes Grossas

A estimativa de biomassa de raízes grossas para as quatro áreas foi de  $15,3 \pm 7,0$  Mg/ha para a precoce e  $20,2 \pm 5,3$  Mg/ha para a modal; a tardia teve  $20,1 \pm 2,2$  Mg/ha e a quadrienal,  $19,9 \pm 4,8$  Mg/ha.

Estatisticamente, a área precoce difere das demais. O valor da precoce vai contra a expectativa de que esta área teria maior biomassa radicular grossa, já que apresenta maior número de indivíduos com diâmetro maior ou superior a 5,0 cm. O desvio padrão, no entanto, indica maior heterogeneidade na área, típica de áreas florestais no cerrado. As médias encontradas também podem indicar tendência das equações alométricas de Abdala *et al.* (1998) serem influenciadas pelo maior número de indivíduos pequenos (i.e. com diâmetro menor que 5,0cm), já que as três outras áreas apresentam biomassa de raízes grossas maior e têm maior proporção de indivíduos pequenos quando comparadas à precoce (Tabela 3.1).

### Biomassa de Raízes Finas

A biomassa de raízes em relação à quantidade de solo [peso seco de raízes (g) / peso seco de solo (kg)] apresentou diferença estatística apenas à profundidade de 20-30 cm, em que precoce e tardia tiveram valores menores do que modal e quadrienal (Figura 3.1).



**Figura 3.1.** Biomassa de raiz por quantidade de solo coletado para os quatro regimes de queima em cerrado típico em que modal: queimadas bienais em agosto; precoce: bienais em junho; tardia: bienais em setembro; e quadrienal: quadrienais em agosto. Reserva Ecológica do IBGE, Brasília/DF.

O coeficiente de decaimento  $\beta$  para os primeiros 10 cm indica que a distribuição de raízes finas é superficial ( $\beta=0,92$  para precoce;  $\beta=0,89$  para modal;  $\beta=0,88$  para tardia e  $\beta=0,91$  para quadrienal). O resultado pode ser função da profundidade determinada para a coleta, até 50 cm. Rodin (2004) estabeleceu  $\beta$  para raízes finas no valor de 0,97 para cerrado *stricto sensu* e 0,99 para campo sujo. Os valores são bem diferentes do estabelecido por Rodin (2004), mas isto pode refletir as profundidades do trabalho, em que este se ateve a 50 cm da superfície e o outro foi até 3 m de profundidade.

Esperava-se identificar alterações nos padrões entre as áreas de estudo, caso o fogo induzisse perda de material na superfície do solo. Nesse caso, a expectativa era de que nas áreas mais afetadas as camadas entre 10 e 30 cm concentrassem maior proporção de biomassa e a forma de assíntota da curva de distribuição seria alterada. A inexistência das alterações esperadas indica que o solo de fato exerce poder isolante sobre as raízes, que o fogo atua de modo similar nas quatro áreas e que para raízes finas, não haveria influência do regime de queima.

A participação percentual de cada profundidade na biomassa total, baseada na densidade de raízes (Figura 3.2) indica que a modal possui menor concentração nos 0-10 cm e a que apresenta maior homogeneidade na distribuição nas demais profundidades. Dados entre 30-50 cm de profundidade foram coletados já agrupados.

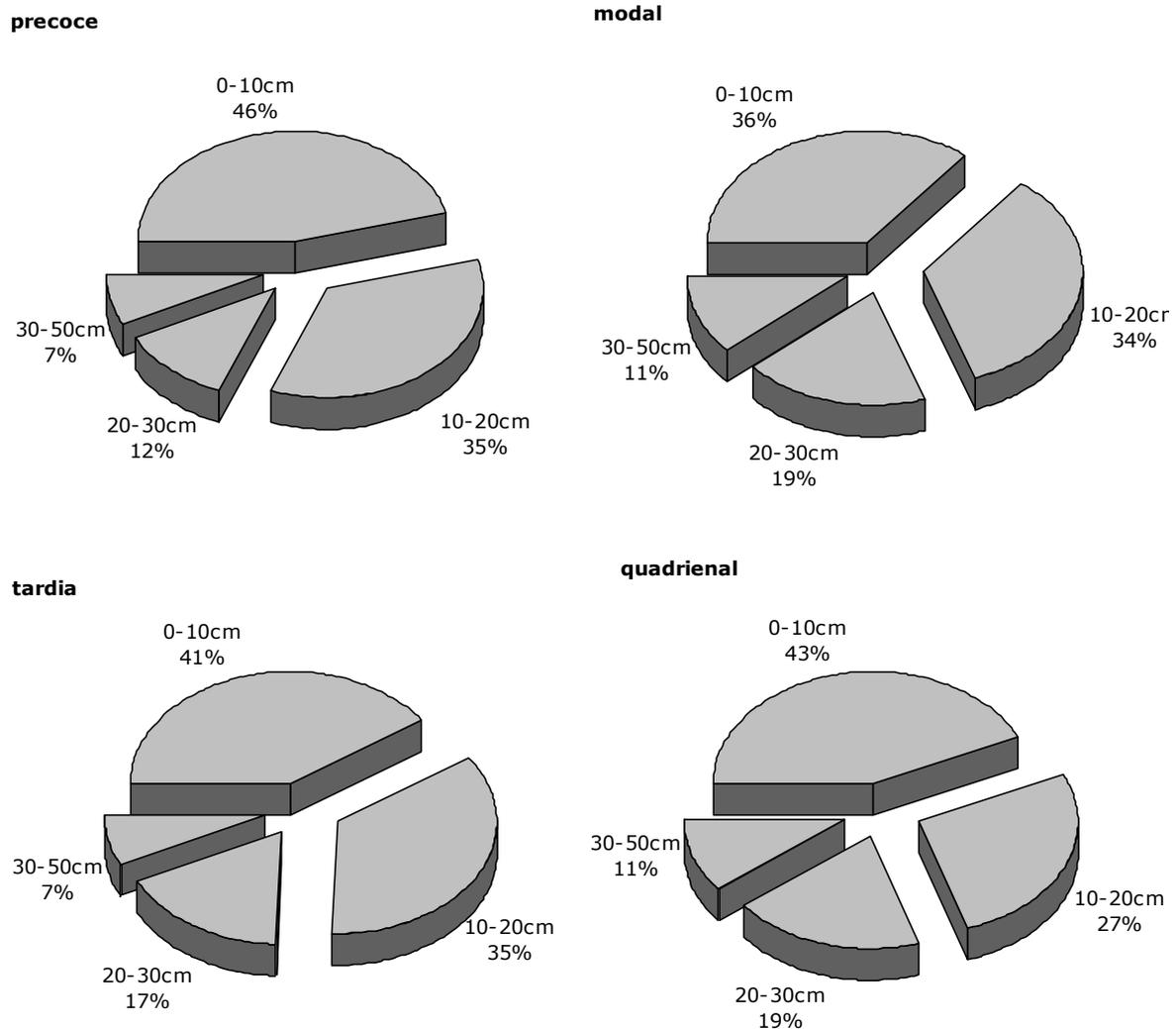
A distribuição de raízes encontrada nas áreas é similar àquela encontrada por Rodin (2004), em que a profundidade de 0-10 cm concentrou 33-40% da biomassa até 50 cm; os valores para as demais profundidades foram de 23-27%, 15-20% e 20-21% para 10-20 cm, 20-30 cm e 30-50 cm, respectivamente. Os valores são mais baixos do que os apresentados por Castro & Kauffmann (1998); com valor de 37%, 37%, 11% e 13% para as respectivas profundidades, mas estes autores relataram distribuição da biomassa total e não só da biomassa fina.

Tanto Castro & Kauffmann (1998) quanto Rodin (2004) encontraram diferenças na distribuição de área de cerrado mais densa e menos densa (campo, cerrado aberto). Para campo sujo, as distribuições são de 41-55% para 0-10 cm, 22-30% para 10-20 cm, 6-16% para 20-30 cm e 6-13% para 30-50 cm de profundidade. A comparação indica que os dados obtidos para as áreas queimadas estão mais próximas dos valores encontrados por Rodin (2004) para áreas fechadas do que para áreas abertas.

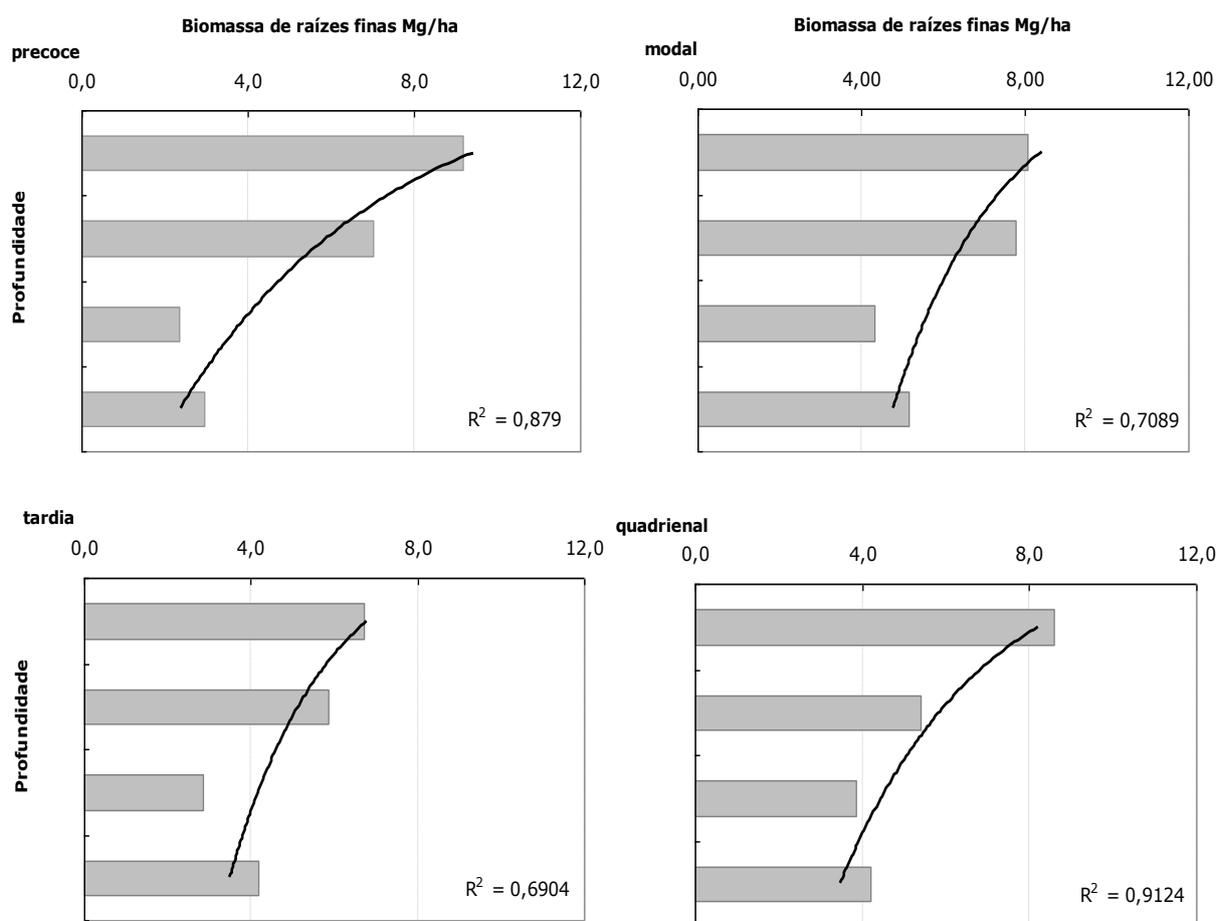
A biomassa total das raízes finas superficiais não foi estatisticamente diferente entre as quatro áreas de estudos. Os valores encontrados foram de  $21,5 \pm 15,6$  Mg/ha (com valor mediano de 18,4 Mg/ha) na precoce;  $25,3 \pm 8,8$  Mg/ha (25,2 Mg/ha) na modal;  $19,6 \pm 10,4$  Mg/ha (16,9 Mg/ha) na tardia; e  $22,0 \pm 8,0$  Mg/ha (21,3 Mg/ha) na quadrienal (Figura 3.3).

Considerados os desvios-padrão, os valores são próximos ou pouco superiores aos 17,6 Mg/ha a 19,7 Mg/ha para cerrado *stricto sensu* (Abdala *et al.* 1998; Castro & Kauffman 1998; Oliveira 1999; Lilienfein *et al.* 2001), e são superiores aos 11,9 Mg/ha de Rodin (2004). Castro & Kauffman

(1998), Oliveira (1999) e Rodin (2004) trabalharam no IBGE, próximos ao local deste estudo. A biomassa encontrada indica que há recuperação (*turnover*) de raízes finas nas áreas sob queimadas prescritas e/ou que os nichos abertos no solo são ocupados, independente do regime de queimadas estabelecido.



**Figura 3.2.** Proporção da densidade de raízes finas (peso de raiz (g)/cm<sup>3</sup>) nas diferentes profundidades para os quatro regimes de queima em cerrado típico em que modal: queimadas bienais em agosto; precoce: bienais em junho; tardia: bienais em setembro; e quadrienal: quadrienais em agosto. Reserva Ecológica do IBGE, Brasília/DF (análises baseadas em mediana no alto; e em médias embaixo).



**Figura 3.3.** Biomassa de raízes finas para os quatro regimes de queima em cerrado típico (mod: queimadas bienais em agosto; pré: bienais em junho; tar: bienais em setembro; e qua: quadrienais em agosto). Reserva Ecológica do IBGE, Brasília/DF.

### Papel da Flotação na Biomassa de Raízes Finas

O processo de flotação não foi capaz de estabelecer um padrão para participação de raízes em nenhum dos regimes, pois a variação nos resultados obtidos foi muito grande (Tabela 3.2). Em média correspondeu a 46% da biomassa radicular total na precoce, 35% na modal, 39% na tardia e 40% na quadriennial.

Os estudos de biomassa de raízes finas em geral não separam os valores dados apenas pelo processo de flotação e por, isso, os trabalhos de Castro & Kauffmann 1998, Delitti *et al.* (2001) e Rodin (2004), não são comparáveis a este.

A intenção em se realizar flotação nas amostras selecionadas era estabelecer um padrão de quanta biomassa seria adicionada por este processo. Estabelecer esta relação traria maior segurança nas estimativas

de biomassa de raízes para o cerrado, já que muitos dos processos usados para isolamento de raízes excluem o material extra-fino.

Os valores estimados para biomassa de raízes grossas implicam que a biomassa de raízes finas contribui para 47% da biomassa total de raízes na precoce, 44% na modal, 37% na tardia e 38% na quadrienal. A proporção registrada na literatura varia de 29% e 56% (Abdala *et al.* 1998; Castro & Kauffmann 1998; Oliveira 1999; Rodin 2004). Se a biomassa separada por flotação for adicionada à biomassa fina, a proporção em relação à biomassa total de raiz sobe para 72%, 71%, 62% e 63%, em cada área respectivamente. Dada a incapacidade de garantir a separação de carvão extra-fino e de silte nas amostras, as proporções que consideram a biomassa obtida por flotação não seriam ideais para representar as áreas de estudo.

**Tabela 3.2.** Porcentagem de raízes finas separadas pelo processo de flotação em quatro áreas de cerrado stricto sensu em Brasília/DF. mod: queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tar: bienais em setembro; e qua: quadrienais em agosto. Números entre parênteses representam mínimo e máximo percentual encontrado.

	pre	mod	tar	qua
0-10 cm	33% (24-41)	43% (22-80)	39% (16-54)	32% (20-41)
10-20 cm	40% (19-64)	44% (30-75)	47% (22-67)	44% (20-59)
20-30 cm	42% (31-59)	47% (20-85)	55% (45-68)	48% (32-65)
30-50 cm	48% (33-65)	32% (22-46)	52% (42-65)	47% (33-56)

## ESTRATO ARBÓREO

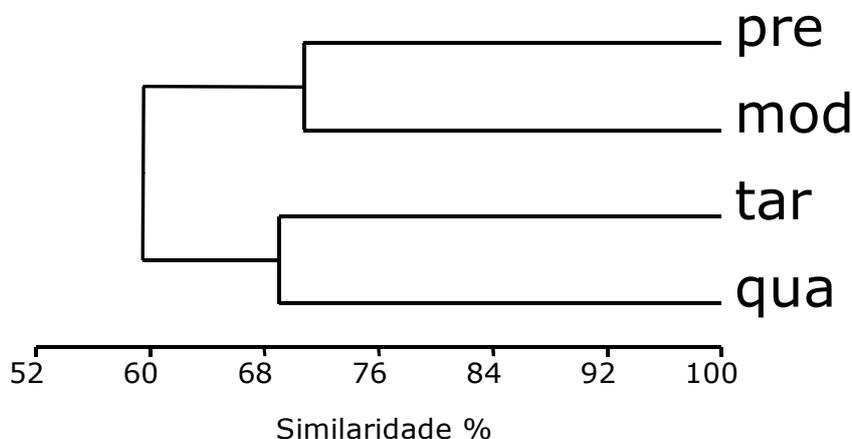
### Características das Áreas de Estudo Após 14 Anos de Projeto

Uso da mesma metodologia anterior à queimada, com inventário de lenhosas com diâmetro maior ou igual a 5,0 cm, indica novos valores de densidade de indivíduos vivos, em que existem 1742 ind/ha na precoce, 1106 ind/ha na modal, 1014 ind/ha na tardia, e 1074 ind/ha na quadrienal (M.N.Sato, dados não publicados). Os novos inventários indicam densidade de indivíduos com diâmetro maior ou igual a 1,0 cm de 3740 ind/ha na precoce, 6644 ind/ha na modal, 6405 ind/ha na tardia e 4456 ind/ha na quadrienal.

