



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

PLANTIO DE ESPÉCIES NATIVAS E USO DE POLEIROS ARTIFICIAIS NA
RESTAURAÇÃO DE UMA ÁREA PERTURBADA DE CERRADO SENTIDO
RESTRITO EM AMBIENTE URBANO NO DISTRITO FEDERAL, BRASIL.

FABIOLA FERREIRA OLIVEIRA

BRASÍLIA

2006

FABIOLA FERREIRA OLIVEIRA

PLANTIO DE ESPÉCIES NATIVAS E USO DE POLEIROS ARTIFICIAIS NA
RESTAURAÇÃO DE UMA ÁREA PERTURBADA DE CERRADO SENTIDO
RESTRITO EM AMBIENTE URBANO NO DISTRITO FEDERAL, BRASIL.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
graduação em Ecologia da Universidade de
Brasília, como parte dos requisitos exigidos para a
obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof^o Dr. José Felipe Ribeiro

BRASÍLIA

2006

FABIOLA FERREIRA OLIVEIRA

Plantio de espécies nativas e uso de poleiros artificiais na restauração de uma área perturbada de Cerrado sentido restrito em ambiente urbano no Distrito Federal, Brasil.

Dissertação aprovada junto ao Programa de Pós Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Banca Examinadora:

Prof^o Dr. José Felipe Ribeiro
Universidade de Brasília/ Embrapa Sede
Orientador

Prof^o Dr. Paulo Yoshio Kageyama
Ministério do Meio Ambiente
Membro Titular

Dra. Fabiana Góis de Aquino
Embrapa Cerrados – CPAC
Membro Titular

Prof^a Dra. Alba Valeria Rezende
Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília
Suplente

Brasília, abril de 2006.

*Aos meus queridos pais, Augusto e Lúcia, e ao meu
amado Gerhard, que sempre com seus amores
transcendentais, me deixaram mais segura e confiante
para seguir os meus caminhos, enfrentando as
“intempéries” da vida e aproveitando os momentos de
felicidade.*

AGRADECIMENTOS

Ao Felipe, que se mostrou não apenas um orientador acadêmico no decorrer do curso, mas também um amigo, tendo muita paciência, bom humor e me incentivando nos momentos mais difíceis.

À Universidade de Brasília, em especial ao Departamento de Ecologia, pela oportunidade de realização do curso, a qual possibilitou o aprimoramento de meus conhecimentos.

À CAPES e ao CNPq, pela concessão das bolsas.

Aos membros da Banca Examinadora, Alba Valéria Rezende, Fabiana Góis Aquino e Paulo Yoshio Kageyama, por aceitarem o convite e pelas valorosas sugestões.

À Embrapa-Cerrados, por “patrocinar” as mudas e a confecção dos poleiros e, por disponibilizar mão-de-obra para a realização do plantio e equipamentos para o campo (câmera fotográfica e paquímetro digitais).

Ao INMET, pela autorização da realização do projeto em suas dependências, pelo financiamento dos adubos, por disponibilizarem mão-de-obra para todas as etapas do plantio e fornecerem os dados climáticos.

Ao viveiro da FAL, pela troca de mudas com a Embrapa-Cerrados, permitindo que espécies como a quaresmeira e a ormosia fossem incorporados ao projeto.

Ao Djalma, ex-técnico da Embrapa-Cerrados, que muito me ajudou no planejamento e realização do plantio e, que compartilhou comigo um pouquinho da sua incrível experiência nessa área de atuação. Aprendi muito contigo!

Aos meninos da Ipanema (Raul, Júlio, Anselmo, Reginaldo, Luciano, Aurindo, Mudinho, Hildebrando, Gordinho, Roberto e Abnelio), que alegraram os meus dias de campo

com sua irreverência e, mesmo debaixo de sol e sem nuvem alguma no céu, me ajudaram de forma prestativa na abertura das covas e no coroamento das mudas.

À Jana (Janainda) pela ajuda no campo e amizade.

Ao Hudson e ao Christian, pelo auxílio com mapas e ilustrações do trabalho.

A todos da equipe do CMBBC (Cris, Fabiana, Blue e Geni), pelo apoio técnico-operacional e amizade.

Às meninas de casa, Belzinha, Lu, Ká, Rosi e Manu e à Bel e ao Daniel, que foram minha família em Brasília, compartilhando comigo todas as alegrias e tristezas. Vocês foram e sempre serão importantes na minha vida!

Aos queridos amigos Adnilton, Braz, Hélder, Mariana, Luiz, Pablo, Ruy, Silvinha, Naty, Rodrigo, Alan, Léo, Bené, Rapha, Valdir, Hermés e Maurício, pessoas maravilhosas que me deram muitas força assim que cheguei em Brasília e que tornaram as disciplinas na UnB muito mais interessantes (pelo incrível senso crítico e de discussão de todos) e é claro, divertidas!

A toda a minha família que embora nunca tenha compreendido a minha opção de ficar tão longe deles, sempre me deram apoio em minhas decisões.

Ao amor da minha vida, o Gerhard, um agradecimento muitíssimo especial, pois mesmo estando literalmente do outro lado do mundo, você me deu todo o apoio emocional e acadêmico (nas nossas intermináveis discussões sobre o trabalho), os quais me fortaleceram para chegar até o final desta dissertação.

E por fim, a todos que não estão citados aqui, mas que certamente contribuíram, profissional ou emocionalmente, para a concretização desse trabalho... Fica aqui o meu:

Muitíssimo obrigada!

Gracias!

Danke schön!

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE TABELAS	i
LISTA DE FIGURAS	ii
LISTA DE ANEXOS	v
RESUMO	vi
ABSTRACT	ix
1. INTRODUÇÃO GERAL	1
1.1. OBJETIVOS	5
1.1.1. Geral	5
1.1.2. Específicos	5
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	6
2.1. O BIOMA CERRADO	6
2.2. SUCESSÃO ECOLÓGICA	8
2.3. RESTAURAÇÃO DE ÁREAS PERTURBADAS E/OU DEGRADADAS	10
2.3.1. Restauração de áreas de Cerrado	13
2.4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	16
3. CAPÍTULO 1 – Sobrevivência e crescimento inicial de 19 espécies de ambientes savânico e florestal em plantio de restauração de uma área perturbada de Cerrado sentido restrito	26
3.1. RESUMO	27
3.2. ABSTRACT	29
3.3. INTRODUÇÃO	31
3.4. MATERIAL E MÉTODOS	35
3.4.1. Área de estudo	35
3.4.2. Espécies selecionadas para o plantio	38
3.4.3. Métodos	40

3.4.4. Análise dos dados	42
3.5. RESULTADOS	46
3.5.1. Sobrevivência e crescimento das espécies	46
3.5.2. Sobrevivência e crescimento das espécies em relação à sazonalidade	54
3.5.3. Sobrevivência e crescimento das espécies em relação ao coroamento	57
3.6. DISCUSSÃO	64
3.6.1. Sobrevivência e crescimento das espécies	64
3.6.2. Sobrevivência e crescimento das espécies em relação à sazonalidade	69
3.6.3. Sobrevivência e crescimento das espécies em relação ao coroamento	72
3.7. CONCLUSÃO	74
3.8. RECOMENDAÇÕES	75
3.9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77
4. CAPÍTULO 2 - Plantio de mudas e poleiros artificiais como facilitadores na restauração de uma área perturbada de Cerrado sentido restrito em ambiente urbano	89
4.1. RESUMO	90
4.2. ABSTRACT	92
4.3. INTRODUÇÃO	93
4.4. MATERIAL E MÉTODOS	97
4.4.1. Área de estudo	97
4.4.2. Métodos	98
4.4.3. Análise dos dados	102
4.5. RESULTADOS	104
4.6. DISCUSSÃO	109
4.7. CONCLUSÃO	115
4.8. RECOMENDAÇÕES	116

4.8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	117
ANEXOS	125

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1	Página
Tabela 1. Relação das espécies de mudas utilizadas no plantio da área do INMET em novembro de 2004, seu nome popular, família, habitat e procedência (viveiro em que foram produzidas). Em que Cerrado sr = Cerrado sentido restrito.....	39
Tabela 2. Índice de sobrevivência (IS) e valores médios (\pm erro padrão) iniciais e de incremento anual (IMA) para altura e diâmetro de 19 espécies plantadas na área do INMET, ao final de 12 meses. Em que N_i = número de indivíduos plantados; N = número de indivíduos vivos no período avaliado.....	47
Tabela 3. Equações de crescimento em altura e diâmetro de 19 espécies plantadas na área do INMET em função do tempo t (meses), obtidas por análise de regressão. R^2 = coeficiente de determinação e (*) representa a significância do parâmetro de regressão pelo teste t a 1% de probabilidade ($p < 0,001$).....	54
Tabela 4. Incrementos médios (IM) em altura e em diâmetro para as espécies utilizadas no plantio na área do INMET, em relação ao coroamento e sazonalidade, considerando como estação chuvosa o período entre dezembro de 2004 e abril de 2005 e, como seca, os meses entre maio de 2005 e outubro de 2005.....	62
CAPÍTULO 2	
Tabela 1. Densidade de plântulas estabelecidas espontaneamente nas unidades amostrais (plântulas.m ⁻²) inseridas nas áreas com plantio (A ₁) e sem plantio (A ₂), suas respectivas famílias, síndromes de dispersão e hábito. Disp=Síndrome de dispersão, ane=anemocoria, auto=autocoria, zoo=zoocoria, Hab.=hábito, sub.=subarbusto, arv.=árvore e arb.=arbusto.....	104
Tabela 2. Número de indivíduos de plântulas estabelecidas (plântulas.m ⁻²) de espécies ornitocóricas encontradas nas combinações entre os tratamentos (plantio e poleiros), suas respectivas famílias. Em que: PP=com plantio, com poleiro; PSP=com plantio, sem poleiro; SPP=sem plantio, com poleiro e SPSP=sem plantio, sem poleiro.....	108

LISTA DE FIGURAS

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	Página
Figura 1. Desenho esquemático das principais fitofisionomias do bioma Cerrado (Adaptado de Ribeiro & Walter (2001)).....	7
CAPÍTULO 1	
Figura 1. Localização do Instituto Nacional de Meteorologia em Brasília (INMET), Distrito Federal (DF), Brasil.....	35
Figura 2. Precipitação e temperatura média mensais registradas pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para a cidade de Brasília, no período de novembro de 2004 a novembro de 2005.....	36
Figura 3. Localização das áreas de estudo no Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), Brasília, DF. A ₁ = área com plantio e A ₂ = área sem plantio. Imagem do satélite IKONOS em abril de 2004, cedida por SPACE IMAGE.....	37
Figura 4. Modelo de distribuição de mudas em anéis hexagonais para 19 espécies utilizado no plantio na área do inmet em novembro de 2004. Em que as espécies são representadas por diferentes números e estão uniformemente distribuídas na área experimental. O espaçamento entre mudas foi de 3 m x 3 m (Adaptado de Fonseca et al. (2001))	41
Figura 5. Sobrevivência e crescimento em altura e em diâmetro de mudas de <i>A. colubrina</i> , <i>A. fraxinifolium</i> , <i>A. peregrina</i> e <i>B. virgiloides</i> , utilizadas no plantio na área do INMET, no período de 12 meses e a variação do crescimento em função do tempo pela análise de regressão, sendo que as equações correspondentes aos incrementos encontram-se na Tabela 2. Note que diferente escala foi adotada para altura de <i>A. colubrina</i>	49
Figura 6. Sobrevivência e crescimento em altura e em diâmetro de mudas de <i>C. brasiliense</i> , <i>C. langsdorffii</i> , <i>D. alata</i> e <i>E. dysenterica</i> , utilizadas no plantio na área do INMET, no período de 12 meses e a variação do crescimento em função do tempo pela análise de regressão, sendo que as equações correspondentes aos incrementos encontram-se na Tabela 2.....	50
Figura 7. Sobrevivência e crescimento em altura e em diâmetro de mudas de <i>G. americana</i> , <i>H. speciosa</i> , <i>H. stigonocarpa</i> e <i>H. stilbocarpa</i> , utilizadas no plantio na área do INMET, no período de 12 meses e a variação do crescimento em função do tempo pela análise de regressão, sendo que as equações correspondentes aos incrementos encontram-se na Tabela 2.....	51
Figura 8. Sobrevivência e crescimento em altura e em diâmetro de mudas de <i>I. cylindrica</i> e <i>M. peruiferum</i> <i>M. urundeuva</i> e <i>O. stipularis</i> , utilizadas no plantio na área do INMET, para o período de 12 meses e a variação do crescimento em função do tempo pela análise de regressão, sendo que as equações correspondentes aos incrementos encontram-se na Tabela 2.....	52

Figura 9.	Sobrevivência e crescimento em altura e em diâmetro das espécies <i>S. lycocarpum</i> , <i>T. caraiba</i> e <i>T. stenocarpa</i> , utilizadas no plantio na área do INMET, para o período de 12 meses e a variação do crescimento em função do tempo pela análise de regressão, sendo que as equações correspondentes aos incrementos encontram-se na Tabela 2. Note que diferente escala foi adotada para altura e diâmetro de <i>S. lycocarpum</i>	53
Figura 10.	Índice de sobrevivência das 19 espécies utilizadas no plantio na área do INMET em relação à sazonalidade, para o período de 12 meses.....	55
Figura 11.	Incremento médio (IM) em altura das 19 espécies utilizadas no plantio na área do INMET em relação à sazonalidade, entre dezembro de 2004 e novembro de 2005. As médias representadas com mesma letra não diferiram entre si, quando avaliadas pelos testes t (*) ou Mann-Whitney (**)......	56
Figura 12.	Incremento médio (IM) em diâmetro das 19 espécies utilizadas no plantio na área do INMET em relação à sazonalidade, entre dezembro de 2004 e novembro de 2005. As médias representadas com mesma letra não diferiram entre si, quando avaliadas pelos testes t (*) ou Mann-Whitney (**)......	57
Figura 13.	Índice de sobrevivência das 19 espécies utilizadas no plantio na área do INMET em relação ao coroamento, ao final de 12 meses (em novembro de 2005).	58
Figura 14.	Incremento médio anual (IMA) em altura das 19 espécies utilizadas no plantio da área do INMET, as quais foram testadas em relação ao coroamento pelos testes t (*) e Mann-Whitney (**) e não exibiram diferenças significativas, para o período de dezembro de 2004 a novembro de 2005.....	59
Figura 15.	Incremento médio anual (IMA) em diâmetro das 19 espécies utilizadas no plantio na área do INMET, as quais foram testadas em relação ao coroamento com testes t (*) e Mann-Whitney (**), para o período de dezembro de 2004 a novembro de 2005. Para cada espécie, letras diferentes indicam diferenças significativas entre tratamento e controle.....	60

CAPÍTULO 2

Figura 1.	Desenho esquemático da disposição das unidades amostrais (áreas circulares com e sem poleiros) nas áreas de estudo com plantio (A_1) e sem plantio (A_2)......	99
Figura 2.	Desenho esquemático do poleiro associado à área circular utilizado nos experimentos na área do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).....	100
Figura 3.	Visão geral de um poleiro utilizado nos experimentos na área do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).....	100
Figura 4.	Visão geral de plântulas que emergiram de sementes marcadas, as quais estavam presentes em uma das áreas circulares do experimento instalado no Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).....	101

Figura 5. Densidade de plântulas em relação às síndromes de dispersão para áreas com e sem a instalação de plantio de mudas. Anemo=anemocoria; zoo (aves)=ornitocoria; zoo (outras)=zoocoria que não fosse ornitocoria e auto=autocoria..... 106

LISTA DE ANEXOS

ANEXO A - Espécies selecionadas para o plantio na área do INMET, realizado em novembro de 2004.....	126
ANEXO B - Vista geral das áreas com e sem plantio, no decorrer de 12 meses.....	130
ANEXO C - Vista geral das áreas circulares com e sem poleiros instalados no INMET, no decorrer de 12 meses.....	132
ANEXO D - Plântulas de algumas espécies que emergiram em novembro de 2005 nas áreas circulares com e sem poleiros instalados no INMET.....	134
ANEXO E - Sementes de <i>Acanthospermum australe</i> (indicada pelas setas), evidenciando as estruturas em suas superfícies que possibilitam a fixação na plumagem e pêlos de animais e favorecem sua dispersa acidental pelos mesmos.....	135

RESUMO

O bioma Cerrado está sujeito a altas taxas de desmatamento e de conversão do uso da terra, sendo a urbanização, um dos processos que contribui para a modificação desta paisagem, pois reduz consideravelmente a vegetação nativa e impossibilita que processos naturais dos ecossistemas ocorram efetivamente. O objetivo geral do presente estudo foi avaliar um plantio de espécies nativas e a instalação de poleiros artificiais na restauração de uma área perturbada de Cerrado sentido restrito na zona urbana do Distrito Federal, Brasil. O primeiro capítulo desta dissertação refere-se à avaliação de um plantio de espécies nativas na restauração de uma área perturbada de 75 x 90 m (6.750 m²), situada dentro dos limites do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), a qual era originalmente coberta por Cerrado sentido restrito, mas que atualmente é dominada por *Brachiaria* sp. Antecipadamente ao plantio, foi realizada a remoção das braquiárias (mantendo-se plantas e plântulas nativas que estavam rebrotando ou regenerando naturalmente), visando diminuir a competição com as mudas as quais seriam plantadas e ainda, revolveu-se superficialmente o solo para minimizar sua possível compactação. Para o plantio, realizado em novembro de 2004, foram selecionadas 19 espécies nativas do bioma, dentre as quais nove ocorrem em ambientes savânicos (*Astronium fraxinifolium*, *Bowdichia virgilioides*, *Caryocar brasiliense*, *Dipteryx alata*, *Eugenia dysenterica*, *Hancornia speciosa*, *Hymenaea stigonocarpa*, *Solanum lycocarpum* e *Tabebuia caraiba*) e dez, em ambientes florestais (*Anadenanthera colubrina*, *Anadenanthera peregrina*, *Copaifera langsdorffii*, *Genipa americana*, *Hymenaea courbaril*, *Inga cylindrica*, *Myracrodruon urundeuva*, *Myroxylum peruiferum*, *Ormosia stipularis* e *Tibouchina stenocarpa*). Um total de 886 indivíduos foi plantado (cerca de 46 por espécie), todos a partir de mudas (com idades entre 5 e 10 meses), exceto indivíduos de *S. lycocarpum* que foram semeados. A disposição dos indivíduos (unidades amostrais) na área foi segundo o modelo de anéis hexagonais para 19 espécies, com espaçamento 3 x 3 m. Ao solo de cada cova

adicionaram-se 0,1 Kg de calcário, 1 Kg de esterco e 0,15 Kg de adubo químico (NPK 4-14-8). Metade do total de indivíduos de cada espécie foi coroado. Todos os indivíduos foram mensurados mensalmente até novembro de 2005 e, para todas as espécies, avaliaram-se a sobrevivência e o crescimento (em altura e em diâmetro). Essas variáveis foram testadas para cada espécie e comparadas entre os grupos de ambiente, além de serem examinadas quanto à sazonalidade e ao coroamento. Para a maioria das espécies, a sobrevivência foi superior a 80%, sendo que *C. langsdorffii*, *G. americana*, *H. courbaril* e *M. peruiferum* apresentaram valores de 100%. De modo geral, as espécies florestais exibiram maior crescimento que as savânicas. Embora o coroamento tenha mostrado pouco efeito na sobrevivência e no crescimento dos indivíduos, o que pode estar relacionado à retirada das braquiárias previamente existentes no local; diferenças significativas foram observadas entre as estações chuvosa e seca, sendo que somente *B. virgilioides* cresceu significativamente mais na seca. Esses resultados supostamente refletem diferentes estratégias de alocação de biomassa para crescimento das espécies separadamente e por grupo de ambiente em resposta à sazonalidade. A utilização de plantio consorciado de espécies florestais e savânicas mostrou-se promissora para a restauração dessa área. No segundo capítulo, avaliou-se o efeito da utilização de poleiros artificiais e de plantio de espécies nativas no aumento da riqueza de espécies e da densidade de plântulas estabelecidas espontaneamente no local. Vinte unidades amostrais circulares de 1 m de raio foram alocadas, em uma área experimental em que haviam sido plantadas 886 mudas pertencentes a 19 espécies nativas do Cerrado (área utilizada para estudo do Capítulo 1), a partir de um sorteio para obter a coordenada de cada unidade, que considerou um valor entre zero e a medida total da largura da área e outro entre zero e a medida total do comprimento do mesmo local. Outras 20 unidades foram implantadas em uma área perturbada de Cerrado sentido restrito adjacente à área plantada com espécies nativas (denominada área sem plantio). Em ambas as áreas, foram sorteadas dez dentre as 20

unidades amostrais e, em cada uma destas foi instalado um poleiro de madeira com altura de 3 m. Doze meses após a implantação dos experimentos no campo, avaliou-se em cada unidade amostral circular, o efeito do plantio no estabelecimento de todas as plântulas. Além disso, foi avaliado o possível efeito do plantio e dos poleiros artificiais no estabelecimento de plântulas oriundas de sementes dispersas por aves. Estas plântulas foram contadas e identificadas. No total foram registradas 17 espécies e uma média de 27,2 plântulas.m². A maioria das espécies, em ambas as áreas, foi de herbáceas autocóricas de caráter ruderal. Apenas quatro espécies eram arbóreas, sendo *Byrsonima crassifolia* e *Miconia* sp., relativamente frequentes. A instalação de poleiros e o plantio tiveram efeito significativo no número de espécies e de indivíduos de plântulas ornitocóricas estabelecidas, ainda que a densidade fosse relativamente baixa. Desta forma, conclui-se que o plantio de mudas nativas e o uso de poleiros artificiais contribuem na aceleração da restauração de áreas perturbadas de Cerrado sentido restrito, podendo ser aplicadas em condições semelhantes às deste estudo. Contudo, a realização de estudos em maiores períodos de tempo poderiam melhor avaliar estes efeitos nos processos de dispersão e de estabelecimento.

Palavras-chave: área urbana, Cerrado, crescimento, coroamento, estabelecimento de plântulas, restauração, plantio de espécies nativas, poleiros artificiais, savana, sazonalidade sobrevivência.

ABSTRACT

The Cerrado region currently is subject to fast deforestation and to high rates of land use change. Increasing urbanization contributes to losses of the natural landscape, considerably reducing native vegetation and diversity, and thus impeding natural processes in remaining fragments. The objective of this study was to evaluate the effect of a planting of native species and of bird perching structures for the restoration of a perturbed area of Cerrado *sensu stricto* in the urban area of the Federal District, Brazil. The first chapter of this Master dissertation evaluates a planting of native species from Cerrado for the restoration of a 75 x 90 m (6,750m²) perturbed area of the National Institute of Meteorology (INMET), originally covered by Cerrado *sensu stricto*, nowadays dominated by *Brachiaria* sp. Before the planting, the *Brachiaria* sp. was removed (native plants that had regenerated were maintained) to decrease the competition with juvenile plants, and the surface of the soil was raked to decrease its compaction. The planting had been conducted in November 2004. Nineteen native species from Cerrado were chosen for the planting, nine species were from savanna (*Astronium fraxinifolium*, *Bowdichia virgilioides*, *Caryocar brasiliense*, *Dipteryx alata*, *Eugenia dysenterica*, *Hancornia speciosa*, *Hymenaea stigonocarpa*, *Solanum lycocarpum*, and *Tabebuia caraiba*) and ten from forest physiologies (*Anadenanthera colubrina*, *Anadenanthera peregrina*, *Copaifera langsdorffii*, *Genipa americana*, *Hymenaea courbaril*, *Inga cylindrica*, *Myracrodruon urundeuva*, *Myroxylum peruiferum*, *Ormosia stipularis*, and *Tibouchina stenocarpa*). A total of 886 juvenile plants (approximately 46 per species) were planted as young individuals (age varying between 5-10 months), except for those of *S. lycocarpum* which were planted from seeds. The distribution of individuals (sample units) was in hexagonal rings for 19 species, with distances of 3 by 3 m to adjacent plants. In each planting hole (0,3 m wide, 0,6 m deep), 0,1 kg of chalk, 1 kg manure and 0,15 kg of chemical fertilizer (4-14-8 NPK) were added prior to planting. At half of the individuals, all

spontaneous vegetation was cleared regularly. Survival and growth were recorded monthly from December 2004 until November 2005. Values were analysed separately for each species, and plants from the two groups of Cerrado physiognomies were compared. Additionally, the weeding and the different growth patterns of the plants during the two seasons (rainy/dry season) were analysed. For the majority of the species, survival was above 80%, with *C. langsdorffii*, *G. americana*, *H. courbaril* and *M. peruiferum* showing maximum survival. Forest species in general showed faster growth than savanna species. While the weeding did not lead to higher survival and growth rates of the individuals, probably because the *Brachiaria* sp. removal, growth patterns clearly differed between the rainy and dry season, with only *B. virgilioides* growing significantly more during the dry season. These results reflect different allocation strategies and growth characteristics of the species from the two different vegetation physiognomies. When planted for recuperation of degraded Cerrado systems, a mixture of species with different growth properties seems advantageous. In the second chapter, the planting of native species and additional perching structures were studied concerning their possible influence on increasing the plant species richness and the density of naturally established seedlings. Twenty circular experimental areas (2 m diameter) were placed at random at a site where approximately 886 plants of 19 Cerrado species had been planted. Other 20 experimental areas were established in an adjacent perturbed Cerrado site without trees. In each of the two sites, one wood perch (height 3 m) was randomly assigned to ten of the experimental areas. Twelve months after the planting and the installation of perches procedures, the effect of the planting on total seedling establishment was evaluated as well the effect of the planting and the artificial perches on the establishment of seedlings dispersed by birds. Seedlings from newly dispersed seeds were identified and counted. A total of 17 species was found, with an average of 27,2 seedlings per m². Ruderal autochoric herbs constituted the greatest proportion of seedlings in all areas. Only four species were trees and

seedlings of *Byrsonima crassifolia* and *Miconia* sp. were relatively frequent. Both the perching structures and the native species planting had a significant effect on richness and on number of established seedlings of ornithochoric species, despite the low overall numbers. However, studies over longer periods seem to be interesting for a more thorough evaluation of dispersal and establishment processes.

Keywords: bird perches structures, Cerrado, growth, planting of native species, restoration, savanna, seasonality, seedling establishment, survival, weeding, urban area.

1. INTRODUÇÃO GERAL

O bioma do Cerrado vem sendo submetido às altas taxas de desmatamento e de conversão do uso da terra (Klink & Moreira, 2002; Klink & Machado, 2005) em função da ocupação antrópica. Enquanto a maior parte dessas áreas – aproximadamente 880.000 Km², da extensão total do Cerrado de 2.000.000 Km² (Klink & Machado, 2005) – é utilizada para pastagens e para produção de cereais, aproximadamente 104.000 Km² de áreas desmatadas do cerrado não estão sendo usado diretamente para a agricultura (Klink & Moreira, 2002).

A urbanização é um importante processo de modificação da paisagem, pois além de reduzir consideravelmente a vegetação, o que implica perda da diversidade, também provoca a degradação de ambientes por aumentar a erosão do solo, modificar os atributos químicos e físicos do solo, impossibilitando que processos naturais dos ecossistemas ocorram de forma efetiva (Menon et al., 2001; UNESCO, 2002).

Nos primeiros estudos, a restauração de áreas degradadas foi promovida a partir de simples plantios de espécies quaisquer (sobretudo exóticas), objetivando apenas a recomposição rápida da cobertura da vegetação do local (Rodrigues & Gandolfi, 2000). Atualmente, além dessa técnica tradicional de plantios, estão sendo consideradas novas propostas para a restauração, que visam manter as características intrínsecas das comunidades, permitindo a sua perpetuação e evolução no espaço e no tempo. Essas novas estratégias buscam a reativação de complexas interações da comunidade e de processos biológicos da sucessão, bem como a aceleração da dinâmica sucessional (Palmer et al., 1997; Rodrigues & Gandolfi, 2000).

A sucessão ecológica, que é a seqüência de mudanças graduais nos padrões de colonização e extinção de espécies em uma comunidade, ocorre de forma direcional, contínua e não-sazonal (Begon et al., 1996). Os processos biológicos da sucessão podem ser facilmente observados em florestas, pois as clareiras são reocupadas progressivamente por diferentes

grupos ecológicos de espécies, adaptados às novas condições ambientais que são criadas em razão da abertura do dossel e da sucessiva substituição de espécies ao longo do tempo (Whitmore, 1989; Gómez-Pompa et al., 1991).

Contudo, para formações vegetais que apresentam estratos herbáceo e arbóreo como um mosaico e são influenciadas principalmente por características edáficas, hídricas e pela ação do fogo, como é o caso das fisionomias do bioma Cerrado, a sucessão não é tão evidente como em florestas. Particularmente para o Cerrado, pouco ainda é conhecido a respeito de uma dinâmica sucessional. No entanto, de acordo com Walker (1981), a sucessão para áreas de savanas é um conceito válido; porém, se refere a um processo multidirecional, que ocorre em diferentes escalas temporais.

A dinâmica sucessional de comunidades vegetais em áreas degradadas pode ser compreendida não somente pela substituição de suas espécies ao longo do tempo, mas também pelas suas etapas iniciais, que incluem os processos de dispersão, germinação, sobrevivência, crescimento e de estabelecimento (Redente et al., 1993).

Independentemente do enfoque adotado para sucessão, a regeneração natural de uma área pode ser acelerada por meio da adoção de estratégias baseadas em princípios nucleadores. O termo nucleação foi proposto inicialmente por Yarranton & Morrison (1974), que constataram que espécies arbóreas pioneiras ao ocuparem áreas em processo de formação de solo geraram pequenos agregados de outras espécies ao seu redor (núcleos), os quais se expandiram e conectaram entre si, o que proporcionou a rápida cobertura do solo, acelerando, portanto, a sucessão primária e a secundária.

O princípio da nucleação, além de permitir que as atividades de restauração se fundamentem nos processos sucessionais, faz com que as mesmas apresentem baixo custo, requeiram mínima entrada artificial de energia e ainda, aumentem a biodiversidade do ambiente degradado e/ou perturbado, devido aos núcleos formados (Reis et al., 2003). Como

exemplo de técnicas de nucleação, podem ser citados os plantios de espécies nativas associadas às florestais e também a implantação de poleiros artificiais.

O plantio de espécies nativas é uma técnica na qual é assumido que por as espécies terem evoluído naquele tipo de vegetação, as mesmas apresentam maior probabilidade de ter seus polinizadores, dispersores de sementes e predadores naturais, conseguindo assim, se estabelecer melhor no local a ser restaurado do que espécies de outros ambientes (Kageyama & Gandara, 2000).

No entanto, de acordo com Felfili & Santos (2002), um plantio misto de espécies savânicas e florestais irá apresentar uma taxa de cobertura do solo mais rápida do que um plantio exclusivo de espécies de savanas. Isso ocorre porque embora as espécies de floresta geralmente não avancem para o cerrado (por exemplo, pela restrição nutricional), quando introduzidas em plantios de restauração – nos quais são plantadas em covas profundas, com solos corrigidos e adubados – essas espécies desenvolvem-se mais rapidamente nos solos de cerrado do que as próprias espécies do ambiente savânico. Além disso, a mistura dessas espécies no plantio proporcionará uma rica oferta de recursos para a fauna (frutos, sementes) e as espécies florestais – de crescimento mais rápido – servirão de locais para pouso, atraindo mais pássaros e outros animais dispersores de propágulos para a área.