O teste de Czekanowski indicou pequena queda na similaridade entre áreas (Figura 3.4), no que diz respeito à riqueza e à abundância de espécies arbóreas.

A comparação de similaridade da riqueza e abundância de espécies arbóreas dentro de cada área, entre 1990 e 2004, mostra que a área precoce manteve 80% de similaridade antes da queimada e a mesma área 14 anos depois; para modal, a similaridade foi de 68%, tardia 66% e quadrienal 77%. O resultado é compatível com trabalhos (Knapp *et al.* 1998), em que o número de espécies é pouco afetado em áreas queimadas e indica que, em cada área, a riqueza e abundância de lenhosas acima de 5,0 cm não sofreram modificações significativas depois de 14 anos de

queimadas prescritas. Este resultado não considera a estrutura da vegetação e a proporção de biomassa entre estrato arbóreo e rasteiro.

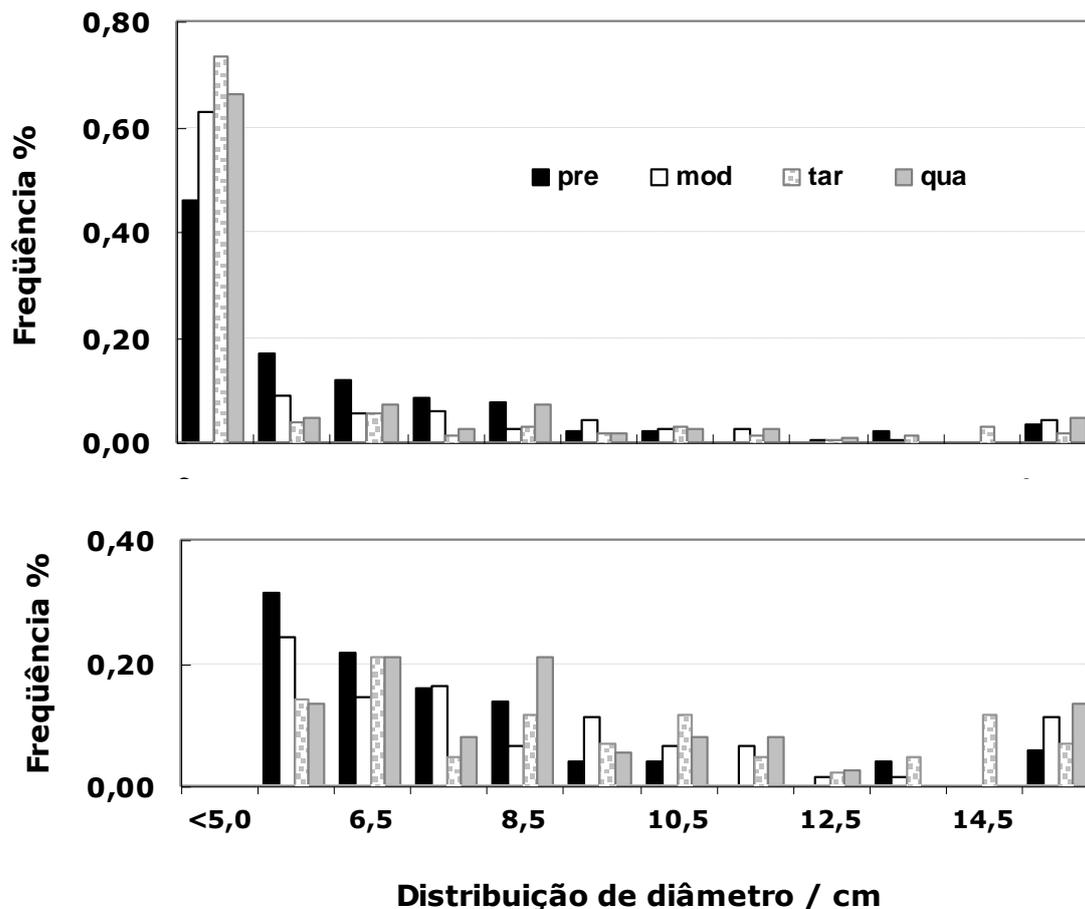


**Figura 3.4.** Similaridade percentual (Czekanowski) para as áreas de estudo, depois de 14 anos sob regimes de queimadas prescritas. (mod: queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tar: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto). Reserva Ecológica do IBGE, Brasília/DF.

Apesar da perda de indivíduos com diâmetro maior ou igual a 5,0 cm, novo TWINSpan feito com base em dados obtidos pelo mesmo método usado no inventário de 1990/1992 indica que as mudanças causadas pelo fogo na riqueza e na abundância de espécies arbóreas não são suficientes para caracterizar distinção entre as quatro áreas (Eigenvalue = 0,1343). Tanto o índice de diversidade de Simpson quanto o de Shannon diversidade permanecem na variação encontrada nos cerrados (Ribeiro *et al.* 1985; Felfili & Silva-Junior 1988; Durigan *et al.* 1994; Felfili *et al.* 1997). O resultado é esperado, já que demais cerrados também estão sob influência de queimadas naturais.

A Figura 3.5 mostra a distribuição de diâmetros para o grupo de indivíduos com diâmetro maior ou igual a 1,0 cm e o compara com a distribuição apenas dos indivíduos com diâmetro maior ou igual a 5,0 cm. Quando excluídos os indivíduos com diâmetro menores que 5,0 cm, a curva perde o formato de J invertido que apresentava antes das queimadas.

Essa diferença nos padrões das curvas de diâmetro explica-se primeiro pela alta densidade de plântulas, indivíduos jovens e rebrotas, em sua maioria de diâmetros menores que 4,9 cm; segundo, pela própria sobrevivência de indivíduos com diâmetro maior que 7,0 cm, menos suscetíveis aos efeitos do fogo (Matos 1994; Rocha-e-Silva & Miranda 1996; Hoffman 1998; Hoffmann & Solbrig 2002).



**Figura 3.5.** Distribuição de diâmetros a 30 cm de altura para indivíduos com diâmetro maior ou igual a 1,0cm (alto). O gráfico embaixo exclui os indivíduos com diâmetro menor que 5,0 cm, para efeito de comparação com dados anteriores às queimadas. Áreas de cerrado típico sob quatro regimes de queima; mod: bienais realizadas em agosto; pre: bienais em junho; tar: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto. Reserva Ecológica do IBGE, Brasília/DF.

Dentre as quatro áreas, a do regime precoce foi a que teve menor concentração de indivíduos na classe de diâmetro < 5,0 cm. Os indivíduos com diâmetro menor que 5,0 cm representaram 52% da densidade na área precoce e é inferior aos 70-80% encontrado nas demais áreas. Ottmar *et al.* (2001) mostram que indivíduos com diâmetro entre 2,0 cm e 5,0 cm correspondem a 50-75% da densidade de árvores em áreas de cerrado no Brasil central. Este trabalho usa diâmetros de 1,0 cm a 5,0 cm, diferente dos usados por Ottmar *et al.* (2001), mas a diferença observada na estrutura da vegetação indica que a modal, tardia e quadrienal teriam de fato maior recrutamento de indivíduos, situação esperada em caso de distúrbios que abrem áreas e reduzem a competição direta intra e interespecífica (Bradstock & Auld 1995; Antos & Halpern 1997; Davis *et al.* 1998; Higgins *et al.* 2000).

Na precoce houve menor perda de indivíduos, maior similaridade de riqueza e abundância (em relação aos parâmetros originais), maior cobertura arbórea e manutenção da representatividade das classes de

diâmetro maior ou igual a 7,0 cm (41% antes das queimadas; 47% nos 14 anos depois). A concentração em classe diâmetro maior ou igual a 7,0 cm para as demais áreas foi 61% na modal (com 43% antes do regime de queimas), 65% na tardia (49% pré-queimadas), e 66% na quadrienal (46% pré-queimadas).

Os parâmetros mostrados neste capítulo podem indicar que na precoce houve menor habilidade para recrutamento de novos indivíduos, com manutenção da estrutura original.

### Composição do Estrato Arbóreo-Arbustivo

As áreas apresentaram de 48 a 53 espécies no estrato arbóreo arbustivo (Tabela 3.3), número característico de inventários para cerrados (Mantovani & Martins 1993; Filgueiras *et al.* 1998; daSilva & Nogueira 1999; Batalha & Mantovani 2000; Batalha *et al.* 2001; Deliti *et al.* 2001), embora áreas mais ricas e maiores apresentem até 120 espécies no estrato arbóreo. Houve redução de riqueza em todas as áreas, com perda de 4 espécies na precoce, 9 na modal, 5 na tardia e 8 na quadrienal. Na tardia entraram duas espécies *Kielmeyera speciosa* A.St-Hill. e *Mimosa clausenii* Benth., que já existiam na área, com diâmetro menor que 5,0 cm.

Em todas as áreas a perda de espécies foi principalmente naquelas em que havia poucos indivíduos e a perda pode não ser atribuída diretamente à sensibilidade ao regime de queimadas, e sim a processo estocástico como evento único de queimada (Sankaran & McNaughton 1999).

As espécies botânicas com maior frequência foram *Kielmeyera* spp, *Davilla elliptica* A.St-Hill. *Byrsonima pachyphylla* Griseb. (sin. *Byrsonima crassa*) e *Roupala montana* Aubl. Na modal e tardia, em que houve maior perda de indivíduos, além de *D. elliptica*, também foram observadas alta frequência de *Eremanthus* spp e de *Rapanea guianensis* Aubl. As duas últimas espécies formam populações numerosas na tardia e na modal, com indivíduos de pequeno diâmetro, o que pode indicar re-colonização pós-fogo em áreas específicas, já que não foram encontradas em condições similares nas duas outras áreas.

Comparados a dados não publicados de M. N. Sato, obtidos com mesma metodologia pré-queimadas, não foram mais registradas *Aegiphila lhotzkiana* L., *Baccharis intermixta* Gardner, *Erythroxylum daphnites* Mart., mas estas espécies tinham apenas um ou dois indivíduos na amostra inicial (Sato 2003). Para *Eremanthus glomerulatus* Less. e *Rapanea guianensis* Aubl. houve redução do número de indivíduos com diâmetro maior que 5,0 cm, mas estas foram espécies bastante comuns nos novos inventários, com DA30 > 1,0 cm. Para *Palicourea rigida* Kunth, houve redução de indivíduos segundo os inventários de Sato (2004, dados não publicados); neste estudo, poucos indivíduos desta espécie foram observados. Maior atenção deve ser dada a *Vernonia pinnosa* (Baker) MacLeish e *Erythroxylum tortuosum* Mart, que podem estar com as populações em declínio na quadrienal.

A presença de indivíduos de diâmetro menor que 5,0 não trouxe inclusão de novas espécies arbóreas, o que pode ser reflexo tanto da recuperação por rebrota quanto do efeito da proximidade das espécies já existentes na dispersão de sementes. A proporção entre recuperação por reprodução sexuada e assexuada não foi avaliada.

**Tabela 3.3.** Frequência de ocorrência de espécies do estrato arbóreo cerrado stricto sensu submetido a diferentes regimes de queimadas prescritas. mod: regime de queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tar: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto Total de cinco parcelas para cada regime. Brasília/DF. A lista apresenta espécies encontradas em 1990; nem todas permaneceram após os 14 anos de regime de queimadas. \*\* registradas no inventário de N.M.Sato (dados não publicados). # espécie do estrato rasteiro.

Espécie	pre	mod	tar	qua
Anacardiaceae				
Anacardium cf. humile				0,20
Annonaceae				
Annona coriacea Mart.				0,20
Annona sp		0,20		
Apocynaceae				
Aspidosperma macrocarpon Mart.	**	**	0,20	**
Aspidosperma tomentosum Mart.	0,20	0,40	0,40	0,40
Hancornia speciosa Gomes	**			
Araliaceae				
Didymopanax macrocarpon (Cham.&Schltdl.) Seem.	0,40	0,60	0,20	0,20
Bignoniaceae				
Tabebuia ochracea (Cham.) Standl.		**	0,4	**
Bombacaceae				
Eriotheca pubescens (Mart.&Zucc.) Schott.&Endl.	**	0,20	0,20	
Caryocaraceae				
Caryocar brasiliense A.St-Hill.	0,20	0,20	0,20	0,20
Celastraceae				
Austroplenckia polpunea (Reisseck)Lundell		**	0,20	
Chrysobalanaceae				
Couepia grandiflora (Mart.&Zucc.) Benth&Hook.f.	0,20	**	**	**
Compositae				
Baccharis intermixta Gardner				
Eremanthus spp	**	0,80	0,80	0,20
Piptocarpha rotundifolia (Less.) Baker	0,40	0,60	0,20	0,40
Vernonia pannosa (Baker) MacLeish				**
Connaraceae				
Connarus suberosus Planch.	**	0,20	**	**
Rourea induta Planch.	0,60	0,20	0,20	0,60

Dilleniaceae				
Davilla elliptica A.St-Hill.	0,20	0,80	0,80	0,60
Ebenaceae				
Diospyros hispida A.DC.	**		**	
Erythroxylaceae				
Erythroxylum suberosum A.St-Hill.	0,20	0,40	0,20	0,20
Erythroxylum tortuosum Mart.	**			
Guttiferae				
Kielmeyera spp	0,60	0,80	0,60	0,60
Leg.Cesalpinoideae				
Copaifera langsdorfii Desf.			0,20	
Dimorphandra mollis Benth.	**	**	**	**
Hymenaea stigonocarpa Mart.ex-Hayne		**	0,60	**
Sclerolobium paniculatum Vogel	0,6	0,6	**	0,2
Leg.Faboideae				
Acosmium dasycarpum (Vogel) Yakovlev			0,20	
Andira humilis Mart.ex-Benth.	**			**
Bowdichia virgilioides H.B.K.	0,40	0,40	0,20	0,40
Dalbergia miscolobium Benth.	0,80	0,80	0,60	0,60
Machaerium opacum Vogel			0,20	0,20
Pterodon pubescens (Benth.) Benth.	**	**	0,20	0,20
Vatairea macrocarpa (Benth.) Ducke			**	**
Leg.Mimosoideae				
Enterolobium gummiferum (Mart.) J.F.Macbr.	**	0,40	0,60	0,20
Mimosa clausenii Benth.	**	0,20	0,60	
Mimosa sp	0,40	0,60	0,20	
Stryphnodendron adstringens (Mart.) Cov.	0,2	0,6	0,4	0,4
Loganiaceae				
Strychnos pseudoquina A.St-Hill.			**	**
Lythraceae				
Lafoensia pacari A.St-Hill.		0,20		0,20
Malpighiaceae				
Byrsonima coccolobifolia Kunth	**	**	0,20	**
Byrsonima pachyphylla Griseb.	0,40	0,60	0,80	0,60
Byrsonima verbascifolia (L.) DC.	0,60	0,60	0,20	0,20
Heteropterys escalloniifolia A.Juss.		**		
Melastomataceae				
Miconia albicans (Sw.) Triana	#	#	#	#
Miconia ferruginata DC.	0,60	0,40	0,20	0,40
Miconia pohliana Cogn.	**	0,20	0,40	**
Myrsinaceae				
Rapanea guianensis Aubl.	0,20	0,60	0,80	0,20

Myrtaceae				
Blepharocalyx salicifolius (H.B.K.) O.Berg	1,00	0,80	**	1,00
Psidium bergianum (Nied.) Burret	**		**	
Nyctaginaceae				
Guapira graciliflora (Mart.ex-J.A.Schmidt) Lundell			0,20	**
Guapira noxia (Netto) Lundell	0,40	0,20	0,20	**
Neea theifera Oerst.		**	0,20	
Ochnaceae				
Ouratea hexasperma (A.St-Hill.) Baill.	0,80	0,60	0,60	0,40
Proteaceae				
Roupala montana Aubl.	0,80	0,80	1,00	0,60
Rubiaceae				
Palicourea rigida Kunth	0,40	0,20	0,20	0,40
Tocoyena formosa (Cham.&Schldtl.) K.Schum.	0,20		0,20	
Sapotaceae				
Pouteria ramiflora (Mart.) Radlk.	**	**	**	
Pouteria torta (Mart.) Radlk.	**			
Styracaceae				
Styrax ferrugineus Nees&Mart.	0,4	0,4	0,6	0,8
Symplocaceae				
Symplocos rhamnifolia A.DC.	**	**	**	**
Velloziaceae				
Vellozia squamata Pohl	0,2	0,8	0,8	0,4
Verbenaceae				
Aegiphila lhotzkiana L.				
Vochysiaceae				
Qualea grandiflora Mart.	0,20	0,20	1,00	0,60
Qualea multiflora Mart.	0,20	0,40	0,40	0,60
Qualea parviflora Mart.	0,40	0,80	0,40	0,60
Vochysia elliptica Mart.	0,40	0,60	0,20	0,40
Vochysia thyrsoidea Pohl	**		**	
Vochysia tucanorum Mart.		0,20		

### Biomassa Aérea do Estrato Arbóreo-Arbustivo

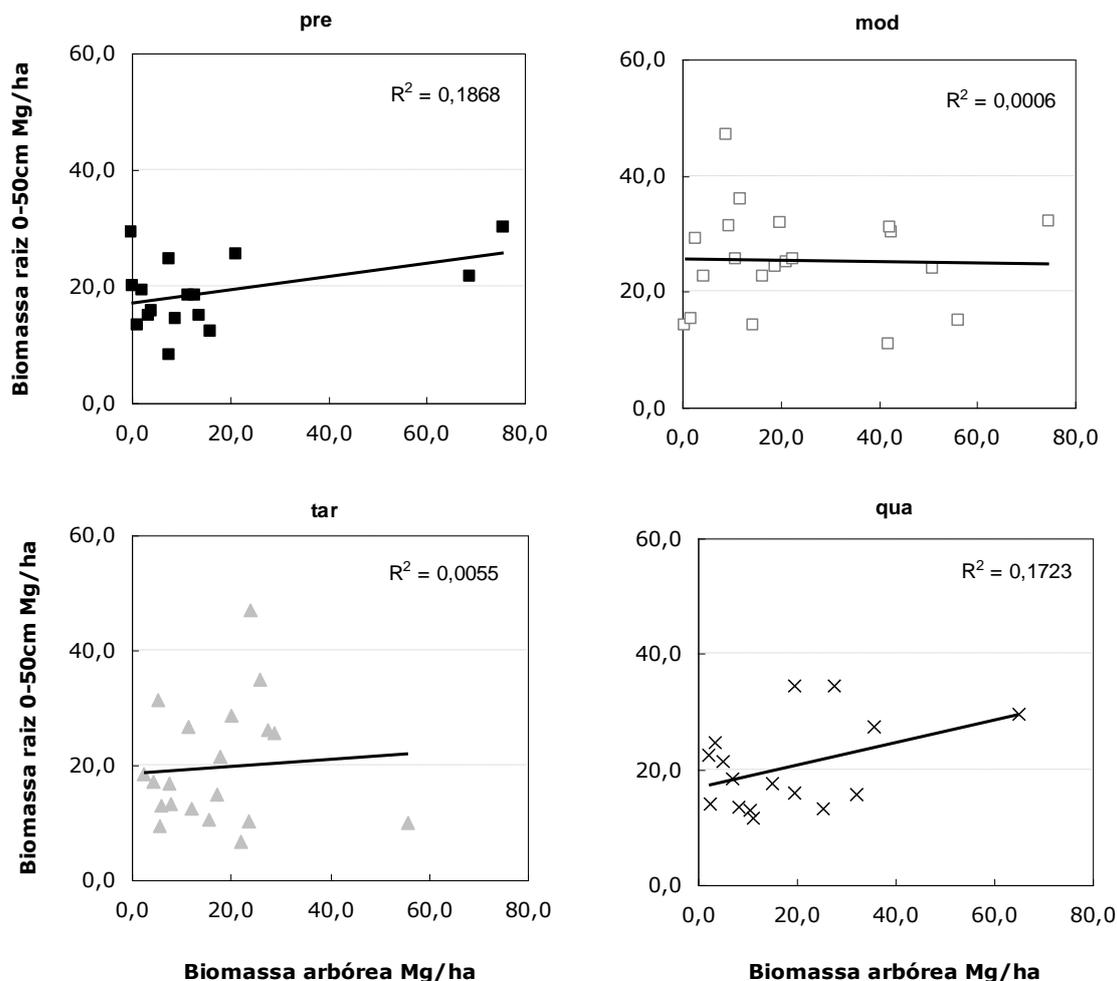
A biomassa do estrato arbóreo-arbustivo foi de  $14,0 \pm 9,9$  Mg/ha para a precoce,  $23,8 \pm 12,6$  Mg/ha para a modal,  $17,2 \pm 5,2$  Mg/ha para a tardia e  $18,2 \pm 5,6$  Mg/ha para a quadrienal. Os valores encontram-se dentro do intervalo descrito para os cerrados por Castro & Kauffmann (1998), mas estão abaixo dos valores obtidos por Abdala et al. (1998) e por Ottmar et al. (2001). No entanto, Ottmar et al. (2001) estimaram valores de biomassa aérea para os cerrados *stricto sensu* do IBGE e indicaram 21,4

Mg/ha para biomassa de árvores e 8,2 Mg/ha para o estrato rasteiro, em que 1,4 Mg/ha são de grama e 5,4 Mg/ha são serrapilheira.

A menor biomassa estimada na área precoce foi surpresa, por causa da menor perda de indivíduos com diâmetro maior ou igual a 5,0cm, e da maior densidade e cobertura arbóreas. Este efeito pode ser função da variabilidade espacial na distribuição de árvores, de desvios (*bias*) nos pontos de coletas de raízes ou da validade do uso das equações de Abdala *et al.* (1998) para a estimativa de biomassa aérea.

Os dados obtidos para a precoce indicaram que esta foi a área em que houve maior manutenção das características pré-queima e, neste caso, provavelmente a equação de Abdala *et al.* (1998) teria boa capacidade de representar a área. Para modal, tardia e quadrienal, com maior proporção de indivíduos com diâmetro menor que 5,0 cm, a equação pode não ter a mesma representatividade.

A biomassa de raízes finas não apresentou relação com a biomassa da vegetação arbóreo-arbustiva (Figura 3.6).



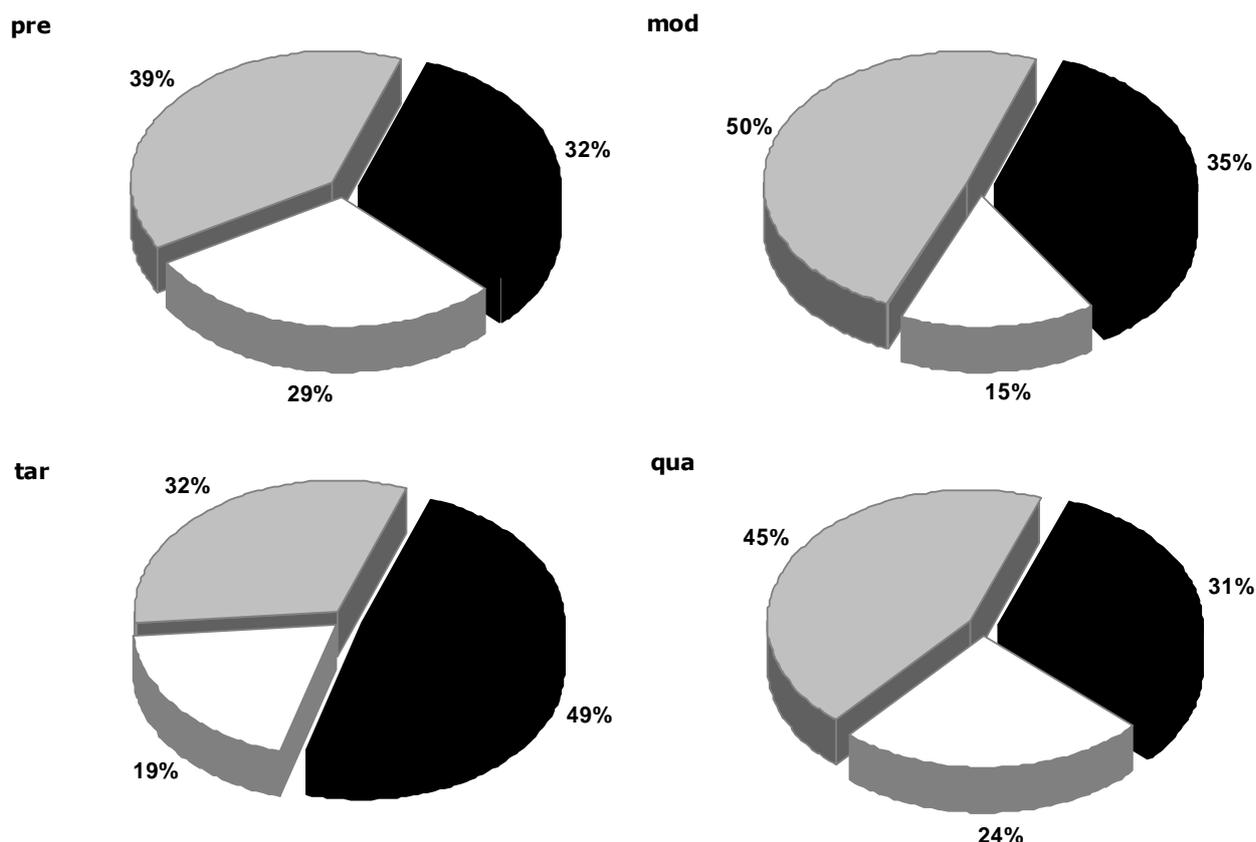
**Figura 3.6.** Relação entre biomassa de raízes finas e do estrato arbóreo em cerrado stricto sensu submetidas queimadas freqüentes. mod: queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tar: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto. Brasília/DF.

Os resultados indicam que as diferenças observadas na estrutura arbórea não se refletem na biomassa de raízes finas. San José *et al.* (1998) mostram que savana venezuelana protegida do fogo por 25 anos trouxe diferença maior na biomassa aérea do que na biomassa radicular quando comparada à savana queimada; houve redução de 70% na biomassa aérea e de apenas 40% na biomassa radicular. A ausência de diferença entre as áreas estudadas aqui indicam que o cerrado poderia apresentar comportamento similar.

## ESTRATO RASTEIRO E COBERTURA VEGETAL

### Participação de Gramíneas na Biomassa do Estrato Rasteiro

A área precoce apresentou  $6,9 \pm 2,8$  Mg/ha, em que 32% era composto por gramíneas e ciperáceas (grama), 39% por pequenas espécies lenhosas e outras espécies (não-grama) e 29% por serrapilheira (litter) (Figura 3.7).



**Figura 3.7.** Proporção na composição do estrato rasteiro em no cerrado típico de estudo, em que preto: gramíneas e ciperáceas, branco: serrapilheira, cinza: espécies lenhosas e outras no estrato rasteiro. Reserva Ecológica do IBGE, Brasília/DF. (mod: bienais em agosto; pre: bienais em junho; tar: bienais em setembro; e qua = quadrienais em agosto).

Para a modal, foram  $6,2 \pm 0,9$  Mg/ha em que 35% era grama e 50% não-grama; para a tardia, foram  $7,0 \pm 1,1$  Mg/ha, com 49% grama e 32% não-grama; para a quadrienal,  $10,4 \pm 2,2$  Mg/ha, com 31% grama e 45% não-grama. A participação de grama nas quatro áreas é coerente com os valores de áreas abertas e queimadas (que se tornam mais abertas).

### Composição de Espécies do Estrato Rasteiro

A composição de espécies da porção não-grama do estrato rasteiro tem poucas diferenças entre as áreas (Tabela 3.4). Não foi identificada espécie indicadora do regime aplicado; a maioria era comum a mais de uma área de estudo e nenhuma das espécies exclusivas na área foi encontrada em pelo menos três parcelas (frequência mínima de 0,60).

A diversidade encontrada foi média a alta (Mantovani & Martins 1993; Filgueiras *et al.* 1998; daSilva & Nogueira 1999; Batalha & Mantovani 2000; Batalha *et al.* 2001; Deliti *et al.* 2001), com 128 espécies identificadas. Destas, 43 compõem o estrato arbóreo-arbustivo e, por isso, espera-se menor frequência nas estimativas do estrato rasteiro. Alta frequência destas espécies no rasteiro pode indicar boa capacidade destas espécies em se estabelecer em áreas queimadas. *Miconia albicans* (Sw.) Triana, *M. fallax* DC., *M. pohliana* Cogn. e *Rourea induta* Planch também se encontram na listagem de espécies do estrato arbóreo-arbustivo, mas dificilmente alcançam diâmetro acima de 5,0 cm nos cerrados estudados.

A ocorrência de *Peixotoa* sp. e de *Chamaecrista orbiculata* (Benth.) H.S. Irwin & Barneby pode ter sido subestimada, pois ambas têm altura maior que 2,0 m e podem ter influenciado no posicionamento do local de referência de coleta (seja do buraco para raízes, seja dos quadrados de biomassa). A mesma interferência pode ter ocorrido para *M. albicans*, que forma touceiras de grande diâmetro.

**Tabela 3.4.** Frequência de ocorrência de espécies do estrato rasteiro em cerrado stricto sensu submetido a diferentes regimes de queimadas prescritas, em que mod: queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tar: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto (5 parcelas por regime). Brasília/DF. Gramineae não foram identificadas. Espécies marcadas com asterisco (\*) são encontradas no estrato arbóreo-arbustivo.

Espécie	pre	mod	tar	qua
Acanthaceae				
Ruellia spp.	0,40	0,40	0,80	0,60
Annonaceae				
*Annona coriacea Mart.		0,40	0,40	0,40
Annona tomentosa Mart.	0,20		0,20	0,20
Annona warmingiana Mello-Silva & Pirani		0,60	0,60	0,20
Apocynaceae				
*Aspidosperma macrocarpon Mart.	0,20	0,20	0,20	
*Aspidosperma tomentosum Mart.	0,20		0,20	0,40

Begoniaceae				
Begonia cucullata Willd.	0,40			
Bignoniaceae				
<i>Anemopaegma arvense</i> (Vell.) Stellfeld exBarreiros	0,20	0,40	0,40	0,40
<i>Jacaranda ulei</i> Bureau&K.Schum.	0,60	0,80	0,40	0,60
* <i>Tabebuia ochracea</i> (Cham.) Standl.			0,40	0,20
Burseraceae				
Protium ovatum Engl.	0,60	0,80	0,60	1,00
Caryocaraceae				
* <i>Caryocar brasiliense</i> A.St-Hill.			0,20	
Celastraceae				
* <i>Austroplenckia polpunea</i> (Reisseck)Lundell			0,40	0,40
Chrysobalanaceae				
<i>Parinari obtusifolia</i> Hook.f.		0,20	0,20	0,20
Compositae				
<i>Aspilia foliacea</i> (Spreng.) Baker	0,40	0,60	0,60	
<i>Baccharis</i> sp			0,20	
* <i>Eremanthus</i> spp	0,40	0,80	0,40	0,40
<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker	0,20	0,40	0,20	0,20
<i>Pseudobrickellia brasiliensis</i> (Spreng.) R.M.King&H.Rob.	0,80	0,20	0,20	0,40
* <i>Vernonia brevipetiolata</i> Sch.Bip.exBaker	0,20	0,40		0,20
Connaraceae				
* <i>Connarus suberosus</i> Planch.	0,60	0,60	0,20	0,20
* <i>Rourea induta</i> Planch.	0,60	1,00	0,80	0,80
Curcubitacea				
<i>Perianthopodus espelina</i> Silva Manso	0,20	0,20		
Dilleniaceae				
* <i>Davilla elliptica</i> A.St-Hill.	0,60	0,20	0,80	0,60
Ebenaceae				
* <i>Diospyros hispida</i> ou <i>D.burchelli</i>			0,40	
Erythroxylaceae				
<i>Erythroxylum campestre</i> A.St.-Hill.	1,00	0,60	0,80	1,00
* <i>Erythroxylum suberosum</i> A.St.-Hill.	0,20	0,40	0,40	0,60
* <i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart.				0,20
Euphorbiaceae				
<i>Croton antisiphyliticus</i> Mart.	0,80	1,00		1,00
<i>Croton goyazensis</i> Mart.	1,00	1,00	1,00	1,00
<i>Dalechampia caperonioides</i> Baill.	1,00	1,00	0,60	1,00
<i>Manihot</i> sp.				0,20
<i>Maprounea guianensis</i> (Aubl.) Müll.Arg.	0,20	0,80	1,00	1,00
<i>Sebastiania ditassoides</i> (Didr.) Müll.Arg.	0,40	0,80	0,00	0,20

Flacourtiaceae				
Casearia altiplanensis Sleumer	1,00	1,00	0,60	1,00
Casearia sylvestris Sw.	0,40	0,20	0,80	0,80
Guttiferae				
Kielmeyera abdita Saddi	0,20	0,80		0,40
*Kielmeyera coriacea (Spreng.) Mart. ou K. speciosa A. St-Hil.	0,20	0,20	0,80	0,20
Kielmeyera rubiflora Cambess.	0,20			0,20
Kielmeyera variabilis Mart.	0,20			0,20
Hippocrateaceae				
Peritassa campestris (Cambess.) A.C.Sm.			0,20	0,40
Salacia crassifolia (Mart.)G.Don	0,20	0,20	0,40	0,60
Iridaceae				
Sisyrinchium sp1	0,60	0,20	0,40	0,60
Sisyrinchium sp2				0,40
Labiatae				
Hypenia macrantha (A.St-Hill. exBenth.) Harley	0,60	0,20	0,20	0,60
Hyptis saxatilis A.St-Hill.exBenth.	0,40	0,40		0,80
Hyptis sp. Pohl.exBenth.	0,60	0,80	1,00	1,00
Leg. Caesalpinoidea				
Bauhinia sp	1,00	1,00	0,60	1,00
Cassia spp.	0,20	0,40	0,20	0,20
Chamaecrista lundii (Benth.) H.S.Irwin&Barneby	0,40	0,40	0,20	0,60
Chamaecrista orbiculata (Benth.) H.S.Irwin&Barneby	0,20	0,80	0,20	0,80
Chamaecrista ramosa		0,20	0,40	0,80
*Sclerolobium paniculatum Vogel			0,20	
Sena rugosa (G.Don) H.S.Irwin&Barnaby			0,20	0,40
Leg. Faboideae				
*Acosmium dasycarpum (Vogel) Yakovlev			0,20	
Andira humilis Mart.ex-Benth.	0,20			0,20
*Dalbergia mimosolobium Benth.			0,20	0,40
Eriosema rigidum	0,40	0,20	0,40	1,00
Galactia peduncularis	0,40	0,40	0,00	0,80
Galactia sterophylla	0,60	0,80	0,40	0,80
Lupinus velutinus Benth.	0,20			
*Machaerium opacum Vogel			0,20	
Periandra mediterranea (Vell.) Taub.	0,40	0,40	0,40	0,20
Zornia vestita ou Z.criptanha				0,20
Leg. Mimosoidea				
Calliandra cf dysantha Benth.	1,00	1,00	1,00	0,60
*Mimosa clausenii Benth.	0,20	0,60		
*Stryphnodendrum adstringens	0,20		0,20	
Lythraceae				
Cuphea ferruginea	0,40		0,20	0,20
Cuphea linarioides	0,20		0,00	0,20
Cuphea spp.	0,60	0,60	0,40	0,20
Diplusodon spp.	0,60	1,00	0,20	1,00
*Lafoensia pacari A.St-Hill.		0,20		