Diante disso, se o estabelecimento das espécies plantadas for bem sucedido (sobrevivência alta e altas taxas de crescimento), essa prática de plantio de espécies savânicas associadas às florestais pode ser considerada como uma estratégia eficaz para a restauração de ambientes savânicos degradados, uma vez que as espécies florestais teriam efeito de facilitadoras da sucessão.

Os poleiros artificiais, por sua vez, são estruturas construídas que representam os galhos das árvores, no sentido de proporcionar locais para animais pousarem e forragearem suas presas. O objetivo desta técnica é incrementar o número de propágulos levados à área

degradada por meio de animais dispersores, tais como aves e morcegos, que fazem uso dos poleiros e, com isso, elevar a probabilidade de estabelecimento de plântulas (Reis et al., 2003).

Os dispersores ao se empoleirarem, criam locais de concentração de propágulos próximos aos poleiros ou logo abaixo de seus pontos de pouso, pois eliminam sementes pela defecação, regurgitação, ou ainda, deixam cair aquelas que trouxeram aderidas ao corpo ou no bico, para manipular longe da planta-mãe. Esses locais, posteriormente, funcionarão como núcleos de vegetação diversificada, que atrairão consumidores ou dispersores secundários para a área, acelerando assim, a sucessão ecológica (Janzen, 1970; McDonnell & Stiles, 1983). Além disso, somente por consumirem frutos em áreas mais avançadas na sucessão e transportarem as sementes dessas espécies para ambientes degradados, esses animais já contribuem para o aumento do ritmo sucessional dessas comunidades secundárias (Guevara et al., 1986).

Os poleiros artificiais não só atuam como foco de recrutamento de propágulos, como também contribuem para o incremento do banco de sementes do solo, uma vez que os propágulos que caem no solo e não se estabelecem passam a fazer parte deste banco (Reis et al., 2003).

De modo geral, na região dos trópicos ainda existem poucos estudos a respeito da implantação de poleiros artificiais e de outras técnicas como nucleadoras da restauração de áreas. Desta maneira, grande parte do que se sabe a respeito, ainda é proveniente de trabalhos realizados em regiões temperadas (Melo et al., 2000).

No caso do bioma Cerrado, em que cerca de 52% (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger, 1983; Batalha & Mantovani, 2000) das espécies vegetais arbóreas e, 55-60% (Mantovani & Martins, 1988; Vieira et al., 2002) das espécies arbustivo-arbóreas, apresentam síndrome de dispersão zoocórica, ou seja, são dispersas por animais (van der Pijl, 1982), o uso

de poleiros artificiais representaria uma boa alternativa para a aceleração do processo de restauração.

1.1. OBJETIVOS

1.1.1. Geral

O objetivo geral do presente trabalho foi avaliar as técnicas de nucleação de plantio consorciado de espécies nativas e a de poleiros artificiais na restauração de uma área perturbada de Cerrado sentido restrito em ambiente urbano, visando estabelecer recomendações para práticas futuras que busquem restaurar áreas do bioma Cerrado.

1.1.2. Específicos

Os objetivos específicos deste trabalho foram:

- Analisar a sobrevivência e o crescimento de espécies nativas selecionadas para um modelo proposto de plantio em área perturbada de Cerrado sentido restrito;
- Avaliar o efeito da instalação de poleiros artificiais na riqueza e adição de novos indivíduos de plântulas de espécies dispersas pela avifauna, em área perturbada de Cerrado sentido restrito;
- Avaliar se há interação entre as técnicas de poleiros artificiais e de plantio de espécies nativas na riqueza e na adição de novos indivíduos de plântulas de espécies dispersas pela avifauna, em área perturbada de cerrado sentido restrito;

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. O BIOMA CERRADO

O Cerrado é o segundo maior bioma do país, sendo superado apenas pela Floresta Amazônica e originalmente, ocupava cerca de 23% do território brasileiro, área aproximada de 2.000.000 Km² (Ratter et al., 1997). Este bioma está localizado em sua grande parte no Planalto Central do Brasil, no Distrito Federal, em Minas Gerais, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Goiás e Tocantins (Mantovani & Martins, 1993; Ribeiro & Walter, 1998); sendo que áreas disjuntas também podem ocorrer nos estados do Amazonas, Amapá, Roraima, Alagoas, Bahia, Paraíba e Pernambuco, São Paulo e Paraná (Eiten, 1990; Ribeiro & Walter, 1998).

O clima é classificado por Köppen (1948) como Aw (tropical chuvoso), com invernos comumente secos e verões chuvosos. Possui precipitação média anual na ordem de 1.500 mm, variando de 750 a 2.000 mm, sendo que o déficit hídrico concentra-se no período de 5 a 6 meses (Adámoli et al., 1987) entre os meses de maio e outubro (CODEPLAN, 1984; Eiten, 1990) e, as chuvas são intensas e de curta duração (França, 1977). Na região dos Cerrados é muito comum a ocorrência da interrupção do período de chuvas estivais, conhecida como veranico (Adámoli et al., 1987; Nimer, 1989; Nimer & Brandão, 1989). Os valores de temperatura média anual situam-se entre 22° e 27°C (Adámoli et al., 1987; Eiten, 1990) e a umidade média relativa do ar varia de 38 a 96% (Ab'Saber, 1983).

Aproximadamente 46% do bioma são dominados por latossolos, os quais são moderadamente drenados, com profundidade superiores a 2 m e, em sua maioria, são distróficos e ácidos, com baixo pH entre 4,0 e 5,5 (Adámoli et al., 1987; Reatto et al., 1998). Além disso, estes solos caracterizam-se por apresentar baixa fertilidade, uma vez que possuem altos teores de ferro e alumínio e baixos de fósforo, cálcio, nitrogênio, potássio e magnésio (Lopes & Cox, 1977; Queiroz-Neto, 1982; Goedert, 1983; Furley & Ratter, 1988;

Haridasan, 2000). As formas de relevo predominantes nestes latossolos são residuais e de superfície de aplainamento e apresentam topografia plana e suave-ondulada (Reatto et al., 1998).

A vegetação do Cerrado (Figura 1) é considerada um mosaico vegetacional composta por distintas fisionomias que englobam formações florestais (Mata Ciliar, Mata de Galeria, Mata Seca e Cerradão), savânicas (Cerrado sentido restrito, Parque Cerrado, Palmeiral e Veredas) e campestres (Campo Sujo, Campo Rupestre e Campo Limpo). Nas formações florestais há o predomínio de espécies arbóreas formando dossel que pode ser contínuo ou descontínuo. A formação savânica refere-se a áreas com árvores e arbustos dispersos sobre um estrato gramíneo, que não constituem dossel contínuo e, a campestre, é representada por áreas em que predominam espécies herbáceas e algumas arbustivas (Coutinho, 1978; Ribeiro & Walter, 1998).

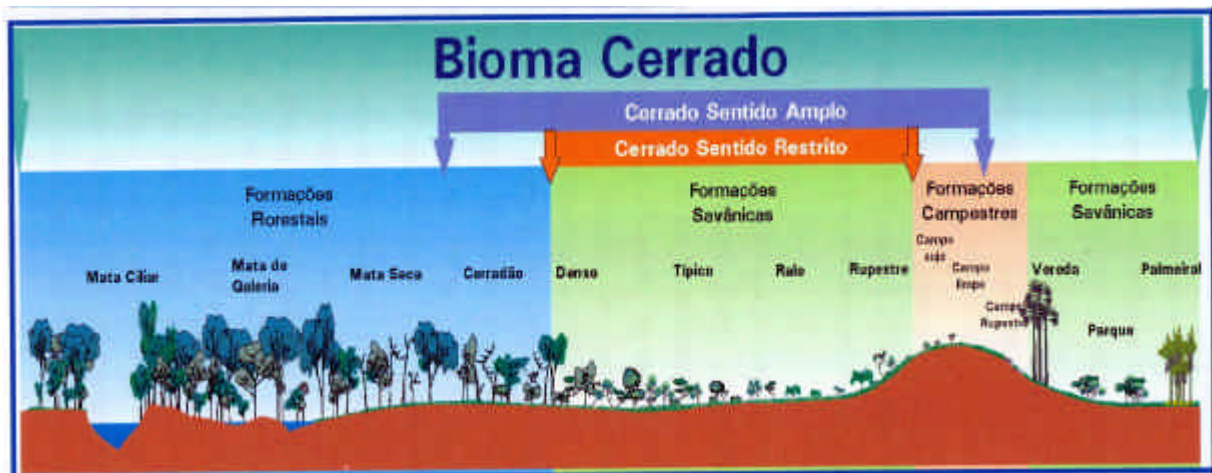


Figura 1. Desenho esquemático das principais fitofisionomias do bioma Cerrado (Adaptado de Ribeiro & Walter, 2001).

A ocorrência do bioma parece estar fortemente relacionada não só à baixa fertilidade e alta saturação de alumínio do solo (Goodland & Ferri, 1979; Coutinho, 1990; Eiten, 1994), como também à deficiência hídrica em suas camadas superficiais (Warming, 1973) e à interação destes fatores com a biota (Ribeiro & Walter, 1998). No entanto, o desenvolvimento

das distintas fisionomias está mais condicionado pela topografia, a qual influencia a profundidade do solo, a proximidade do lençol freático e, conseqüentemente, a disponibilidade hídrica (Coutinho, 1990). De acordo com Frost et al. (1985), a profundidade do solo aliada à disponibilidade de água e de nutrientes é que determinariam o balanço entre o estrato herbáceo e o arbustivo-arbóreo das savanas.

O Cerrado sentido restrito, objeto deste estudo, é o tipo fisionômico predominante no bioma e caracteriza-se pela presença dos estratos arbóreo e arbustivo-herbáceo definidos. Suas árvores baixas, inclinadas, tortuosas, com ramificações irregulares e retorcidas são distribuídas aleatoriamente sobre o terreno em diferentes densidades, podendo cobrir de 5 a 70% da área (Ribeiro & Walter, 1998).

2.2. SUCESSÃO ECOLÓGICA

A sucessão ecológica é a seqüência de mudanças graduais nos padrões de colonização e extinção de espécies em uma comunidade, que ocorre de forma direcional, contínua e não-sazonal (Begon et al., 1996). Essa seqüência pode acontecer em um local recentemente exposto (nunca habitado anteriormente), e neste caso, é denominada de sucessão primária; ou ainda, em uma área em que a comunidade existente sofreu algum distúrbio ou foi removida, sendo chamada de sucessão secundária (Ricklefs, 2003).

A sucessão secundária é um importante componente da dinâmica da vegetação, pois é a responsável por sua regeneração natural (Whitmore, 1989). Em florestas, a regeneração ocorre a partir do corte e queima de árvores ou pela formação de clareiras e, em ambas as situações, os locais são reocupados progressivamente por diferentes grupos ecológicos de espécies, identificados por Budowski (1965) como pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e climácicas, os quais são adaptados às novas condições ambientais que são criadas (Whitmore, 1989; Gómez-Pompa et al., 1991).

Tais condições, que incluem o decréscimo da umidade relativa, a disponibilidade de nutrientes e o aumento da quantidade de luz e das temperaturas do solo e do ar, surgem inicialmente, em razão da abertura do dossel e posteriormente, se modificam à medida que o estabelecimento de outras espécies prossegue (Bazzaz & Pickett, 1980; Lamprecht, 1990). Dentre esses fatores ambientais, a quantidade de luz é aquele que mais influencia não só a colonização das clareiras (Macedo et al., 1993), como também as diferentes fases de desenvolvimento de espécies florestais (Kageyama & Castro, 1989).

Embora os processos biológicos da sucessão possam ser facilmente observados em florestas, estes não são tão evidentes para formações vegetais que apresentam um mosaico vegetacional, como é o caso do Cerrado. Particularmente para este bioma, pouco ainda é conhecido a respeito de sua dinâmica sucessional.

Para alguns autores, a sucessão no Cerrado avança ao longo do gradiente de fitofisionomias, partindo das fitofisionomias mais abertas em direção às mais densas, até aonde as restrições edáficas e hídricas permitirem (Eiten, 1972; Goodland & Ferri, 1979; Coutinho, 1982, 1990). Durante este processo, a comunidade perde gradualmente espécies heliófitas e resistentes ao fogo – como são as espécies de fisionomias mais abertas – para aumentarem o número de indivíduos de etapas sucessionais mais tardias, que são umbrófilos e menos resistentes a fogo – como são as espécies de fisionomias mais fechadas, por exemplo, as do Cerradão.

Além disso, os processos sucessionais desse bioma são fortemente influenciados pela ação do fogo, de maneira que quanto menor o intervalo na frequência deste distúrbio, mais aberta será a estrutura da vegetação resultante, pois o tempo entre uma perturbação e outra não seria suficiente para que as plântulas de espécies arbóreas se desenvolvessem. Ao contrário, se o fogo for menos freqüente, mais espécies arbóreas se estabelecerão (Pivello & Coutinho, 1996).

Desta forma, a sucessão ecológica do Cerrado é um conceito válido, mas que provavelmente se refere a um processo multidirecional, que ocorre em diferentes escalas temporais (Cattelino et al., 1979; Pickett & White, 1985), assim como para as demais savanas (Walker, 1981).

2.3. RESTAURAÇÃO DE ÁREAS PERTURBADAS E/OU DEGRADADAS

Todos os ecossistemas estão sujeitos a distúrbios naturais ou antrópicos. Segundo White & Pickett (1985), distúrbio é um evento relativamente discreto no tempo que pode tanto alterar a estrutura de um ecossistema, comunidade ou população, como provocar mudanças na disponibilidade de recursos ou no meio físico. Para este mesmo autor, a resposta de um ecossistema frente a essas perturbações é dependente da escala (tamanho da área afetada), duração (tempo de permanência do distúrbio), frequência (número médio de eventos por unidade de tempo) e da intensidade dos distúrbios.

De acordo com Aronson et al. (1995) citado por Rodrigues & Gandolfi (2000), se após perturbação uma área teve seus meios bióticos de regeneração, como banco e chuva de sementes, banco de plântulas e rebrotas, eliminados juntamente com sua vegetação, a mesma é considerada degradada. Por outro lado, se mesmo depois de ter sofrido distúrbio a área mantiver seus meios para a regeneração, é dita perturbada.

Quando as perturbações ultrapassam a resiliência do ecossistema, ou seja, sua capacidade de se recuperar de flutuações internas provocadas por distúrbios de qualquer tipo, como é o caso das áreas degradadas, somente com intervenção humana (por exemplo, com práticas de restauração) é possível estabilizar e reverter esses processos modificadores, acelerando e direcionando a sucessão natural (Engel & Parrota, 2003). No entanto, quando há intervenção antrópica em áreas perturbadas, que teoricamente ainda são capazes de se auto-renovar, a dinâmica sucessional é facilitada e acelerada.

Inicialmente, a restauração de áreas degradadas e/ou perturbadas no Brasil objetivava desenvolver uma vegetação no local que fosse a mais próxima possível daquela originalmente existente (Bradshaw, 1987; Brown & Lugo, 1994; Rodrigues & Gandolfi, 1996; Kageyama & Gandara, 2000). Contudo, o histórico dos trabalhos sobre este tema mostrou que houve mudança substancial no conceito de restauração desde os anos 80, devido ao surgimento de novos tipos de degradação que introduziram a idéia de que não havia um só caminho a ser seguido, mas que um conjunto de medidas poderiam ser prescritas e aplicadas conforme as características inerentes da alteração (Rodrigues & Gandolfi, 1996).

A incorporação da abordagem científica às práticas de restauração representou para muitos autores (Bell et al., 1997; Ehrenfeld & Toth, 1997; Montalvo et al., 1997; Palmer et al., 1997; Rodrigues & Gandolfi, 2000) não apenas a busca de soluções mais eficientes para a recompor uma dada degradação ambiental, mas também uma ferramenta para trabalhos de ecologia experimental. Com isso, foi e ainda é possível testar hipóteses e teorias elaboradas a partir de observações realizadas em ecossistemas naturais não degradados, cujos resultados obtidos contribuem para o aperfeiçoamento das próprias práticas e para o sucesso no estabelecimento e manutenção da vegetação nestas áreas ao longo do tempo.

A partir daí, a restauração deixou de ser apenas uma aplicação de plantios de mudas sem vínculos com concepções teóricas (Kageyama & Gandara, 2000; Rodrigues & Gandolfi, 2000), para se tornar uma área do conhecimento, a Restauração Ecológica (Palmer et al., 1997), que considera que restaurar um ecossistema não é reproduzir exatamente suas características originais, mas sim recuperar sua estabilidade e integridade biológica, incluindo um nível mínimo de biodiversidade e de variabilidade na estrutura e no funcionamento dos processos ecológicos, considerando não apenas valores ecológicos, como também econômicos e sociais (Jordan III et al., 1987; Lieth & Lohmann, 1993; Parrota et al., 1997; Lamb, 1998; Young, 2000; Kageyama et al., 2003). Deste modo, a restauração visa criar comunidades

ecologicamente viáveis, protegendo e fomentando a capacidade natural de mudança dos ecossistemas e, resgatando uma relação saudável entre o homem e a natureza (Engel & Parrota, 2003).

A partir dessas definições, nota-se que a “recuperação” – termo largamente empregado no Brasil – está intrínseca no conceito de restauração, implicando objetivos mais limitados que da última. Além disso, de acordo com MINTER/IBAMA (1990) a recuperação se refere “*ao retorno do sítio degradado a uma forma de utilização de acordo com um plano pré-estabelecido de uso do solo*”, cujos objetivos não necessariamente garantem a estabilidade desse sítio em longo prazo (Engel & Parrota, 2003). A “reabilitação”, por sua vez, visa restabelecer a produtividade da terra, não considerando necessariamente características do ecossistema original para a reestruturação do ambiente degradado (Brown & Lugo, 1994). Neste sentido, qualquer trabalho de reparação ambiental que tenha como meta recriar um ecossistema estável e resiliente ao longo do tempo, com estrutura próxima das comunidades naturais, deve ser interpretado como sendo de restauração ecológica (Engel & Parrota, 2003).

Um dos princípios que norteiam a restauração é o da sucessão natural das espécies (Pywell & Putwain, 1996; MacMahon, 1997; Young, 2000). Modelos sucessionais têm sido usados para desenvolver delineamento experimental de plantios (Kageyama et al., 1992; Reis et al., 1999), e para prever se os objetivos dos projetos de restauração estão sendo atingidos (Parker, 1997).

No entanto, a dinâmica sucessional pode ser acelerada por meio da adoção de estratégias baseadas em princípios nucleadores. O termo nucleação foi proposto inicialmente por Yarranton & Morrison (1974), que verificaram que espécies arbóreas pioneiras ao ocuparem áreas em processo de formação de solo possibilitaram o surgimento de pequenos agregados de outras espécies ao seu redor (núcleos) de solo geraram pequenos agregados de outras espécies ao seu redor (núcleos), os quais se expandiram e conectaram entre si, o que

proporcionou a rápida cobertura do solo, acelerando, portanto, a sucessão primária e a secundária.

De acordo com Reis et al. (2003), técnicas de nucleação poderiam ainda favorecer as práticas de restauração, uma vez que requerem baixa entrada artificial de energia e ainda, aumentam a biodiversidade do ambiente degradado e/ou perturbado, devido aos núcleos formados. Dentre as várias estratégias nucleadoras propostas pelo mesmo autor, podem ser citados os plantios de espécies nativas e também a implantação de poleiros artificiais, os quais serão abordados nos Capítulos 1 e 2 desta dissertação.

2.3.1. Restauração de áreas de Cerrado

A partir dos anos 70, com a criação de incentivos para ocupação agropecuária do Cerrado, este bioma vem sendo alvo de um acelerado processo de modificação de sua paisagem (Alho & Martins, 1995). Estudos indicam que já tenham sido perdidos 13% (Ratter et al., 1997), 40% (Joly et al., 1999), 50% (Alho & Martins, 1995), ou ainda, por meio de técnicas de sensoriamento remoto, 55% (Machado et al., 2004) da vegetação original. Para o Distrito Federal (DF), 44 anos após o início da sua ocupação, houve perda 74% de Cerrado, o que significa que atualmente remanescem pouco mais de 25% deste tipo de vegetação (UNESCO, 2002). Tais perdas referem-se tanto a transformações por ação humana, quanto por desmatamento.

Dentre os diferentes distúrbios antrópicos possíveis causadores da perda de cobertura vegetal do Cerrado, os mais frequentes a serem citados são: conversão de áreas em agricultura em larga escala, pastagem seletiva de gado introduzido em áreas nativas, retirada de estacas e lenha, extração de madeiras comerciais, utilização da flora lenhosa como matéria-prima para a fabricação de carvão vegetal e urbanização (Felfili et al., 1994; Klink & Moreira, 2002).

Além de reduzirem a área de ocorrência do Cerrado, esses distúrbios também podem provocar fragmentação de habitats, diminuição da biodiversidade, invasão de espécies exóticas, erosão dos solos, poluição de aquíferos, degradação de ecossistemas, alterações nos regimes de queimadas, desequilíbrios no ciclo do carbono e, possivelmente modificações climáticas regionais (Klink & Moreira, 2002; Klink & Machado, 2005).

Embora a resiliência deste bioma seja relativamente alta (Jepson, 2005), assim como a das demais savanas (Walker & Noy-Meier, 1982), a mesma não é infinita e dependerá da intensidade das perturbações causadas. Desta forma, é possível que mesmo sendo adaptado ao fogo (Pivello & Coutinho, 1996), um distúrbio natural, o Cerrado possa sofrer reduções da diversidade de seu estrato arbóreo (Durigan et al., 1994) e alterações sensíveis na estrutura de suas comunidades, quando submetido a freqüentes queimadas, como as utilizadas na estimulação de rebrota das pastagens, na abertura de áreas para a agricultura e no controle de pragas e plantas invasoras.

Diante desse acelerado processo de destruição, Fonseca et al. (2000) e Myers et al. (2000) incluíram o Cerrado entre as zonas prioritárias para conservação no mundo, uma vez que o mesmo possui alta riqueza (Mendonça et al., 1998; Castro et al., 1999) e alto grau de endemismo de espécies (Lenthall et al., 1999). Assim, desenvolver técnicas de restauração de áreas perturbadas e/ou degradadas deste bioma é fundamental para seu manejo e conseqüente conservação.

Diversas tentativas foram e estão sendo desenvolvidas visando a conservação do Cerrado. No Distrito Federal, área “core” deste bioma, poderiam ser citados como exemplos os seguintes projetos: (i) “*Conservação e Manejo da Biodiversidade do Bioma Cerrado*”, cooperação da Embrapa Cerrados com a Universidade de Brasília e o IBAMA, criada com o objetivo de promover meios de vida sustentáveis em comunidades do nordeste de Goiás a partir do aproveitamento de recursos naturais do Cerrado, e paralelamente a isso, realizar

pesquisas biológicas para melhor conhecer o potencial de uso das espécies nativas; (ii) “*Conservação e recuperação em áreas de Matas de Galeria*”, o qual foi desenvolvido pela Embrapa Cerrados, Universidade de Brasília e Universidade Federal de Uberlândia, com a proposta de criar métodos de conservação e recuperação deste ambiente que fossem compatíveis com atividades produtivas da população no Distrito Federal e em regiões adjacentes nos Estados de Goiás e Minas Gerais; (iii) “*Gestão Participativa e Recuperação na APA Gama e Cabeça de Veado*”, convênio entre a Universidade de Brasília e o Fundo Nacional do Meio Ambiente, que não só promove a recuperação em áreas degradadas por retirada de solo e extração de cascalho com espécies nativas a partir de sementes e de mudas, testando o comportamento das espécies plantadas, como também busca integrar aspectos biológicos com a vida dos moradores de locais próximos da APA e (iv) “*Módulos de Recuperação do Cerrado - MDR*”, no qual está inserido o presente trabalho, é uma parceria entre a Universidade de Brasília, Embrapa Cerrados e Ministério do Meio Ambiente, que estabelece unidades de plantio de espécies arbóreas de uso múltiplo do Cerrado para estudar seus potenciais de uso quando em áreas perturbadas e/ou degradadas, promovendo a reestruturação do local e gerando benefícios aos produtores que os implementarem.

2.4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ab'Saber, A.N. 1983. O domínio dos cerrados: introdução ao conhecimento. *Revista do Servidor Público*, 3, 41-55.
- Adámoli, J., Macêdo, J., Azevedo L.G., & Netto, J.M. 1987. Caracterização da região dos Cerrados: tecnologias e estratégias de manejo. In *Solos dos Cerrados* (ed W.J. Goedert), pp. 33-98. Livraria Nobel, São Paulo.
- Alho, C.J.R. & Martins, E.S. 1995. De grão em grão o Cerrado perde espaço. *World Wildlife Fund (WWF)/ Sociedade de Pesquisas Ecológicas do Cerrado (PRÓCER)*, Brasília.
- Aronson, J., Floret, C., Le Floch h, E., Ovalle, C., & Pontanier, R. 1995. Restauration et r habilitation des  cosyst mes d grad s em zones arides et semi-arides. *Vocabulaire et les concepts*. In *L'homme peut - il refaire ce qu'il a d fait?* (eds R. Pontanier, A. Hiri, N. Akrimi, J. Aronson & E. Le Floch h), pp. 11-29. Libbey Eurotext, Paris.
- Batalha, M.A. & Mantovani, W. 2000. Reproductive phenological patterns of cerrado plant species at the P -de-Gigante Reserve (Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brazil): a comparison between the herbaceous and wood floras. *Revista Brasileira de Biologia*, 60, 129-145.
- Bazzaz, F.A. & Pickett, S.T.A. 1980. Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. *Annual Review of Ecology Systematics*, 11, 287-310.
- Begon, M., Harper, J.L., & Townsend, C.L. 1996. *Ecology: individuals, populations and communities*. Blackwell, Oxford.
- Bell, S.S., Fonseca, M.S., & Moten, L.B. 1997. Linking restoration and lanscape ecology. *Restoration Ecology*, 5, 318-323.

- Bradshaw, A.D. 1987. Reclamation of lands and ecology of ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge.
- Brown, S. & Lugo, A.E. 1994. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. *Restoration Ecology*, 2, 97-111.
- Budowski, G. 1965. Distribution of tropical american rain forest species in the light of succession processes. *Turrialba*, 15, 40-42.
- Castro, A.A.J.F., Martins, F.R., Tamashiro, J.Y., & Shepherd, G.J. 1999. How rich is the flora of the Brazilian cerrados? *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 86, 192-224.
- Cattelino, P.J., Noble, I.R., Slatyer, R.O., & Kessel, S.R. 1979. Predicting the multiple pathways of plant succession. *Environmental Management*, 3.
- CODEPLAN. 1984. Atlas do Distrito Federal. CODEPLAN, Brasília.
- 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 *Ecology of Tropical Savannas* (eds B.J. Huntley & B.H. Walker). Springer-Verlag, Berlin.
- Coutinho, L.M. 1990. Fire in the ecology of Brazilian Cerrado. In *Fire in the tropical biota*. (ed J.G. Goldammer), pp. 82-105. Springer-Verlag, Berlin.
- Durigan, G., Leitão-Filho, H.F., & Rodrigues, R.R. 1994. Phytosociology and structure of a frequently burnt cerrado vegetation in SE-Brazil. *Flora*, 189.
- Ehrenfeld, J.G. & Toth, L.A. 1997. Restoration ecology and the ecosystem perspective. *Restoration Ecology*, 5, 307-317.
- Eiten, G. 1972. The Cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Reviews*, 38, 201-341.
- Eiten, G. 1990. Vegetação do Cerrado. In *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*. (ed M. Novaes-Pinto), pp. 9-65. Editora Universidade de Brasília, Brasília.

- Eiten, G. 1994. Vegetação do cerrado. In Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas. (ed M.N. Pinto), pp. 9-65. Editora da Universidade de Brasília, Brasília.
- Engel, V.L. & Parrota, J.A. 2003. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In Restauração ecológica de ecossistemas naturais. (eds P.Y. Kageyama, R.E. Oliveira, L.F.D. Moraes, V.L. Engel & F.B. Gandara), pp. 1-26. Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais - FEPAF, Botucatu.
- Felfili, J., Filgueiras, T.S., Haridasan, M., Silva-Júnior, M.C., Mendonça, R.C., & Rezende, A.V. 1994. Projeto Biogeografia do Bioma Cerrado: vegetação e solos. Cadernos de Geociências do IBGE, 12, 75-166.
- Felfili, J.M. & Santos, A.A.B. 2002. Direito ambiental e subsídios para a revegetação de áreas degradadas no Distrito Federal. Universidade de Brasília, Brasília.
- Fonseca, C.E.L., Mittermeier, R.A., Cavalcanti, R.B., & Mittermeier, C.G. 2000. Brazilian Cerrado. In Hotspots, Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. (eds R.A. Mittermeier, N. Myers, P.R. Gil & C.G. Mittermeier), pp. 148-159. Conservation International, Chicago.
- França, G.V. 1977. Estudo agrotécnico das terras do Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados - EMBRAPA: interpretação dos solos, capacidade de uso e conservação. ESALQ, Piracicaba.
- Frost, P., Medina, E., Menaut, J.C., Solbrig, O., Swift, M., & Walker, B. 1985. Responses of savannas to stress and disturbance. International Union of Biological Sciences, 10, 1-82.
- Furley, P.A. & Ratter, J.A. 1988. Soil resources and plant communities of the central Brazilian cerrado and their development. Journal of Biogeography, 15, 97-108.
- Goedert, W.J. 1983. Management of the cerrado soils of Brazil: a review. Journal of Soil Science, 34, 405-428.

- Gómez-Pompa, A., Whitmore, T.C., & Hadley, M. 1991. Tropical rain forest: regeneration and management. Blackwell, New York.
- Goodland, R.A. & Ferri, M.G. 1979. Ecologia do Cerrado. Editora da Universidade de São Paulo/Itatiaia, São Paulo.
- Gottsberger, G. & Silberbauer-Gottsberger, I. 1983. Dispersal and distribution in the cerrado vegetation of Brazil. *Sonderbände des Naturwissenschaftlichen Vereins in Hamburg*, 7, 315-355.
- Guevara, S., Purata, S.E., & van der Maarel, E. 1986. The role of remnant trees in tropical secondary succession. *Vegetatio*, 66, 77-84.
- Haridasan, M. 2000. Nutrição mineral de plantas nativas do cerrado. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, 12, 54-64.
- Janzen, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in Tropical Forests. *The American Naturalist*, 104, 501-528.
- Jepson, W. 2005. A disappearing biome? Reconsidering land-cover change in the Brazilian savanna. *The Geographical Journal*, 171, 99-111.
- Joly, C.A., Aidar, M.P., Klink, C.A., McGrath, D.G., Moreira, A.G., Moutinho, P., Nepstad, D.C., Oliveira, A.A., Pott, A., Rodal, M.J.N., & Sampaio, E.V.S.B. 1999. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for diversity conservation. *Ciência e Cultura*, 51.
- Jordan III, W.R., Gilpin, M.E., & Aber, J.D. 1987. Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kageyama, P.Y. & Castro, C.F.A. 1989. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações com espécies arbóreas nativas. *Revista IPEF*, 41/42, 83-93.