<b>Malpighiaceae</b>				
Banisteriopsis campestris	0,40	0,20	0,40	
Banisteriopsis stellaris (Griseb.) B.Gates		0,20	0,40	1,00
*Byrsonima coccolobifolia Kunth	0,20	0,20		
Byrsonima guillemiana A.Juss.	0,40	0,40		1,00
Byrsonima intermedia	0,20			
*Byrsonima pachyphylla Griseb.	0,20	0,20		0,40
*Byrsonima verbascifolia (L.) DC.	0,20	0,40	0,20	
Byrsonima viminifolia A.Juss.				0,20
Peixotoa sp	0,40	1,00	0,40	0,40
<b>Malvaceae</b>				
Pavonia rosa-campestris A.St-Hill.	0,60	1,00	0,60	0,80
Pelteia acutifolia ou P.edouardii			0,40	0,20
<b>Melastomataceae</b>				
Miconia albicans (Sw.)Triana	0,80	1,00	0,80	0,80
Miconia fallax DC.	0,60	0,60	0,20	0,40
*Miconia ferruginata		0,20	0,20	
*Miconia pohliana Cogn.	0,60	0,40	0,20	
Ossaea congestiflora (Naudin) Cogn.	0,20	0,20	0,40	0,20
<b>Menispermaceae</b>				
Cissampelos ovalifolia DC.	0,20	0,40		0,40
<b>Myrsinaceae</b>				
Cybianthus detergens	0,40	0,80	0,60	0,40
*Rapanea guianensis Aubl.	0,20	0,60	0,80	0,60
<b>Myrtaceae</b>				
*Blepharocalyx salicifolius (H.B.K.) O.Berg	0,20	1,00	0,40	0,40
Campomanesia pubescens (DC.)O.Berg	0,60	1,00	0,80	1,00
Eugenia bracteata Vell.	0,80	0,80	0,40	0,60
Eugenia mircians	0,60	0,80	0,00	0,60
Myrcia decrescens	0,20	0,80	0,20	
Myrcia linearifolia Cambess.	1,00	1,00	1,00	1,00
Myrcia rostrata		0,40		0,20
Myrcia torta DC.	1,00	1,00	1,00	1,00
Myrtaceae Gênero spp.	0,40	1,00	0,20	0,80
<b>Nyctaginaceae</b>				
*Guapira graciliflora (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell	0,20	0,20	0,20	0,20
*Guapira noxia (Netto) Lundell	0,40	0,40		0,20
*Neea theifera Oerst.	0,20	0,60	0,60	0,40
<b>Ochnaceae</b>				
*Ouratea hexasperma (A.St-Hil.) Baill.	0,80	0,40	0,40	0,60
Ouratea floribunda (A.St-Hil.) Engl.	0,40	0,40	0,40	0,60
<b>Oxalidaceae</b>				
Oxalis densiflora Mart.&Zucc.	0,60	0,60	0,20	0,20
Oxalis suborbiculata	0,40	0,40	0,80	0,40
<b>Palmae</b>				
	0,20	0,40	0,40	0,40

Polygalaceae				
Polygala spp.	0,20	0,20	0,20	
Proteaceae				
*Roupala montana Aubl.	0,80	1,00	0,80	1,00
Rubiaceae				
Borreria verbenoides			0,40	
Borreria sp	0,20	0,80	0,60	0,80
Palicourea coriacea		0,40	0,20	0,20
Palicourea officinalis Mart.	0,20	0,40	0,20	0,20
*Palicourea rigida Kunth		0,60	0,80	0,20
Sabicea brasiliensis Wernham	0,80	0,40	0,20	0,40
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham.&Schltdl.) K.Schum.			0,20	
Rutaceae				
Esenbeckia pumila Pohl	0,20	0,40		
Spiranthera odoratissima A.St-Hil.	0,40	0,20	0,80	0,80
Smilacaceae				
Smilax goyazana A.DC.	0,40	0,40	0,20	0,20
Styracaceae				
*Styrax ferrugineus Nees&Mart.	0,60	0,40	0,60	0,20
Turneraceae				
Piriqueta sidifolia ou Turnera laniifolia	0,80	0,60	0,60	0,80
Velloziaceae				
*Vellozia squamata			0,20	
Vochysiaceae				
*Qualea grandiflora Mart.	0,20			
*Qualea multiflora Mart.	0,20	0,20		
*Qualea parviflora Mart.	0,20	0,80		0,40
*Vochysia elliptica Mart.	0,20	0,20	0,20	0,20
*Vochysia tucanorum		0,20		
Não identificadas	0,80	0,80	1,00	1,00

### Estrato Rasteiro e Cobertura Vegetal

A cobertura das áreas foi de 16,5% para a precoce, 13,6% na modal, 7,8% na tardia e 10,0% na quadrienal.

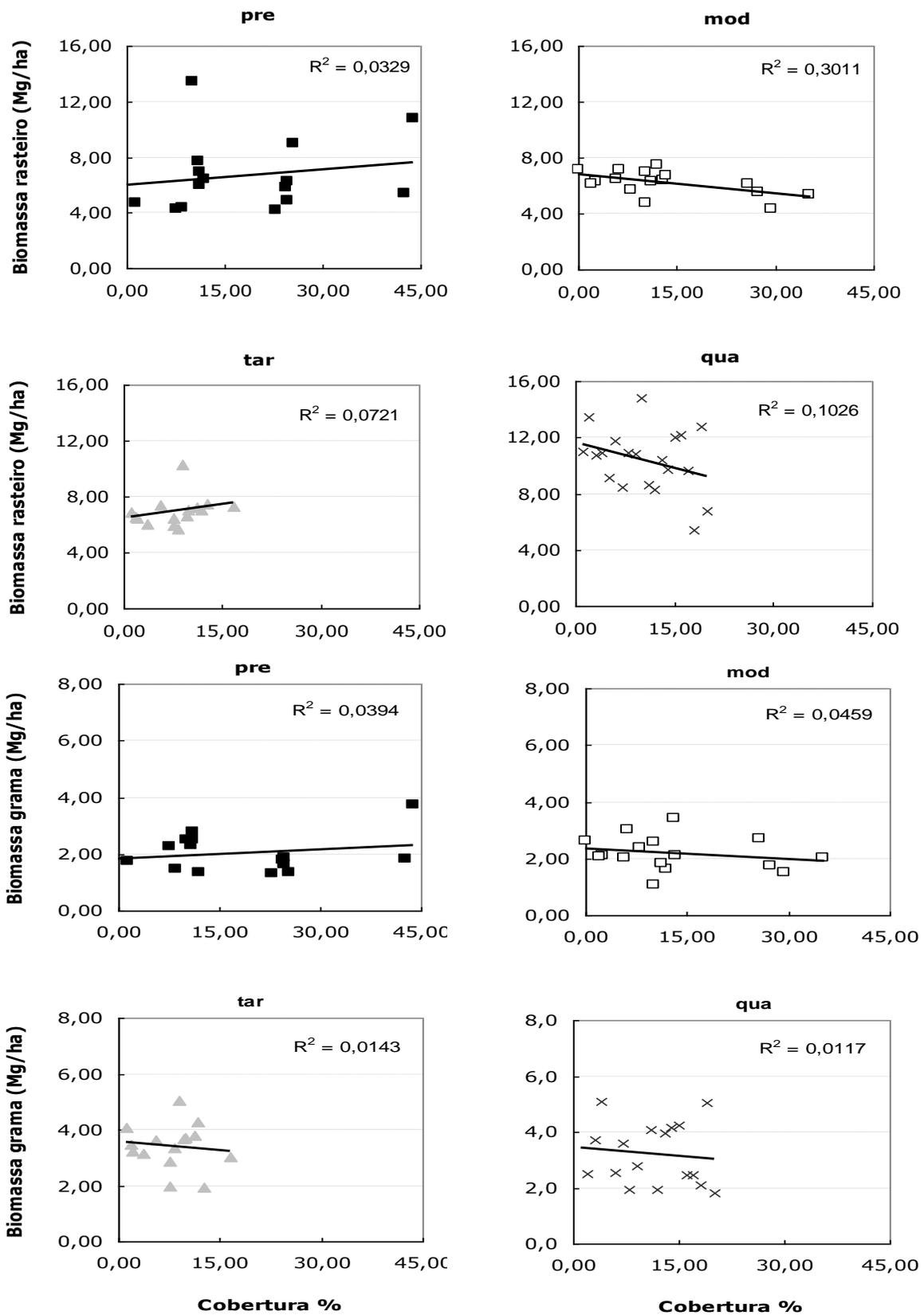
A biomassa do estrato arbóreo não necessariamente apresenta relação com a cobertura arbórea, pois a cobertura é dada por ramos e folhas encontrados acima de 1,30 m de altura. Portanto, áreas com indivíduos pequenos, especialmente dispersos ou de copa pequena ou aberta apresentarão baixa cobertura, mesmo que tenham diâmetro de caule grande.

Em cerrados é natural a existência de copas pouco densas e, em áreas queimadas, observa-se redução da altura dos indivíduos e entouceiramento por causa das rebrotas basais (Sato 1996, 2003). Mas a relação inversa entre biomassa rasteira e cobertura arbórea percentual ou biomassa arbórea é prevista pelos modelos em que gramíneas são eliminadas pelo sombreamento. Ao contrário do previsto por esses modelos, nem a biomassa do estrato rasteiro nem a biomassa da porção "grama" apresentaram relação com a cobertura arbórea porcentual (Figura 3.8). A relação de ambas também foi fraca para biomassa do estrato arbóreo (Figura 3.9).

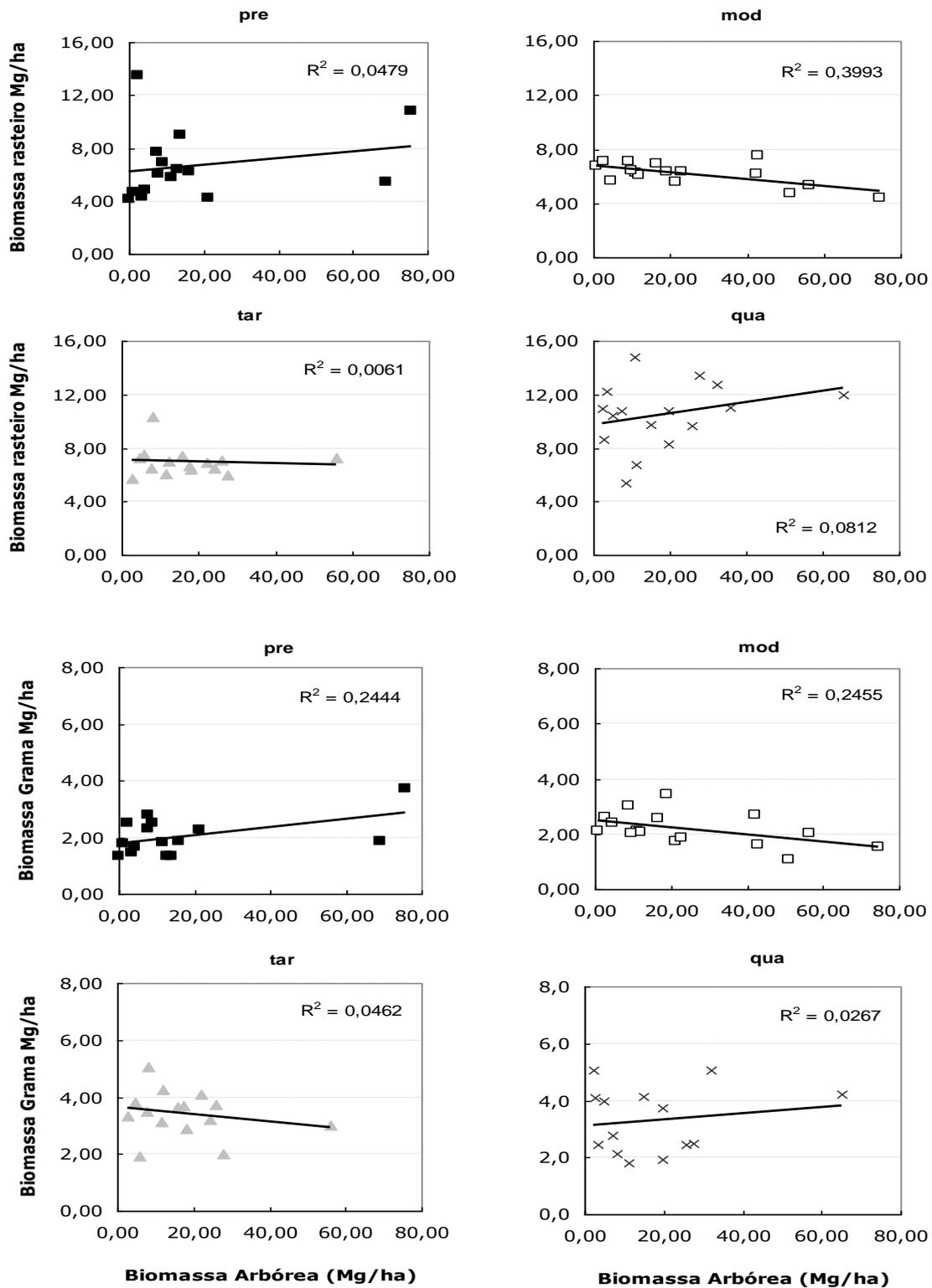
No cerrado aberto pelo fogo, há alta incidência de luz tanto direta quanto difusa, o que pode explicar esta relação não ser clara. O mecanismo de inibição por sombreamento pode atuar nas fases muito iniciais de plântulas, o que não foi abordado por este estudo.

Seria esperado que o menor valor na proporção da biomassa do estrato rasteiro para a biomassa arbórea fosse na precoce (com maior densidade de indivíduos arbóreos e maior cobertura arbórea) e que o maior valor fosse na tardia, em que houve 52% de perda de indivíduos e alta participação de gramíneas no estrato rasteiro (49%), mas nenhuma das duas expectativas se concretizou. Isso pode ter ocorrido por causa de artifícios matemáticos, já que grande variação espacial da biomassa resulta em alto desvio-padrão, ou que a menor densidade da grama resulta em pesos com menor impacto na proporção final. Também pode ter interpretação ecológica, que refletiria a alta proporção de espécies não-grama na biomassa do estrato rasteiro da área de queimadas precoces.

Os dois menores valores de cobertura arbórea foram da tardia e da quadrienal; na primeira houve maior proporção de grama no estrato rasteiro, na segunda, de não-grama. Os dados mostram que o maior número de indivíduos de pequeno diâmetro (<5,0 cm) encontra-se na modal e na tardia. Os resultados combinados mostram que a menor cobertura arbórea não se refletiu nem em maior proporção de grama nem em maior proporção de indivíduos lenhosos pequenos.



**Figura 3.8.** Relação da biomassa do estrato rasteiro e de seu componente “grama” com a cobertura arbórea para quatro regimes de queima em cerrado típico em Brasília/DF. (mod: queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tardia: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto).



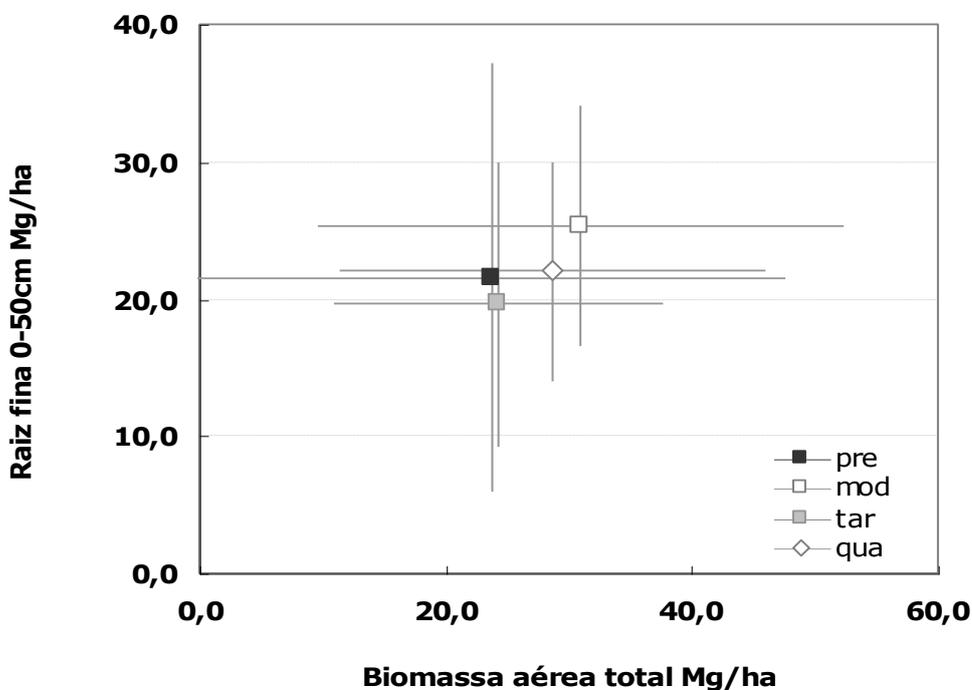
**Figura 3.9.** Relação da biomassa do estrato rasteiro e de seu componente "grama" com a com o estrato arbóreo-arbustivo para quatro regimes de queima em cerrado típico em Brasília/DF. (mod: queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tardia: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto).

### Estrato Rasteiro e Biomassas de Raízes Finas

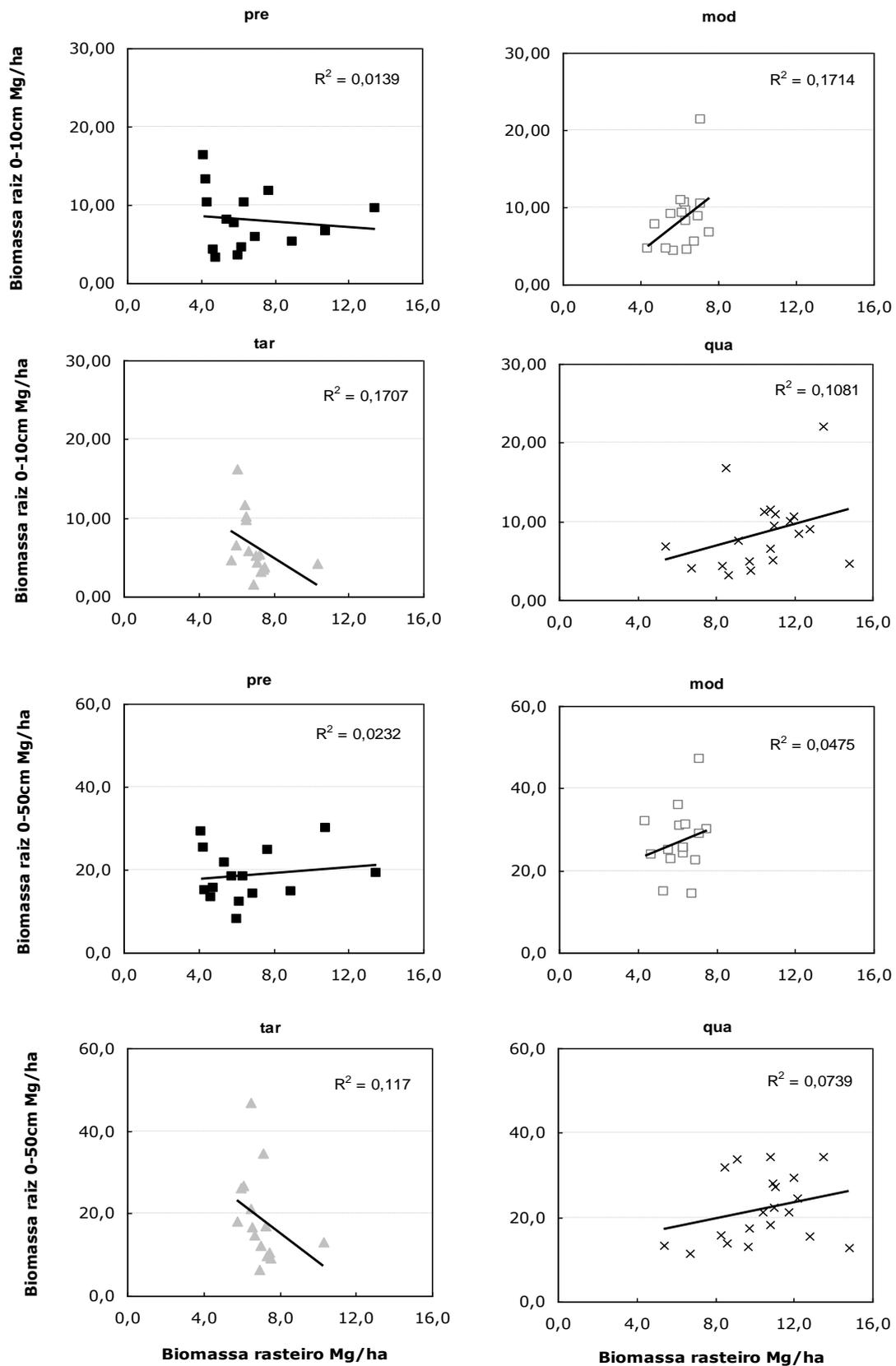
A biomassa aérea total (arbórea + rasteiro) das quatro áreas foi de  $20,7 \pm 12,5$  Mg/ha para precoce;  $30,0 \pm 13,5$  Mg/ha para a modal;  $24,2 \pm 6,3$  Mg/ha para a tardia; e  $28,6 \pm 7,8$  Mg/ha para a quadrienal (Figura 3.10). Na quadrienal, há maior importância do estrato rasteiro na composição da biomassa total, especialmente das não-gramíneas que compõem 45% da biomassa do estrato rasteiro.

A biomassa de raízes finas superficiais também não apresentou relação com o estrato rasteiro (Figura 3.11); o mesmo ocorreu quando a análise foi feita considerando apenas o componente "grama" da biomassa rasteira (Figura 3.12). A distribuição de raízes finas indicava que a distribuição era superficial e, por isso, era esperada correlação com o estrato rasteiro para as quatro áreas.

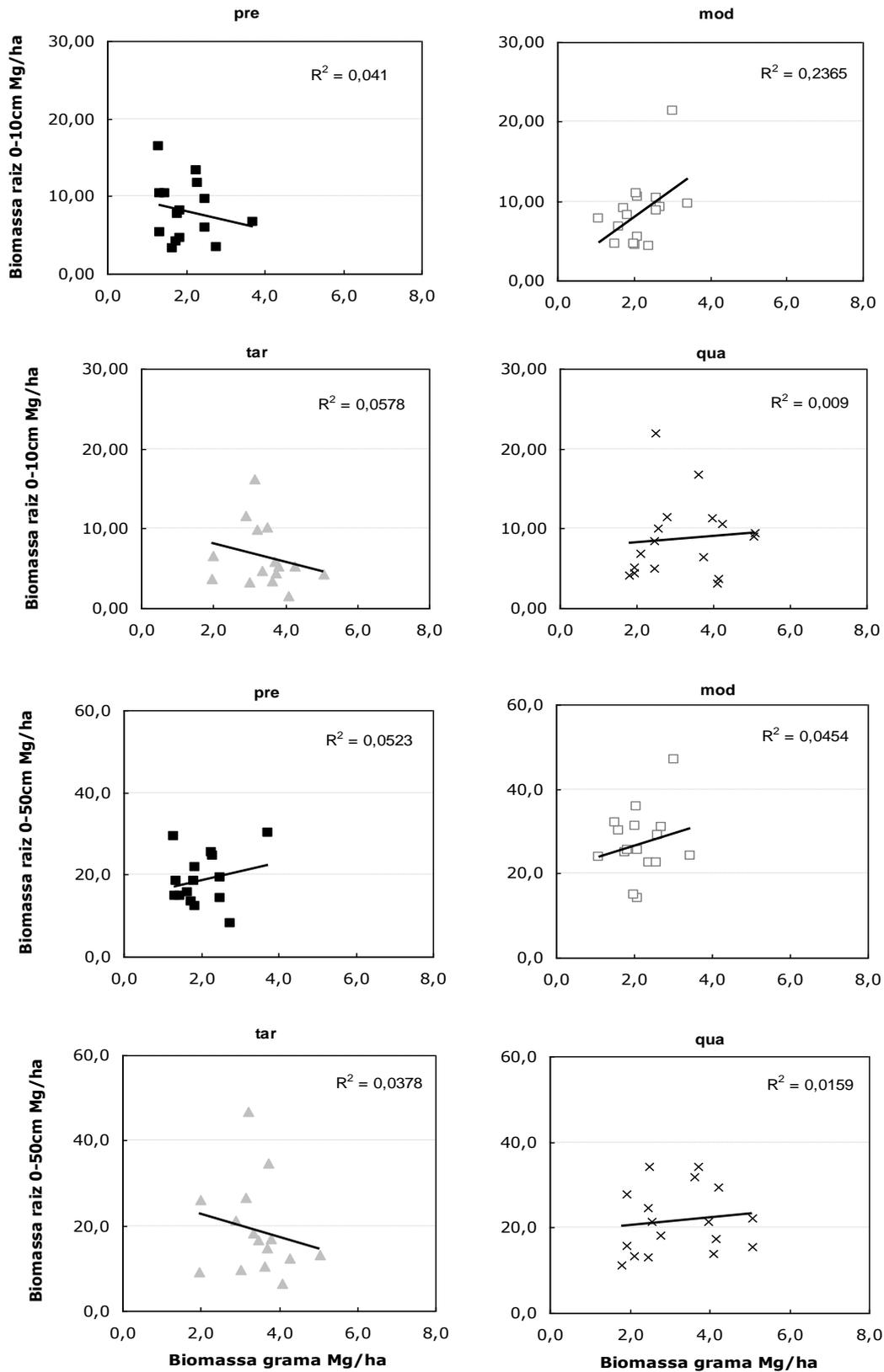
Os valores percentuais da participação de grama na biomassa do estrato rasteiro foram distintas da literatura para cerrado, o que corrobora a maior entrada de grama no sistema. A maior entrada de gramíneas pode modificar a participação das raízes finas e modificação do R:S. Para as áreas estudadas os valores de R:S foram 1,78 para precoce, 1,52 para modal, 1,64 para tardia e 1,47 para quadrienal, valores que se encontram dentro da variação publicadas para cerrados *stricto sensu* no Brasil (Castro & Kauffmann 1998; Abdala *et al.* 1998).



**Figura 3.10.** Biomassa de raízes finas e biomassa aérea total (arbóreo + rasteiro) para quatro regimes de queima em cerrado típico em Brasília/DF. (mod: queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tardia: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto).



**Figura 3.11.** Relação entre biomassa de raízes finas (0-10cm e 0-50cm) e do estrato rasteiro para quatro regimes de queima em cerrado típico em Brasília/DF. (mod: queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tardia: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto).

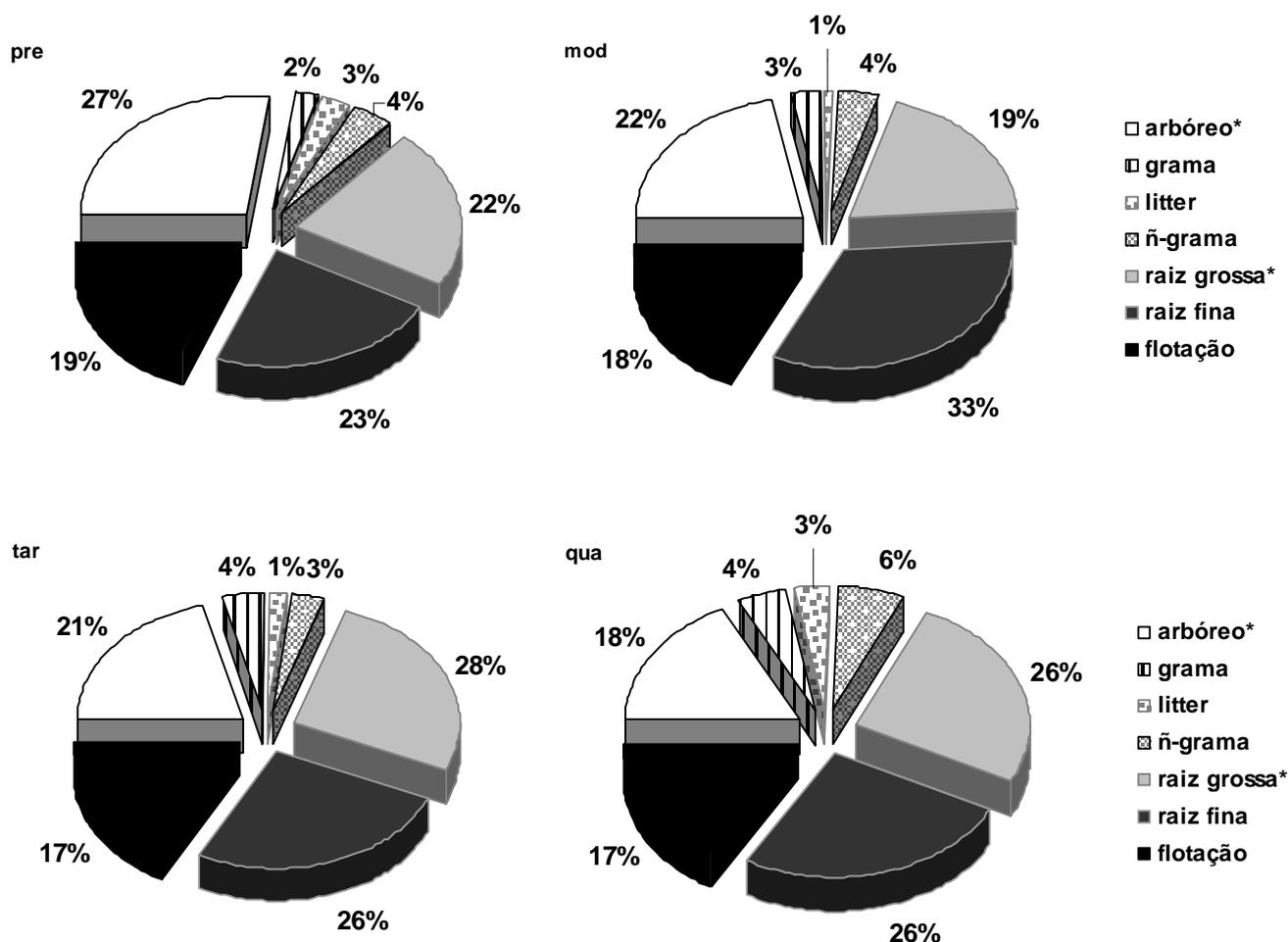


**Figura 3.12.** Relação entre biomassa de raízes finas (0-10cm e 0-50cm) e componente "grama" do estrato rasteiro para quatro regimes de queima em cerrado típico em Brasília/DF. (mod: queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tardia: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto).

## CONSIDERAÇÕES E NECESSIDADE DE ESTUDOS FUTUROS

Os perfis de biomassa para as quatro áreas apresentam poucas diferenças (Figura 3.13), com os dois maiores componentes na biomassa arbórea, com 18-22% (27% na precoce) e na biomassa de raízes finas, com 23-26% (33% na modal). As raízes obtidas por flotação corresponderam, em média, a 17-19% da biomassa total do sistema.

A maior proporção de biomassa arbórea na precoce é compatível com os dados visuais da área e com o valor mais alto da cobertura vegetal, mas foi na área modal que o valor absoluto da biomassa do estrato arbóreo foi estatisticamente diferente das demais. A manutenção da estrutura vegetal da precoce, inclusive com maior densidade de indivíduos e com menor mortalidade não se traduziu em maiores estoques de biomassa.



**Figura 3.13.** Proporção de cada componente da vegetação em quatro áreas de cerrado típico submetido a diferentes regimes de queimadas na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília/DF. mod: queimadas bienais em agosto; pre: bienais em junho; tardia: bienais em setembro; qua: quadrienais em agosto. \* dados de origem estimados pela equação alométrica de Abdala et al. (1998)

A maior proporção e maior valor absolutos de biomassa fina na modal também podem refletir expansão do sistema radicular em busca de água e nutrientes, mas, aparentemente, não estaria relacionado nem com a biomassa do estrato rasteiro nem com a proporção de grama nele presente, já que a maior proporção de grama encontra-se na tardia e a maior biomassa do estrato rasteiro está na quadrienal.

A alta proporção de biomassa radicular na modal não era prevista, mas pode ser resultado do maior número de indivíduos com diâmetro entre 1,0 cm e 5,0 m. Esse resultado poderia indicar diferenças na colonização pós-fogo em relação a outras áreas, com favorecimento de rebrotas e do estabelecimento de indivíduos pequenos. Para isto são necessários estudos específicos, que abordem, inclusive, a proporção de recuperação por rebrota e por semente e a mortalidade destes indivíduos ao longo do processo de colonização.

Embora se desconheça a proporção aproximada entre indivíduos gerados por reprodução sexuada ou assexuada, pode-se presumir que este seria outro fator de influência nas estimativas de biomassa aérea e radicular, pois a relação R:S é variável de acordo com a fase de vida dos indivíduos. Maior número de estabelecimento de plântulas ou de indivíduos por recrutamento na modal poderia implicar maior razão R:S e maior acúmulo de carbono no sistema a longo prazo.