- Kageyama, P.Y., Freixêdas, V.M., Geres, W.L.A., Dias, J.H.P., & Borges, A.S. 1992. Consórcio de espécies nativas de diferentes grupos sucessionais em Teodoro Sampaio-SP. In 2º Congresso Nacional sobre Essências Nativas: conservação da biodiversidade, Anais, pp. 527-533. Instituto Florestal, São Paulo.
- Kageyama, P.Y. & Gandara, F.B. 2000. Recuperação de áreas ciliares. In Matas ciliares: conservação e recuperação. (eds R.R. Rodrigues & H.F. Leitão-Filho). Editora Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Kageyama, P.Y., Oliveira, R.E., Moraes, L.F.D., Engel, V.L., & Gandara, F.B. 2003. Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais - FEPAF, Botucatu.
- Klink, C.A. & Machado, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, 19, 707-713.
- Klink, C.A. & Moreira, A.G. 2002. Past and current human occupation, and land use. In *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of Neotropical Savanna*. (eds P.S. Oliveira & R.J. Marquis). Columbia University Press, New York.
- Köppen, W. 1948. *Climatología*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Lamb, D. 1998. Large-scale ecological restoration of degraded tropical forest lands: the potential role of timber plantations. *Restoration Ecology*, 6, 271-279.
- Lamprecht, H. 1990. *Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas - possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado* Deutsche Gessellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), Eschborn.
- Lenthall, J.C., Bridgewater, S., & Furley, P.A. 1999. A phytogeographic analysis of the woody elements of the New World savannas. *Edinburgh Journal of Botany*, 56, 293-305.

- Lieth, H. & Lohmann, M. 1993. Restoration of tropical forest ecosystems. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Lopes, A.S. & Cox, F.R. 1977. Cerrado vegetation in Brazil: an edaphic gradient. *Agronomic Journal*, 69, 828-831.
- Macedo, A.C., Kageyama, P.Y., & da Costa, L.G.S. 1993. Revegetação: matas ciliares e de proteção ambiental. Fundação Florestal, São Paulo.
- Machado, R.B., Ramos Neto, M.B., Pereira, P., Caldas, E., Gonçalves, D., Santos, N., Tabor, K., & Steininger, M. 2004. Estimativas da perda da área do Cerrado brasileiro. Conservation International (Brasil), Brasília.
- MacMahon, J.A. 1997. Ecological restoration. In *Principles of conservation biology* (eds G.K. Meffe & C.R. Carroll), pp. 479-511. Sinauer Associates, Sunderland.
- Mantovani, W. & Martins, F.R. 1988. Variações fenológicas das espécies do cerrado da Reserva Biológica de Mogi Guaçu, Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica*, 11, 101-112.
- Mantovani, W. & Martins, F.R. 1993. Florística de cerrado na reserva biológica de Moji Guaçu, SP. *Acta Botanica Brasilica*, 7, 33-60.
- McDonnell, M.J. & Stiles, E.W. 1983. The structural complexity of old field vegetation and recruitment of bird-dispersed plant species. *Vegetatio*, 56, 109-116.
- Melo, V.A., Griffith, J.J., Demarco Jr, P., Silva, E., Souza, A.L., Guedes, M.C., & Ozório, T.F. 2000. Efeito de poleiros artificiais na dispersão de sementes por aves. *Revista Árvore*, 24, 235-240.

- Mendonça, R.C., Felfili, J.M., Walter, B.M.T., Silva Júnior, M.C., Rezende, A.V., Filgueiras, T.S., & Nogueira, P.E. 1998. Flora vascular do Cerrado. In Cerrado: ambiente e flora (eds S.M. Sano & S.P. Almeida), pp. 289-556. EMBRAPA-CPAC, Planaltina.
- Menon, S., Pontius, R.G., Rose, J., Khan, M.L., & Karmaljit, S.B. 2001. Identifying conservation-priority areas in the Tropics: a land-use change modeling approach. *Conservation Biology*, 15, 501-512.
- MINTER/IBAMA. 1990. Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: técnicas de revegetação. IBAMA, Brasília.
- Montalvo, A.M., Williams, S.L., Rice, K.J., Buchmann, S.L., Cory, C., Handel, S.N., Nabhan, G.P., Primack, R., & Robichaux, R.H. 1997. Restoration Biology: A population biology perspective. *Restoration Ecology*, 5, 277-290.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- Nimer, E. 1989. Climatologia do Brasil. IBGE, Rio de Janeiro.
- Nimer, E. & Brandão, A.M.P.M. 1989. Balanço hídrico e clima da região dos cerrados. IBGE, Rio de Janeiro.
- Palmer, M.A., Ambrose, R.F., & Poff, N.L. 1997. Ecological theory and community restoration. *Restoration Ecology*, 5, 291-300.
- Parker, V.T. 1997. The scale of successional models and restoration objectives. *Restoration Ecology*, 5, 301-306.
- Parrota, J.A., Turnbull, J.W., & Jones, N. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*, 99, 1-7.

- Pickett, S.T.A. & White, P.S. 1985. Patch dynamics: a synthesis. In *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. (eds S.T.A. Pickett & P.S. White), pp. 371-384. Academic Press, London.
- Pivello, V.R. & Coutinho, L.M. 1996. A qualitative successional model to assist in the management of Brazilian cerrados. *Forest Ecology and Management*, 87, 127-138.
- Pywell, R. & Putwain, P. 1996. Restoration and conservation gain. In *Conservation Biology* (ed I.F. Spellerberg), pp. 203-221. Longman, London.
- Queiroz-Neto, J.P. 1982. Solos da região dos cerrados e suas interpretações. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 6, 1-12.
- Ratter, J.A., Ribeiro, J.F., & Bridgewater, S. 1997. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany*, 80, 223-230.
- Reatto, A., Correia, J.R., & Spera, S.T. 1998. Solos do bioma Cerrado: aspectos pedológicos. In *Cerrado: ambiente e flora* (eds S.M. Sano & S.P. Almeida), pp. 47-86. EMBRAPA-CPAC, Planaltina.
- Redente, E.F., McLendon, T., & Deputit, E. 1993. Manipulation of vegetation community dynamics for degraded land rehabilitation. In *I Simpósio Brasileiro de Pesquisa Florestal*, pp. 265-278. Sociedade de Investigações Florestais, Viçosa.
- Reis, A., Bechara, F.C., Espíndola, M.B., Vieira, N.K., & Souza, L.L. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza & Conservação*, 1, 28-36.
- Reis, A., Zambonim, R.M., & Nakazono, E.M. 1999. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. *Reserva da Biosfera*, 14, 1-42.

- Ribeiro, J.F. & Walter, B. 2001. As Matas de Galeria no conceito do bioma cerrado. In Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria. (eds J.F. Ribeiro, C.E.L. Fonseca & J.C. Sousa-Silva), pp. 29-47. EMBRAPA-CPAC, Planaltina.
- Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In Cerrado: ambiente e flora (eds S.M. Sano & S.P. Almeida), pp. 87-166. EMBRAPA-CPAC, Planaltina.
- Ricklefs, R.E. 2003. A economia da natureza. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.
- Rodrigues, R.R. & Gandolfi, S. 1996. Recomposição de florestas nativas: princípios gerais e subsídios para uma definição metodológica. Revista Brasileira de Horticultura Ornamental, 2, 4-15.
- Rodrigues, R.R. & Gandolfi, S. 2000. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In Matas ciliares: conservação e recuperação (eds R.R. Rodrigues & H.F. Leitão-Filho), pp. 235-247. Editora Universidade de São Paulo, São Paulo.
- UNESCO. 2002. Vegetação do Distrito Federal: tempo e espaço. Uma avaliação multitemporal da perda de cobertura vegetal no DF e da diversidade florística da Reserva da Biosfera do Cerrado - Fase I. UNESCO, Brasília.
- van der Pijl, L. 1982. Principles of dispersal in higher plants. Springer-Verlag, Berlin.
- Vieira, D.L.M., Aquino, F.G., Brito, M.A., Fernandes-Bulhão, C., & Henriques, R.P.B. 2002. Síndromes de dispersão de espécies abustivo-arbóreas em cerrado *sensu stricto* do Brasil Central e savanas amazônicas. Revista Brasileira de Botânica, 25, 215-220.
- Walker, B.H. & Noy-Meier, I. 1982. Aspects of the stability and resilience of savanna ecosystems. In Ecology of tropical savannas (eds B.J. Huntley & B.H. Walker), pp. 556-590. Springer-Verlag, Berlin.

- Walker, B.W. 1981. Is succession a viable concept in African savanna ecosystems? In *Forest succession: concepts and application* (eds D.C. West, H.H. Shugart & D.B. Botkin), pp. 431-447. Springer-Verlag, New York.
- Warming, E. 1973. *Lagoa Santa e a vegetação dos cerrados brasileiros*. Editora da Universidade de São Paulo/Itatiaia, São Paulo.
- White, P.S. & Pickett, T.A. 1985. Natural disturbances and patch dynamics: an introduction. In *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. (eds T.A. Pickett & P.S. White), pp. 3-13. Academic Press, New York.
- Whitmore, T.C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology*, 70, 536-538.
- Yarranton, G.A. & Morrison, R.G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. *Journal of Ecology*, 62, 417-428.
- Young, T.P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*, 92, 73-83.

CAPÍTULO 1

Sobrevivência e crescimento inicial de 19 espécies de ambientes savânico e florestal em plantio de restauração de uma área perturbada de Cerrado sentido restrito



3.1. RESUMO

O presente capítulo teve como objetivo avaliar um plantio de espécies nativas na restauração de uma área perturbada de Cerrado na zona urbana do Distrito Federal. O plantio foi realizado em novembro de 2004 em uma área de 75 x 90 m (6.750 m²), situada dentro dos limites do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), a qual era originalmente coberta por Cerrado sentido restrito, mas que atualmente é dominada por *Brachiaria* sp. Antecipadamente ao plantio, foi realizada a remoção das braquiárias (mantendo-se plantas e plântulas nativas que estavam rebrotando ou regenerando naturalmente), visando diminuir a competição com as mudas as quais seriam plantadas e ainda, revolveu-se superficialmente o solo para minimizar sua possível compactação. Para o plantio, realizado em novembro de 2004, foram selecionadas 19 espécies nativas do bioma, dentre as quais nove ocorrem em ambientes savânicos (*Astronium fraxinifolium*, *Bowdichia virgilioides*, *Caryocar brasiliense*, *Dipteryx alata*, *Eugenia dysenterica*, *Hancornia speciosa*, *Hymenaea stigonocarpa*, *Solanum lycocarpum* e *Tabebuia caraiba*) e dez, em ambientes florestais (*Anadenanthera colubrina*, *Anadenanthera peregrina*, *Copaifera langsdorffii*, *Genipa americana*, *Hymenaea courbaril*, *Inga cylindrica*, *Myracrodruon urundeuva*, *Myroxylum peruiferum*, *Ormosia stipularis* e *Tibouchina stenocarpa*). Um total de 886 indivíduos foi plantado (cerca de 46 por espécie), todos a partir de mudas (com idades entre 5 e 10 meses), exceto indivíduos de *S. lycocarpum* que foram semeados. A disposição dos indivíduos (unidades amostrais) na área foi segundo o modelo de anéis hexagonais para 19 espécies, com espaçamento 3 x 3 m. Ao solo de cada cova adicionaram-se 0,1 Kg de calcário, 1 Kg de esterco e 0,15 Kg de adubo químico (NPK 4-14-8). Metade do total de indivíduos de cada espécie foi coroado. Todos os indivíduos foram mensurados mensalmente até novembro de 2005 e, para todas as espécies, avaliaram-se a sobrevivência e o crescimento (em altura e em diâmetro). Essas variáveis foram testadas para cada espécie e comparadas entre os grupos de ambiente, além de serem examinadas

quanto à sazonalidade e ao coroamento. Para a maioria das espécies, a sobrevivência foi superior a 80%, sendo que *C. langsdorffii*, *G. americana*, *H. courbaril* e *M. peruiferum* apresentaram valores de 100%. De modo geral, as espécies florestais exibiram maior crescimento que as savânicas. Embora o coroamento tenha mostrado pouco efeito na sobrevivência e no crescimento dos indivíduos, o que pode estar relacionado à retirada das braquiárias previamente existentes no local; diferenças significativas foram observadas entre as estações chuvosa e seca, sendo que somente *B. virgilioides* cresceu significativamente mais na seca. Esses resultados supostamente refletem diferentes estratégias de alocação de biomassa para crescimento das espécies separadamente e por grupo de ambiente em resposta à sazonalidade. A utilização de plantio consorciado de espécies florestais e savânicas mostrou-se promissora para a restauração dessa área.

Palavras-chave: área perturbada, Brasil Central, Cerrado, coroamento, plantio de espécies nativas, restauração, sazonalidade, coroamento.

3.2. ABSTRACT

The objective of this chapter was to evaluate the effect of a planting of native species for the restoration of a degraded area of Cerrado in the urban area of the Federal District, Brazil. A planting of native species was conducted in November 2004 in a 75 x 90 m (6,750 m²) area of the National Institute of Meteorology (INMET), originally covered by Cerrado *sensu stricto*, nowadays dominated by *Brachiaria* sp. Before the planting, *Brachiaria* sp. was removed (native plants that had regenerated were maintained) to decrease competition with planted juvenile plants, and the surface of the soil was raked to decrease its compactation. The planting was conducted in November 2004. Nineteen native species from Cerrado were chosen for the planting, nine species were from savanna (*Astronium fraxinifolium*, *Bowdichia virgilioides*, *Caryocar brasiliense*, *Dipteryx alata*, *Eugenia dysenterica*, *Hancornia speciosa*, *Hymenaea stigonocarpa*, *Solanum lycocarpum*, and *Tabebuia caraiba*) and ten from forest physiologies (*Anadenanthera colubrina*, *Anadenanthera peregrina*, *Copaifera langsdorffii*, *Genipa americana*, *Hymenaea courbaril*, *Inga cylindrica*, *Myracrodruon urundeuva*, *Myroxylum peruiferum*, *Ormosia stipularis*, and *Tibouchina stenocarpa*). A total of 886 juvenile plants (approximately 46 per species) were planted as young individuals (age varying between 5-10 months), except for those of *S. lycocarpum* which were planted from seeds. The distribution of individuals (sample units) was in hexagonal rings for 19 species, with distances of 3 by 3 m to adjacent plants. In each planting hole (0,3 m wide, 0,6 m deep), 0,1 kg of chalk, 1 kg manure and 0,15 kg of chemical fertilizer (4-14-8 NPK) were added prior to planting. At half of the individuals, all spontaneous vegetation was cleared regularly. Survival and growth were recorded monthly from December 2004 until November 2005. Values were analysed separately for each species, and plants from the two groups of Cerrado physiologies were compared. Additionally, the weeding and the different growth patterns of the plants during the two seasons (rainy/dry season) were analysed. For the majority of the

species, survival was above 80%, with *C. langsdorffii*, *G. americana*, *H. courbaril* and *M. peruiiferum* showing maximum survival. Forest species in general showed faster growth than savanna species. While the weeding did not lead to higher survival and growth rates of the individuals, probably because the *Brachiaria* sp. removal, growth patterns clearly differed between the rainy and dry season, with only *B. virgilioides* growing significantly more during the dry season. These results reflect different allocation strategies and growth characteristics of the species from the two different vegetation physiognomies. When planted for recuperation of degraded Cerrado systems, a mixture of species with different growth properties seems advantageous.

Key words: Central Brazil, Cerrado, perturbed area, planting of native species, restoration, seasonality, weeding.

3.3. INTRODUÇÃO

No Brasil, até meados dos anos 80, a reestruturação de áreas degradadas e/ou perturbadas foi promovida a partir de plantios de quaisquer espécies (sobretudo exóticas), objetivando apenas a recomposição rápida da cobertura da vegetação do local (Rodrigues & Gandolfi, 2000).

Atualmente, além dessa técnica tradicional são consideradas novas propostas, as de restauração, as quais investigam aspectos da riqueza e diversidade de espécies, da ciclagem de nutrientes, da produtividade primária e estruturação de teias alimentares, que de forma geral, visam manter as características intrínsecas das comunidades, permitindo sua perpetuação e evolução no espaço e no tempo (Ehrenfeld & Toth, 1997). Para isso, se faz necessário compreender as características ecológicas das espécies, como as mesmas interagem e funcionam como comunidade (Pywell & Putwain, 1996) e, como se processa sua dinâmica sucessional (Rodrigues & Gandolfi, 1996, 2000; Palmer et al., 1997; Engel & Parrota, 2003; Pywell et al., 2003; Reis et al., 2003).

Escolher adequadamente as espécies é aspecto fundamental para a implantação e sucesso de programas de restauração, uma vez que será a partir desta comunidade de plantas, que se dará início ao processo de sucessão da área degradada e/ou perturbada (Rodrigues & Gandolfi, 2000).

O uso de espécies nativas em plantios parece ser vantajoso, uma vez que por evoluírem no tipo de ambiente que se pretende restaurar, as mesmas apresentariam maior probabilidade de terem aí os seus polinizadores, dispersores de sementes e predadores naturais, conseguindo assim, se estabelecer melhor no local a ser restaurado do que as espécies exóticas (Kellman, 1985; Kageyama & Gandara, 2000; Fonseca et al., 2001). Mudanças de espécies nativas também atuam como facilitadores de ecossistemas, pois melhorariam as condições do solo (Fischer, 1995) e promoveriam maior recrutamento, sobrevivência e

crescimento de outras espécies nativas, tornando a restauração da comunidade semi-natural mais rápida do que ocorreria naturalmente (Lugo, 1988).

Nesse sentido, misturar espécies nativas com diferentes atributos ecológicos, como distintos habitats e ritmos de crescimento, poderia acelerar o processo de restauração ambiental, pois se aumentaria tanto a diversidade das espécies do local, como a variedade de funções e respostas ecológicas das mesmas em relação ao ambiente (Felfili & Santos, 2002).

No caso do bioma Cerrado, em que a vegetação apresenta gradiente de fisionomias que vai desde formações campestres àquelas mais fechadas onde as árvores podem recobrir até 60% do solo (Ribeiro & Walter, 1998), a aplicação de plantios de restauração com mistura de espécies de distintas formações seria compatível com seu mosaico vegetacional.

Ao comparar a taxa de cobertura do solo em áreas de Cerrado sentido restrito de um plantio misto de espécies savânicas e florestais com um exclusivo de espécies savânicas, Felfili & Santos (2002) encontraram maiores valores para aquele em que houve mistura de espécies, o que foi justificado pelo rápido desenvolvimento das espécies florestais frente as savânicas quando plantadas em covas profundas, com solos corrigidos e adubados. Desta forma, espera-se que ao combinar espécies savânicas e florestais em plantios em área de Cerrado sentido restrito, as últimas cresçam mais rapidamente, recobrando e oferecendo melhores condições do solo para as savânicas, ou seja, facilitando sua sobrevivência e seu crescimento. Ao longo do tempo, as diferentes adaptações dessas espécies – devido a seus distintos ambientes de ocorrência – em relação às condições da área de plantio implicariam processos de seleção e substituição entre as mesmas e destas com as dispersas naturalmente para o núcleo inicial do plantio.

Características do Cerrado como baixa umidade dos solos durante a estação seca, disponibilidade de nutrientes, elevada radiação e altas temperaturas podem limitar a restauração a partir de plantios, pois poderiam influenciar negativamente o desenvolvimento

de algumas espécies (Rawitscher, 1943; Kellman, 1985; Larcher, 2000; Hoffmann & Franco, 2003), sobretudo o grupo das florestais. Outros fatores também podem ter efeito no comportamento das espécies plantadas como a susceptibilidade da área em relação ao fogo (Miranda et al., 2002; Hoffmann & Moreira, 2002), a competição com as plantas do estrato herbáceo (Lorenzi, 1991), bem como o grau de degradação e compactação anterior do solo (Corrêa et al., 1998). Para minimizar tais efeitos e garantir o maior sucesso dos plantios, geralmente são aplicadas técnicas de preparo do solo, manutenção e manejo (Lorenzi, 1990; Haggar et al., 1997; Carpanezzi, 2000).

Dentre estas técnicas pode ser citado o coroamento, que é um trato cultural do tipo físico, realizado manualmente por meio de enxada. Por esta razão, requer alto custo de mão-de-obra e mesmo não sendo um método econômico, é largamente empregado na agricultura para a eliminação de gramíneas (Lorenzi, 1990), uma vez que a supressão de espécies herbáceas exclui a possível competição destas com as mudas, favorecendo a restauração ambiental (Carnevale & Montagnini, 2002).

O objetivo geral do presente capítulo foi analisar o comportamento inicial de espécies nativas do bioma Cerrado – que ocorrem naturalmente em ambientes savânico e florestal – quando plantadas em área perturbada de Cerrado sentido restrito. Para isso, procurou-se atingir os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar a sobrevivência e o crescimento de 19 espécies nativas do bioma Cerrado, durante os 12 primeiros meses de plantio, analisando-as separadamente e por grupo de ambiente;
- Avaliar a sobrevivência e o crescimento destas espécies em relação à sazonalidade e ao coroamento, considerando os 12 primeiros meses de plantio;

- Verificar se há interações entre coroamento e sazonalidade e se estas influenciam na sobrevivência e no crescimento das espécies, quando avaliadas separadamente e por grupos de ambiente, nos 12 primeiros meses de plantio.

As hipóteses testadas foram:

- A sobrevivência e o crescimento de espécies de ambientes florestais são superiores aos de espécies de ambientes savânicos;
- Há maior sobrevivência e crescimento de espécies savânicas e florestais durante a estação chuvosa;
- O coroamento aumenta a sobrevivência e o crescimento de espécies savânicas e florestais;
- A interação entre coroamento e sazonalidade possibilita maior sobrevivência e crescimento das espécies.

3.4. MATERIAL E MÉTODOS

3.4.1. Área de estudo

O presente estudo foi realizado dentro dos limites do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), o qual está localizado na porção sudoeste da cidade de Brasília, Distrito Federal (Figura 1). Suas coordenadas geográficas são $47^{\circ}55'30''$ de longitude oeste e $15^{\circ}47'25''$ de latitude sul e, sua altitude é de 1.159,5 m.

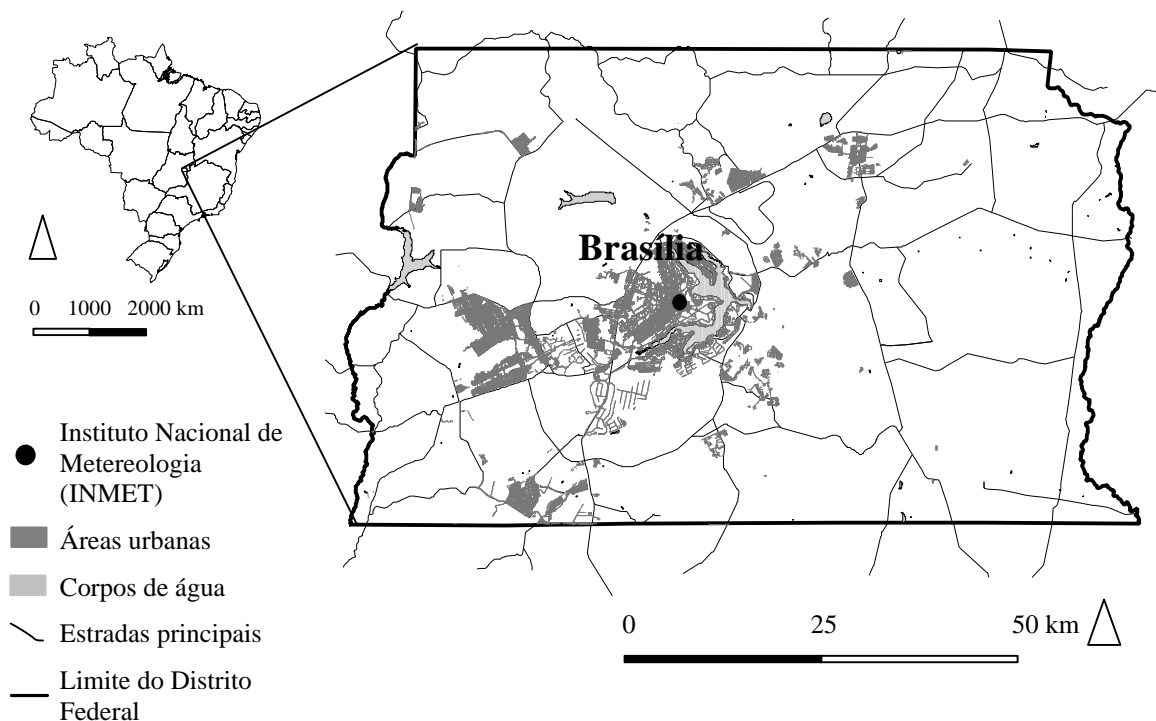


Figura 1. Localização do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) em Brasília, Distrito Federal (DF), Brasil.

O clima da região é estacional, caracterizando-se pela presença de invernos secos e verões úmidos e, de acordo com Köppen (1948), é classificado como Cwa. As chuvas são de grande intensidade e curta duração (França, 1977), praticamente concentradas entre novembro e abril (CODEPLAN, 1984). Pequenas variações anuais como chuvas no meio do período seco e, secas prolongadas em plena época chuvosa (veranicos), podem ocorrer (Nimer, 1989; Nimer

& Brandão, 1989). A precipitação e a temperatura média no período de novembro de 2004 a novembro de 2005, de acordo com dados registrados pelo INMET, foram de aproximadamente 1.862 mm e 22°C, respectivamente, e os valores mensais podem ser visualizados na Figura 2.

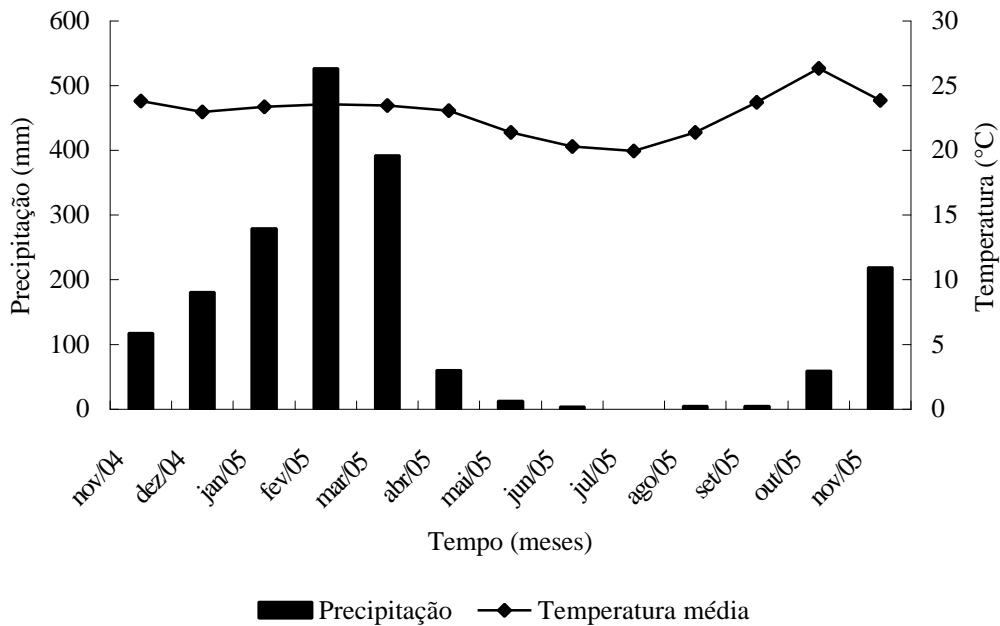


Figura 2. Precipitação e temperatura média mensais registradas pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para a cidade de Brasília, no período de novembro de 2004 a novembro de 2005.

O solo é do tipo Latossolo-Vermelho, o qual é profundo, poroso, bem drenado e apresenta altos níveis de ferro e alumínio; características estas que lhe conferem acidez e baixa fertilidade (Queiroz-Neto, 1982; Furley & Ratter, 1988; Reatto et al., 1998; Haridasan, 2000).

A área do INMET possui formato circular com 500 m de raio, totalizando 78,5 ha (Figura 3). Originalmente, era coberta por Cerrado sentido restrito; porém, em meados dos anos 70, durante a construção do Instituto, parte dessa vegetação foi removida e substituída por área urbanizada. Entretanto, como a porção urbanizada foi superestimada, a vegetação nativa foi retirada além do necessário, resultando um remanescente de cerrado em quase toda

a borda da área e em locais abertos mais ao centro (Figura 3). Posteriormente, tais locais abertos foram recobertos com gramado dominado por braquiárias (*Brachiaria* sp.) e constantemente aparados. Por isso, mesmo após quase 30 anos da abertura, até hoje essas áreas não voltaram a apresentar composição e estrutura característica da vegetação previamente existente.



Figura 3. Localização das áreas de estudo no Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), Brasília, DF. A₁ = área com plantio e A₂ = área sem plantio. Imagem do satélite IKONOS em abril de 2004, cedida por SPACE IMAGE.

Em maio de 2004, a manutenção do gramado foi cancelada na área a ser restaurada (A_1 e A_2 , Figura 3) e nesta, foram implantados os experimentos deste estudo. A área A_1 foi usada para o plantio de espécies nativas do Cerrado e a área A_2 foi utilizada em outro experimento (ver Capítulo 2).

3.4.2. Espécies selecionadas para o plantio

A seleção de espécies para o plantio procurou atender aos seguintes critérios: (i) ser nativa do bioma Cerrado; (ii) representar o bioma, segundo Ratter et al. (2003); (iii) ser atrativas para alimentação da fauna e (iv) ser de uso múltiplo e ter valor econômico.

As mudas das espécies escolhidas (ANEXO A) apresentavam idade de 5 a 10 meses, altura média entre 3,44 e 80,43 cm em função da espécie e, eram provenientes dos viveiros da EMBRAPA-CERRADOS e da Fazenda Água Limpa (FAL), pertencente à Universidade de Brasília (UnB) (Tabela 1). Somente *Solanum lycocarpum* foi plantada a partir de sementes. Embora tais mudas fossem de 19 espécies nativas do bioma Cerrado, as mesmas diferiam quanto ao ambiente natural de ocorrência, sendo típicas de diferentes fitofisionomias, as quais foram agrupadas em duas categorias de ambiente: o florestal e o savânico.

O ambiente florestal compreendeu os tipos fitofisionômicos classificados por Ribeiro & Walter (1998) como sendo de formações florestais do Cerrado (Mata Ciliar, Mata de Galeria, Mata Seca e Cerradão). Já o savânico, abrangeu os tipos enquadrados, pelos mesmos autores, em formações savânicas (Cerrado sentido restrito e Parque Cerrado) e em campestres (Campo Sujo, Campo Rupestre e Campo Limpo). A determinação da fitofisionomia de ocorrência de cada espécie escolhida foi baseada em Mendonça et al. (1998), Ribeiro & Walter (1998), Ratter et al. (2003) e Silva Júnior (2005) e quando a espécie ocorria em mais de um ambiente, adotou-se aquele no qual era mais representativo para os autores. A relação das espécies utilizadas no plantio e de seu ambiente encontra-se na Tabela 1.

Tabela 1. Relação das espécies de mudas utilizadas no plantio da área do INMET em novembro de 2004, seu nome popular, família, habitat e procedência (viveiro em que foram produzidas). Em que Cerrado sr = Cerrado sentido restrito.

Espécies	Nome Popular	Família	Hábitat	Procedência
Grupo savânico				
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Gonçalo-Alves	Anacardiaceae	Cerrado sr ^{1,2}	EMBRAPA-CPAC
<i>Bowdichia virgilioides</i> H.B. & K.	Sucupira-preta	Leguminosae	Campo Sujo ¹ , Cerrado sr ^{1,2,3} e Mata Seca ³	EMBRAPA-CPAC
<i>Caryocar brasiliense</i> Camb.	Pequi	Caryocaraceae	Campo Cerrado ³ , Cerrado sr ^{1,3,4} e Cerradão ³	EMBRAPA-CPAC
<i>Dipteryx alata</i> Vog.	Baru	Leguminosae	Campos ¹ , Cerrado sr ^{1,3} , Cerradão ³ , Mata Seca ³	EMBRAPA-CPAC
<i>Eugenia dysenterica</i> DC.	Cagaita	Myrtaceae	Campos ¹ , Cerrado sr ^{1,3} , Cerradão ^{1,3}	EMBRAPA-CPAC
<i>Hancornia speciosa</i> Gomez	Mangaba	Apocynaceae	Campo Sujo ³ , Campo Cerrado ³ , Cerrado sr ^{1,2,3} , Cerradão ^{1,3}	EMBRAPA-CPAC
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	Jatobá-do-cerrado	Leguminosae	Campo Sujo ^{1,3} , Campo Cerrado ³ , Cerrado sr ^{1,2,3} , Cerradão ³	FAL-Unb
<i>Solanum lycocarpum</i> St. Hil.*	Lobeira	Solanaceae	Campos ³ , Cerrado sr ^{1,3} , Cerradão ³	FAL-Unb
<i>Tabebuia caraiba</i> Bureau	Ipê-caraíba	Bignoniaceae	Cerrado sr ^{1,2,3} , Cerradão ³ , Mata Ciliar ⁴ , Mata de Galeria ³	FAL-Unb
Grupo Florestal				
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico-vermelho	Leguminosae	Mata Ciliar ⁴ , Mata de Galeria ¹ e Mata Seca ⁴	EMBRAPA-CPAC
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	Angico-preto	Leguminosae	Mata Ciliar ⁴	FAL-Unb
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Copaíba	Leguminosae	Mata Ciliar ¹ , Mata de Galeria ^{1,4} , Cerrado sr ^{1,4} e Cerradão ¹	EMBRAPA-CPAC
<i>Genipa americana</i> L.	Jenipapo	Rubiaceae	Cerradão ¹	EMBRAPA-CPAC
<i>Hymenaea courbaril</i> L. var. <i>stilbocarpa</i>	Jatobá-da-mata	Leguminosae	Mata de Galeria ^{1,4}	EMBRAPA-CPAC
<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	Ingá	Leguminosae	Mata Ciliar ⁴ , Mata de Galeria ¹ e Mata Seca ¹	EMBRAPA-CPAC
<i>Myracrodruon urundeuva</i> FR. Allem.	Aroeira	Anacardiaceae	Mata Ciliar ⁴ , Mata Seca ^{1,4} e Cerradão ¹	EMBRAPA-CPAC
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	Bálsamo	Leguminosae	Matas ¹	EMBRAPA-CPAC
<i>Ormosia stipularis</i> Ducke	Tento ormosia	Leguminosae	Mata de Galeria ^{1,4}	FAL-Unb
<i>Tibouchina stenocarpa</i> (DC.) Cogn.	Quaresmeira	Melastomataceae	Mata de Galeria ^{1,4}	FAL-Unb

Autores: ¹ Mendonça et al. (1998), ² Ratter et al. (2003), ³ Silva Júnior (2005) e ⁴ Ribeiro & Walter (1998).

3.4.3. Métodos

Para atender os objetivos deste estudo foi realizado em 27 de novembro de 2004, início do período chuvoso, um plantio de mudas pertencentes a 19 espécies selecionadas. Uma área perturbada (A_1) de 75 x 90 m (6.750 m²) adjacente ao remanescente de Cerrado sentido restrito, dominada por *Brachiaria* sp., foi destinada para esse plantio (Figura 3; ANEXO B). Antes da realização dessa prática, removeram-se as braquiárias do local com capinas (em que foram mantidas plantas e plântulas nativas que estavam rebrotando ou regenerando naturalmente), visando diminuir a competição com as mudas as quais seriam plantadas, podendo, com isso, acelerar a restauração da área como um todo.

Após a retirada da braquiária foram abertas covas de 0,40 m de diâmetro e 0,60 m de profundidade com o auxílio de trator. Ao solo de cada cova foram adicionados 1 Kg de esterco bovino, 100 g de calcário dolomítico e 150 g de NPK na formulação 4-14-8. Para minimizar a possível compactação provocada pela atividade do trator na área, realizou-se o revolvimento superficial do solo.

Foram plantadas 885 mudas (aproximadamente 46 por espécie) espaçadas em 3 x 3 m, distância recomendada por Felfili & Santos (2002) e por Fonseca et al. (2001) para plantios de restauração em áreas deste bioma.

A disposição das plantas no campo foi de acordo com o modelo de anéis hexagonais para 19 espécies (Figura 4) baseado em Fasoulas & Fasoulas (1995), que utilizaram este delineamento para a seleção de genótipos superiores no melhoramento de vegetais. Atualmente, tal modelo também é aplicado em plantios puros (Sano & Fonseca, 2003 a, b), consorciados (Kageyama et al., 1994; Sano & Fonseca, 2003c) e nos de restauração (Fonseca et al., 2001; Souza, 2002; Rezende, 2004). A vantagem desta disposição de mudas é minimizar a competição entre todos os indivíduos e uniformizar a distribuição das espécies ao longo da área experimental (Fasoulas & Fasoulas, 1995), uma vez que as espécies são

colocadas sistematicamente no vértice e no centro de cada hexágono, mantendo constante a sua posição e distância em relação às outras (Fonseca et al., 2001) (Figura 4).

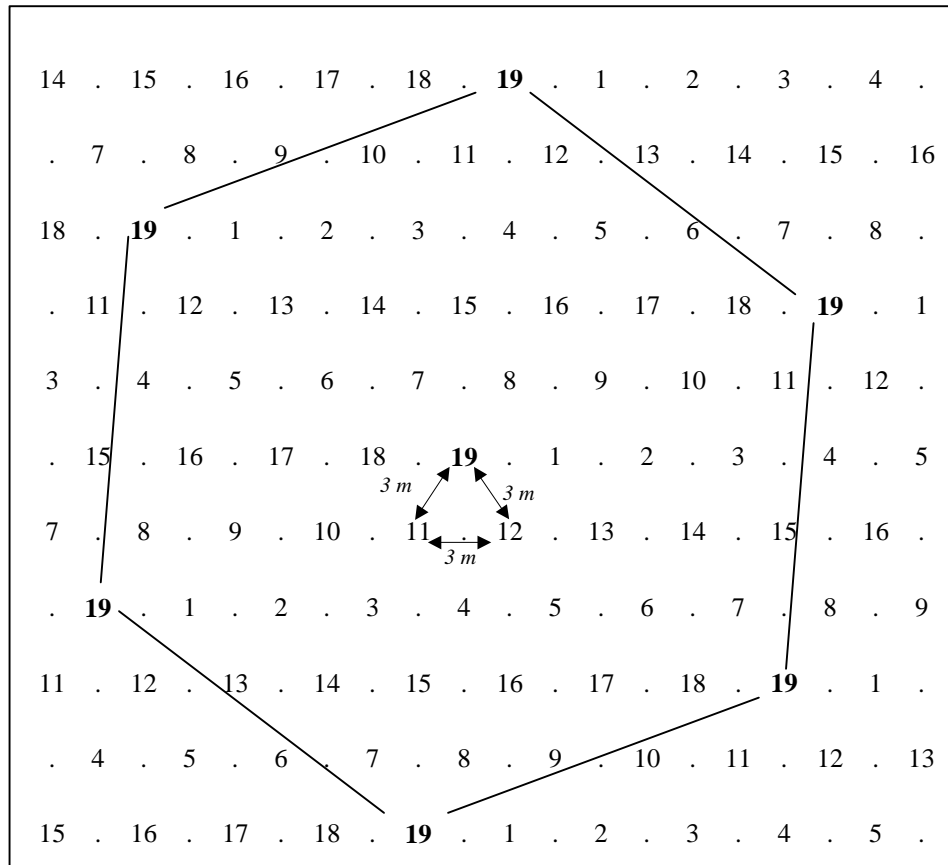


Figura 4. Modelo de distribuição de mudas em anéis hexagonais para 19 espécies utilizado no plantio na área do INMET em novembro de 2004. Em que as espécies são representadas por diferentes números e estão uniformemente distribuídas na área experimental, pois cada uma delas mantém a mesma posição em relação às demais e, seus indivíduos, colocados nos vértices e centro do hexágono, mantêm-se equidistantes uns dos outros. O espaçamento entre mudas foi de 3 m x 3 m (Adaptado de Fonseca et al. (2001)).

As mudas (unidades amostrais) foram monitoradas aferindo-se a sobrevivência e os crescimentos em altura e em diâmetro. As medidas foram registradas mensalmente, sempre nos primeiros dias de cada mês, durante o período de dezembro de 2004 a novembro de 2005. Os valores observados em um mês referiam-se à sobrevivência e ao crescimento do mês anterior. Assim, os valores registrados durante dezembro representavam o tamanho inicial das

mudas, ao passo que os de janeiro indicavam o crescimento e sobrevivência de dezembro, e assim por diante.

A altura foi mensurada com régua graduada em centímetros, partindo-se da base do caule até a gema apical; enquanto as medidas de diâmetro foram tomadas ao nível do solo, utilizando-se paquímetro digital com precisão em milímetros.

Para avaliar o efeito do coroamento na sobrevivência e no crescimento das mudas, metade do número total de indivíduos plantados de cada espécie recebeu coroamento, o qual foi estabelecido por sorteio. Este trato cultural (coroamento) consistiu na retirada manual da vegetação (capina) ao redor da muda em um raio de 0,40 m. A manutenção do coroamento foi realizada quinzenalmente, a partir da data de plantio até início de novembro de 2005. Quando a espécie apresentava número ímpar de indivíduos, optou-se por coroar a muda não-pareada, sendo esta determinada também por sorteio.

3.4.4. Análise de dados

A avaliação da sobrevivência e do crescimento das espécies foi realizada sob dois enfoques, o que analisou estas variáveis ao final do período de 12 meses e outro, que as considerou no decorrer dos meses.

Na primeira abordagem, a sobrevivência de cada espécie foi avaliada utilizando-se o índice de sobrevivência (IS), em percentual, que é dado pela seguinte equação:

$$IS\% = (N_i / N) \times 100 = ((N - N_m) / N) \times 100 \quad , \text{ em que:}$$

N = número de indivíduos plantados de uma espécie;

N_i = número de indivíduos sobreviventes da espécie em novembro de 2005;

N_m = número de indivíduos mortos da espécie para o mesmo período.

Já o crescimento das espécies foi avaliado para dados de altura e diâmetro, pelo incremento médio anual (IMA), o qual representa a média dos incrementos anuais de seus indivíduos (diferença entre o valor registrado para altura ou diâmetro em novembro de 2005 e sua medida inicial, em dezembro de 2004). As espécies que morreram ao longo dos 12 meses de estudo não foram incluídas no cálculo do IMA.

Avaliou-se a sobrevivência e o crescimento das espécies agrupando-as conforme o ambiente que ocorrem, savânico ou florestal. A normalidade dos ISS e IMAs foram verificadas pelo teste de Shapiro-Wilk (Zar, 1999) e quando os dados originais não apresentaram distribuição normal, foram transformados para $\log(x)$, $\log(x+1)$, \sqrt{x} ou $\sqrt{x+1}$ e submetidos ao mesmo teste. As comparações da sobrevivência em relação aos grupos de ambientes e também a dos crescimentos quanto ao mesmo fator foram realizadas pelo teste t ou teste Mann-Whitney (Zar, 1999), respectivamente, quando as normalidades foram ou não encontradas.

A sobrevivência e o crescimento para o conjunto das espécies também foram determinados em relação à sazonalidade e ao coroamento. Para a análise do efeito da sazonalidade, estabeleceu-se que a estação chuvosa incluiria os meses de novembro a abril, enquanto a seca englobaria o período de maio a outubro (CODEPLAN, 1984), e calcularam-se os incrementos médios (IMs) para ambas as estações. Além disso, os dados do último mês de amostragem (novembro 2005) foram desconsiderados, porque estes já pertenciam ao próximo período chuvoso. Como os ISS referentes às estações não eram independentes, bem como os IMs, uma vez que foram registrados para um mesmo indivíduo em diferentes épocas, aplicou-se o teste não-paramétrico Wilcoxon Signed Rank (Zar, 1999) para compará-los. O mesmo teste foi utilizado para o coroamento e para o coroamento em relação à sazonalidade, pois pareando as medidas dos dois tratamentos culturais referentes a cada espécie, considerou-se a variabilidade existente entre todas.

Ainda, a sazonalidade e o coroamento foram avaliados para cada espécie separadamente e para os grupos de ambiente, sendo que as análises utilizadas foram semelhantes às descritas anteriormente para a comparação de espécies savânicas e florestais.

Como não foi possível ANOVA para medidas repetidas – que de acordo com Zar (1999) é o teste mais recomendado em casos em que os dados referem-se ao mesmo indivíduo – pois este tipo de análise requer normalidade dos dados, a interação entre sazonalidade e coroamento não pôde ser testada formalmente, mas por meio dos testes ANOVA não-paramétrica de Kruskal-Wallis e testes múltiplos de Tanhame (Zar, 1999), testaram-se quais combinações de dois fatores com/sem coroamento e época (chuva/seca) diferiam significativamente.

Na segunda abordagem, a sobrevivência foi avaliada por curvas construídas para cada espécie, em que foram plotados o IS% e o tempo, respectivamente nos eixo y e x. Já para o crescimento foram ajustados modelos de regressão e as equações obtidas representaram o incremento médio mensal (IMM), para a altura e para o diâmetro. Conforme sugerido por Guimarães Neto et al. (2004), aplicaram-se apenas modelos lineares, uma vez que o plantio encontra-se na fase juvenil de crescimento.

Todas as análises foram realizadas utilizando o programa SPSS 13.0 para Windows (2005, SPSS Inc., Chicago, IL, U.S.A.) e os gráficos foram construídos com o programa STATISTICA 5.1B para Windows (1996, StatSoft Inc., Tulsa, OK, U.S.A.). Adotou-se um nível de 5% de probabilidade para a rejeição da hipótese nula para todos os testes.

Como a diversidade de ambientes que necessitam ser restaurados é grande e os indicadores de avaliação e monitoramento de áreas degradadas variam de acordo com a situação-problema (Rodrigues & Gandolfi, 2000), os métodos adotados para os trabalhos quanto ao tipo de adubação, desenho experimental, formas de análise e apresentação dos dados diferem entre si, dificultando ou mesmo inviabilizando sua comparação. Por esta razão,

no presente estudo os resultados foram confrontados com os de outros trabalhos referindo-se apenas ao padrão de sobrevivência e de crescimento em altura e em diâmetro exibidos pelas espécies em cada situação.

Para isso, a sobrevivência foi categorizada em: *(i)* máxima, quando os IS % para as espécies foram de 100%; *(ii)* alta, para índices entre 80 e 100%; *(iii)* intermediária, quando índices entre 50 e 80% e *(iv)* baixa, para valores inferiores a 50%.

Para o crescimento em altura, estabeleceram-se os critérios: *(i)* alto, para IMAs e/ou IMs superiores a 50 cm; *(ii)* intermediário, para incrementos entre 20 e 50 cm e *(iii)* baixo, para valores inferiores a 20 cm. Já para o incremento em diâmetro, adotaram-se: *(i)* alto, com IMAs e/ou IMs superiores a 10 mm e *(ii)* baixo, inferior a 10 mm.

3.5. RESULTADOS

3.5.1. Sobrevivência e crescimento das espécies

Em geral, a sobrevivência das espécies foi alta, com média de 88,1%. As espécies savânicas apresentaram ISS entre 67,4% e 97,8%, com valor médio de 87,0%. As espécies florestais *C. langsdorffii*, *G. americana*, *H. courbaril* e *M. peruiferum* tiveram sobrevivência de 100%, enquanto as demais, com exceção de *O. stipularis* (63,0%) e *T. stenocarpa* (57,4%), exibiram índices superiores a 85% (Tabela 2), resultando em IS médio de 89,1%. As espécies dos dois grupos de ambiente, savânico e florestal, não diferiram entre si (teste Mann-Whitney; $p=0,163$).

O IMA em altura para todas as espécies utilizadas no plantio, no período de 12 meses, variou de $11,2 \pm 5,4$ cm a $174,5 \pm 5,4$ cm, sendo o menor valor de *O. stipularis* e o maior de *S. lycocarpum* (Tabela 2). As espécies do grupo savânico apresentaram incrementos médios de $35,2 \pm 3,2$ cm, o qual foi menor do que o registrado para o florestal de $43,9 \pm 3,5$ cm (teste Mann-Whitney; $p=0,000$).

Para as espécies do grupo savânico, o IMA em altura teve grande variação, oscilando entre $11,4 \pm 2,5$ cm (*T. caraiba*) e $174,5 \pm 5,4$ cm (*S. lycocarpum*). *Hancornia speciosa* apresentou IMA intermediário de $27,2 \pm 7,5$ cm, enquanto *A. fraxinifolium*, *B. virgiloides*, *C. brasiliense*, *D. alata*, *E. dysenterica* e *H. stigonocarpa* mostraram valores entre 10 e 20 cm, considerados baixos (Tabela 2).

Os IMAS em altura para as espécies florestais também tiveram grande amplitude, variando de $11,2 \pm 5,4$ cm (*O. stipularis*) a $151,5 \pm 6,7$ cm (*A. colubrina*). *Genipa americana*, *H. stilbocarpa*, *M. peruiferum*, *M. urundeuva* apresentaram IMAS intermediários que oscilaram entre 20 e 30 cm; enquanto *C. langsdorffii*, *I. cylindrica* e *T. stenocarpa*, exibiram valores de 30 a 40 cm e *A. peregrina*, de 60 a 70 cm, considerados altos (Tabela 2).

Tabela 2. Índice de sobrevivência (IS) e valores médios (\pm erro padrão) iniciais e de incremento anual (IMA) para altura e diâmetro de 19 espécies plantadas na área do INMET, ao final de 12 meses. Em que N_i = número de indivíduos plantados; N = número de indivíduos vivos no período avaliado.

Espécies	Nome Popular	N_i	N	IS (%)	Altura (cm)		Diâmetro (mm)	
					Inicial	IMA	Inicial	IMA
Grupo savânico								
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Gonçalo-Alves	47	44	93,6	17,4 \pm 0,9	13,9 \pm 1,6	4,55 \pm 0,25	7,63 \pm 0,74
<i>Bowdichia virgiloides</i> H.B. & K.	Sucupira-preta	45	40	88,9	6,3 \pm 0,4	19,9 \pm 2,9	4,76 \pm 0,26	4,98 \pm 0,58
<i>Caryocar brasiliense</i> Camb.	Pequi	46	31	67,4	33,6 \pm 3,3	15,7 \pm 3,0	8,60 \pm 0,53	7,01 \pm 0,94
<i>Dipteryx alata</i> Vog.	Baru	46	45	97,8	34,8 \pm 1,3	19,2 \pm 1,9	10,5 \pm 0,28	5,98 \pm 0,45
<i>Eugenia dysenterica</i> DC.	Cagaita	47	42	89,4	31,9 \pm 1,4	15,0 \pm 1,9	5,65 \pm 0,21	3,08 \pm 0,31
<i>Hancornia speciosa</i> Gomez	Mangaba	47	39	82,9	21,2 \pm 1,1	27,2 \pm 7,5	5,65 \pm 0,35	4,51 \pm 0,63
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	Jatobá-do-cerrado	45	37	82,2	24,3 \pm 1,8	19,2 \pm 1,9	5,55 \pm 0,24	3,27 \pm 0,32
<i>Solanum lycocarpum</i> St. Hil.	Lobeira	46	44	95,6	0,0 \pm 0,0	174,5 \pm 5,4	0,00 \pm 0,00	58,14 \pm 2,45
<i>Tabebuia caraiba</i> Bureau	Ipê-caraíba	47	40	85,1	3,4 \pm 0,3	11,4 \pm 2,5	4,99 \pm 0,34	5,28 \pm 0,66
Grupo florestal								
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico-vermelho	46	45	97,8	13,1 \pm 1,0	151,5 \pm 6,7	6,05 \pm 0,35	20,07 \pm 1,33
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	Angico-preto	47	40	85,1	12,7 \pm 0,9	65,5 \pm 5,5	2,77 \pm 0,12	6,67 \pm 0,66
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Copaíba	47	47	100,0	42,5 \pm 2,0	36,9 \pm 2,8	8,98 \pm 0,28	6,32 \pm 0,42
<i>Genipa americana</i> L.	Jenipapo	46	46	100,0	28,9 \pm 0,8	29,5 \pm 1,7	11,00 \pm 0,28	11,04 \pm 0,46
<i>Hymenaea courbaril</i> L. var. <i>stilbocarpa</i>	Jatobá-da-mata	47	47	100,0	80,4 \pm 3,0	23,3 \pm 3,5	9,16 \pm 0,19	4,40 \pm 0,33
<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	Ingá	47	43	91,5	19,6 \pm 1,0	36,9 \pm 3,1	5,35 \pm 0,19	8,83 \pm 0,66
<i>Myracrodruon urundeuva</i> FR. Allem.	Aroeira	47	45	95,7	32,1 \pm 1,0	29,6 \pm 2,6	6,21 \pm 0,29	7,42 \pm 0,56
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	Bálsamo	46	46	100,0	40,5 \pm 1,5	21,4 \pm 1,7	7,37 \pm 0,22	5,82 \pm 0,38
<i>Ormosia stipularis</i> Ducke	Ormosia	46	29	63,0	9,8 \pm 0,7	11,2 \pm 5,4	3,81 \pm 0,23	2,69 \pm 0,40
<i>Tibouchina stenocarpa</i> (DC.) Cogn.	Quaresmeira	47	27	57,4	33,5 \pm 2,5	34,1 \pm 2,4	7,76 \pm 0,53	11,16 \pm 1,32

Assim como para a altura, o maior crescimento médio anual em diâmetro obtido foi o de *S. lycocarpum* ($58,14 \pm 2,45$ mm) e o menor, de *O. stipularis* ($2,69 \pm 0,40$ mm). No entanto, quando considerado o ambiente em que as espécies naturalmente ocorrem, encontrou-se maior incremento médio em diâmetro das savânicas ($11,10 \pm 0,79$ mm) em relação ao das florestais ($8,44 \pm 0,65$ mm; teste Mann-Whitney; $p=0,000$).

Para o grupo savânico, os IMAs em diâmetro oscilaram entre $3,08 \pm 0,31$ mm (*E. dysenterica*) e $58,14 \pm 2,45$ mm (*S. lycocarpum*). *Astronium fraxinifolium*, *C. brasiliense*, *D. alata* e *T. caraiba* mostraram baixos crescimentos entre 5 e 10 mm; enquanto os incrementos médios das espécies *B. virgiloides*, *E. dysenterica*, *H. speciosa* e *H. stigonocarpa* foram inferiores a 5 mm (Tabela 2). Já para o grupo florestal, os incrementos médios em diâmetro variaram de $2,69 \pm 0,40$ mm (*O. stipularis*) a $20,07 \pm 1,33$ mm (*A. colubrina*). *Genipa americana* e *T. stenocarpa* mostraram altos IMAs, com valores acima de 10 mm; enquanto *A. peregrina*, *C. langsdorffii*, *I. cylindrica*, *M. peruiferum* e *M. urundeuva*, exibiram incrementos médios entre 5 e 10 mm e *H. stilbocarpa* abaixo de 5 mm (Tabela 2).

Em relação às medidas mensais, as curvas de sobrevivência e de crescimento em altura e em diâmetro são apresentadas na Figuras 5, 6, 7, 8 e 9.

As equações ajustadas para cada espécie pelas análises de regressão mostraram maiores IMMs em altura para *S. lycocarpum* ($16,8$ cm.mês⁻¹) e *A. colubrina* ($10,9$ cm.mês⁻¹). Por outro lado, os menores valores foram registrados para *O. stipularis*, *T. caraiba* e *E. dysenterica*, respectivamente com $0,04$ cm.mês⁻¹, $0,65$ cm.mês⁻¹ e $0,97$ cm.mês⁻¹ (Tabela 3). Já as equações obtidas para crescimento em diâmetro evidenciaram maior IMM para *S. lycocarpum* ($4,84$ mm.mês⁻¹) e menores para *O. stipularis* ($0,21$ mm.mês⁻¹), *E. dysenterica* e *H. stigonocarpa* (ambas com $0,26$ mm.mês⁻¹). Com exceção de *A. colubrina*, cujo crescimento foi de $1,54$ mm.mês⁻¹, as demais espécies apresentaram IMMs inferiores a 1 mm (Tabela 3).

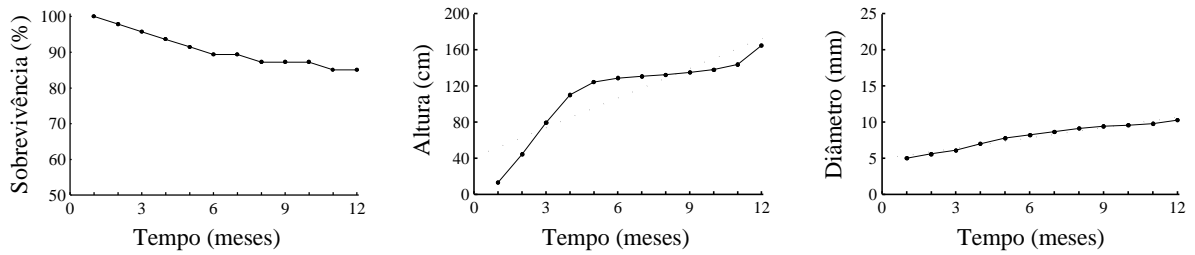
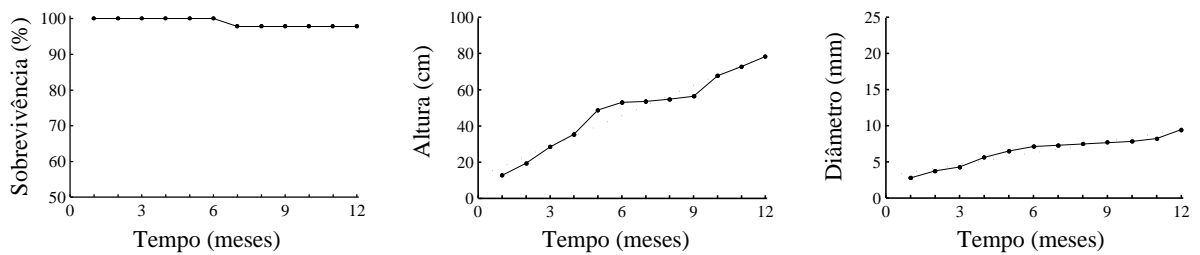
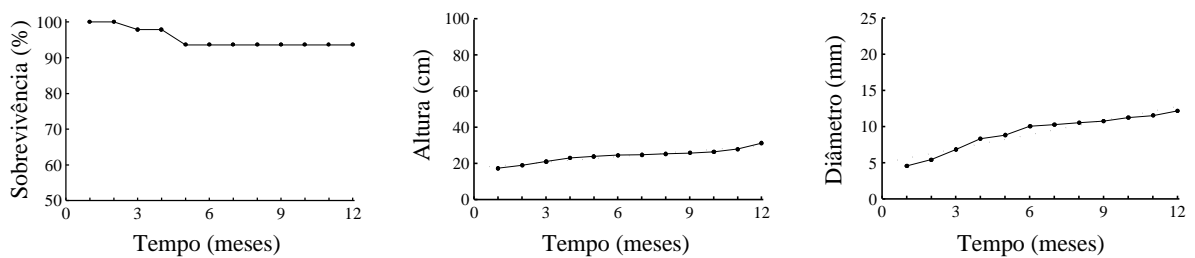
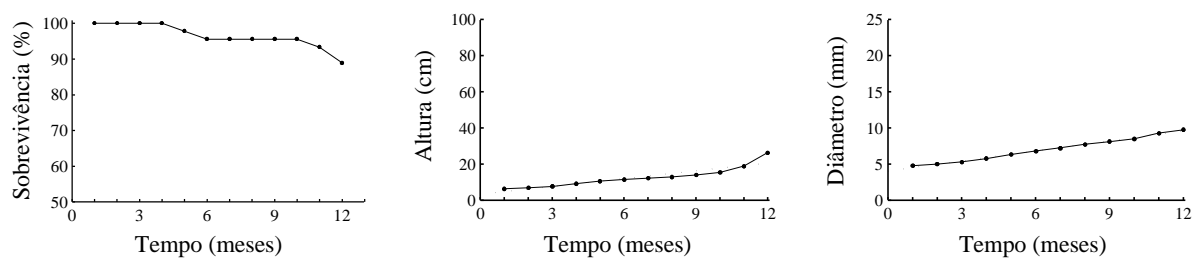
Anadenanthera colubrina (Vell.) Brenan*Anadenanthera peregrina* (L.) Speg.*Astronium fraxinifolium* Schott*Bowdichia virgilioides* H.B. & K.

Figura 5. Sobrevivência e crescimento em altura e em diâmetro de mudas de *A. colubrina*, *A. fraxinifolium*, *A. peregrina* e *B. virgilioides*, utilizadas no plantio na área do INMET, no período de 12 meses e a variação do crescimento em função do tempo pela análise de regressão, sendo que as equações correspondentes aos incrementos médios encontram-se na Tabela 2. Note que diferente escala foi adotada para altura de *A. colubrina*.