A proporção entre reprodução sexuada e assexuada nos cerrados é pouco conhecida e é importante do ponto de vista da manutenção da variabilidade genética da população. A variabilidade genética também deve interferir na plasticidade da planta (Gedrock *et al.* 1996; Derner & Briske 1999; Bond & Midgley 2003; Donohue 2003; Hodge 2004) e na capacidade da raiz em adaptar a mudanças na forma de vida, e na disponibilidade de nutrientes. Para as áreas em estudo, a capacidade de plântulas espécies arbóreas em investir maior biomassa em raízes seria determinante para a recolonização da área, pois poderia implicar na proporção entre recuperação por rebrotas e por sementes.

A maior recuperação da área por rebrotas (e não por sementes) em teoria empobreceria a variabilidade genética da população e, por conseqüência, poderia comprometer a capacidade potencial de adaptação destas espécies (Christensen 1985; Rice & Jain 1985; West-Eberhard 1989; Pigliucci 1996; Cole 2003; Aravanopoulos *et al.* 2004). Aravanopoulos *et al.* (2004) percebeu que, para incêndios acidentais em espécie de *Pinus*, populações que sobreviveram ao fogo e novas populações colonizadoras pós-fogo possuem grande similaridade genética.

Para Lewontin (2000) o longo do tempo evolutivo, isto selecionaria comunidade com espécies tolerantes a queimadas, resilientes ou resistentes a estes eventos. Keeley (1991) indica que resiliência a queimadas não implica adaptação a elas, pois no caso do chaparral americano, há favorecimento de espécies que ou restabelecem suas populações exclusivamente por sementes ou se recompõem a partir de rebrotas, mas nunca os dois simultaneamente. O trabalho de Keeley (1991) aponta não para uma seleção, mas para sim um equilíbrio dinâmico em resposta a diferentes intervalos de queima.

Essa abordagem é importante para a compreensão dos efeitos do fogo nos cerrados, pois se o fogo mantiver a diversidade e o funcionamento do ecossistema, torna-se ferramenta de manejo nos cerrados. Por outro lado, se as queimadas prescritas reduzem a variabilidade genética da população ou a população efetiva, o manejo por uso do fogo não deve ser aconselhado.

Outros estudos adicionais relevantes devem contemplar o papel das gramíneas na interceptação de luz e sua influência (1) nas temperaturas do solo, (2) nas condições para ação da microbiota edáfica e (3) na germinação de sementes. A participação de gramíneas e a redução da cobertura e densidade arbórea teriam efeitos similares ao do aumento de temperatura, com maior evapotranspiração, maior temperatura do solo e modificação das condições de germinação, recrutamento, disponibilidade de nutrientes e atividade microbiana (Tothill 1969; Bradstock & Auld 1995; Auld & Bradstock 1996; Hodge 2004). Pregitzer *et al.* (2000) reportaram que apesar de o solo atuar como isolante térmico, aumentos na temperatura edáfica disponibilizam mais nutrientes. Os solos argilosos da Reserva do IBGE têm características de maior isolamento do que solos com maior teor de areia, mas os estudos de temperaturas do solo já realizados para o local (Castro-Neves & Miranda 1996, Castro-Neves dados não publicados) não contemplam diferenças entre regimes. Em cerrado denso, o estrato rasteiro filtra até 30% da radiação solar que passa pelo estrato arbóreo (Castro-Neves dados não publicados), mas não existem análises comparativas deste impacto nas temperaturas do solo, nem comparação entre regimes de queima.

## CONCLUSÕES

A hipótese inicial do projeto era que o efeito cumulativo das queimadas, ao longo de 14 anos do Projeto Fogo, diferenciaria as áreas de estudo, com possíveis impactos para os estoques de raízes finas superficiais. Apesar de aparentes diferenças visuais entre as áreas, a riqueza e abundância de espécies arbóreas mostraram pelo TWINSpan e pelo teste de Czekanowski que há conservação de pelo menos 66% de similaridade com relação às áreas originais. Os resultados de similaridade florística são consistentes com estudos em que o número de espécies é pouco afetado em áreas queimadas, com exceção daquelas em que as queimadas são anuais. O novo teste de similaridade mostra que, em termo de estrutura da vegetação (biomassa), a menor similaridade encontrada entre áreas foi de 88% entre a precoce e a modal.

O mesmo ocorreu com as análises de biomassa dos estratos arbóreo e rasteiro, apesar de a quadrienal apresentar maior biomassa rasteira e a modal maior biomassa do arbóreo-arbustivo. Na análise da composição de espécies do estrato rasteiro não houve identificação de área com características distintas. No componente arbóreo, houve redução de indivíduos, com maior perda na modal e tardia, mas somente foram excluídas espécies que já possuíam poucos indivíduos no local.

O trabalho também mostrou que os valores de biomassa aérea e de biomassa de raízes finas estão na margem superior dos registros para cerrado sensu stricto ou são ainda maiores. Isso poderia ser reflexo do aumento do estrato rasteiro e da entrada de grama, mas não houve relações fortes entre os componentes da vegetação aérea, nem entre a biomassa de raízes e a biomassa aérea.

Os resultados mostram que, se for considerada apenas a densidade de árvores, as áreas "passariam" de um cerrado típico para um campo sujo, mas as outras características (p.ex. textura, composição e profundidade do solo; banco de sementes; etc) se mantêm.

Os cerrados submetidos a queimadas prescritas aqui estudados, têm maior participação de gramíneas no sistema, mas a densidade de espécies lenhosas em diâmetros pequenos indica que a supressão de fogo permitiria restauração da estrutura original. Não obstante os resultados apresentados, são necessários mais estudos para verificar se os indivíduos permanecem no sistema ao longo do tempo e se haveria ganho de biomassa aérea e radicular. O desconhecimento da influência destes fatores combinados na estrutura e funcionamento do ecossistema, em longo-prazo, é um obstáculo à indicação precisa do melhor uso de queimadas como forma de manejo e prevenção de incêndios nos cerrados.

## SÍNTESE

- Depois de 14 anos sob regimes de queimadas distintos, as quatro áreas não apresentaram diferenças significativas com relação à riqueza e abundância de espécies.
- A similaridade da riqueza e abundância de espécies arbóreas dentro de cada área foi de 66% a 80%, com maior valor na precoce (80%) e na quadrienal (77%).
- Não foi encontrada espécie do estrato rasteiro que servisse como indicadora para os regimes de queimada.
- Os valores de biomassa aérea e de biomassas de raízes finas estão entre os valores mais altos da literatura para cerrado *sensu stricto* e chegam a ser superiores a alguns dos registros de valores mais altos.
- Não houve a relação inversa esperada da biomassa rasteira com a cobertura vegetal arbórea.
- A biomassa de raízes finas não apresentou relação com a biomassa de árvores com diâmetro > 1,0cm.
- A biomassa de raízes finas não apresentou relação com a biomassa do estrato rasteiro.
- A biomassa de raízes finas não apresentou relação com o componente "grama" do estrato rasteiro.

## REFERÊNCIAS

- ABDALA, G.C; Caldas, L.S; Haridasan, M. & Eiten, G. 1998. Above and belowground organic matter and root:shoot ratio in a cerrado in Central Brazil. *Brazilian Journal of Ecology* **2**:11-23.
- ANDRADE, L.A.Z. 2003. Impacto do fogo no banco de sementes de cerrado sensu stricto. *Tese de Doutorado*. Universidade de Brasília. Brasília-DF Brasil.
- ANDRADE, M. A; Rachid, E. M. & Ferri, M. G. 1957. Informações sobre a transpiração de duas gramíneas freqüentes no cerrado. *Revista Brasileira de Biologia* **17**: 317-324.
- ANDRADE, S.M.A. 1998. Dinâmica do combustível fino e produção primária do estrato rasteiro de áreas de campo sujo de cerrado submetidas a diferentes regimes de queima. *Dissertação de Mestrado*. Universidade de Brasília.
- ANTOS, J.A. & Halpern, C.B. 1997. Root system differences among species: implications for early successional changes in forests of western Oregon. *American Midland Naturalist* **138**: 97-108.
- ARAVANOPOULOS, F.A; Panetsos, K.P. & Skaltsoyiannes, A. 2004. Genetic structure of Pinus brutia stands exposed to wild fires. *Plant Ecology* **171**: 175-183.
- ARNONE III, J. A. 1997. Temporal responses of community fine root populations to long-term elevated atmospheric CO<sub>2</sub> and soil nutrient patches in model tropical ecosystems. *Acta Oecologica* **18**: 367-376.
- AULD, T.D. & Bradstock, R.A. 1996. Soil temperatures after the passage of a fire: do they influence germination of buried seeds? *Australian Journal of Ecology* **21**: 106-109.
- BATALHA, M.A. & Mantovani, W. 2000. Reproductive phenological patterns of cerrado plant species at the Pe-de-Gigante Reserve (Santa Rita do Passa Quatro/SP, Brasil): a comparison between the herbaceous and woody floras. *Revista Brasileira de Biologia* **60**: 129-145.
- BATALHA, M.A; Mantovani, W. & Mesquita-Junior, H.N. 1992. Vegetation structure in cerrado physiognomies in south-eastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **61**: 475-483.
- BATMANIAN, G.J. & Haridasan, M. 1985. Primary production and accumulation of nutrients by the ground layer community of cerrado vegetation of Central Brazil. *Plant and Soil* **88**: 437-440.
- BECKER, P; Sharbini, N. & Yahya, R. 1999. Root architecture and root:shoot allocation of shrubs and samplings in two lowland tropical forests: implications for life-form composition. *Biotropica* **31**: 93-101.
- BELSKY, A.J. 1994. Influences of trees on savanna productivity: tests of shade, nutrients and tree-grass competition. *Ecology* **75**: 922-932.

- BERARDI, A. 1994. Effects of the African Grass *Melinis minutiflora* on the Plant Community Composition and the Fire Characteristics of a Central Brazilian Savanna. *Dissertação de Mestrado*. University of London.
- BOND, W.J. & Midgley, J.J. 2003. The evolutionary ecology of sprouting in woody plants. *International Journal of Plant Sciences* **164**(supplement): s103-s114.
- BONGERS, F; Engelen, D. & Klinge, H. 1985. Phytomass structure of natural plant communities on spodosols in southern Venezuela: the Bana Woodland. *Vegetatio* **63**: 13-34.
- BRADSTOCK, R.A. & Auld, T.D. 1995. Soil temperature during experimental bushfires in relation to fire intensity: consequences for legume germination and fire management in south-eastern Australia. *Journal of Applied Ecology* **32**: 76-84.
- BRADY, N.C. 1989. *Natureza e Propriedades dos Solos*. 7a Edição. Livraria Freitas Bastos.
- BROWN, J. R. & Archer, S. 1990. Water relations of perennial grass and seedling versus adult woody plants in subtropical savanna. *Oikos* **57**: 366-374
- BULLA, L. 1996. Relationships between biotic diversity and primary productivity in savannas grasslands. In: O.T. Solbrig, E. Medina & J.F. Silva (ed.) *Biodiversity and Savanna Ecosystem Processes – A Global Perspective*. Ecological Studies 121. Springer-Verlag. p 97-117.
- CAIRNS, M.A; Brown, S; Helmer, E.H. & Baumgardner, G.A. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* **111**: 1-11.
- CANADELL, J; Jackson, R. B; Ehleringer, J. R; Mooney, H. A; Sala, O. E. & Schulze, E. D. 1996. Maximum rooting depth of vegetation types at global scale. *Oecologia* **108**: 583-595.
- CANHAM, C.D; Kobe, R.K; Latty, E.F. & Chazdon, R.L. 1999. Inter-specific and intra-specific variation in tree seedling survival: effects of allocation to roots versus carbohydrate reserves. *Oecologia* **121**: 1-11.
- CARNEY, K.M; Hungate, B.A; Drake, B.G. & Magonigal, J.P. 2007. Altered soil microbial community at elevated CO<sub>2</sub> leads to loss of soil carbon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of United States* **104**: 4990-4995.
- CASS, A., Savage, M.J. & Wallis, F.M. 1984. The effect of fire in soil and microclimate. In: P.V. Booyesen & N.M. Tainton (ed.) *Ecological effects of fire in South Africa Ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin.
- CASTELLANOS, J; Maass, M. & Kummerow, J. 1991. Root biomass of a dry deciduous tropical forest in Mexico. *Plant and Soil* **131**: 225-228.

- CASTRO-NEVES, B.M. 2000. Comportamento de queimadas, temperaturas do solo e recuperação da biomassa aérea em campo sujo nativo e em capim gordura (*Melinis minutiflora*). *Dissertação de Mestrado*. Universidade de Brasília.
- CASTRO-NEVES, B.M. & Miranda, H.S. 1996. Efeitos do fogo no regime térmico do solo de um campo sujo de cerrado. In: H.S. Miranda, C.H. Saito & B.F.S. Dias (ed.) *Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga*. p 20-30
- CASTRO-NEVES, B.M. & Miranda, H.S. 1999. Alterações da amplitude das temperaturas do solo de um cerrado denso submetido a queimadas prescritas. *Anais do XXVII Congresso Brasileiro de Ciências dos Solos*.
- CASTRO, E.A. & Kauffman, J.B. 1998. Ecosystem structure in Brazilian cerrados: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. *Journal of Tropical Ecology* **14**: 263-283.
- CAVALCANTI, T.B. & Ramos, A.E. 2001. *Flora do Distrito Federal, Brasil - vol 1*. Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia.
- CAVALCANTI, T.B. & Ramos, A.E. 2002. *Flora do Distrito Federal, Brasil - vol 2*. Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia.
- CHESSON, P.L. & Warner, R.R. 1981. Environmental variability promotes coexistence in lottery competitive systems. *American Naturalist* **117**: 923-943.
- CHRISTENSEN, N.L. 1985. Shrubland fire regime and their evolutionary consequences. In: S.T.A. Pickett & P.S. White (eds.) *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press. p.86-100.
- CIRNE, P. 2002. Efeitos do fogo na regeneração de *Kielmeyera coriacea* (spr.) Mart (Guttiferae) em áreas de cerrado sensu stricto: mecanismos de sobrevivência e época de queima. *Tese de Doutorado*. Universidade de Brasília.
- CLIMENT, J; Tapias, R; Pardos, J.A. & Gil, L. 2004. Fire adaptations in the Canary Islands pine (*Pinus canariensis*). *Plant Ecology* **171**: 185-196.
- COLE, C.T. 2003. Genetic variation in rare and common plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* **34**: 213-237.
- COUTINHO, L.M. 1978. O conceito de cerrado. *Revista Brasileira de Botânica* **1**: 17-23.
- COUTINHO, L.M. 1982. Ecological effects of fire in Brazilian cerrado. In: B.J. Huntley & B.H. Walker (ed.) *Ecology of Tropical Savannas*. Ecological Studies 42. Springer-Verlag. p 81-105
- COUTINHO, L.M. 1990. Fire in the ecology of Brazilian cerrado. In: J.G. Goldammer (ed.) *Fire in the Tropical Biota - Ecosystem Processes and Global Challenges*. Ecological Studies 84. Springer-Verlag.

- CRESSWELL, C.F; Ferrar, P; Grunow, J.O; Grossman, D; Rutherford, M.C. & van Wyk, J.J.P. 1982 Phytomass, seasonal phenology and photosynthetic studies. In: B.J. Huntley & B.H. Walker (ed.) *Ecology of Tropical Savannas*. Springer-Verlag. p 476-497.
- DaSILVA, 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**: 65-79.
- DAVIDSON, E.A; Nepstad, D.C; Klink, C. & Trumbore, S.E. 1995. Pasture soils as carbon sinks. *Nature (letters)* **376**: 472-473.
- DAVIS, M.A; Wrange, K.J. & Reich, P.B. 1998. Competition between tree seedlings and herbaceous vegetation: support for a theory of resource supply and demand. *Journal of Ecology* **86**: 652-661.
- DAY, R.L; Laland, K.N. & Odling-Smee, J. 2003. Rethinking adaptation: the niche-construction perspective. *Perspectives in Biology and Medicine* **46**: 80-95.
- DELITTI, W.B.C; Pausas, J.G. & Burger, D.M. 2001. Belowground biomass seasonal variation in two neotropical savannas (Brazilian cerrados) with different fire histories. *Annual Forestry Sciences* **58**: 713-721.
- DERNER, J.D & Briske, D.D. 1999. Does a tradeoff exist between morphological and physiological root plasticity? A comparison of grass growth forms. *Acta Oecologica* **20**: 519-526.
- DIAS, I.O.F; Miranda, A.C. & Miranda, H.S. 1996. Efeitos de queimadas no microclima de solos de campos de cerrado. In: H.S. Miranda, C.H. Saito & B.F.S. Dias (ed.) *Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga*.
- DONOHUE, K. 2003. Setting the stage: phenotypic plasticity as habitat selection. *International Journal of Plant Sciences* **164**(supplement): s79-s92.
- DUNN, P.H. & DeBano, L.F. 1977. Fire's effect on biological e chemical properties of chaparral soils. *Anais do International Symposium on the Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean-climate ecosystems (Forest and Scrublands)*.
- DURIGAN, G; Leitão-Filho, H.F. & Rodrigues, R.R. 1994. Phytosociology and structure of a frequently burnt cerrado vegetation in SE-Brazil. *Flora* **189**: 153-160.
- EDWARDS, P.J. & Grubb, P.J. 1977. Studies of mineral cycling in a montane rain forest in New Guinea I - The distribution of organic matter in the vegetation and soil. *Journal of Ecology* **65**: 943-969.
- EITEN, G. 1979. Formas fisionômicas do cerrado. *Revista Brasileira de Botânica* **2**: 139-148.