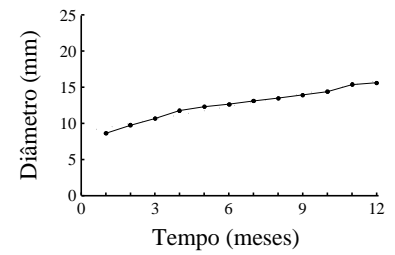
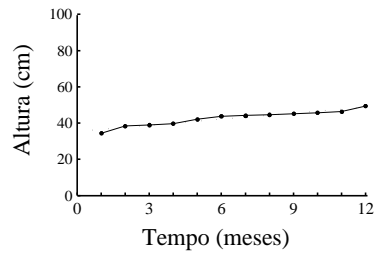
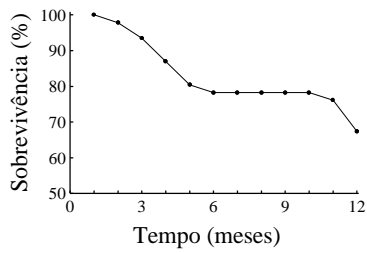
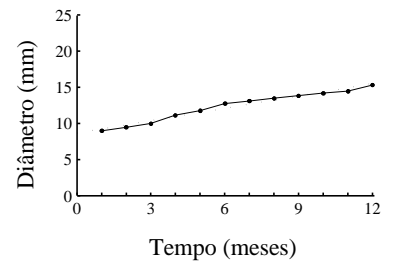
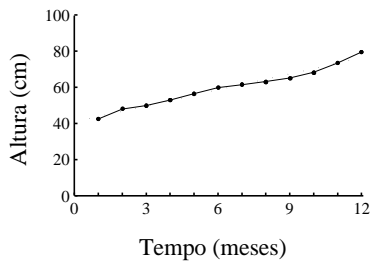
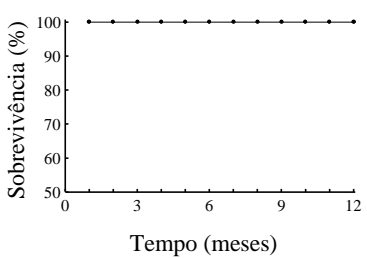
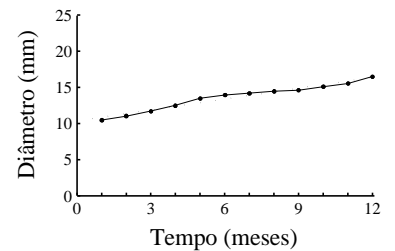
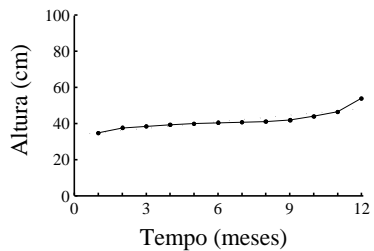
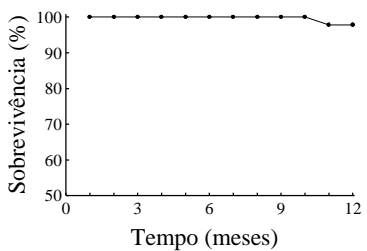
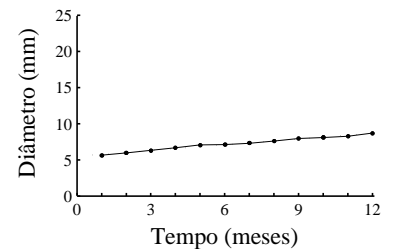
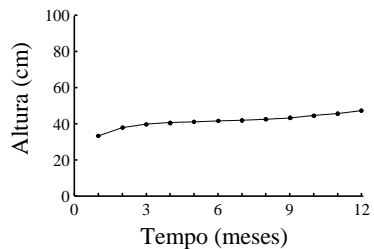
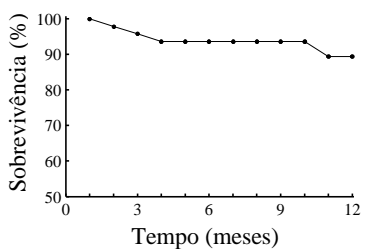
Caryocar brasiliense Camb.*Copaifera langsdorffii* Desf.*Dipteryx alata* Vog.*Eugenia dysenterica* DC.

Figura 6. Sobrevivência e crescimento em altura e em diâmetro de mudas de *C. brasiliense*, *C. langsdorffii*, *D. alata* e *E. dysenterica*, utilizadas no plantio na área do INMET, no período de 12 meses e a variação do crescimento em função do tempo pela análise de regressão, sendo que as equações correspondentes aos incrementos médios encontram-se na Tabela 2.

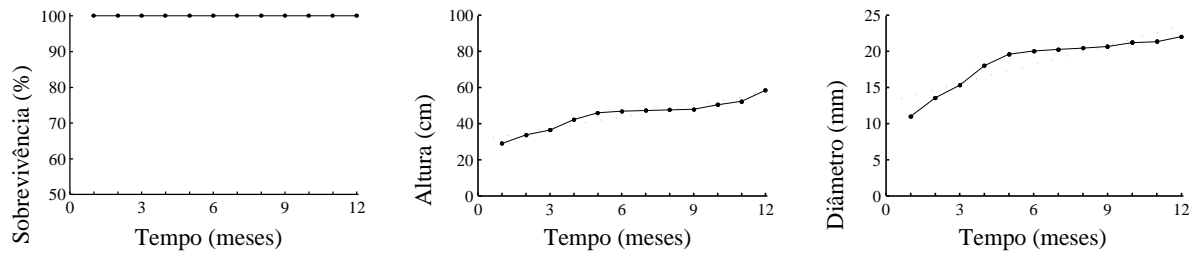
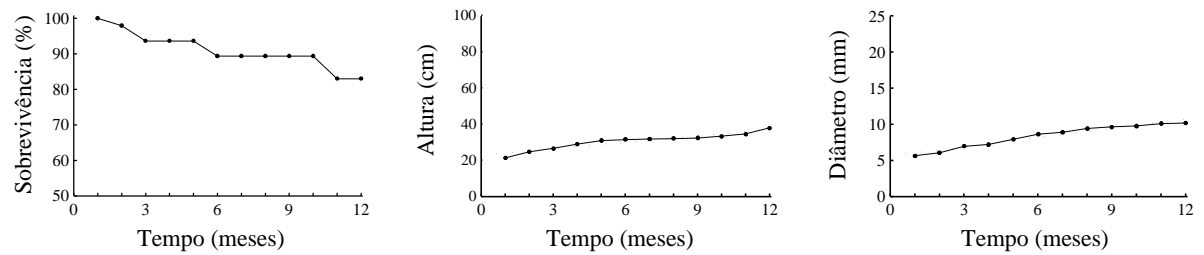
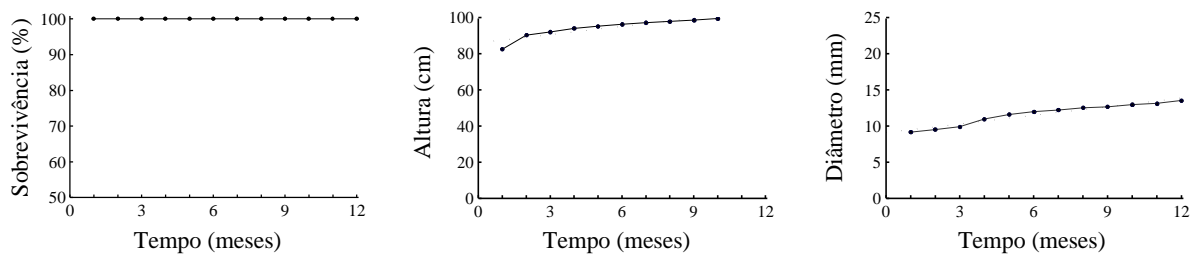
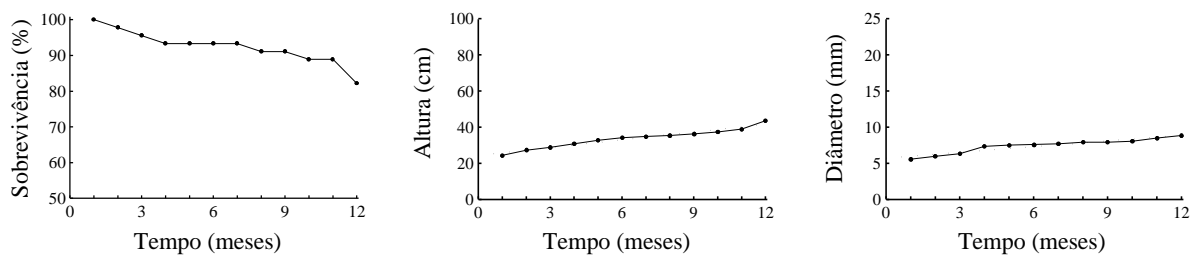
Genipa americana L.*Hancornia speciosa* Gomez*Hymenaea courbaril* L. var. *stilbocarpa**Hymenaea stigonocarpa* Mart. ex Hayne

Figura 7. Sobrevivência e crescimento em altura e em diâmetro de mudas de *G. americana*, *H. speciosa*, *H. stigonocarpa* e *H. stilbocarpa*, utilizadas no plantio na área do INMET, no período de 12 meses e a variação do crescimento em função do tempo pela análise de regressão, sendo que as equações correspondentes aos incrementos médios encontram-se na Tabela 2.

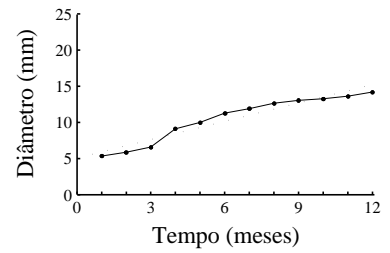
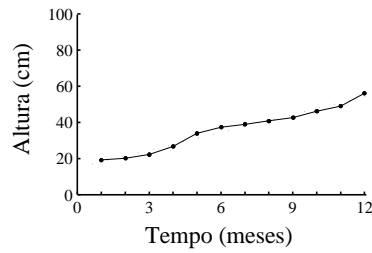
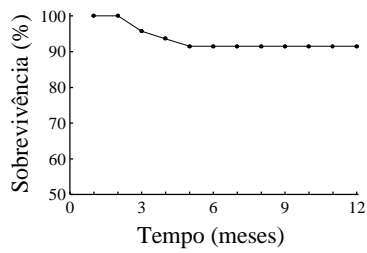
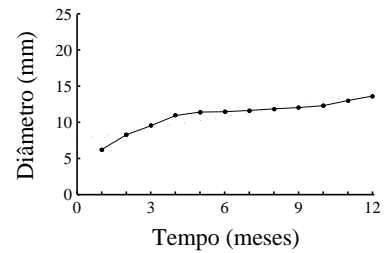
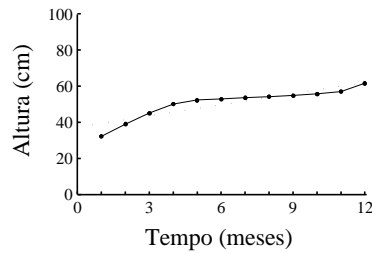
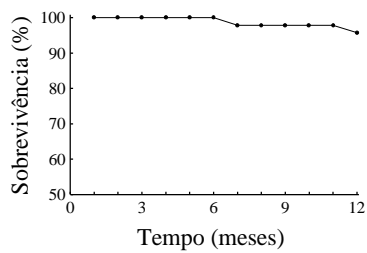
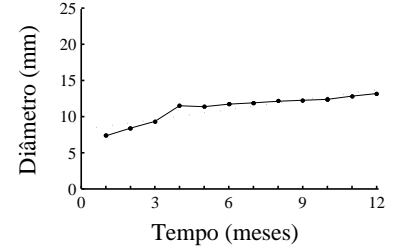
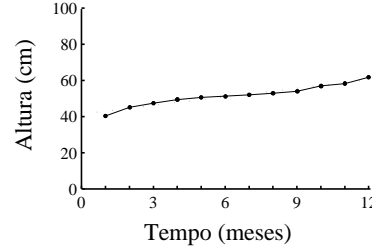
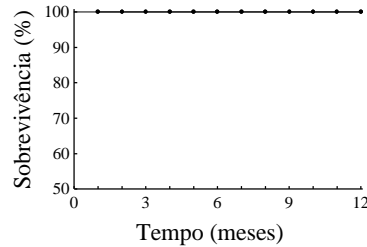
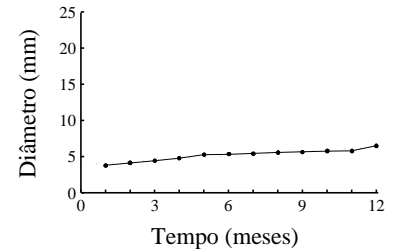
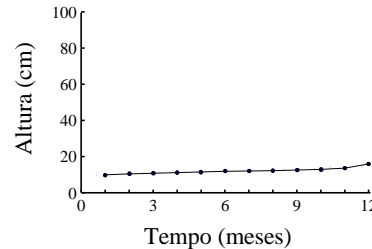
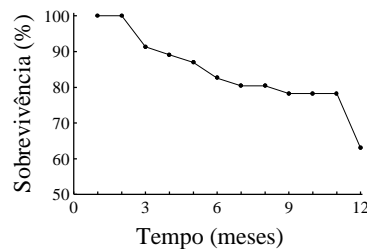
Inga cylindrica (Vell.) Mart.*Myracrodruon urundeuva* Fr. Allem.*Myroxylon peruiferum* L*Ormosia stipularis* Ducke

Figura 8. Sobrevivência e crescimento em altura e em diâmetro de mudas de *I. cylindrica* e *M. peruiferum*, *M. urundeuva* e *O. stipularis*, utilizadas no plantio na área do INMET, para o período de 12 meses e a variação do crescimento em função do tempo pela análise de regressão, sendo que as equações correspondentes aos incrementos médios encontram-se na Tabela 2.

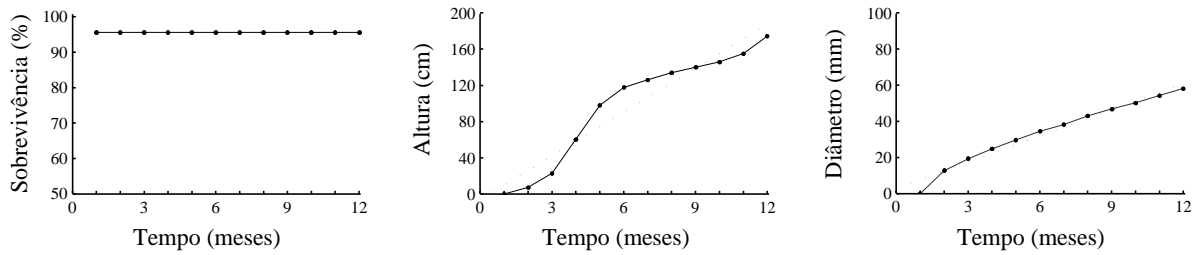
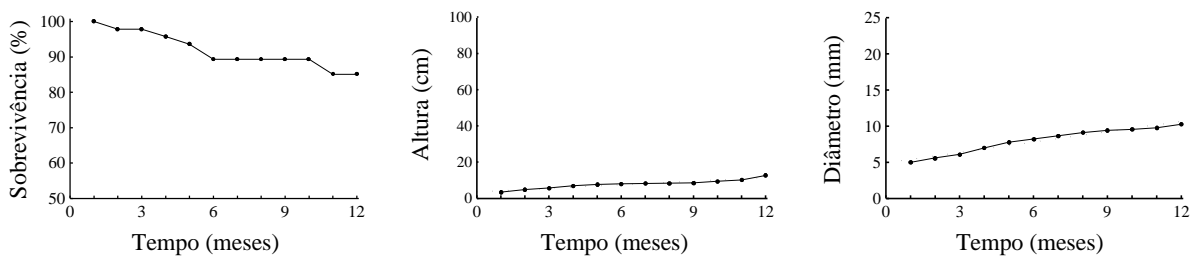
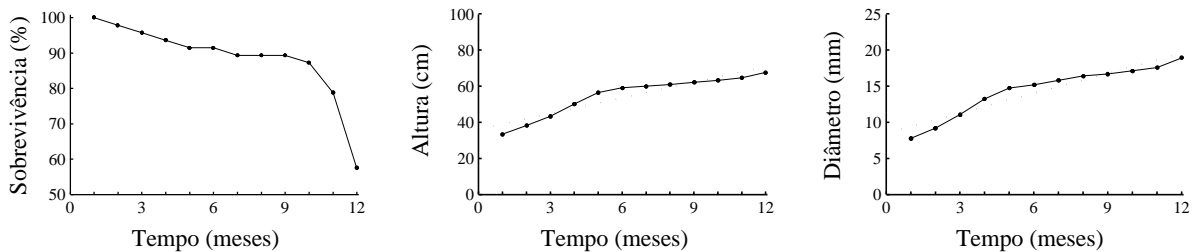
Solanum lycocarpum St. Hil.*Tabebuia caraiba* Bureau*Tibouchina stenocarpa* (DC.) Cogn.

Figura 9. Sobrevivência e crescimento em altura e em diâmetro das espécies *S. lycocarpum*, *T. caraiba* e *T. stenocarpa*, utilizadas no plantio na área do INMET, para o período de 12 meses e a variação do crescimento em função do tempo pela análise de regressão, sendo que as equações correspondentes aos incrementos médios encontram-se na Tabela 2. Note que diferente escala foi adotada para altura e diâmetro de *S. lycocarpum*.

Tabela 3. Equações de crescimento em altura e diâmetro de 19 espécies plantadas na área do INMET em função do tempo t (meses), obtidas por análise de regressão. Em que R^2 = coeficiente de determinação e (*) representa a significância do parâmetro de regressão pelo teste t a 1% de probabilidade ($p < 0,001$).

Espécies	Nome Popular	Altura (cm)		Diâmetro (mm)	
		Equação	R ²	Equação	R ²
Grupo savânico					
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Gonçalo-Alves	$y = 1,013*x + 17,679$	0,92	$y = 0,653*x + 4,955$	0,92
<i>Bowdichia virgiloides</i> H.B. & K.	Sucupira-preta	$y = 1,446*x + 3,233$	0,85	$y = 0,463*x + 4,028$	0,99
<i>Caryocar brasiliense</i> Camb.	Pequi	$y = 1,117*x + 13,454$	0,93	$y = 0,588*x + 8,800$	0,97
<i>Dipteryx alata</i> Vog.	Baru	$y = 1,215*x + 33,636$	0,79	$y = 0,502*x + 10,362$	0,96
<i>Eugenia dysenterica</i> DC.	Cagaita	$y = 0,970*x + 35,293$	0,89	$y = 0,263*x + 5,515$	0,99
<i>Hancornia speciosa</i> Gomez	Mangaba	$y = 1,185*x + 22,749$	0,90	$y = 0,428*x + 5,579$	0,96
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	Jatobá-do-cerrado	$y = 1,437*x + 24,338$	0,95	$y = 0,263*x + 5,717$	0,90
<i>Solanum lycocarpum</i> St. Hil.	Lobeira	$y = 16,167*x - 6,478$	0,92	$y = 4,840*x + 2,846$	0,97
<i>Tabebuia caraiba</i> Bureau	Ipê-caraíba	$y = 0,652*x + 3,610$	0,91	$y = 0,478*x + 4,926$	0,96
Florestais					
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico-vermelho	$y = 10,921*x + 40,996$	0,79	$y = 1,539*x + 7,996$	0,90
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	Angico-preto	$y = 5,591*x + 12,104$	0,95	$y = 0,531*x + 3,046$	0,92
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Copaíba	$y = 2,960*x + 40,773$	0,98	$y = 0,570*x + 8,668$	0,97
<i>Genipa americana</i> L.	Jenipapo	$y = 2,178*x + 30,668$	0,90	$y = 0,870*x + 12,970$	0,81
<i>Hymenaea courbaril</i> L. var. <i>stilbocarpa</i>	Jatobá-da-mata	$y = 1,387*x + 86,573$	0,86	$y = 0,397*x + 9,114$	0,94
<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	Ingá	$y = 3,276*x + 14,808$	0,98	$y = 0,846*x + 5,069$	0,93
<i>Myracrodruon urundeuva</i> FR. Allem.	Aroeira	$y = 2,066*x + 37,256$	0,82	$y = 0,526*x + 7,601$	0,83
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	Bálsamo	$y = 1,577*x + 41,517$	0,95	$y = 0,459*x + 8,230$	0,82
<i>Ormosia stipularis</i> Ducke	Ormosia	$y = 0,042*x + 9,332$	0,88	$y = 0,208*x + 3,844$	0,93
<i>Tibouchina stenocarpa</i> (DC.) Cogn.	Quaresmeira	$y = 2,886*x + 36,143$	0,88	$y = 0,921*x + 8,483$	0,91

3.5.2. Sobrevivência e crescimento das espécies quanto à sazonalidade

Os índices de sobrevivência médios para as espécies analisadas foram altos, com valores de 95,2% e 91,3%, respectivamente, para os períodos chuvoso e seco. Para o grupo florestal, a sobrevivência na estação chuvosa foi de 96,1% e na seca, de 92,9%; enquanto o savânico apresentou 94,2% no período chuvoso e 89,6% no seco. A sobrevivência das espécies, quando analisadas em conjunto ou por grupo de ambiente, diferiram entre si quanto

às estações (teste Wilcoxon; $p < 0,05$), sendo maiores no período chuvoso. Além disso, em ambas as estações, as espécies florestais sobreviveram em maior proporção.

Das 19 espécies avaliadas, 11 (57,89%) apresentaram maior sobrevivência durante o período chuvoso; sendo seis savânicas (*B. virgiloides*, *C. brasiliense*, *D. alata*, *H. speciosa*, *H. stigonocarpa*, e *T. caraiba*) e cinco, florestais (*A. colubrina*, *A. peregrina*, *O. stipularis*, *M. urundeuva* e *T. stenocarpa*). As demais espécies comportaram-se de modo similar quanto à sobrevivência em ambas as estações (Figura 10).

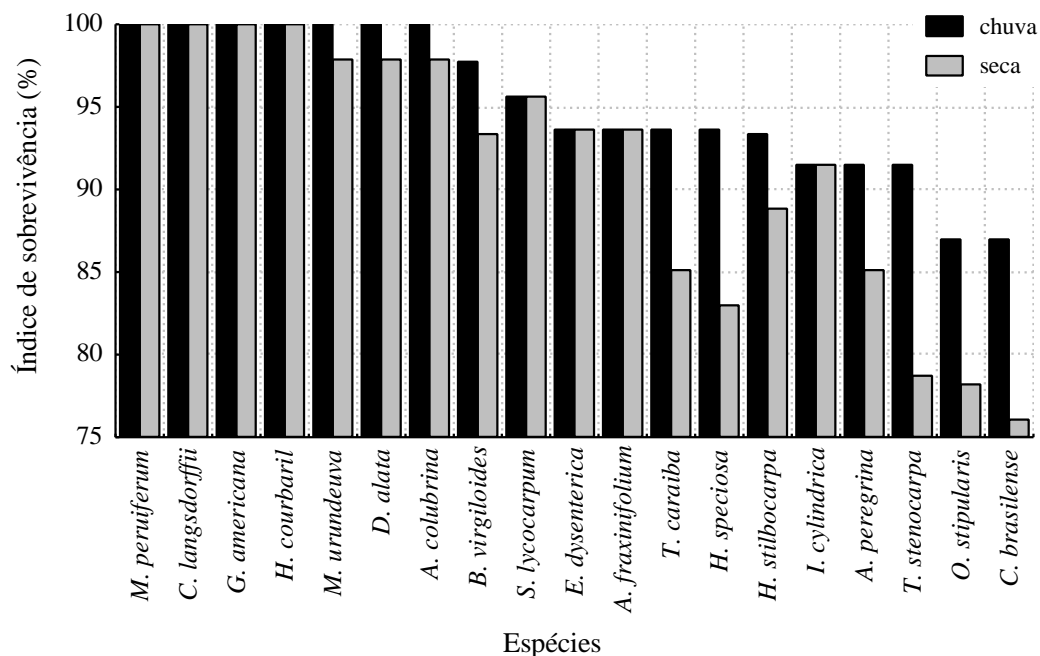


Figura 10. Índice de sobrevivência das 19 espécies utilizadas no plantio na área do INMET em relação à sazonalidade, para o período de 12 meses.

Quanto à altura, os incrementos médios das espécies registrados para os períodos chuvoso e seco foram de $22,7 \pm 1,2$ e $8,7 \pm 0,4$ cm, respectivamente. Para as espécies do grupo florestal, o IM na estação chuvosa foi de $23,2 \pm 1,7$ cm e, na seca, de $10,7 \pm 0,7$ cm; já as savânicas apresentaram $22,3 \pm 1,99$ cm no período chuvoso e $5,8 \pm 0,4$ cm no seco. Os IMs das espécies, quando analisadas em conjunto ou por ambiente, diferiram entre si quanto às

estações (teste Wilcoxon; $p < 0,05$); sendo maiores no período chuvoso. Além disso, verificou-se que o grupo florestal cresceu em maior proporção em ambas as estações.

Dentre as 19 espécies analisadas, *C. langsdorffii* e *I. cylindrica* comportaram-se de modo semelhante quanto à altura em ambas as estações (teste t; $p > 0,05$). O crescimento em altura foi maior na estação seca para *B. virgiloides* e *O. stipularis*, e até significativamente maior em *D. alata* (testes t e Mann-Whitney; $p < 0,05$), enquanto para as demais espécies os incrementos foram maiores durante o período chuvoso (Figura 11).

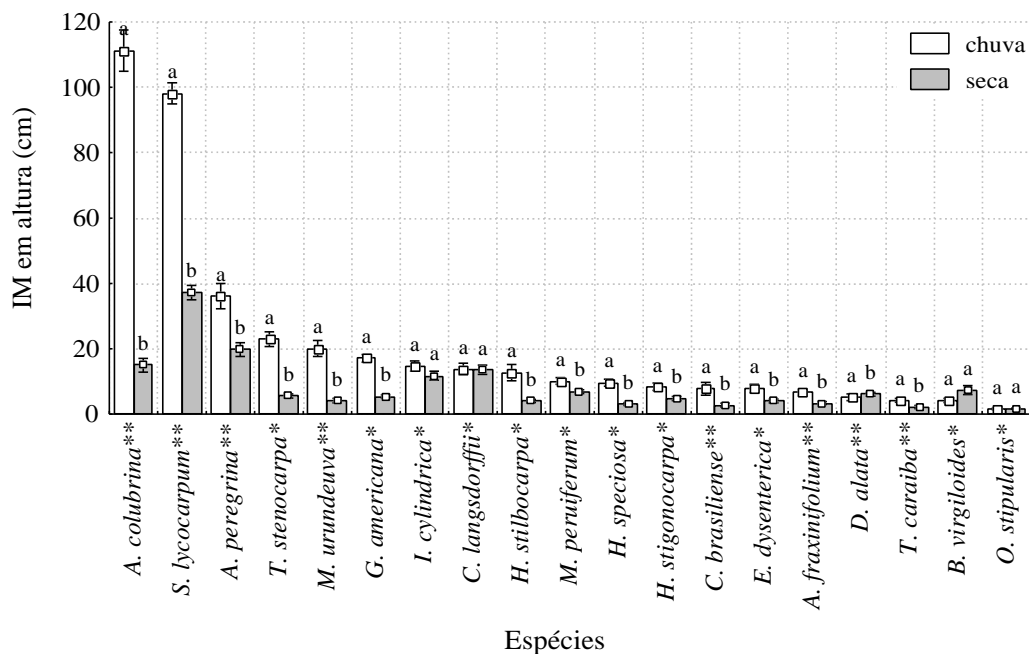


Figura 11. Incremento médio (IM) em altura das 19 espécies utilizadas no plantio na área do INMET em relação à sazonalidade, entre dezembro de 2004 e novembro de 2005. As médias representadas com mesma letra não diferiram entre si, quando avaliadas pelos testes t (*) ou Mann-Whitney (**).

Em relação ao diâmetro, os IMs das espécies em conjunto registrados para os períodos chuvoso e seco foram de $5,58 \pm 0,26$ e $2,68 \pm 0,19$ mm, respectivamente. Para o grupo florestal, o IM na estação chuvosa ($5,31 \pm 0,23$ mm) foi maior que na seca ($1,66 \pm 0,09$ mm); sendo que o mesmo comportamento foi observado o savânico, cujo IM no período chuvoso foi de $5,88 \pm 0,49$ mm e no seco, de $3,84 \pm 3,90$ mm.

Os incrementos em diâmetro das espécies, quando analisados em conjunto ou por grupo de ambiente, diferiram entre si quanto às estações (teste Wilcoxon; $p < 0,05$); sendo maiores no período chuvoso. O mesmo foi verificado para a maioria das espécies quando analisadas separadamente, exceto para *B. virgilioides*, *E. dysenterica* e *T. caraiba* que apresentaram incrementos em diâmetro que não diferiram significativamente entre as estações (teste Wilcoxon; $p > 0,05$), embora a tendência de *B. virgilioides* tenha sido a de ter maior crescimento na época seca (Figura 12). Além disso, ao considerar cada estação em relação aos grupos de ambiente, verificou-se que o crescimento foi maior para as savânicas.

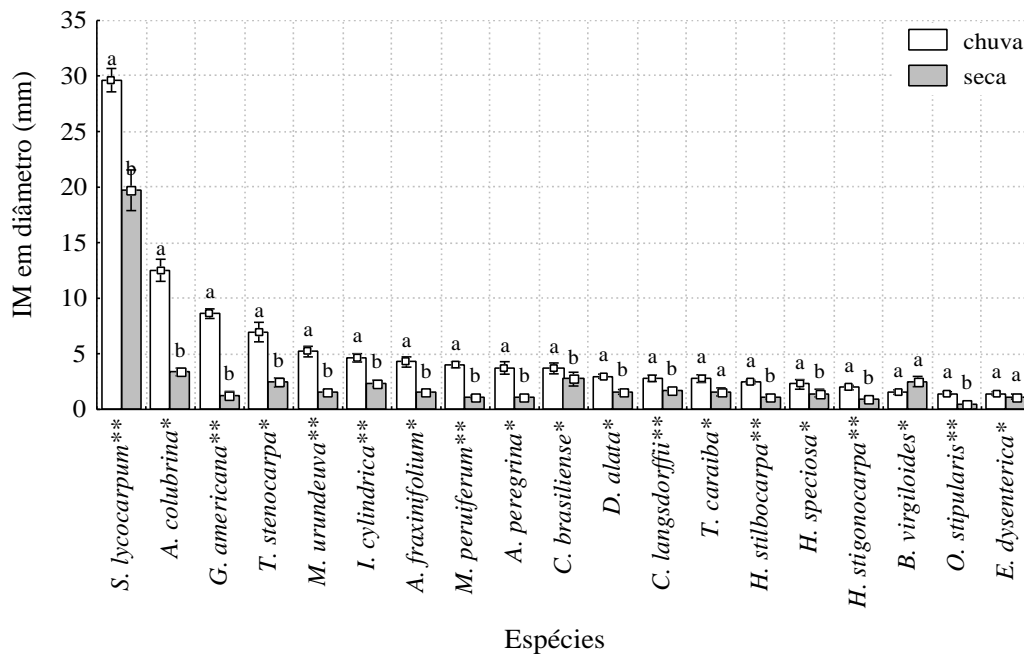


Figura 12. Incremento médio (IM) em diâmetro das 19 espécies utilizadas no plantio na área do INMET em relação à sazonalidade, entre dezembro de 2004 e novembro de 2005. As médias representadas com mesma letra não diferiram entre si, quando avaliadas pelos testes t (*) ou Mann-Whitney (**).

3.5.3. Sobrevivência e crescimento das espécies quanto ao coroamento

A sobrevivência média de todas as espécies foi maior para indivíduos não-coroados (90,4%) do que para os coroados (85,5%; teste Wilcoxon; $p = 0,029$). O mesmo foi verificado

considerando somente as espécies savânicas (teste Wilcoxon; $p=0,013$), cujos IS médios para indivíduos sem e com coroamento foram de 93,18% e 80,88%, respectivamente. Somente *D. alata* não apresentou o padrão encontrado para todas as espécies deste grupo, mostrando IS mais alto para indivíduos coroados (Figura 13).