- EITEN, G. 1994. Vegetação. In: M.N. Pinto (ed.) *Cerrado – Caracterização, Ocupação e Perspectivas*. 2a Edição. Editora UnB. p 17-73.
- EMLÉN, J.T. 1967. A rapid method for measuring arboreal canopy cover. *Ecology* **48**: 158-160.
- EYSENRODE, D.S.V; Bogaert, J; Hecke, P.V. & Impens, I. 2000. Forest canopy perforation in time and space in Amazonian Ecuador. *Acta Oecologica* **21**: 285-291.
- FARIAS, R; Alves, E.R; Martins, R.C; Barboza, M.A; Zanega-Godoy, R; Silva, J.B. & Rodrigues-da-Silva, R. 2002. *Caminhando pelo cerrado – plantas herbáceo-arbustivas, caracteres vegetativos e organolépticos*. Editora UnB.
- FELFILI, J.M. & Silva-Junior, M.C. 1988. Distribuição dos diâmetros numa faixa de cerrado na Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília-DF. *Acta Botanica Brasilica* **2**: 85-104.
- FELFILI, J.M. & Silva-Junior, M.C.A. 1993. A comparative study of cerrado sensu stricto vegetation in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* **9**: 277-289.
- FELFILI, J.M; Silva-Júnior, M.C; Rezende, A.V; Machado, J.W.B; Walter, B.M.T; daSilva, P.E.N. & Hay, J.D. 1993. Análise comparativa da florística e fitossociológica da vegetação arbórea do cerrado sensu stricto na Chapada Pratinha, DF/Brasil. *Acta Botanica Brasilica* **6**: 27-46
- FELFILI, J.M; Silva-Junior, M.C; Rezende, A.V; Nogueira, P.E; Walter, B.W.T; Silva, M.A. & Encinas, J.I. 1997. Comparação florística e fitossociológica do cerrado nas chapadas Pratinha e dos Veadeiros. In: L. Leite & C.H. Saito (ed.) *Contribuição ao Conhecimento Ecológico do Cerrado*. EdUnB. p 6-11.
- FERRAZ-VICENTINNI, K. 1999. História do fogo no Cerrado – uma análise palinológica. *Tese de Doutorado*. Universidade de Brasília. Brasília-DF Brasil.
- FILGUEIRAS, T.S. 2000. Projeto Biografia do Bioma Cerrado: plantas herbáceas e arbustivas. *Cadernos de Geociências* **12**: 115-133.
- FILGUEIRAS, T.S. 2002. Herbaceous plant communities. In: P.S. Oliveira & R.J. Marquis (ed.) *Cerrados of Brazil*. Columbia University Press. p. 121-139.
- FILGUEIRAS, T.S; Felfili, J.M; Silva-Júnior, C.M. & Nogueira, P.E. 1998. Floristic and structural comparison of cerrado (sensu stricto) vegetation in Central Brazil. In: F. Dallmeier (ed.) *Forest Biodiversity in North, Central and South America and the Caribbean: research and monitoring*. UNESCO Publication. p.633-648.
- FILGUEIRAS, T.S; Nogueira, P.E; brochado, A.L. & Gualla II, G.F. 1994. Caminhamento – um método expedito para levantamentos florísticos qualitativos. *Cadernos de Geociências* **12**: 39-43.

- FILGUEIRAS, T.S. & Pereira, B.S. 1994. Flora. In: *M. N. Pinto (ed.) Cerrado – Caracterização, Ocupação e Perspectivas*. 2a Edição. Editora UnB. p 345-404.
- FISCH, G., Wright, I.R. & Bastable, H.G. 1993. Albedo of tropical grass: a case study of pre- and post-burning. *International Journal of Climatology* **13**: 001-005.
- FISHER, M.J; Rao, I.M; Ayarza, M.A; Lascano, C.E; Sanz, J.I; Thomas, R.J. & Vera, R.R. 1994. Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. *Nature* **371**: 236-238.
- FISHER, M.J; Rao, I.M; Lascano, C.E; Sanz, J.I; Thomas, R.J; Vera, R.R. & Ayarza, M.A 1995. Pasture soils as carbon sinks (reply). *Nature (letters)* **376**: 473.
- FRANCO, A.C; Souza, M.P. & Nardoto, G.B. 1996. Estabelecimento e crescimento de *Dalbergia miscolobium* Benth. em áreas de campo sujo e cerrado no DF. In: H.S. Miranda, C.H. Saito & B.F.S. Dias (ed.) *Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga*. p84-92.
- FROST, P.G.H. & Robertson, F. 1987. The ecological effects of fire in savannas. In: B. H. Walker (ed.) *Determinants of Tropical Savannas*. IRL Press Limited, Oxford.
- GALE, M.R. & Gringal, F. 1987. Vertical root distribution of the northern tree species in relation to successional status. *Canadian Journal of Forest Research* **17**: 829-834.
- GEDROCK, J.J; McConnaughay, K.D.M. & Coleman, J.S. 1996. Plasticity in root/shoot partitioning: optimal, ontogenic or both? *Functional Ecology* **10**: 44-50.
- GIGNOUX, J; Clobert, J. & Menaut, J.C. 1997. Alternative fire resistance strategies in savanna trees. *Oecologia* **110**: 576-583.
- GILL, R.A. & Jackson, R.B. 2000. Global patterns of root turnover for terrestrial ecosystems. *New Phytologist* **147**: 13-31.
- GIOVANNINI, G. 1994. The effect of fire in soil quality. In: M. Sala & J.L. Rubio (ed.) *Soil Erosion and Degradation as a Consequence of Forest Fires*. Geoforma Ediciones, Logroño.
- GOLDSTEIN G. & Sarmiento, G. 1987. Water relations of trees and grasses and their consequences for the structure of savanna vegetation. In: B.H. Walker (ed.) *Determinants of Tropical Savannas*. IRL Press. p.13-38.
- GOLDSTEIN, G; Sarmiento, G. & Meinzer, F. 1986. Patrones diarios y estacionales em las relaciones hidricas de arboles siempreverdes de la sabana tropical. *Acta Oecologica* **7**: 107-119
- GOODLAND, R. 1979. Análise ecológica da vegetação do cerrado. In: M. G. Ferri & R. Goodland (ed.) *Ecologia do Cerrado*. Itatiaia e EDUSP. PP

- GUEDES, D.M. 1993. Resistência das Árvores do Cerrado ao Fogo: o Papel da Casca como Isolante Térmico. *Dissertação de Mestrado*. Universidade de Brasília.
- GUNDERSON, L.H. 2000. Ecological resilience in theory and application. *Annual Review on Ecological Systems* **31**: 425-439.
- HARIDASAN, M. 1994. Solos. In: M.N. Pinto (ed.) *Cerrado – Caracterização, Ocupação e Perspectivas*. 2a Edição. Editora UnB.
- HENRIQUES, R.P.B. & Hay, J.D. 2002. Patterns and dynamics of plant populations. In: P.S. Oliveira & R.J. Marquis (ed.) *Cerrados of Brazil*. Columbia University Press.
- HIGGINS, S.I; Bond, W.J. & Trollope, W.S.W. 2000. Fire, resprouting and variability: a recipe for grass-tree coexistence in savanna. *Journal of Ecology* **88**:213-229.
- HODGE, A. 2004. The plastic plant: root responses to heterogeneous supplies of nutrients. *New Phytologist* **162**: 9-24.
- HODGKINSON, K.C. 1991. Shrub recruitment response to intensity and season of fire in a semi-arid woodland. *Journal of Applied Ecology* **28**:60-70.
- HODGKINSON, K.C. 1998. Sprouting success of shrubs after fire: height dependent relationships for different strategies. *Oecologia* **115**:62-64.
- HOFFMANN, W.A. 1996. The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. *Journal of Ecology* **84**: 383-393.
- HOFFMANN, W.A. 1998. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. *Journal of Applied Ecology* **35**: 422-433.
- HOFFMANN, W.A. & Moreira, A.G. 2002. The role of fire in population dynamics of woody plants. In: P.S. Oliveira & R.J. Marquis (eds.) *Cerrados of Brazil*. Columbia University Press. p.159-177.
- HOFFMANN, W.A. & Solbrig, O.T. 2002. The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. *Forest Ecology and Management* **180**:273-286.
- HOFFMANN, W.A; Orthen, B. & Vargas do Nascimento, P.K. 2003. Comparative fire ecology of tropical savanna and forest trees. *Functional Ecology* **17**: 720-726.
- HOLLING, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review on Ecological Systems* **4**: 1-23..
- HOUGHTON, R.A; Davidson, E.A. & Woodwell, G.M. 1998. Missing sinks, feedbacks and understanding the role of terrestrial ecosystem in the global carbon balance. *Global Biogeochemical Cycles* **12**: 25-34.

- HOUGHTON, R.A; Hackler, J.L. & Lawrence, K.T. 2000. Changes in terrestrial carbon storage in the United States 2: the role of fire and management. *Global Ecology and Biogeography* **9**: 145-170.
- IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2006. Em <http://www.recor.gov.br>
- IBGE- Reserva Ecologica do IBGE. Em <http://www.recor.gov.br>
- INPE - Instituto Nacional de Pesquisa Espacial. 2006. Em <http://www.inpe.gov.br>
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. 2007. *Climate Change: the IPCC Scientific Assessment*. Cambridge University Press.
- JACKSON, R.B; Banner, J.L; Jobbágy, E.G; Pockman, W.T. & Walls, D.H. 2002. Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grasslands. *Nature* **418**: 623-626.
- JACKSON, R.B.; Canadell J; Ehleringer, J.R; Mooney, H.A; Sala, O.E. & Schulze, E.D. 1996. A global analysis of root distribution for terrestrial ecosystems. *Oecologia* **108**: 389-411.
- JACKSON, R.B; Schenk, H.J; Jobbágy, E.G; Canadell, J; Colello, G.D; Dickinson, R.E; Field, C.B; Friedlingstein, P; Heimann, M.; Hibbard, K; Kicklighter, D.W; Kleidon, A; Neilson, R.P; Parton, W.J; Sala, O.E. & Sykes, M.T. 2000. Belowground consequences of vegetation change and their treatment in models. *Ecological Applications* **10**: 470-483.
- JELTSCH, F; Milton, S. J; Dean, W.R.J; VanRooyen, N. & Moloney, K.A. 1998. Modelling the impact of small-scale heterogeneities on tree-grass coexistence in semi-arid savannas. *Journal of Ecology* **86**: 780-793.
- JELTSCH, F; Milton, S.J; Dean, W.R.J. & vanRooyen, N. 1996. Tree spacing and co-existence in semi-arid savannas. *Journal of Ecology* **84**: 583-595.
- KAUFFMAN, J.B; Cummings, D.L. & Ward, D.E. 1994. Relationship of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in Brazilian cerrado. *Journal of Ecology* **82**: 519-531.
- KEELEY, J.E. 1991. Resilience to fire does not imply adaptation to fire: an example from the California chaparral. *Tall Timbers Fire Ecology Proceedings* **17**: 113-119.
- KENT, M. & Coker, P. 1992. *Vegetation Description and Analysis - a practical approach*. John Wiley & Sons.
- KERSHAW, K.A. & Looney, J.H.H. 1985. *Quantitative and Dynamic Plant Ecology*. Edward Arnold Publishing.
- KLINGE, H. & Herrera, R. 1978. Biomass studies in Amazon Caatinga Forest in southern Venezuela: standing crop of composite root mass in selected stands. *Tropical Ecology* **19**: 93-110.

- KLINK, C.A.; Macedo, R. & Mueller. 1995. In: C.J.R. Alho & E.S. Martins (ed.). *De Grão em Grão o Cerrado Perde Espaço - Cerrado: Impactos do Processo de Ocupação*. WWF / PROCER.
- KNAPP, A.K.; Blair, J.M. & Briggs, J.M. 1998. Long-term ecological consequences of varying fire frequency in a humid grassland. *Tall Timbers Fire Ecology Proceedings* **20**: 173-178.
- KNOOP, W.T. & Walker, B.H. 1985. Interactions of woody and herbaceous vegetation in a Southern African savanna. *Journal of Ecology* **73**: 235-253.
- KOZOVITS, A.R.; Bustamante, M.M.C; Silva, L.F; Duarte, G.F; Castro, A.A. & Magalhães, J.R. 1996. Nitrato e amônio no solo e sua assimilação por espécies lenhosas em uma área de cerrado submetida a queimadas prescritas. In: H.S. Miranda, C.H. Saito & B.F.S. Dias (ed.) *Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga*.
- LAMONT, B.B; Witkowski, E.T.F. & Enright, N.J. 1993. Post-fire litter microsites: safe for seeds, unsafe for seedlings. *Ecology* **74**: 501-512.
- LAUENROTH, W.K; Hunt, H.W; Swift, D.M. & Singh, J.S. 1986. Reply to Vogt et al. *Ecology* **67**: 580-582.
- LEWONTIN, R. 2002. *A Tripla Hélice - gene, organismo e ambiente*. Companhia das Letras.
- LILIENFEIN, J; Wilcke, W; Zimmermann, R; Gerstberger, P; Araújo, G.M. & Zech, W. 2001. Nutrient storage in soil and biomass of native Brazilian cerrado. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **164**: 487-495.
- MALHI, Y; Baldocchi, D.D. & Jarvis, P.G. 1999. The carbon Balance of Tropical, temperate and boreal forests. *Plant, Cell and Environment* **22**: 715-740.
- MALLIK, A.U. & Gimingham, C.H. 1983. Regeneration of heathland plants following burning. *Vegetatio* **53**: 45-58.
- MANTOVANI, W. & Martins, F.R. 1993. Florística do Cerrado na Reserva Biológica de Moji-Guaçu/SP. *Acta Botanica Brasilica* **7**: 33-60.
- MARTINS, C.R.. 2006. *Tese de Doutorado*. Universidade de Brasília.
- MATOS, M.R.B. 1994. Efeito do fogo sobre regenerantes de *Blepharocalyx salicifolius* (HBK) Berg. Myrtaceae em cerrado aberto, Brasília-DF. *Dissertação de Mestrado*. Universidade de Brasília, Brasília-DF, Brasil.
- MEDEIROS, M.B. 2002. Efeitos do Fogo nos padrões de rebrotamento em plantas lenhosas, em campo sujo. *Tese de Doutorado*. Universidade de Brasília.
- MEDINA, E. & Silva, J. 1990. Savannas of northern South America: a steady-state regulated by water-fire interactions on a background of low nutrient availability. *Journal of Biogeography* **17**: 403-413.

- MEIRELLES, M.L. & Henriques, R.P.B. 1992. Produção primária líquida em área queimada e não queimada de campo sujo de cerrado (Planaltina/DF). *Acta Botanica Brasílica* **6**:3-14.
- MEIRELLES, M.L.; Oliveira, R.C.; Ribeiro, J.F.; Vivaldi, L.J.; Rodrigues, L.A. & Silva, G.P. 2002. Utilização do método de intersecção na linha em levantamento quantitativo do estrato herbáceo do cerrado. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer* **9**: 60-68.
- MENAUT, J.C. & Cesar, J. 1982. The structure and dynamics of a West African savanna. In: B.J. Huntley & B.H. Walker (ed.) *Ecology of Tropical Savannas*. Springer-Verlag. p 80-100.
- MCT - Ministério da Ciência e Tecnologia. 2004, disponível na página de Internet <http://www.mct.gov.br/clima>.
- MIRANDA, A.C.; Miranda, H.S.; Dias, I.F.O. & Dias, B.F. 1993. Soil and air temperatures during prescribed cerrado fires in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* **9**: 313-320.
- MIRANDA, A.C.; Miranda, H.S.; Lloyd, J.; Grace, J.; Francey, J.A.; McIntyre, J.; Meir, P.; Riggan, P.; Lockwood, R. & Brass, J. 1997. Fluxes of carbon, water and energy over Brazilian cerrado: an analysis using eddy covariance and stable isotopes. *Plant, Cell and Environment* **20**: 315-328.
- MIRANDA, H.S.; Bustamante, M.M.C. & Miranda, A.C. 2002. The fire factor. In: P.S.Oliveira & R.J.Marquis (eds.) *Cerrados of Brazil*. Columbia University Press. p. 51-68.
- MIRANDA, H.S.; Rocha-e-Silva, E.P. & Miranda, A.C. 1996. Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. In: H.S. Miranda, C.H. Saito & B.F.S. Dias (ed.) *Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga*.
- MIRANDA, H.S.; Sato, M.N.; Andrade, S.M.A.; Haridasan, M. & Moraes, H.C. 2004. Queimadas de cerrados: caracterização e impactos. In: L.M.S. Aguiar & A.J.A. Camargo (ed.) *Cerrado - Ecologia e Caracterização*. Embrapa Cerrados. p 69-123.
- MIRANDA, M.I. 1997. Colonização de Campo Sujo de Cerrado por *Echinolaena inflexa*. *Dissertação de Mestrado*. Universidade de Brasília.
- MONTEIRO, J.M.G. 1995. Fluxos de Carbono em um Cerrado sensu stricto. *Dissertação de Mestrado*. Universidade de Brasília.
- MOREIRA, A.G. 1996. Proteção contra o fogo e seu efeito na distribuição e composição de espécies de cinco fisionomias de cerrado. In: H.S. Miranda, C.H. Saito & B.F.S. Dias (ed.) *Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga*. p 112-121.
- MOREIRA, A.G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. *Journal of Biogeography* **27**: 1021-1029.