No entanto, para as espécies florestais, a sobrevivência média de indivíduos não-coroados (87,97%) não diferiu da apresentada pelos coroados (89,69%; teste Wilcoxon; $p=0,753$). O mesmo foi encontrado para *C. langsdorffii*, *G. americana*, *H. courbaril*, *I. cylindrica*, *M. peruiferum* e *M. urundeuva*; porém, para *T. stenocarpa* a sobrevivência dos indivíduos coroados foi maior, enquanto para *A. colubrina*, *A. peregrina*, *E. dysenterica* e *O. stipularis*, a de não-coroados foi mais alta (Figura 13). Além disso, quando os tratamentos foram considerados separadamente, observou-se que para ambos não houve diferenças significativas entre os grupos (teste Wilcoxon; $p>0,05$).

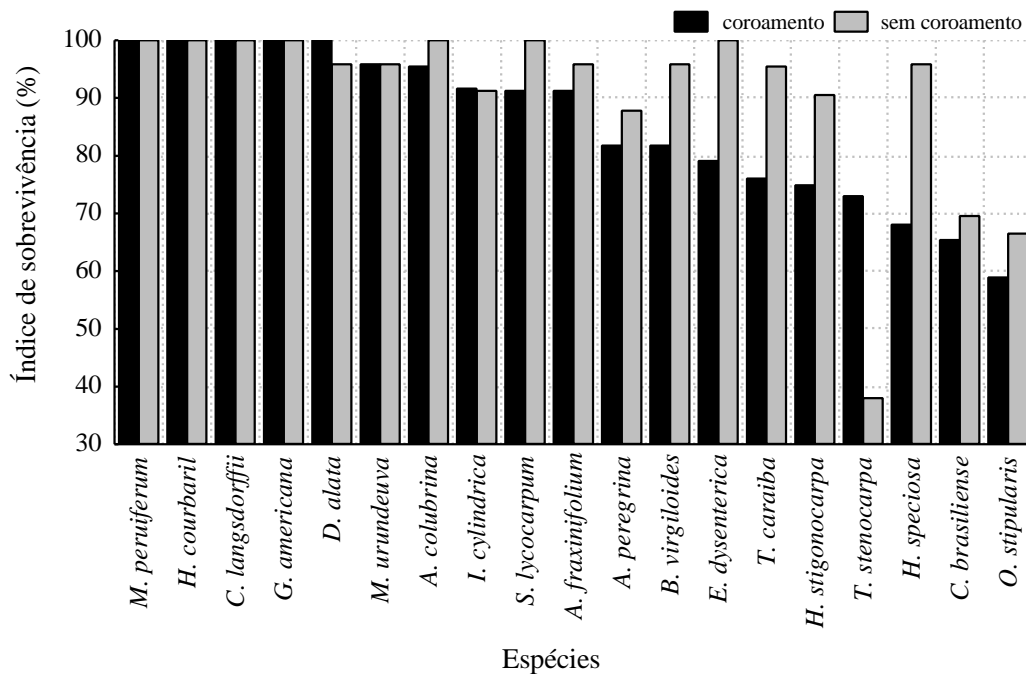


Figura 13. Índice de sobrevivência das 19 espécies utilizadas no plantio na área do INMET em relação ao coroamento, ao final de 12 meses (em novembro de 2005).

Quanto à altura, os tratos culturais não diferiram entre si para as espécies, quando estas foram consideradas em conjunto ou para cada um dos grupos de ambientes (teste Wilcoxon; $p > 0,05$). Quando em conjunto, o incremento médio anual (IMA) para indivíduos não-coroados foi de $40,56 \pm 2,59$ cm e para os coroados, de $39,76 \pm 2,51$ cm (teste Wilcoxon; $p > 0,05$). As espécies do grupo florestal apresentaram IMAs para indivíduos com e sem coroamento de $44,18 \pm 3,07$ e $44,87 \pm 3,31$ cm, respectivamente; enquanto o IMA das savânicas para indivíduos coroados foi de $34,25 \pm 4,13$ cm e para não-coroados, de $36,00 \pm 3,99$ cm.

Para cada trato, o incremento médio do grupo florestal foi maior que o obtido para o savânico (teste Wilcoxon; $p < 0,05$). No entanto, quando as espécies foram consideradas separadamente, nenhuma respondeu ao coroamento (testes t e Mann-Whitney; $p > 0,05$), sendo o crescimento em altura dos indivíduos coroados e o dos não-coroados similares (Figura 14).

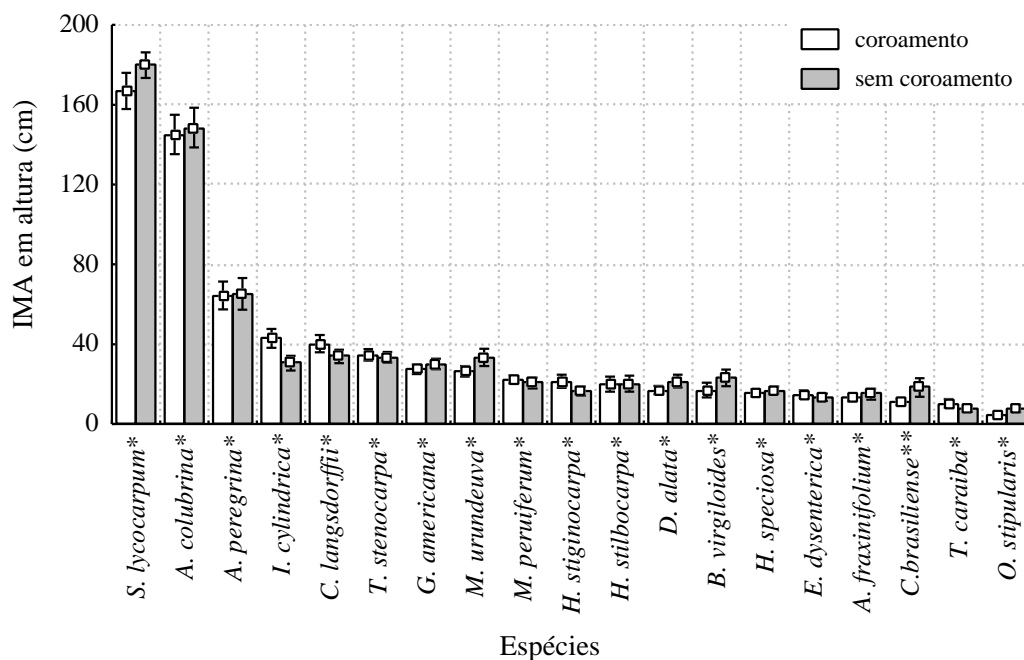


Figura 14. Incremento médio anual (IMA) em altura das 19 espécies utilizadas no plantio da área do INMET, as quais foram testadas em relação ao coroamento pelos testes t (*) e Mann-Whitney (**) e não exibiram diferenças significativas, para o período de dezembro de 2004 a novembro de 2005.

Em relação ao incremento médio anual em diâmetro para indivíduos coroados e não-coroados das espécies como um todo, foram de $10,16 \pm 0,63$ mm e de $9,82 \pm 0,74$ mm, respectivamente; enquanto o das espécies savânicas para indivíduos coroados foi de $11,43 \pm 1,29$ mm e para os não-coroados, de $11,84 \pm 1,44$ mm. Embora os tratamentos não diferissem entre si para as espécies, considerando-as em conjunto ou para o grupo savânico (teste Wilcoxon; $p > 0,05$), *S. lycocarpum* (savânica) exibiu incremento médio mais alto para indivíduos não-coroados (teste t; $p = 0,036$; Figura 15).

O IMA em diâmetro apresentado pelo grupo de espécies florestais para indivíduos coroados ($9,14 \pm 0,45$ mm) foi maior do que o para não-coroados ($7,91 \pm 0,44$ mm; teste Wilcoxon; $p = 0,076$). No entanto, para a maioria das espécies testadas independentemente, exceto para *C. langsdorffii* e *I. cylindrica*, essa diferença não foi verificada (testes t e Mann-Whitney; $p > 0,05$; Figura 15). Além disso, para ambos os tratamentos, com e sem coroamento, o maior IMA foi registrado para as espécies savânicas (teste Wilcoxon; $p < 0,05$; Figura 15).

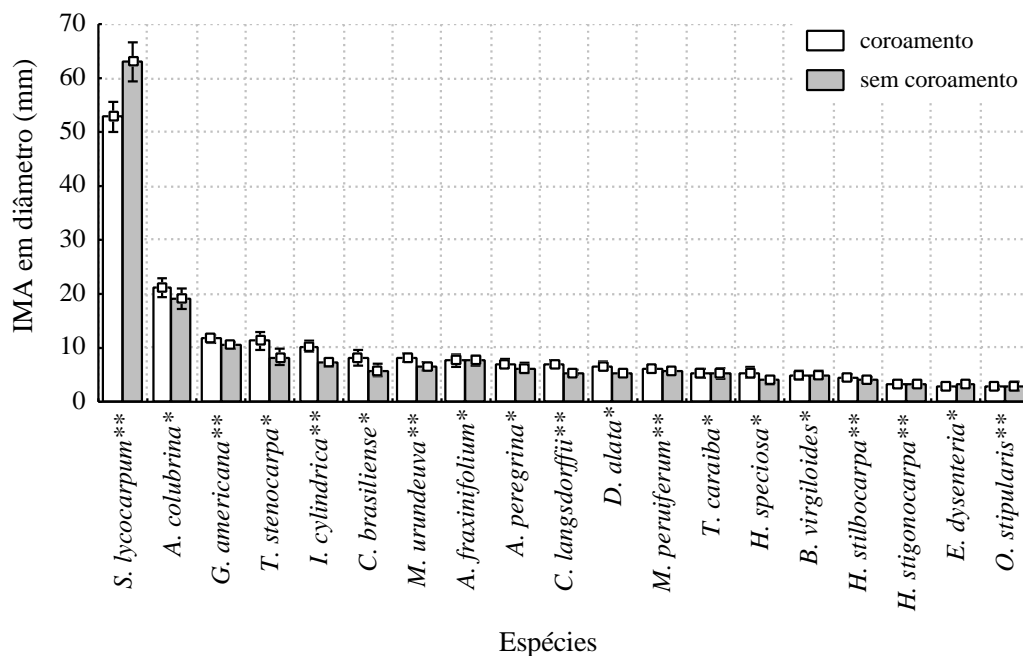


Figura 15. Incremento médio anual (IMA) em diâmetro das 19 espécies utilizadas no plantio na área do INMET, as quais foram testadas em relação ao coroamento com testes t (*) e Mann-Whitney (**), para o período de dezembro de 2004 a novembro de 2005. Para cada espécie, letras diferentes indicam diferenças significativas entre tratamento e controle.

Os tratos culturais quando analisados junto à sazonalidade, evidenciaram que os indivíduos coroados apresentaram ISS de 94,1% e 88,9%, para os períodos chuvoso e seco, respectivamente. Já para os indivíduos sem coroamento, a sobrevivência média na estação chuvosa foi de 94,8% e na seca de 90,5%. Para ambos os tratamentos do coroamento, a estação chuvosa mostrou maior sobrevivência média (teste Wilcoxon; $p < 0,05$). Ainda, ao considerar as estações, verificou-se que tanto para a chuvosa, quanto para a seca, não houve diferenças significativas entre espécies dos dois grupos em relação aos tratamentos aplicados (teste Wilcoxon; $p > 0,05$).

Os indivíduos coroados apresentaram IMs em altura de $21,4 \pm 1,6$ e $9,4 \pm 6,1$ cm para os períodos chuvoso e seco, respectivamente; enquanto os sem coroamento exibiram altura final média, na estação chuvosa, de $24,4 \pm 1,9$ cm e na seca, de $8,31 \pm 0,6$ cm. Para ambos os tratamentos, os incrementos médios dos indivíduos diferiram significativamente quanto à sazonalidade (teste Wilcoxon; $p < 0,05$). Contudo, esse padrão encontrado para as espécies como um todo não foi verificado para *B. virgiloides*, *C. langsdorffii*, *M. peruiferum*, *O. stipularis* e *S. lycocarpum*, que se comportaram de maneira semelhante nas estações para os tratamentos (testes t e Mann-Whitney; $p > 0,05$; Tabela 4); para *A. fraxinifolium*, *C. brasiliense*, *E. dysenterica*, *H. stilbocarpa* e *T. caraiba*, que diferiram quanto à sazonalidade somente para indivíduos não-coroados e para *D. alata*, que diferiu para os coroados (testes t e Mann-Whitney; $p < 0,05$; Tabela 4).

Para as duas estações, chuvosa e seca, todas as espécies comportaram-se de maneira semelhante para crescimento em altura em relação aos tratamentos aplicados (teste Wilcoxon; $p > 0,05$), exceto *A. colubrina*, *E. dysenterica*, *H. stigonocarpa* e *T. stenocarpa*, que na estação seca, tiveram maiores incrementos médios registrados para mudas coroadas (teste t e testes Mann-Whitney; $p < 0,05$; Tabela 4).

Tabela 4. Incrementos médios (IM) em altura e em diâmetro para as espécies utilizadas no plantio na área do INMET, em relação ao coroamento e sazonalidade, considerando como estação chuvosa o período entre dezembro de 2004 e abril de 2005 e, como seca, os meses entre maio de 2005 e outubro de 2005.

Espécies	Nome Popular	IM em Altura (cm)				IM em Diâmetro (mm)			
		Coroamento		Sem Coroamento		Coroamento		Sem Coroamento	
		Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca
Grupo savânico									
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Gonçalo-Alves	5,9 ^a ± 1,3	3,2 ^a ± 0,6	7,2 ^a ± 1,3	3,63 ^a ± 0,7	4,05 ^a ± 0,75	1,27 ^b ± 0,20	4,44 ^a ± 0,56	1,66 ^b ± 0,29
<i>Bowdichia virgiloides</i> H.B. & K.	Sucupira-preta	3,5 ^a ± 0,8	7,5 ^a ± 2,4	4,8 ^a ± 0,9	7,27 ^a ± 1,6	1,48 ^a ± 0,27	2,69 ^a ± 0,71	1,61 ^a ± 0,29	2,36 ^a ± 0,61
<i>Caryocar brasiliense</i> Camb.	Pequi	4,4 ^a ± 1,2	3,5 ^a ± 1,0	12,4 ^a ± 4,2	2,09 ^a ± 0,5	4,03 ^a ± 0,79	3,22 ^a ± 0,99	3,36 ^a ± 0,62	2,25 ^{aa} ± 0,73
<i>Dipteryx alata</i> Vog.	Baru	3,8 ^a ± 0,4	5,6 ^a ± 0,6	6,7 ^a ± 2,1	6,66 ^a ± 0,9	2,79 ^{ac} ± 0,29	1,93 ^b ± 0,35	3,16 ^{ac} ± 0,27	1,22 ^b ± 0,24
<i>Eugenia dysenterica</i> DC.	Cagaita	8,8 ^a ± 2,3	4,8 ^a ± 0,3	9,5 ^a ± 2,9	3,52 ^a ± 0,9	1,20 ^a ± 0,14	0,88 ^a ± 0,13	1,59 ^a ± 0,25	1,38 ^a ± 0,42
<i>Hancornia speciosa</i> Gomez	Mangaba	7,6 ^{ab} ± 1,5	3,7 ^{ac} ± 0,9	10,9 ^b ± 1,5	2,73 ^c ± 0,5	2,13 ^a ± 0,62	2,31 ^a ± 0,72	2,33 ^a ± 0,59	0,94 ^a ± 0,27
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	Jatobá-do-cerrado	1,3 ^a ± 1,3	6,6 ^a ± 1,1	1,8 ^a ± 1,9	3,03 ^b ± 0,5	1,80 ^{ab} ± 0,22	0,92 ^{ab} ± 0,31	2,12 ^a ± 0,34	0,91 ^b ± 0,24
<i>Solanun lycocarpum</i> St. Hil.	Lobeira	94,8 ^a ± 4,9	34,9 ^b ± 3,7	101,2 ^a ± 4,4	39,33 ^b ± 2,6	29,93 ^a ± 1,64	14,94 ^b ± 1,39	29,33 ^{ac} ± 1,34	24,07 ^{abc} ± 3,01
<i>Tabebuia caraiba</i> Bureau	Ipê-caraíba	4,6 ^a ± 0,8	2,9 ^{ab} ± 0,8	3,9 ^{ab} ± 0,9	1,60 ^a ± 2,4	2,58 ^a ± 0,41	1,82 ^a ± 0,61	2,93 ^a ± 0,57	1,36 ^a ± 0,43
Grupo Florestal									
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico-vermelho	103,9 ^a ± 9,1	20,4 ^b ± 4,0	117,6 ^a ± 8,8	10,29 ^b ± 1,3	12,53 ^a ± 1,32	3,78 ^b ± 0,50	12,50 ^a ± 1,49	3,02 ^b ± 0,47
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	Angico-preto	35,2 ^a ± 4,9	20,2 ^{ab} ± 3,9	36,9 ^{ab} ± 5,9	19,45 ^b ± 2,2	3,60 ^a ± 0,73	1,14 ^b ± 1,14	3,85 ^b ± 0,84	1,09 ^a ± 0,21
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Copaíba	15,2 ^a ± 2,9	15,3 ^a ± 2,4	12,5 ^a ± 1,7	11,85 ^a ± 1,4	3,23 ^a ± 0,49	1,87 ^{ab} ± 0,24	2,36 ^{ab} ± 0,24	1,61 ^b ± 0,31
<i>Genipa americana</i> L.	Jenipapo	16,1 ^a ± 1,8	6,1 ^b ± 0,8	18,1 ^a ± 1,6	4,83 ^b ± 0,5	8,66 ^a ± 0,86	1,34 ^b ± 0,53	8,57 ^a ± 0,58	1,28 ^b ± 0,25
<i>Hymenaea courbaril</i> L. var. <i>stilbocarpa</i>	Jatobá-da-mata	14,4 ^a ± 4,5	3,9 ^a ± 0,5	15,4 ^a ± 5,1	4,24 ^a ± 0,9	2,45 ^{ac} ± 0,26	1,35 ^b ± 0,33	2,49 ^{ac} ± 0,20	0,92 ^b ± 0,26
<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	Ingá	17,8 ^a ± 2,5	14,3 ^a ± 2,2	11,6 ^a ± 1,7	9,21 ^a ± 1,5	4,79 ^a ± 0,60	3,34 ^a ± 0,38	4,46 ^a ± 0,45	1,27 ^a ± 0,26
<i>Myracrodruon urundeuva</i> FR. Allem.	Aroeira	16,5 ^a ± 2,6	4,4 ^b ± 1,3	23,9 ^a ± 4,2	3,84 ^b ± 0,6	5,17 ^b ± 0,63	1,75 ^a ± 0,26	5,21 ^b ± 0,73	1,27 ^a ± 0,38
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	Bálsamo	10,1 ^a ± 1,2	7,1 ^a ± 0,7	10,4 ^a ± 1,8	6,73 ^a ± 0,9	3,87 ^b ± 0,37	1,13 ^a ± 0,18	4,17 ^b ± 0,41	1,07 ^a ± 0,28
<i>Ormosia stipularis</i> Ducke	Tento ormosia	1,1 ^a ± 0,2	1,9 ^a ± 0,3	2,1 ^a ± 0,5	1,63 ^a ± 0,2	1,44 ^b ± 0,14	0,65 ^a ± 0,17	1,45 ^b ± 0,20	0,33 ^a ± 0,13
<i>Tibouchina stenocarpa</i> (DC.) Cogn.	Quaresmeira	21,7 ^a ± 2,9	6,4 ^b ± 0,8	26,0 ^a ± 3,3	3,56 ^b ± 0,8	6,77 ^b ± 1,16	2,43 ^a ± 0,43	7,44 ^b ± 1,18	2,41 ^a ± 0,98

Os indivíduos coroados mostraram IMs em diâmetro de $5,60 \pm 0,37$ e $2,59 \pm 1,99$ mm para os períodos chuvoso e seco, respectivamente; enquanto os sem coroamento exibiram IMs em diâmetro na estação chuvosa de $5,56 \pm 0,36$ mm e na seca, de $2,75 \pm 3,27$ mm. Para ambos os tratamentos, considerando o conjunto das espécies, os incrementos médios dos indivíduos diferiram significativamente quanto à sazonalidade (teste Wilcoxon; $p < 0,05$). Entretanto, essa diferença não foi verificada para *B. virgiloides* e *E. dysenterica*, que se comportaram de maneira semelhante para os tratamentos nas duas estações (testes t e Mann-Whitney; $p > 0,05$; Tabela 4) e, para *C. brasiliense*, *H. speciosa*, *I. cylindrica* e *T. caraiba*, que diferiram quanto à sazonalidade somente para indivíduos não-coroados (testes t e Mann-Whitney; $p < 0,05$; Tabela 4).

Para a estação chuvosa, os incrementos médios em diâmetro das espécies, analisadas em conjunto ou separadamente, não diferiram em relação aos tratamentos aplicados (teste Wilcoxon; $p > 0,05$). No entanto, para a seca, embora o IM em diâmetro para as espécies em conjunto tenha sido diferente para coroamento e sem coroamento (teste Wilcoxon; $p = 0,000$), somente *I. cylindrica*, *M. urundeuva*, *S. lycocarpum* e *T. caraiba*, apresentaram essas diferenças (testes t e Mann-Whitney; $p < 0,05$; Tabela 4).

3.6.DISCUSSÃO

3.6.1. Sobrevivência e crescimento das espécies

Ao final de 12 meses, a sobrevivência média encontrada para a maioria das espécies avaliadas foi superior a 85%, que de acordo com Cromberg & Bovi (1992) e Piña-Rodrigues et al. (1997), pode ser considerada alta para espécies plantadas em locais degradados ou perturbados. Outros plantios realizados em áreas de Cerrado no Distrito Federal também observaram elevados índices de sobrevivência. Sano & Fonseca (2003c) obtiveram, no primeiro ano taxas superiores a 85% para seis das oito espécies nativas que plantaram; enquanto Corrêa & Cardoso (1998) verificaram que 70% dos indivíduos de cada uma das 33 espécies de Cerrado que utilizaram – sendo 10 comuns às usadas neste trabalho – sobreviveram.

O alto índice de sobrevivência exibido pelas espécies savânicas confirmou que as mesmas parecem adaptadas à disponibilidade de nutrientes, luz e água e às condições do solo de seu ambiente natural de evolução. Por outro lado, as espécies do grupo florestal, embora submetidas a condições distintas das de seu ambiente de ocorrência, mostraram alta plasticidade fenotípica ao plantio a pleno sol em Latossolo-Vermelho (Corrêa & Cardoso, 1998). Machado et al. (1990) e Jacinto (2001) que avaliaram o desempenho de espécies florestais nativas do Cerrado na arborização de Brasília, verificaram o mesmo padrão elevado de sobrevivência, corroborando a plasticidade do grupo.

Os incrementos médios anuais obtidos indicaram diferentes estratégias de crescimento para as espécies conforme seu grupo de ambiente. As savânicas mostraram maior crescimento em diâmetro quando comparadas às florestais, ao passo que as do grupo florestal desenvolveram-se mais em altura. De fato, Felfili et al. (2001) já haviam verificado que as espécies florestais apresentam grande potencial para crescer rapidamente quando liberadas da intensa competição e predação que caracterizam seu ambiente natural de ocorrência. Já as

savânicas, geralmente investem mais em crescimento diamétrico e radicular nos primeiros anos de estabelecimento no campo, para depois crescerem aceleradamente em altura (Felfili, 2000).

A maior alocação de biomassa para as raízes do que para a parte aérea foi destacada por Hoffmann & Franco (2003) como sendo típica das espécies savânicas e parece ser uma adaptação para captação de água e nutrientes, a qual está relacionada à sazonalidade (Nardoto et al., 1998; Jackson et al., 1999), por isso será abordada posteriormente.

Para um mesmo grupo de ambiente foram encontradas variações entre suas espécies para os índices de sobrevivência e incremento médios anuais e mensais em altura e em diâmetro, sugerindo que há diferencial adaptativo para cada espécie em relação ao ambiente no qual foram plantadas (Fonseca et al., 2001). Tais variações podem ter refletido em distintos comportamentos em cada uma das espécies em relação a essas variáveis.

Solanum lycocarpum, *A. colubrina* e *A. peregrina* aliaram alta sobrevivência a excepcionais crescimentos em altura e em diâmetro¹. Semelhantes desempenhos foram encontrados para *A. colubrina* por Machado et al. (1992) e Carvalho (1994) em área urbana de Brasília e Durigan & Silveira (1999) em mata em São Paulo; para *A. peregrina* por Davide et al. (1996) e para *S. lycocarpum* por Martins (2004), ambos em Cerrado sentido restrito. Estas espécies comportaram-se como pioneiras ou ainda, como pioneiras antrópicas de acordo com a classificação proposta por Kageyama et al. (1994); por esta razão, demonstram-se adequadas para plantios com fins de crescimento rápido, podendo ser empregadas para colonizar áreas degradadas e/ou perturbadas de Cerrado sentido restrito (Carvalho, 1994; Martins, 2004).

Copaifera langsdoffii, *G. americana*, *H. stilbocarpa* e *M. peruiferum* exibiram 100% de seus indivíduos vivos, incremento médios em altura intermediários e baixos em diâmetro,

¹ Embora o diâmetro de *A. peregrina* tenha sido incluído na categoria de baixo incremento, o mesmo foi o terceiro maior registrado dentre todas as espécies.

corroborando os resultados encontrados por Corrêa & Cardoso (1998) para *C. langsdoffii* em área degradada de Brasília e por Freitas & Oliveira (2002) para a mesma espécie em cerrado em Minas Gerais; os observados por Pereira (1997) e Sano & Fonseca (2003b), respectivamente, para *H. stilbocarpa* e para indivíduos deste gênero em Cerrado sentido restrito no Distrito Federal; os obtidos para *G. americana* por Barbosa et al. (1992) quando em matas ciliares e por Sano & Fonseca (2003c) também em Cerrado sentido restrito e, os exibidos para *M. peruiferum* nos estudos de Carvalho (1994) e de Corrêa (1998). Esses desempenhos apontam para exigência de luz por parte destas espécies florestais (ver também Davide, 1994 e Salgado et al., 2001 para *C. langsdoffii*; Felfili, 1995 para *G. americana* e Kageyama et al., 1992 para *M. peruiferum*). Contudo, a condição de pleno sol (0% de sombreamento) provavelmente não foi a ótima para o crescimento das mesmas, já que os incremento médios foram intermediários ou baixos; ou ainda, é possível que tais incrementos sejam os crescimentos máximos para as espécies. De qualquer forma, a alta sobrevivência permite que tais espécies possam ser utilizadas em plantios de restauração quando o rápido crescimento das mudas não é o principal objetivo, mas sim o recobrimento do solo, o aumento da diversidade e a atração da fauna, como também observado por Corrêa & Cardoso (1998).

Hancornia speciosa, *I. cylindrica* e *M. urundeuva* responderam de modo semelhante a *C. langsdoffii*, *G. americana*, *H. stilbocarpa* e *M. peruiferum* quanto ao crescimento e, embora as sobrevivências não fossem de 100%, estas foram elevadas. Com isso, podem ser utilizadas em restauração de Cerrado sentido restrito para o mesmo fim que as espécies com as quais foram comparadas. Davide et al. (1996) verificaram comportamentos similares para o gênero *Inga* e Corrêa & Cardoso (1998) para *M. urundeuva*, ambos em áreas de Cerrado sentido restrito. Sano & Fonseca (2003a) também obtiveram crescimento intermediário para *H. speciosa* em áreas de cerrado no Distrito Federal, o qual foi relacionado ao investimento em ramos laterais (crescimento secundário) pela planta que diminuiu a alocação de recursos

para o tronco principal; porém, observaram baixa sobrevivência para esta espécie, devido à presença de fungos nas mudas.

Outras espécies combinaram altas sobrevivências com baixos crescimentos, foram elas: *A. fraxinifolium*, *B. virgilioides*, *D. alata*, *E. dysenterica*, *H. stigonocarpa* e *T. caraiba*. Esse comportamento concordou com o obtido para o grupo das savânicas, do qual todas fazem parte, e no qual elas supostamente possam ocorrer porque há maior investimento em sistema radicular do que em parte aérea. Resultados análogos foram registrados para *D. alata* nos estudos de Aguiar et al. (1992), Corrêa & Cardoso (1998) e Sano & Fonseca (2003c) e no de Siqueira et al. (1993) em cerrados em São Paulo; para *A. fraxinifolium* no de Corrêa & Cardoso (1998); para *E. dysenterica* no de Corrêa & Cardoso (1998) e no de Souza et al. (2002) em cerrado em Goiás; para mudas e plântulas de *H. stigonocarpa* no de Pereira (1997) e para *B. virgilioides* nos de Kanegae et al. (2000) e Silva et al. (2001). No entanto, Pereira (1997) verificou que mudas e plântulas de *B. virgilioides* tiveram alta mortalidade nos três primeiros meses de plantio, devido a pouca idade destas quando foram transplantadas, possuindo ainda raízes tênues. Já Marinho (2005) encontrou baixa sobrevivência de *H. stigonocarpa* quando em área de mata ciliar, indicando que esta espécie possua baixa plasticidade em relação a outros ambientes. Ainda, Corrêa & Cardoso (1998) observaram comportamento oposto para *T. caraiba*, ou seja, baixa sobrevivência (56,7%, comparada a 85,1% deste estudo) e altura que dobrou em tamanho em comparação com a deste estudo.

Embora as espécies com desenvolvimento lento a princípio não pareçam vantajosas em plantios que visam “catalizar” o processo de restauração, quando aliadas à alta sobrevivência e se tratando de nativas, as mesmas devem ser empregadas porque além de proporcionarem maiores chances para contribuir com a auto-regeneração da comunidade – pois apresentam maior probabilidade de ter seus polinizadores e dispersores naturais na

plantação – as mesmas possibilitam que o ecossistema possa ser mais próximo ao anteriormente existente (Engel & Parrota, 2000).

Os índices relativamente baixos de sobrevivência associados a baixos crescimentos, como os obtidos para *C. brasiliense* e *O. stipularis*, podem retratar a falta de adaptação dessas espécies às condições a que foram submetidas, levando a crer que as mesmas devam ser evitadas em plantios semelhantes a este. Contudo, no caso em particular de *C. brasiliense*, seu uso em plantios de restauração pode ser considerado, uma vez que esta é uma espécie nativa amplamente distribuída no bioma e que possui importância econômica para as atividades produtivas das populações tradicionais da região dos Cerrados. Corrêa & Cardoso (1998) e Sano & Fonseca (2003c) também verificaram baixa adaptabilidade para *C. brasiliense*, a qual foi justificada pelos últimos autores pela possível presença de fungos patogênicos nas raízes que, conforme Junqueira et al. (1996) provocam a morte do indivíduo e permitiram que os mesmos quando mortos fossem facilmente retirados do solo, uma vez que não possuíam mais raízes. É possível que tais fungos estivessem presentes nos indivíduos plantados no INMET, pois os mesmos sintomas foram observados em campo para as mudas mortas. Já o baixo desempenho de *O. stipularis* pode estar atrelado ao fato desta espécie ser umbrófila (Davide, 1994; Hooper et al., 2002), desenvolvendo-se melhor em condições intermediárias de sombreamento (Mazzei et al., 1997) e não a pleno sol como no plantio na área do INMET.