- MOREIRA, A.G. & Klink, C.A. 2000. Biomass allocation and growth of tree seedlings from two contrasting Brazilian savannas. *Ecotropicos* **13**: 43-51.
- MUNHOZ, C.B. 2004. Fitossociologia do estrato rasteiro de Cerrado. *Tese de Doutorado*. Universidade de Brasília. Brasília-DF Brasil.
- MURPHY, P.G. & Lugo, A.E. 1986. Structure and biomass of a subtropical dry forest in Puerto Rico. *Biotropica* **18**:89-96.
- NADELHOFFER, K.J. & Raich, J.W. 1992. Fine root production estimates and belowground carbon allocation in forest ecosystems. *Ecology* **73**: 1139-1147.
- NEPSTAD, D. C.; Carvalho, C.R.; Davidson, E. A; Jipp, P. H; Lefebvre, P.A; Negreiros, G. H; da Silva, E.D; Stone, T. A; Trumbore, S. E. & Vierira, S. 1994. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature* **372**: 666-669
- NORBY, R.J; DeLucia, E.H; Gielen, B; Calfapietra, C; Giardina, C.P; King, J.S; Ledford, J; McCarthy, H.R; Moore, D.J.P; Ceulemans, R; DeAngelis, P; Finzi, A.C; Karnosky, D.F; Kubiske, M.E; Lukac, M; Pregitzer, K.S; Scarascia-Mugnozza, G.E; Schlesinger, W.H. & Oren, R. 2005. Forest response to elevated CO<sub>2</sub> is conserved across a broad range of productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of United States* **102**: 18052-18056.
- NORBY, R.J; Ledford, J; Reilly, C.D; Miller, N.E. & O'Neill, E.G. 2004. Fine-root production dominates response of a deciduous forest to atmospheric CO<sub>2</sub> enrichment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of United States* **26**: 9689-9693.
- ODLING-SMEE, J; Laland, K.N. & Feldman, M.W. 1996. Niche construction. *American Naturalist* **147**: 641-648.
- ODLING-SMEE, J; Laland, K.N. & Feldman, M.W. 2003. *Niche construction*. Princeton University Press. p1-35.
- OLIVEIRA, P.E. & Silva, J.C.S. 1993. Reproductive biology of two species of Kilmeyera (Guttiferae) in the cerrados of central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* **9**: 67-79.
- OLIVEIRA, R.S. 1999. Evapotranspiração e padrões sazonais de disponibilidade de água nos solos de um cerrado denso e de um campo sujo. *Dissertação de Mestrado*. Universidade de Brasília.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. & Ratter, J.A. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the cerrado biome. In: P.S. oliveira & R.J. Marquis (ed.) *Cerrados of Brazil*. Columbia University Press. p91-120.
- OTTMAR, R.D; Vihnanek, R.E; Miranda, H.S; Sato, M.N. & Andrade, S.M.A. 2001. *Stereo photo series for quantifying cerrado fuels in central Brazil* - Vol.1. US Department of Agriculture / Forest Service. General Technical report PNW-GTR-519.

- PACALA, S.W. & Deutschman, D.H. 1995. Details that matter: the spatial distribution of individual trees maintains forest ecosystem function. *Oikos* **74**: 357-365.
- PALMROTH, S; Oren, R; McCarthy, H.R; Johnsen, K.H; Finzi, A.C; Butnor, J.R; Ryan, M.G. & Schlesinger, W.H. 2006. Aboveground sink strength in forest controls the allocation of carbon belowground and its CO<sub>2</sub>-induced enhancement. *Proceedings of the National Academy of Sciences of United States* **103**: 19362-19367.
- PETERSON, G.D; Allen, C.R. & Holling, C.S. 1998. Ecological resilience, biodiversity and scale. *Ecosystems* **1**: 6-18.
- PIGLIUCCI, M. 1996. How organisms respond to environmental changes: from phenotypes to molecules and vice versa. *Tree* **11**: 168-173.
- PIVELLO, V.R; Carvalho, V.M.C; Lopes, P.F; Peccinini, A.A. & Rosso, S. 1999. Abundance and distribution of native and alien grasses in a cerrado (Brazilian savanna) biological reserve. *Biotropica* **31**: 71-82.
- PIVELLO, V.R. & Coutinho, L.M. 1992. Transfer of macro-nutrients to the atmosphere during experimental burning in an open cerrado. *Journal of Tropical Ecology* **8**:487-497.
- PREGITZER, K.S. 2002. Fine roots of trees – a new perspective. *New Phytologist* **154**: 267-273.
- PREGITZER, K.S. 2003. Woody plants, carbon allocation and fine roots. *New Phytologist* **158**: 419-430.
- PREGITZER, K.S; DeForest, J.L; Burton, A.J; Allen, M.F; Ruiess, R.W. & Hendrick, R.L. 2002. Fine root architecture of nine north american trees. *Ecological Monographs* **72**: 293-309.
- PREGITZER, K.S; King, J.S; Burton, A.J. & Brown, S.E. 2000. Research review: responses of tree fine roots to temperature. *New Phytologist* **147**: 105-115.
- PROENÇA, C.E.B; Munhoz, C.B.R; Jorge, C.L. & Nobrega, M.G.G. 2001. Listagem e nível de proteção das espécies de fanerógamas do Distrito Federal, Brasil. In: T.B. Cavalcanti & A.E. Ramos (ed.) *Flora do Distrito Federal, Brasil*. Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia.
- PROENÇA, C.E.B; Oliveira, R.S. & Silva, A.P. 2002. *Flores e Frutos do Cerrado*. Editora UnB.
- QUESADA, C.A; Miranda, A.C; Hodnett, M.G; Santos, A.J.B; Miranda, H.S. & Breyer, L.M. 2004. Seasonal and depth variation of soil moisture in a burned open savana (campo sujo) in central Brazil. *Ecological Applications* **14** (supplement): s33-s41.
- RABINOWITZ, D. & Rapp, J.K. 1985. Colonization and establishment of Missouri prairie plants on artificial soil disturbances II: detecting small-scale plant-to-plant interactions and separating disturbance from resource provision. *American Journal of Botany* **72**: 1629-1634.

- RAISON, R.J. 1979. Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review. *Plant and Soil* **51**: 73-108.
- RAMOS, A.E. 1990. Efeitos da queima sobre a vegetação lenhosa do cerrado. *Dissertação de Mestrado*. Universidade de Brasília, Brasília-DF, Brasil.
- RAMOS, A.E. 2004. Efeitos da queima sobre o sucesso reprodutivo de espécies congêneres no cerrado. *Tese de Doutorado*. Universidade de Brasília, Brasília-DF, Brasil.
- RAWITSCHER, F. 1948. The water economy of the vegetation of the campos cerrados in southern Brazil. *Journal of Ecology* **36**: 237-268.
- RIBEIRO, J.F; Silva, J.C.S. & Batmanian, G.J. 1985. Fitossociologia de tipos fisionômicos de cerrado em Planaltina, DF. *Revista Brasileira de Botânica* **8**: 131-142.
- RICE, K. & Jain, S. 1985. Plant population genetics and evolution in disturbed environments. In: S.T.A. Pickett & P.S. White (ed.) *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press. p.287-303.
- ROCHA-E-SILVA, E.P. & Miranda, H.S. 1996. Temperatura do câmbio de espécies lenhosas do cerrado durante queimadas prescritas. In: *Anais do VIII Simpósio sobre o Cerrado/ 1st International Symposium on Tropical Savannas*. CPAC/EMBRAPA. p 253-257
- RODIN, P. 2004. Distribuição da biomassa subterrânea e dinâmica de raízes finas em ecossistemas nativos e em pastagem plantada no cerrado do Brasil central. *Dissertação de Mestrado*. Universidade de Brasília, Brasília-DF, Brasil.
- ROTHERMEL, R.C. & Deeming, J.E. 1980. Measuring and interpreting fire behavior for correlation with fire effects. *USDA Forest Service Research Paper* **INT-115**.
- SALA, O.E; Lauenroth, W.K. & Parton, W.J. 1992. Long-term soil water dynamics in the shortgrass steppe. *Ecology* **73**: 1175-1181.
- SAMBUICHI, R.H.R. 1991. Efeitos a longo prazo do fogo periódico sobre a fitossociologia da camada lenhosa de um cerrado de Brasília-DF. *Dissertação de Mestrado*. Universidade de Brasília. Brasília-DF Brasil.
- SAN JOSÉ, J.J. 1992. Mass and energy transfer within and between burned and unburned savanna environments. *International Journal of Wildland Fire* **2**: 153-160.
- SAN JOSÉ, J.J; Berrade, F. & Ramirez, J. 1982. Seasonal changes of growth mortality and disappearance of belowground root biomass in the Trachypogon savanna grass. *Acta Oecologica* **3**: 347-358.

- SAN JOSÉ, J.J. & Medina, E. 1976. Organic matter production in the Trachypogon savanna at Calabozo, Venezuela. *Tropical Ecology* **17**: 113-124.
- SAN JOSÉ, J.J.; Montes, R.A. & Fariñas, M.R. 1998. Carbon stocks and fluxes in a temporal scaling from a savanna to a semi-deciduous forest. *Forest Ecology and Management* **105**: 251-262.
- SAN JOSÉ, J.J.; Montes, R.A. & Rocha, C. 2003. Neotropical savanna converted to food cropping and cattle feeding systems: soil carbon and nitrogen changes over 30 years. *Forest Ecology and Management* **184**: 17-32.
- SANKARAN, M. & McNaughton, S.J. 1999. Determinants of biodiversity regulate compositional stability of communities. *Nature* **401**: 691-693.
- SANTOS, A.J.B; Silva, G.T; Miranda, H.S; Miranda, A.C. & Lloyd, J. 2003. Effects of fire on surface carbon, energy and water vapour fluxes over campo sujo savanna in central Brazil. *Functional Ecology* **17**: 711-719.
- SARMIENTO, G. & Monasterio, M. 1975. A critical consideration of the environmental conditions associated with the occurrence of savanna ecosystem in tropical America. In: F.B. Golley & E. Medina (ed.) *Tropical Ecological Systems*. Ecological Studies 11. Springer-Verlag. p 223-250
- SARMIENTO, G. & Vera, M. 1979. Composicion, estructura, biomassa y produccion de diferentes sabannas en los llanos de Venezuela. *Boletin de la Sociedade Venezoelana de Ciencias Naturales* **136**: 5-14.
- SATO, M.N. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado submetidas a diferentes regimes de queima. *Dissertação de Mestrado*. Universidade de Brasília. Brasília-DF Brasil.
- SATO, M.N. 2003. Efeito a longo prazo de queimadas prescritas na estrutura de lenhosas da vegetação do cerrado sensu stricto. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília. Brasília-DF Brasil.
- SATO, M.N. & Miranda, H.S. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado sensu stricto submetidas a diferentes regimes de queima. In: H.S. Miranda, C.H. Saito & B.S.F. Dias (ed.) *Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga*. UnB/ECL
- SAVAGE, M.J. 1980. The effect of fire on the grassland microclimate. *Herbage Abstracts* **50**: 589- 603.
- SCHOLES, R.J. & Archer, S.R. 1997. Tree-grass interactions in savannas. *Annual Review of Ecology and Systematics* **28**: 517-544.
- SCHROEDER, P. 1996. A carbon budget for Brazil: influence of future land-use change. *Climatic Change* **33**: 369-383.

- SCHULZE, E.D; Mooney, H.A; Sala, O.E; Jobbágy, E; Buchmann, N; Bauer, G; Canadell, J; Jackson, R.B; Loreti, J; Oesterheld, M. & Ehleringer, J.R. 1996. Rooting depth, water availability, and vegetation cover along an aridity gradient in Patagonia. *Oecologia* **108**: 503-511.
- SCHUURMAN, J.J. & Goedewaagen, M.A. 1965. *Methods for the Examination of Root Systems and Roots*. Centre for Agricultural Publications and Documentatio Wageningen.
- SCHWILK, D.W. & Kerr, B. 2002. Genetic niche-hiking: an alternative for the evolution of flammability. *Oikos* **99**: 431-442.
- SEGHIERI, J. 1995. The rooting pattern of woody and herbaceous plants in a savanna: are they complementary or in competition? *African Journal of Ecology* **33**: 358-365.
- SILVER, W.L. & Miya, R.K. 2001. Global patterns in root decomposition: comparisons of climate and litter quality effects. *Oecologia* **129**: 407-419.
- SILVER, W. L. & Vogt, K. A. 1993. Fine root dynamics following single and multiple disturbances in a subtropical wet forest ecosystem. *Journal of Ecology* **81**: 729-738.
- SINGH, J.S; Lauenroth, W.K; Hunt, H.W. & Swift, D.M. 1984. Bias and random errors in estimators of net root production: a simulation approach. *Ecology* **65**: 1760-1764.
- SMARTT, P.F.M; Meacock, S.E. & Lambert, J.M. 1974. Investigations into the properties of quantitative vegetational data I: pilot study. *Journal of Ecology* **62**: 735-759.
- SMARTT, P.F.M; Meacock, S.E. & Lambert, J.M. 1976. Investigations into the properties of quantitative vegetational data II further data type comparisons. *Journal of Ecology* **64**: 41-78.
- SOLBRIG, O.T. 1996. The diversity of the savanna ecosystem. In: O.T. Solbrig, E. Medina & J.F. Silva (ed.) *Biodiversity and Savanna Ecosystem Processes – A Global Perspective*. Ecological Studies 121. Springer-Verlag. p 1-30.
- SOLBRIG, O.T; Medina, E. & Silva, J. F. 1996. Determinants of tropical savannas. In: O.T. Solbrig, E. Medina & J.F. Silva (ed) *Biodiversity and Savanna Ecosystem Processes – A Global Perspective*. Ecological Studies 121. Springer-Verlag.
- STULEN, J. & denHertog J. 1993. Root growth and functioning under atmospheric CO<sub>2</sub> enrichment. *Vegetatio* **104/105**: 99-115.
- SUNDARAPANDIAN, S.M. & Swamy, P.S. 1996. Fine root biomass distribution and productivity patterns under open and closed canopies of tropical forest ecosystems at Kodayar in Western Ghats, south India. *Forest Ecology and Management* **86**: 181-192.

- TILMAN, D. 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology* **80**: 1455-1474.
- TILMAN, D; Lehman, C. L. & Thomson, K. 1997. Plant diversity and ecosystem productivity: theoretical considerations. *Proceedings of Natural Academy of Sciences of the United States* **94**: 1857-1861.
- TOTHILL, J.C. 1969. Soil temperature and seed burial in relation to the performance of *Heteropogon contortus* and *Themeda australis* in burnt native woodland pasture in Eastern Queensland. *Australian Journal of Botany* **17**: 269- 275.
- UHLMANN, A; Galvao, F. & Silva, S. M. 1998. Analise da estrutura de duas unidades fisionômicas de savana (cerrado) no sul do Brasil. *Acta Botanica Brasilica* **12**: 231-247.
- VAN DER MAAREL, E. 1979. Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio* **39**: 97-114.
- VARESCHI, V. 1960. Observaciones sobre la transpiración de árboles Llaneros durante la época de sequía. *Boletín de la Sociedad Venezolana de Ciencias Naturales* **20**: 128-234.
- VERMEER, J.G. & Berendse, F. 1983. The relationship between nutrient availability, shoot biomass and species richness in grassland and wetland communities. *Vegetatio* **53**: 121-126
- VOGT, K.A; Grier, C.C; Gower, S.T; Sprugel, D.G & Vogt, D.J. 1986. Overestimation of net root production: a real or imaginary problem? *Ecology* **67**: 577-579.
- VOGT, K.A; Vogt, D.J. & Bloomfield, J. 1998. Analysis of some direct and indirect methods for estimating root biomass and production of forests at an ecosystem level. *Plant and Soil* **200**: 71-89.
- VON WAHLERT, G. 1965. The role of ecological factors in the origin of higher levels of organization. *Systematic Zoology* **14**: 288-300.
- WALKER, B.H. & Noy-Meir, I. 1982. Aspects of stability and resilience of savanna ecosystems. In: B.J. Huntley & B.H. Walker (eds). *Ecology of Tropical Savannas*. Ecological Studies 42. Springer-Verlag. p 143-155.
- WALTER, H. 1971. *Ecology of Tropical and Subtropical Vegetation*. Oliver & Boyd.
- WARDLE, D.A; Bonner, K.I; Barker, G.M; Yeates, G.W; Nicholson, K.S; Bardgett, R.D; Watson, R.N. & Ghani, A. 1999. Plant removals in perennial grassland: vegetation dynamics, decomposers, soil biodiversity and ecosystem properties. *Ecological Monographs* **69**: 535-568.
- WARNER, R.R. & Chesson, P.L. 1985. Coexistence mediated by recruitment fluctuations: a field guide to the storage effect. *American Naturalist* **125**: 769-787.

- WERGER, M.J.A. & Sprangers, J.T.C. 1982. Comparison of floristic and structural classification of vegetation. *Vegetatio* **50**: 175-183.
- WHELAN, R.J. 1995. *Ecology of Fire*. Cambridge University Press.
- YEATON, R.I. & Bond, W.J. 1991. Competition between two shrubs species: dispersal differences and fire promote coexistence. *American Naturalist* **138**: 328-341.
- ZOBEL, R. 2003. Fine roots – discarding flawed assumptions. *New Phytologist* **160**: 273-280.