Tibouchina stenocarpa apresentou a menor sobrevivência dentre as espécies avaliadas e crescimento intermediário, desempenho que não é muito vantajoso para plantios de restauração. Corrêa & Cardoso (1998), ao estudar outra espécie do gênero *Tibouchina*, encontrou que somente 46,1% dos indivíduos permaneceram vivos até o final de um ano. Essa alta mortalidade pode ser justificada pela elevada susceptibilidade das quaresmeiras ao ataque de formigas cortadeiras, freqüentemente observado nos indivíduos plantados por estes autores e nos avaliados no presente estudo.

De maneira geral, os resultados aqui apresentados apontaram para um “bom” desenvolvimento da maioria das espécies utilizadas no plantio em sua fase inicial (aos 12 meses). Contudo Durigan et al. (1997) ao estudarem a recomposição de uma Mata Ciliar em cerrado de São Paulo, observaram que as sobrevivências de *G. americana* e de outras espécies dos gêneros *Anadenanthera*, *Solanum* e *Tabebuia* aos oito meses após o plantio, eram consideravelmente menores que às exibidas aos nove anos. Rezende (2004), por sua vez, ao avaliar a recuperação de Matas de Galeria do Distrito Federal aos quatro e cinco anos após plantio, encontrou sobrevivência muito baixa para *A. fraxinifolium* e nula para *E. dysenterica*, enquanto dos 467 indivíduos plantados de *O. stipularis*, somente 45 estavam vivos (9,64%) após quatro anos. Os resultados encontrados por Durigan et al. (1997) e Rezende (2004) indicam que as espécies tendem a modificar seus comportamentos no decorrer do tempo, e isso pode ser devido à própria dinâmica sucessional da comunidade, que ao recrutar novos indivíduos para o local, possibilita modificações nas condições do meio para as quais as espécies inicialmente plantadas podem não se mostrar adaptadas. Desta forma, para que se possa obter respostas sobre o efeito das espécies plantadas no processo de restauração, são necessários estudos em longo prazo.

3.6.1. Sobrevivência e crescimento das espécies quanto à sazonalidade

Os resultados obtidos evidenciaram diferenças entre os índices de sobrevivência da estação seca e da chuvosa para a maioria das espécies, bem como entre os incrementos médios. Alvim & Silva (1978), que estudaram o crescimento diamétrico de espécies dos gêneros *Dimorphandra*, *Kielmeyera* e *Qualea*, todos nativos do Cerrado, também observaram maiores incremento médios durante o período chuvoso.

Para a maior parte das espécies, os maiores valores encontrados para sobrevivência e crescimento das espécies foram durante o período chuvoso. Esse comportamento deve estar

relacionado ao fato que as espécies tropicais geralmente são influenciadas negativamente pelo déficit hídrico da estação seca (Alvim, 1964), que induz a redução ou dormência das atividades cambiais ou de divisão celular (Botosso & Tomazello Filho, 1999), as quais estão acopladas aos processos dependentes de água como fotossíntese, metabolismo do nitrogênio, turgor e expansão celular e, translocação e absorção de sais (Kramer & Kozlowski, 1972).

Para superar a escassez hídrica, as espécies apresentam diferentes ritmos de crescimento e, de maneira geral, o crescimento em diâmetro é mais lento e mais sensível às condições do meio do que o em altura (Kramer & Kozlowski, 1972); principalmente no que diz respeito à radiação e à precipitação, no caso de cerrado (Barros, 1979).

Uma outra forma de resistir à seca é sincronizar crescimento e reprodução com as épocas de suficiente disponibilidade de água (Alvim, 1964; Larcher, 2000). Esta estratégia foi observada para a maioria das espécies avaliadas e, possibilitou que as mesmas garantissem recursos para seu desenvolvimento, otimizando assim a proporcionalidade entre benefícios e custos para suas atividades metabólicas como as fotossintéticas, as respiratórias e as de crescimento.

O lento crescimento e o pequeno porte exibido pelas espécies savânicas podem ser conseqüência da maior alocação de recursos para o sistema radicular, a qual é comum para algumas plantas deste ambiente (Rawitscher, 1943; Jackson et al., 1999; Franco, 2002; Hoffmann & Franco, 2003), tais como: *Anadenanthera macrocarpa* (Barbosa, 1991), *Kielmeyera coriacea* (Arasaki & Felipe, 1991) e (Nardoto et al., 1998), *Myracrodruon urundeuva* (Figueirôa et al., 2004), *Qualea grandiflora* (Paulilo et al., 1993; Paulilo & Felipe, 1994), *Qualea cordata* (Godoy & Felipe, 1992) e *Tabebuia aurea* (Cabral et al., 2004), em resposta à redução da disponibilidade de água nas camadas mais superficiais do solo pela estação seca (Nardoto et al., 1998; Jackson et al., 1999).

Tal investimento em raízes profundas é uma importante estratégia para o desenvolvimento de espécies durante a época de baixa disponibilidade de água e de alta demanda evaporativa, pois possibilita às plantas tanto o acesso ao recurso hídrico armazenado nas camadas mais profundas do solo, como a transpiração e fixação de carbono pelas mesmas (Sarmiento et al., 1985). Por outro lado, mostrar amplo desenvolvimento de raízes laterais, como *C. brasiliense*, permite maior captura de nutrientes nas camadas superficiais do solo (Sternberg et al., 2004). Desta forma, investir em sistema radicular favorece a manutenção de adequadas concentrações de elementos minerais e valores suficientemente altos de potencial hídrico nos tecidos (Larcher, 2000), que pode ser o caso das espécies do grupo das savânicas.

As sobrevivências de *A. fraxinifolium* e *E. dysenterica* não foram influenciadas pela sazonalidade, o que pode significar que estas espécies tenham produzido mais biomassa no sistema radicular, possibilitando mais recursos para sobreviver na época seca. A sobrevivência de *S. lycocarpum*, por sua vez, também não foi afetada pelo déficit hídrico que ocorreu durante a seca – mesmo tendo crescido a partir de sementes – porque esta é uma espécie pioneira que é mais generalista e menos exigente quanto às condições ambientais; enquanto a de *I. cylindrica* exibiu semelhante comportamento, pois espécies deste gênero geralmente apresentam alta plasticidade fenotípica, com bons desempenhos em áreas inundadas (Salvador, 1987) ou em locais bem drenados como o Cerrado sentido restrito (Davide et al., 1996; Corrêa & Cardoso, 1998).

O maior crescimento em altura das espécies *B. virgilioides*, *D. alata* e *O. stipularis* e o em diâmetro de *B. virgilioides* durante o período seco, também parecem estar relacionados ao fato que essas espécies – como já discutido nos parágrafos anteriores – provavelmente tivessem alocado maior parte de sua biomassa em seu sistema radicular no período chuvoso, possibilitando o crescimento na estação seca subsequente. Além disso, o resultado obtido para *B. virgilioides* contradiz o verificado por Kanegae et al. (2000), que encontrou que as partes

aéreas de plântulas desta espécie cessaram seu desenvolvimento durante a seca em área de campo sujo. Desta forma, os comportamentos dessas espécies, especialmente o de *B. virgilioides*, merecem atenção em futuros projetos de pesquisa.

3.6.2. Sobrevivência e crescimento das espécies quanto ao coroamento

O coroamento permitiu que indivíduos da maioria das espécies, quando avaliados em conjunto, por grupo de ambiente ou mesmo separadamente, apresentassem alta sobrevivência e crescimentos consideráveis; porém, estes valores foram inferiores àqueles obtidos pelas mudas que não receberam este trato cultural. Esses resultados contrastam com os obtidos por Carvalho (2000), Fonseca et al. (2001), Felfili & Santos (2002), Souza (2002), Rezende (2004) e por muitos outros autores encontrados na literatura, os quais verificaram que espécies do Cerrado se desenvolveram melhor quando submetidas ao coroamento. Porém, observou-se que a sobrevivência de *T. stenocarpa* e os incrementos em diâmetro de *C. langsdorffii* e *I. cylindrica* concordaram com os resultados obtidos nos trabalhos anteriormente citados.

Tal comportamento obtido para a maioria das espécies neste trabalho pode estar relacionado ao tipo de preparo de solo adotado neste plantio, uma vez que a remoção da vegetação pré-existente da área excluiu a *Brachiaria* sp. – planta agressivamente competitiva que domina todas as demais (Kissmann, 1991; Lorenzi, 1991) – permitindo o surgimento de espécies ruderais nativas, as quais aparentemente demonstraram competir pouco com as mudas pelos recursos disponíveis, daí a ausência de resposta ao tratamento.

Além disso, verificou-se que para *S. lycocarpum* os maiores incrementos médios em diâmetro foram registrados para indivíduos não submetidos ao coroamento, o que pode ser devido às suas folhas relativamente grandes caírem e permanecerem próximas à planta-mãe e, com isso, funcionarem como cobertura morta. Esta cobertura pode diminuir a perda de

nutrientes por lixiviação, alterando o regime térmico e a conservação da água nas camadas superficiais do solo (Adegas, 1997; Alves & Pitelli, 2001), dificultando estabelecimento de outras plantas por bloquearem a passagem de luz para a germinação e pela inibição por alelopatia (Oliveira et al., 2004).

Ainda, é possível que o período de observação não tenha sido grande o suficiente para demonstrar a vantagem deste trato cultural.

Quando considerado junto à sazonalidade, o coroamento também mostrou menor efeito (menores ISS e IMAs) na sobrevivência e crescimento dos indivíduos como um todo se comparado àqueles sem este trato cultural. Entretanto, os maiores incrementos médios em altura de *A. colubrina*, *E. dysenterica*, *H. sigonocarpa* e *T. stenocarpa* e os em diâmetro de *I. cylindrica*, *M. urundeuva*, *S. lycocarpum* e *T. caraiba* durante a estação seca, eram referentes aos indivíduos coroados, indicando que o déficit hídrico deste período possa ter sido um fator limitante para o desenvolvimento de mudas sem trato cultural, pois parece ter provocado maior competição entre estas e espécies ruderais.

De modo geral, observou-se que os indivíduos coroados e não-coroados desenvolveram-se melhor na estação chuvosa, confirmando o padrão já encontrado para as espécies em relação à sobrevivência e crescimento, quando não foi considerado o trato cultural.

3.7. CONCLUSÃO

- As espécies utilizadas no plantio apresentaram alta sobrevivência; somente *C. brasiliense*, *O. stipularis* e *T. stenocarpa* apresentaram índices inferiores a 80%;
- A sobrevivência do grupo de espécies de ambiente florestal não diferiu da encontrada para o savânico;
- O crescimento em altura foi maior para o grupo de espécies florestais se comparadas ao do savânico;
- A escassez hídrica da seca diminuiu a sobrevivência e crescimento das espécies quando avaliadas por grupo de ambiente ou individualmente (a maioria das espécies);
- O coroamento praticamente não teve influência na sobrevivência e crescimento das espécies, o que pode estar relacionado à remoção da vegetação pré-existente dominada por gramíneas;
- O coroamento e sazonalidade interagem entre si, de modo que os indivíduos coroados durante a estação chuvosa apresentaram os maiores índices de sobrevivência e incrementos médios;

3.8. RECOMENDAÇÕES

- A alta sobrevivência aliada aos excepcionais crescimentos exibidos por *S. lycocarpum*, *A. colubrina* e *A. peregrina* indicaram o potencial de uso destas em plantios em Cerrado sentido restrito que visem crescimento rápido das espécies;
- *C. langsdoffii*, *G. americana*, *H. speciosa*, *H. stilbocarpa*, *I. cylindrica*, *M. peruiferum* e *M. urundeuva* apresentaram altas sobrevivências e moderados crescimentos, podendo ser recomendadas para plantios cujos principais objetivos sejam o recobrimento do solo, o aumento da diversidade e a atração da fauna;
- *A. fraxinifolium*, *B. virgilioides*, *D. alata*, *E. dysenterica*, *H. stigonocarpa* e *T. caraiba* são sugeridas para plantios em condições semelhantes às deste estudo, pois ocorrem naturalmente neste ambiente e exibiram altas sobrevivências, embora seus crescimentos tivessem sido lentos;
- *O. stipularis* e *T. stenocarpa* mostraram baixos índices de sobrevivência associados a crescimentos lentos e, portanto, não são indicadas para plantio em condições semelhantes à deste; enquanto *C. brasiliense* que também teve semelhante comportamento é recomendada por se tratar de uma espécie amplamente distribuída no Cerrado e por ter alto valor econômico;
- O consórcio de espécies dos grupos savânicas com as do florestal mostrou-se promissor na restauração da área perturbada no INMET, pois simultaneamente ao lento crescimento das savânicas, as florestais devido a seu rápido crescimento, logo proporcionarão à área o recobrimento do solo. Desta forma, este consórcio pode ser indicado para acelerar a dinâmica sucessional de ambientes perturbados de Cerrado sentido restrito;

- O tipo de preparo do solo aplicado neste estudo (remoção da vegetação dominada por *Brachiaria* sp) é recomendado, uma vez que minimiza o efeito da competição entre mudas plantadas e espécies ruderais por pelo menos um ano e, com isso, representa uma forma de reduzir os custos para manutenção da área visto que o coroamento é um trato cultural caro.

3.9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adegas, F.S. 1997. Manejo integrado de plantas daninhas. *Plantio direto*, 40, 17-21.
- Aguiar, I.B., Valeri, S.V., Ismael, J.J., & Alho, D.R. 1992. Efeito do espaçamento no desenvolvimento de *Dipteryx alata* Vog. em Jaboticabal - SP, até a sua idade de 20 anos. In *Anais do 2º Congresso Nacional sobre Essências Nativas: conservação da biodiversidade*, pp. 570-572. Instituto Florestal, São Paulo.
- Alves, P.L. & Pitelli, R.A. 2001. Manejo ecológico da plantas daninhas. *Informe Agropecuário*, 22, 29-39.
- Alvim, P.T. 1964. Tree growth periodicity in tropical climates. In *The formation of wood in forest trees*. (ed M.H. Zimmermann), pp. 479-495. Academic Press, New York.
- Alvim, P.T. & Silva, J.E. 1978. Variações no crescimento do tronco de plantas do Cerrado em função da disponibilidade de água no solo. In *Anais do II Congresso Latino-Americano de Botânica. 29º Congresso Nacional de Botânica*, p. 336. Sociedade Botânica do Brasil, Brasília.
- Arasaki, F. & Felipe, G.M. 1991. Crescimento inicial e conteúdo de açúcares solúveis em *Kielmeyera coriacea*. *Hoehnea*, 18, 171-179.
- Barbosa, D.C.A. 1991. Crescimento de *Anadenanthera macrocarpa* (Benth.) Brenan. (Leguminosae-Mimosoideae). *Phyton*, 52, 51-62.
- Barbosa, L.M., Asperti, L.M., Bedinelli, C., Barbosa, J.M., & Zeigler, T.I. 1992. Estudos sobre o estabelecimento e o desenvolvimento de espécies com ampla ocorrência em mata ciliar. In *Anais do 2º Congresso Nacional de Essências Nativas*, vol. 4, pp. 605-608. Instituto Florestal, São Paulo.

- Barros, M.A.G.E. 1979. Variação do diâmetro em árvores do cerrado relacionada à fenologia e aos fatores ambientais. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.
- Botosso, P.C. & Tomazello Filho, M. 1999. Aplicação das faixas dendrométricas na dendrocronologia: avaliação da taxa e do ritmo de crescimento do tronco de árvores tropicais e subtropicais. In Anais do 50º Congresso Nacional de Botânica, p. 11, Blumenau.
- Cabral, E.L., Barbosa, D.C.A., & Simabukuro, E.A. 2004. Crescimento de plantas jovens de *Tabebuia aurea* (Manso) Benth. f. ex S. Moore submetidas a estresse hídrico. Acta Botanica Brasilica, 18, 241-251.
- Carnevale, N.J. & Montagnini, F. 2002. Facilitating regeneration of secondary forests with use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. Forest Ecology and Management, 163, 217-227.
- Carpanezzi, A.A. 2000. Benefícios indiretos da floresta. In Reflorestamento de propriedades rurais para fins produtivos e ambientais: um guia para ações municipais. (ed A.P.M. Galvão), p. 351. EMBRAPA, Brasília.
- Carvalho, P.E.R. 1994. Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidade e uso da madeira. EMBRAPA-CNPQ, Colombo.
- Carvalho, P.E.R. 2000. Produção de mudas de espécies nativas por sementes e a implantação de povoamentos. In Reflorestamento de propriedades rurais para fins produtivos ambientais: um guia para ações municipais e regionais. (ed A.P.M. Galvão), p. 351. EMBRAPA, Brasília.
- CODEPLAN.1984. Atlas do Distrito Federal. CODEPLAN, Brasília.

- Corrêa, R.S. 1998. Degradação e recuperação de áreas no Distrito Federal. In Ecologia e recuperação de áreas degradadas no cerrado (eds R.S. Corrêa & B. Melo Filho), pp. 13-19. Paralelo 15, Brasília.
- Corrêa, R.S. & Cardoso, E.S. 1998. Espécies testadas na revegetação de áreas degradadas. In Ecologia e recuperação de áreas degradadas no cerrado (eds R.S. Corrêa & B. Melo Filho), pp. 101-116. Paralelo 15, Brasília.
- Corrêa, R.S., Leite, L.L., & Bastos, E.K. 1998. Dinâmica da degradação e da regeneração. In Ecologia e recuperação de áreas degradadas no cerrado (eds R.S. Corrêa & B. Melo Filho), pp. 49-63. Paralelo 15, Brasília.
- Cromberg, V.U. & Bovi, M.L. (1992) Possibilidades do uso do palmito (*Euterpe edulis* Mart.) na recuperação de áreas degradadas de mineração. In Anais do 2º Congresso Nacional de Essências Nativas: conservação e biodiversidade, Vol. 688-691. Instituto Florestal, São Paulo.
- Davide, A.C. (1994) Seleção de espécies vegetais para a recuperação de áreas degradadas. In 1º Simpósio Sul-Americano e 2º Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, pp. 111-122, Curitiba.
- Davide, A.C., Botelho, S.A., Faria, J.M.R., & Prado, N.J.S. 1996. Comportamento de espécies florestais de mata ciliar em área de depleção do reservatório da usina hidrelétrica de Camargos -Itutinga, MG. Cerne, 2, 43-52.
- Durigan, G., Franco, G.A.D.C., Pastore, J.A., & Aguiar, O.T. 1997. Regeneração natural da vegetação de cerrado sob floresta de *Eucalyptus citriodora*. Revista do Instituto Florestal, 9, 71-85.
- Durigan, G. & Silveira, E.R. 1999. Recomposição da mata ciliar em domínio de cerrado, Assis, SP. Scientia Forestalis, 56, 135-144.

- Ehrenfeld, J.G. & Toth, L.A. 1997. Restoration ecology and the ecosystem perspective. *Restoration Ecology*, 5, 307-317.
- Engel, V.L. & Parrota, J.A. 2000. Restauração de ecossistemas florestais. Parte 1. *Agroecologia Hoje*, 1, 22-23.
- Engel, V.L. & Parrota, J.A. 2003. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. (eds P.Y. Kageyama, R.E. Oliveira, L.F.D. Moraes, V.L. Engel & F.B. Gandara), pp. 1-26. Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais - FEPAF, Botucatu.
- Fasoulas, A.C. & Fasoulas, V.A. 1995. Honeycomb selection designs. *Plant Breeding Reviews*., 13, 87-139.
- Felfili, J.M. 1995. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in Central Brazil over a six-year period (1985-1991). *Journal of Tropical Ecology*, 11, 67-83.
- Felfili, J.M. 2000. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. *Journal of Tropical Ecology*, 16, 579-590.
- Felfili, J.M., Franco, A.C., Fagg, C.W., & Sousa-Silva, J.C. 2001. Desenvolvimento inicial de espécies da Mata de Galeria. In *Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria*. (eds J.F. Ribeiro, C.E.L. Fonseca & J.C. Sousa-Silva), pp. 779-811. EMBRAPA-Cerrados, Planaltina.
- Felfili, J.M. & Santos, A.A.B. 2002. Direito ambiental e subsídios para a revegetação de áreas degradadas no Distrito Federal. Universidade de Brasília, Brasília.
- Figueirôa, J.M., Barbosa, D.C.A., & Simabukuro, E.A. 2004. Crescimento de plantas jovens de *Myracrodruon urundeuva* Allemão (Anacardiaceae) sob diferentes regimes hídricos. *Acta Botanica Brasilica*, 18, 573-580.

- Fischer, R.F. 1995. Amelioration of degraded rain forest soils by plantations of native trees. *Soil Science Society of America Journal*, 59, 544-549.
- Fonseca, C.E.L., Ribeiro, J.F., Souza, C.C., Rezende, R.P., & Balbino, V.K. 2001. Recuperação da vegetação de Matas de Galeria: estudos de caso no Distrito Federal e Entorno. In *Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria*. (ed J.F. Ribeiro), pp. 899. Embrapa, Planaltina.
- França, G.V. 1977. Estudo agrotécnico das terras do Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados - EMBRAPA: interpretação dos solos, capacidade de uso e conservação. ESALQ, Piracicaba.
- Franco, A. 2002. Ecophysiology of wood plants. In *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of Neotropical Savanna*. (eds P.S. Oliveira & R.J. Marquis), pp. 178-197. Columbia University Press, New York.
- Freitas, C.V. & Oliveira, P.E. 2002. Biologia reprodutiva e dinâmica populacional de *Copaifera langsdorffii* (Leguminosae-Caesalpinioideae) em Uberlândia-MG. *Revista Brasileira de Botânica*, 25, 311-321.
- Furley, P.A. & Ratter, J.A. 1988. Soil resources and plant communities of the central Brazilian cerrado and their development. *Journal of Biogeography*, 15, 97-108.
- Godoy, S.M.A. & Felipe, G.M. 1992. Crescimento inicial de *Qualea cordata*, uma árvore dos Cerrados. *Revista Brasileira de Botânica*, 15, 23-30.
- Guimarães Neto, A.B., Felfili, J.M., Silva, G.F., Mazzei, L., Fagg, C.W., & Nogueira, P.E. 2004. Avaliação do plantio homogêneo de mogno, *Swetenia macrophylla* King., em comparação com o plantio consorciado com *Eucaliptus urophylla* S.T. Blake, após 40 meses de idade. *Revista Árvore*, 28, 777-784.

- Haggar, J., Wightman, K., & Fisher, R. 1997. The potencial of plantations to foster woody regeneration within a deforest landscape in lowland Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 99, 55-64.
- Haridasan, M. 2000. Nutrição mineral de plantas nativas do cerrado. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, 12, 54-64.
- Hoffmann, W.A. & Franco, A.C. 2003. Comparative growth analysis of tropical forest and savanna wood plants using phylogenetically independent contrasts. *Journal of Ecology*, 91, 475-484.
- Hoffmann, W.A. & Moreira, A.G. 2002. The role of fire in population dynamics of wood plants. In *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of Neotropical Savanna*, pp. 159-177. Columbia University Press, New York.
- Hooper, E., Condit, R., & Legendre, P. 2002. Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. *Ecological Applications*, 12, 1626-1641.
- Jacinto, J.M.M. 2001. Análise silvicultural urbana de seis espécies florestais utilizadas na arborização de Brasília. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.
- Jackson, P.C., Meinzer, F.C., Bustamante, M., Goldstein, G., Franco, A., Rundel, P.W., Caldas, L., Iglar, E., & Causin, F. 1999. Partitioning of soil water among tree species in Brazilian Cerrado ecosystem. *Tree Physiology*, 19, 717-724.
- Junqueira, N.T.V., Silva, J.A., Charchar, M.J.A., & Andrade, R.M. (1996) *Cylindrocladium* spp. associados à podridão de raízes de mudas de fruteiras nativas dos cerrados e exóticas. *Fitopatologia Brasileira*, 21 (Suplemento), 362.
- Kageyama, P.Y., Freixêdas, V.M., Geres, W.L.A., Dias, J.H.P., & Borges, A.S. 1992. Consórcio de espécies nativas de diferentes grupos sucessionais em Teodoro Sampaio-SP.

- In Anais do 2º Congresso Nacional sobre Essências Nativas: conservação da biodiversidade, pp. 527-533. Instituto Florestal, São Paulo.
- Kageyama, P.Y. & Gandara, F.B. 2000. Recuperação de áreas ciliares. In Matas ciliares: conservação e recuperação. (eds R.R. Rodrigues & H.F. Leitão-Filho). Editora Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Kageyama, P.Y., Santarelli, E., Gandara, F.B., Gonçalves, J.C., Simiovato, J.L., Antiqueira, L.R., & Geres, W.L. 1994. Restauração de áreas degradadas: modelos de consorciação com alta diversidade. In II Simpósio Nacional de recuperação de áreas degradadas, pp. 569-576, Foz do Iguaçu.
- Kanegae, M.F., Braz, V.S., & Franco, A.C. 2000. Efeitos da seca sazonal e disponibilidade de luz na sobrevivência e crescimento de *Bowdichia virgilioides* em duas fitofisionomias típicas dos cerrados do Brasil Central. Revista Brasileira de Botânica, 23, 459-468.
- Kellman, M. 1985. Soil enrichment by neotropical savannas trees. Journal of Ecology, 67, 565-577.
- Kissmann, K.G. 1991. Plantas infestantes e nocivas. BASF Brasileira S.A., São Paulo.
- Köppen, W. 1948. Climatología. Fondo de Cultura Económica, México.
- Kramer, P.J. & Kozlowski, T.T. 1972. Fisiologia das árvores. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.
- Larcher, W. 2000. Ecofisiologia vegetal. RiMa Artes e Textos, São Carlos.
- Lorenzi, H. 1990. Manual de identificação e controle de plantas daninhas: plantio direto e convencional. Editora Plantarum, Nova Odessa.
- Lorenzi, H. 1991. Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas. tóxicas e medicinais. Editora Plantarum, Nova Odessa.

- Lugo, A.E. 1988. The future of the forest: ecosystem rehabilitation in the tropics. *Environment*, 30, 16-20.
- Machado, J.W.B., Alencar, F.O.C.C., & Rodrigues, M.G.R. 1992. *Árvores de Brasília* GDF - Secretaria de Obras e Serviços Públicos, Departamento de Obras e Jardins, Brasília.
- Machado, J.W.B., Rodrigues, M.G.R., & Lima Filho, R.M. 1990. Notas sobre o crescimento de árvores plantadas em Brasília. In *O jardineiro* (ed NOVACAP), Brasília.
- Marinho, M.S. 2005. Estabelecimento inicial de três espécies arbóreas no florestamento de área degradada na margem da barragem do ribeirão do Gama no Distrito Federal. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.
- Martins, R.C.C. 2004. Germinação e crescimento inicial de três espécies pioneiras do bioma Cerrado no Distrito Federal, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- Mazzei, L.J., Rezende, A.V., Felfili, J.M., Franco, A.C., Sousa-Silva, J.C., Cornachia, G., & Silva, M.A. 1997. Comportamento de plântulas de *Ormosia stipularis* Ducke submetidas a diferentes níveis de sombreamento em viveiro. In *Contribuição ao conhecimento ecológico do Cerrado* (eds L.L. Leite & C.H. Saito), pp. 64-70. Universidade de Brasília, Brasília.
- Mendonça, R.C., Felfili, J.M., Walter, B.M.T., Silva Júnior, M.C., Rezende, A.V., Filgueiras, T.S., & Nogueira, P.E. (1998). Flora vascular do Cerrado. In *Cerrado: ambiente e flora* (eds S.M. Sano & S.P. Almeida), pp. 289-556. EMBRAPA-CPAC, Planaltina.
- Miranda, H.S., Bustamante, M., & Miranda, A.C. 2002. The fire factor. In *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of Neotropical Savanna*. (eds P.S. Oliveira & R.J. Marquis), pp. 51-68. Columbia University Press, New York.

- Nardoto, G.B., Souza, M.P., & Franco, A.C. 1998. Estabelecimento e padrões sazonais de produtividade de *Kielmeyera coriacea* (Spr) Mart. nos cerrados do Planalto Central: efeitos do estresse hídrico e sombreamento. *Revista Brasileira de Botânica*, 21, 313-319.
- Nimer, E. 1989. *Climatologia do Brasil*. IBGE, Rio de Janeiro.
- Nimer, E. & Brandão, A.M.P.M. 1989. Balanço hídrico e clima da região dos cerrados. IBGE, Rio de Janeiro.
- Oliveira, S.C.C., Ferreira, A.G., & Borghetti, F. 2004. Efeito alelopático de folhas de *Solanum lycocarpum* A. St.-Hill. (Solanaceae) na germinação e crescimento de *Sesamum indicum* L. (Pedaliaceae) sob diferentes temperaturas. *Acta Botanica Brasilica*, 18, 401-406.
- Palmer, M.A., Ambrose, R.F., & Poff, N.L. 1997. Ecological theory and community restoration. *Restoration Ecology*, 5, 291-300.
- Paulilo, M.T.S. & Felipe, G.M. 1994. Contribuição dos cotilédones e partição de matéria seca durante o crescimento inicial de *Qualea grandiflora* Mart. (Vochysiaceae). *Revista Brasileira de Botânica*, 17, 87-91.
- Paulilo, M.T.S., Felipe, G.M., & Dale, J.E. 1993. Crescimento inicial de *Qualea grandiflora*. *Revista Brasileira de Botânica*, 16, 37-46.
- Pereira, P.S.F.S. 1997. Plantio de quatro espécies leguminosas arbóreas em área de cerrado no Distrito Federal, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.
- Piña-Rodrigues, F.C., Bloomfield, V.K., & Reis, L.L. 1997. Análise de desenvolvimento de espécies arbóreas da Mata Atlântica em sistema de plantio adensado para a revegetação de áreas degradadas em encostas no entorno do Parque Estadual do Desengano (RJ), pp. 283-291.

- Pywell, R. & Putwain, P. 1996. Restoration and conservation gain. In *Conservation Biology* (ed I.F. Spellerberg), pp. 203-221. Longman, London.
- Pywell, R.F., Bullock, J.M., Roy, D.B., Warman, L., Walker, K.J., & Rothery, P. 2003. Plants traits as predictors of performance in ecological restoration. *Journal of Applied Ecology*, 40, 65-77.
- Queiroz-Neto, J.P. 1982. Solos da região dos cerrados e suas interpretações. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 6, 1-12.
- Ratter, J.A., Bridgewater, S., & Ribeiro, J.F. 2003. Analysis of the floristic composition of the Brazilian Cerrado vegetation III: comparison of the wood vegetation of 376 areas. *Edinburgh Journal of Botany*, 60, 57-109.
- Rawitscher, F. 1943. Profundidade de solos em campos cerrados no Brasil Meridional. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 15, 267-296.
- Reatto, A., Correia, J.R., & Spera, S.T. 1998. Solos do bioma Cerrado: aspectos pedológicos. In *Cerrado: ambiente e flora* (eds S.M. Sano & S.P. Almeida), pp. 47-86. EMBRAPA-CPAC, Planaltina.
- Reis, A., Bechara, F.C., Espíndola, M.B., Vieira, N.K., & Souza, L.L. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza & Conservação*, 1, 28-36.
- Reis, A., Zambonim, R.M., & Nakazono, E.M. 1999. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. *Reserva da Biosfera*, 14, 1-42.
- Rezende, R.P. 2004. Recuperação de matas de galeria em propriedades rurais do Distrito Federal e Entorno. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.

- Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In Cerrado: ambiente e flora (eds S.M. Sano & S.P. Almeida), pp. 87-166. EMBRAPA-CPAC, Planaltina.
- Rodrigues, R.R. & Gandolfi, S. 1996. Recomposição de florestas nativas: princípios gerais e subsídios para uma definição metodológica. *Revista Brasileira de Horticultura Ornamental*, 2, 4-15.
- Rodrigues, R.R. & Gandolfi, S. 2000. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In *Matas ciliares: conservação e recuperação* (eds R.R. Rodrigues & H.F. Leitão-Filho), pp. 235-247. Editora Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Salgado, M.A.S., Rezende, A.V., Felfili, J.M., Franco, A.C., & Sousa-Silva, J.C. 2001. Crescimento e repartição de biomassa em plântulas de *Copaifera langsdorffii* Desf. submetidas a diferentes níveis de sombreamento em viveiro. *Brasil Florestal*, 70, 13-21.
- Salvador, J.L.G. 1987. Considerações sobre as matas ciliares e a implantação de reflorestamentos mistos nas margens de rios e reservatórios. Companhia Energética de São Paulo, São Paulo.
- Sano, S.M. & Fonseca, C.E.L. 2003a. Avaliação de progênies de mangabeira do Cerrado. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento/ EMBRAPA- Cerrados*. EMBRAPA - Cerrados, Planaltina.
- Sano, S.M. & Fonseca, C.E.L. 2003b. Estabelecimento de progênies de jatobá (*Hymenaea* spp.) em plantio puro no Cerrado. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento/ EMBRAPA- Cerrados*. EMBRAPA - Cerrados, Planaltina.
- Sano, S.M. & Fonseca, C.E.L. 2003c. Taxa de sobrevivência e frutificação de espécies nativas do Cerrado. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento/ EMBRAPA- Cerrados* EMBRAPA - Cerrados, Planaltina.

- Sarmiento, G., Goldstein, G., & Meinzer, R. 1985. Adaptive strategies of wood species in neotropical savannas. *Biological Reviews*, 60, 315-355.
- Silva Júnior, M.C. 2005. 100 Árvores do Cerrado: guia de campo. Editora Rede de Sementes do Cerrado, Brasília.
- Silva, R.S.M., Chaves, L.J., & Naves, R.V. 2001. Caracterização de frutos e árvores de cagaita (*Eugenia dysenterica* DC.) no sudeste do Estado de Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Fruticultura*, 23, 330-334.
- Siqueira, A.C.M.F., Nogueira, J.C.B., & Kageyama, P.Y. 1993. Conservação de recursos genéticos *ex situ* do cumaru (*Dipteryx alata* Vog.) - Leguminosae. *Revista do Instituto Florestal*, 5, 231-243.
- Souza, C.C. 2002. Estabelecimento e crescimento inicial de espécies em plantios de recuperação de matas de galeria do Distrito Federal. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.
- Souza, E.R.B., Naves, R.V., Carneiro, I.F., Leandro, W.M., & Borges, J.D. 2002. Crescimento e sobrevivência de mudas de cagaiteira (*Eugenia dysenterica* DC) nas condições do Cerrado. *Revista Brasileira de Fruticultura*, 24, 491-495.
- Sternberg, L.S.L., Bucci, S., Franco, A., Goldstein, G., Hoffmann, W.A., Meinzer, F.C., Moreira, M.Z., & Scholz, F. 2004. Long range root activity by neo-tropical savannas trees. *Plant and Soil*, 270, 169-178.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Upper Saddle River.

CAPÍTULO 2

Plantio de mudas e poleiros artificiais como facilitadores na restauração de uma área perturbada de Cerrado sentido restrito em ambiente urbano.



4.1. RESUMO

O recrutamento de plântulas de espécies com sementes dispersas por aves tem papel importante na regeneração de comunidades em locais perturbados e/ou degradados. Em uma área perturbada de Cerrado sentido restrito, em Brasília, DF, Brasil, avaliou-se o efeito da utilização de poleiros artificiais e de plantio de espécies nativas no aumento da riqueza de espécies e da densidade de plântulas estabelecidas espontaneamente no local. Vinte unidades amostrais circulares de 1 m de raio foram alocadas, em uma área experimental em que haviam sido plantadas 886 mudas pertencentes a 19 espécies nativas do Cerrado, a partir de um sorteio para obter a coordenada de cada unidade, que considerou um valor entre zero e a medida total da largura da área e outro entre zero e a medida total do comprimento do mesmo local. Outras 20 unidades foram implantadas em uma área perturbada de Cerrado sentido restrito adjacente à área plantada com espécies nativas (denominada área sem plantio). Em ambas as áreas, foram sorteadas dez dentre as 20 unidades amostrais e, em cada uma destas foi instalado um poleiro de madeira com altura de 3 m. Doze meses após a implantação dos experimentos no campo, avaliou-se em cada unidade amostral circular, o efeito do plantio no estabelecimento de todas as plântulas. Além disso, foi avaliado o possível efeito do plantio e dos poleiros artificiais no estabelecimento de plântulas oriundas de sementes dispersas por aves. Estas plântulas foram contadas e identificadas. No total foram registradas 17 espécies, com 27,2 plântulas.m², em média. A maioria das espécies, em ambas as áreas, foi de herbáceas autocóricas de caráter ruderal. Apenas quatro espécies eram arbóreas, sendo *Byrsonima crassifolia* e *Miconia* sp., relativamente frequentes. As instalações de poleiros e do plantio tiveram efeito significativo no número de espécies e de indivíduos de plântulas ornitocóricas estabelecidas, ainda que a densidade fosse baixa. Contudo, estudos conduzidos com maior período de tempo são recomendados para melhor avaliação dos processos de dispersão de sementes e de estabelecimento das plântulas.

Palavras-chave: áreas perturbadas, Cerrado, plantio de espécies nativas, plântulas, poleiros artificiais, restauração, zoocoria, Brasil Central.

4.2. ABSTRACT

Recruitment of seeds from bird-dispersed species can play an important role in the regeneration of disturbed communities. In a perturbed Cerrado area in Brasília, DF, Brazil, we tested if perching structures and a recently conducted planting of native species were successful in increasing the richness of the species and the density of naturally established seedlings. Twenty circular experimental areas (2 m diameter) were placed at random at a site where approximately 886 plants of 19 Cerrado species had been planted. Other 20 experimental areas were established in an adjacent perturbed Cerrado site without trees. At each of the two sites, one wood perch (height 3 m) was randomly assigned to ten of the experimental areas. Twelve months after the planting and the installation of perches procedures, the effect of the planting on the establishment of seedlings was evaluated as well the effect of the planting and the artificial perches on the establishment of seedlings dispersed by birds. Seedlings from newly dispersed seeds were identified and counted. A total of 17 species was found, with an average of 27,2 seedlings per m². Ruderal autochoric herbs constituted the greatest proportion of seedlings in all areas. Only four species were trees and for those, only seedlings of *Byrsomina crassifolia* and *Miconia* sp. were relatively frequent. Both the perching structures and the native species planting had a significant effect on richness and on number of established seedlings of ornithochoric species, despite the low overall numbers. However, studies over longer periods seem to be interesting for a more thorough evaluation of dispersal and establishment processes.

Keywords: Central Brazil, Cerrado, perching structures, perturbed areas, planting of native species, restoration, seedling, zoochory dispersal.

4.3. INTRODUÇÃO

A restauração de áreas, prática importante para a conservação de ecossistemas degradados, pode ser influenciada por diversos fatores bióticos e abióticos como: baixa disponibilidade de propágulos no local (McDonnell & Stiles, 1983; Aide & Cavelier, 1994; Holl, 1999a), elevada predação de sementes (Uhl, 1987; Aide & Cavelier, 1994; Nepstad et al., 1996; Holl & Lulow, 1997; Zimmerman et al., 2000) e de plântulas (Nepstad et al., 1991), competição com gramíneas exóticas e espécies ruderais (Holl, 1999b; Posada et al., 2000), escassez de nutrientes (Aide & Cavelier, 1994; Vieira et al., 1994; Holl, 2000) e compactação do solo (Reiners et al., 1994) e condições microclimáticas desfavoráveis para germinação de sementes e estabelecimento de plântulas (Uhl, 1987).

Embora a importância de cada fator varie conforme as espécies e as áreas estudadas, a dispersão de sementes parece ser um dos mais limitantes para a restauração, uma vez que pode impedir a colonização de espécies, sobretudo das arbóreas, em áreas degradadas (Nepstad et al., 1991; Aide & Cavelier, 1994; Holl, 1999a;), já que nestas, a intensidade e a riqueza de propágulos é drasticamente menor que naquelas com vegetação natural (Holl, 1999a). Por esta razão, Holl (1999a, 2000) sugeriu que esforços para restaurar ambientes devam focar estratégias que elevem a chegada de sementes nestes locais.

O plantio de mudas é largamente utilizado em práticas de restauração de ambientes, pois ao incluir indivíduos de diferentes espécies aumenta diretamente a diversidade do local degradado. Contudo, estes plantios também podem ser avaliados pelas condições favoráveis que criam para processos de regeneração natural (Guariguata et al., 1995; Parrota, 1995), como por exemplo, promovendo modificações no solo que podem facilitar a germinação de algumas espécies nativas (Guariguata et al., 1995; Powers et al., 1997). Além disso, o plantio pode contribuir atraindo fauna dispersora de sementes e, conseqüentemente, aumentando o número de propágulos que chegam na área, uma vez que proporciona locais de abrigo, para

pouso e em alguns casos, habitat para reprodução de aves e de morcegos frugívoros (Parrota, 1993; Robinson & Handel, 1993).

Diversos estudos (Parrota, 1992, 1993, 1995; Lugo et al., 1993; Robinson & Handel, 1993; Vieira et al., 1994; Lamb, 1998; Carnevale & Montagnini, 2002) que testaram o potencial de plantios para o recrutamento de sementes e plântulas, verificaram que os mesmos poderiam favorecer a restauração, pois nas áreas em que mudas foram plantadas, houve maior chegada de sementes e estabelecimento de plântulas.

Poleiros artificiais, por sua vez, também poderiam ser utilizados na tentativa de incrementar o número de propágulos zoocóricos levados à área degradada, já que são estruturas que atrairiam animais dispersores como aves e morcegos, por possuírem pontos para pouso e forrageamento (McDonnel & Stiles, 1983; Reis et al., 2003). Além disso, ao aumentarem a probabilidade de chegada de sementes, os poleiros poderiam elevar as chances de germinação e de estabelecimento de plântulas no local, o que aceleraria a restauração.

A implantação de poleiros vem sendo avaliada em diversos estudos, alguns em regiões temperadas, como o de McDonnel & Stiles (1983) em áreas abandonadas de pastagem e o de McClanahan & Wolfe (1993) em área degradada por mineração; enquanto outros foram realizados em regiões tropicais, como o de Shiels & Walker (2003) em área exposta à erosão e os realizados em áreas de pastagem na Colômbia por Aide & Cavelier (1994) e na Costa Rica por Holl (1998, 2000). Os resultados obtidos por todos estes trabalhos mostraram que o número de sementes dispersas por aves depositadas sob poleiros era maior que os obtidos em locais sem tais estruturas.

No Brasil, semelhantes respostas corroborando o efeito dos poleiros na chegada de propágulos foram encontradas nos estudos de Miriti (1998) em áreas de pastagem abandonadas na Amazônia, Bechara (2003) em áreas de restinga de Santa Catarina, Zanini &

Ganade (2005) em área degradada de floresta de araucária no Rio Grande do Sul e Melo et al. (2000) em área degradada de cerrado em Minas Gerais.

O bioma Cerrado apresenta rica avifauna de aproximadamente 759 espécies terrestres (Silva, 1995) e embora a anemocoria e a autocoria sejam as síndromes de dispersão mais abundantes entre as espécies herbáceas, cerca de 52-60% das espécies arbóreas e arbustivas possuem dispersão zoocórica (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger, 1983; Mantovani & Martins, 1988; Batalha & Mantovani, 2000; Vieira et al., 2002). Assim, a utilização de poleiros artificiais e de plantio de mudas parecem ser vantajosas quando se tem por finalidade atrair dispersores para a criação de focos de recrutamento de sementes e de plântulas de espécies arbóreas, de modo a acelerar o processo de restauração de áreas degradadas deste bioma; especialmente daquelas em ambientes urbanizados, que embora tenham seus processos naturais alterados (Menon et al., 2001; UNESCO, 2002) ainda foram pouco estudadas.

O objetivo deste capítulo foi avaliar o plantio de mudas e a instalação de poleiros artificiais como facilitadores do estabelecimento espontâneo de plântulas, em área perturbada de Cerrado sentido restrito em zona urbana. Para isso, procurou-se atingir os seguintes objetivos específicos:

- Caracterizar as espécies de plântulas estabelecidas naturalmente na área a ser restaurada quanto às síndromes de dispersão;
- Verificar se o plantio de mudas nativas do bioma Cerrado influencia o total de espécies e a densidade de plântulas estabelecidas espontaneamente no local;
- Verificar se o plantio de mudas nativas e a instalação de poleiros artificiais influenciam a riqueza de espécies e a densidade de plântulas estabelecidas naturalmente no local provenientes de sementes dispersas pela avifauna;

- Verificar se a interação entre a instalação de poleiros artificiais e a realização de plantio de espécies nativas de Cerrado influencia a riqueza e a densidade de plântulas de espécies dispersas por avifauna estabelecidas espontaneamente no local;

As hipóteses testadas foram:

- A anemocoria é a síndrome de dispersão mais representativa dentre todas as espécies colonizadoras da área perturbada e a zoocoria é a mais comum entre as arbóreas;
- O plantio de espécies nativas em áreas perturbadas aumenta a riqueza de espécies e a densidade de plântulas estabelecidas no local;
- A riqueza e a densidade de plântulas estabelecidas provenientes de sementes de espécies dispersas por avifauna são maiores em área em que houve plantio de mudas e naquelas em que os poleiros estão presentes;
- A interação entre a implantação de poleiros artificiais e o plantio de mudas de espécies nativas possibilita maior riqueza de espécies, bem como maior densidade de plântulas estabelecidas no local provenientes de sementes dispersas pela avifauna.

4.4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.4.1. Área de estudo

O presente estudo foi realizado em uma área perturbada de Cerrado sentido restrito no Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), localizada na cidade de Brasília, Distrito Federal. Sua altitude é de 1.159,5 m e suas coordenadas geográficas são 47°55'30''W e 15°47'25''S (ver Figura 1 do Capítulo 1).

O clima da região é estacional, com invernos secos e verões úmidos, que pode ser classificado como Cwa conforme Köppen (1948). De acordo com dados registrados pelo INMET, a precipitação e a temperatura média no período de novembro de 2004 a novembro de 2005 foram de aproximadamente 1.862 mm e 22°C, respectivamente (ver Figura 2 do Capítulo 1).

O solo é do tipo Latossolo-Vermelho, caracterizado por ser profundo, poroso, bem drenado e apresenta altos níveis de ferro e alumínio; características estas que lhe conferem acidez e baixa fertilidade (Queiroz-Neto, 1982; Furley & Ratter, 1988; Reatto et al., 1998; Haridasan, 2000).

A área do INMET é de aproximadamente 78,5 ha e possui o formato de uma circunferência de 500 m de raio (ver Figura 3 do Capítulo 1). Essa área era originalmente coberta por Cerrado sentido restrito; porém, em meados dos anos 70, com a construção do Instituto, parte dessa vegetação foi removida e substituída por área urbanizada. Como a parte urbanizada foi superestimada, a vegetação nativa foi retirada além do necessário, resultando como remanescente, o Cerrado nativo em quase toda a borda da área e em locais abertos mais ao centro. Posteriormente, tais locais abertos foram recobertos com gramado dominado por braquiária (*Brachiaria* sp.) que era constantemente aparado. Por esta razão, mesmo após quase 30 anos da retirada da vegetação original, até hoje essas áreas não voltaram a apresentar composição e estrutura característica de Cerrado sentido restrito.

Em maio de 2004, a manutenção do gramado foi cancelada na área a ser recuperada onde foram implantados os experimentos deste estudo (ver A_1 e A_2 na Figura 3 do Capítulo 1).

4.4.2. Métodos

Os experimentos do presente trabalho foram instalados no final de novembro de 2004 em duas áreas perturbadas adjacentes ao Cerrado sentido restrito, a Área 1 (A_1 ; 75 x 90 m) e Área 2 (A_2 ; 50 x 135 m), ambas totalizando 6.750 m² (ver Figura 3 do Capítulo 1). Na área A_1 , removeu-se o gramado dominado por *Brachiaria* sp. com capina manual – em que foram mantidas plantas e plântulas nativas que estavam regenerando naturalmente – e realizou-se o plantio com 19 espécies nativas de Cerrado, as quais foram dispostas no campo em anéis hexagonais (Fasoulas & Fasoulas, 1995) e em espaçamento 3 x 3 m (ver Capítulo 1 para melhor detalhamento). Na área A_2 não houve qualquer modificação.

Em cada uma das áreas, sortearam-se um valor entre zero e a medida total da largura e outro entre zero e a medida total do comprimento, com a finalidade dos mesmos constituírem o par de coordenadas para o estabelecimento de uma unidade amostral. Tal procedimento foi repetido até que 20 coordenadas fossem obtidas, resultando na disposição de 20 unidades amostrais em cada área de estudo. Estas unidades, aqui denominadas por “áreas circulares”², consistiram de circunferências de 1 m de raio, em que a vegetação foi removida para diminuir a possível competição com braquiária e o solo, foi revolvido superficialmente para minimizar a compactação. Das 20 áreas circulares, 10 foram sorteadas para a instalação dos poleiros artificiais, fazendo com que tanto a área com plantio (A_1) como a sem plantio (A_2) apresentassem 10 áreas circulares e 10 áreas circulares com poleiro (Figura 1).

² No caso de A_1 , devido ao modelo de hexágono escolhido, estabeleceu-se que as áreas circulares se localizariam no triângulo formado entre duas mudas de uma linha e uma de outra, no ponto mais próximo ao sorteado.

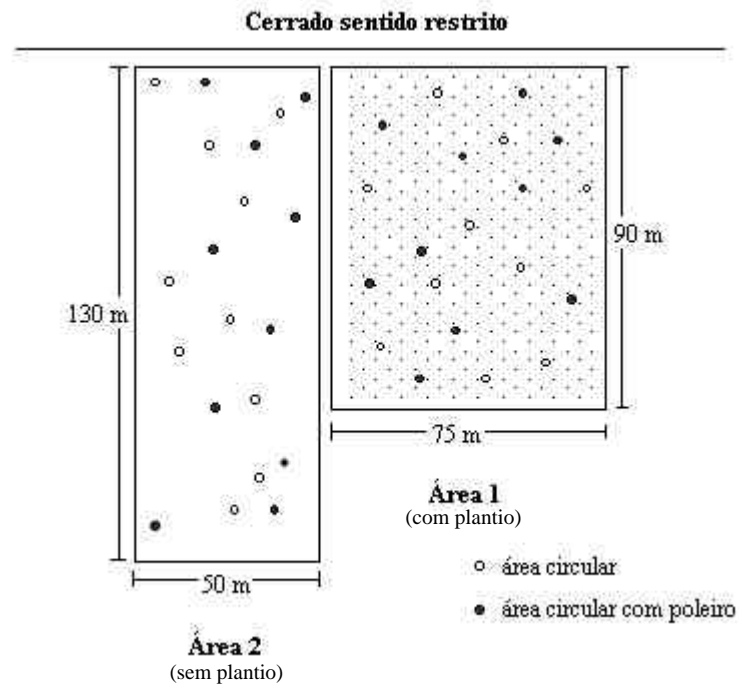


Figura 1. Desenho esquemático da disposição das unidades amostrais (áreas circulares com e sem poleiros) nas áreas de estudo com plantio (A1) e sem plantio (A2).

Os poleiros foram confeccionados de eucalipto e consistiram de um eixo (3 m de altura e 10 cm de diâmetro) e em seu topo, quatro hastes (0,40 m de comprimento e 1 cm de diâmetro) dispostas em forma de cruzeta, com a finalidade de oferecer lugares de pouso para aves dispersoras de sementes (Figura 2 e 3). O eixo foi colocado em cova previamente aberta no solo no centro da área circular, com profundidade aproximada de 0,80 m (Figura 2).

As sementes dispersas nas áreas circulares com e sem poleiros tiveram seus locais de chegada marcados com pequenas estacas de arame e placas de identificação, para que após a germinação, não fossem confundidas com as provenientes do banco de sementes. A marcação de sementes foi realizada quinzenalmente, de dezembro de 2004 a novembro de 2005.

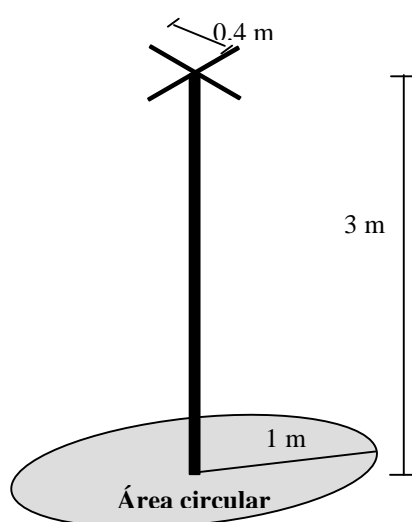


Figura 2. Desenho esquemático do poleiro associado à área circular utilizado nos experimentos na área do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).



Figura 3. Visão geral de um poleiro utilizado nos experimentos na área do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

As plântulas que emergiram a partir de sementes marcadas e que estavam presentes nas áreas circulares no início de novembro de 2005 (ao final de 12 meses de estudo) foram contabilizadas e identificadas até o nível mais próximo ao de espécie (Figura 4; ANEXO C). Após a identificação, essas plântulas foram classificadas quanto às síndromes de dispersão propostas por van der Pijl (1982) e verificadas para as espécies conforme os estudos de Oliveira & Moreira (1992), Batalha & Mantovani (2000) e Pinheiro & Ribeiro (2001).

Para garantir que a vegetação graminóide ao redor das áreas circulares não avançasse em direção a seu centro e com isso, pudessem interferir no estabelecimento das plântulas, promoveram-se capinas manuais nas bordas dessas áreas sempre que necessário. O mesmo foi realizado para gramíneas que eventualmente surgissem no interior dessas unidades amostrais.



Figura 4. Visão geral de plântulas que emergiram de sementes marcadas, as quais estavam presentes em uma das áreas circulares do experimento instalado no Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

4.4.3. Análise dos dados

Para a avaliação do plantio de mudas em relação às plântulas estabelecidas naturalmente ao final de 12 meses, consideraram-se como unidades amostrais as áreas circulares com e sem poleiro implantadas em A_1 (com plantio) e em A_2 (sem plantio e, portanto, considerada como controle). O número total de indivíduos e de espécies existentes nas unidades amostrais de A_1 e A_2 foram comparados entre si pelo teste t, enquanto as médias de cada espécie foram comparadas pelo teste Mann-Whitney, após a normalidade ter sido testada pelo teste Shapiro-Wilk, ao nível de 1% de probabilidade (Zar, 1999). O possível efeito do plantio também foi verificado para o número de indivíduos e espécies dispersas pela avifauna, usando o teste Mann-Whitney após o teste de normalidade Shapiro-Wilk ter sido aplicado (Zar, 1999).

A avaliação do possível efeito dos poleiros no estabelecimento de plântulas restringiu-se às espécies zoocóricas, pois não se esperaria influência dessas estruturas em espécies com outra síndrome de dispersão. O número de indivíduos das áreas circulares com poleiros, independentemente se em A_1 e A_2 , foram comparadas as sem esta estrutura (controle), também pelo teste Mann-Whitney (Zar, 1999) após os testes de normalidade de Shapiro-Wilk (Zar, 1999) terem sido aplicados. Os mesmos testes foram utilizados para analisar separadamente o número de cada espécie nas unidades amostrais com e sem poleiros.

Devido à distribuição não-normal dos dados do número total de espécies dispersas por aves e de cada uma separadamente, não foi possível aplicar uma ANOVA bifatorial para testar a interação dos tratamentos. Assim, conduziu-se a análise de variância com teste de randomização, no aplicativo Multiv 2.3.20 (Pillar, 2004), método que permite o uso de dados com distribuição não-normal. Como em outros métodos do tipo Monte Carlo, o programa gera dados por permutações a partir dos observados e, em seguida, compara os dados observados com os gerados aleatoriamente (Pillar, 2004). Como medida de semelhança utilizou-se a distância Euclidiana e como número de interações para cada teste, o valor 10.000. Este teste

foi aplicado para o número total de plântulas de espécies dispersas por aves e para cada espécie separadamente.

Os quatro grupos de unidades amostrais resultantes da combinação dos dois tratamentos (plantio e poleiros) e de seus respectivos controles: *(i)* com plantio e poleiro, *(ii)* com plantio e sem poleiro, *(iii)* sem plantio e *(iv)* com poleiro e sem plantio e poleiro, foram comparados por meio do teste ANOVA não-paramétrico de Kruskal-Wallis (Zar, 1999), com testes múltiplos de Tanhame (Zar, 1999), para identificar diferenças significativas para todas as espécies zoocóricas e para cada uma separadamente.

Todas as análises, exceto as por testes de randomização, foram conduzidas utilizando o programa SPSS 13.0 para Windows (2005, SPSS Inc., Chicago, IL, U.S.A.).

4.5. RESULTADOS

Ao final de 12 meses, para todas as áreas circulares foram amostradas 3.420 plântulas estabelecidas ($27,2 \text{ plântulas.m}^{-2}$), pertencentes a 10 famílias, 14 gêneros e 17 espécies, sendo que duas destas não puderam ser identificadas (Tabela 1). As famílias mais abundantes foram Rubiaceae (19%), Euphorbiaceae (13%), Fabaceae (13%) e Malvaceae (13%), enquanto as demais foram representadas por uma espécie (7%) (Tabela 1).

Tabela 1. Densidade de plântulas por espécie estabelecidas espontaneamente nas unidades amostrais (plântulas.m^{-2}) inseridas na área com plantio (A_1) e sem plantio (A_2), suas respectivas famílias, síndromes de dispersão e hábito. Disp = Síndrome de dispersão, ane = anemocoria, auto = autocoria, zoo = zoocoria, Hab.= hábito, sub.= subarbusto, arv.= árvore e arb.= arbusto.

Espécie	Família	Disp.	Hab.	Densidade (plântulas.m^{-2})		Densidade Média (plântulas.m^{-2})
				A_1	A_2	
<i>Stylosanthes guianensis</i> (Aubl.) Sw.	Fabaceae	aut	erva	$10,1^a \pm 0,8$	$3,8^b \pm 1,2$	$6,9 \pm 0,9$
<i>Acanthospermum australe</i> (Loelf.) O. Kuntze	Asteraceae	zoo	erva	$6,2^a \pm 0,7$	$7,2^a \pm 0,9$	$6,7 \pm 0,5$
<i>Diodia teres</i> Walt.	Rubiaceae	aut	erva	$3,5^a \pm 0,8$	$4,9^a \pm 0,8$	$4,2 \pm 0,6$
<i>Sida rhombifolia</i> L.	Malvaceae	aut	sub.	$2,7^a \pm 0,6$	$4,1^a \pm 0,8$	$3,4 \pm 0,5$
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) H.B. & K.	Malpighiaceae	zoo	arv.	$1,7^a \pm 0,5$	$0,7^a \pm 0,4$	$1,2 \pm 0,3$
<i>Sida cordifolia</i> Forsk.	Malvaceae	aut	sub.	$0,0^a \pm 0,0$	$2,3^b \pm 0,8$	$1,2 \pm 0,4$
<i>Borreria</i> sp.	Rubiaceae	aut	erva	$1,1^a \pm 0,5$	$0,9^a \pm 0,6$	$1,0 \pm 0,4$
<i>Aeschynomene rudis</i> Benth.	Fabaceae	ane	erva	$1,2^a \pm 0,3$	$0,2^a \pm 0,2$	$0,7 \pm 0,2$
<i>Euphorbia</i> sp.	Euphorbiaceae	aut	erva	$0,0^a \pm 0,0$	$1,1^b \pm 0,3$	$0,6 \pm 0,2$
<i>Miconia</i> sp.	Melastomataceae	zoo	arv.	$1,1^a \pm 0,1$	$0,0^b \pm 0,0$	$0,6 \pm 0,2$
<i>Maprounea guianensis</i> (Aubl.) M. Arg.	Euphorbiaceae	zoo	arb.	$0,5^a \pm 0,2$	$0,5^a \pm 0,2$	$0,5 \pm 0,1$
<i>Oxalis</i> sp.	Oxalidaceae	aut	erva	$0,1^a \pm 0,0$	$0,3^a \pm 0,2$	$0,2 \pm 0,1$
Indeterminada sp1	?	?	?	$0,2^a \pm 0,1$	$0,0^a \pm 0,0$	$0,1 \pm 0,1$
<i>Anacardium humile</i> St. Hil.	Anacardiaceae	zoo	arv.	$0,2^a \pm 0,1$	$0,0^b \pm 0,0$	$0,1 \pm 0,0$
Indeterminada sp2	?	?	?	$0,0^a \pm 0,0$	$0,1^a \pm 0,1$	$0,1 \pm 0,0$
<i>Ouratea hexasperma</i> (St. Hil.) Baill.	Ochnaceae	zoo	arv.	$0,1^a \pm 0,4$	$0,0^a \pm 0,0$	$0,1 \pm 0,0$
<i>Richardia brasiliensis</i> Gomez	Rubiaceae	aut	erva	$0,0^a \pm 0,0$	$0,1^a \pm 0,1$	$0,0 \pm 0,0$
Total				$28,7^a \pm 5,0$	$26,2^a \pm 6,6$	$27,6 \pm 4,7$

As médias com letras iguais não diferiram significativamente entre as duas áreas pelo teste Mann-Whitney (para cada espécie, $p > 0,05$) ou teste t (para o total de espécies; $p = 0,394$).

Dentre as espécies amostradas quatro eram árvores (23,5%), três eram subarbustos (17,7%), uma era arbusto (5,9%) e sete, herbáceas (41,1%). Ao considerar o número total de indivíduos, a maior contribuição para a colonização da área foi de 74,1% ($20,3 \pm 2,9$ plântulas.m⁻²) para as ervas, contra 16,8% ($4,6 \pm 0,9$ plântulas.m⁻²) dos subarbustos e apenas 9,1% ($2,5 \pm 0,6$ plântulas.m⁻²) das árvores e arbustos (Tabela 1).

Das espécies arbóreas encontradas, a única relativamente abundante foi *Byrsonima crassifolia* ($1,2 \pm 0,3$ plântulas.m⁻²), apresentando maior densidade na área com plantio que no controle. *Miconia* sp., *Anacardium humile* e *Ouratea hexasperma* foram encontradas apenas em unidades amostrais localizadas em A₁ (com plantio), embora as duas últimas espécies tenham apresentado pouquíssimos indivíduos (Tabela 1).

As espécies mais abundantes com hábitos herbáceo, subarbusitivo e arbustivo foram: *Stylosanthes guianensis* (25,4%), *Acanthospermum australe* (24,5%), *Diodia teres* (15,3%) e *Sida rhombifolia* (12,4%). Algumas espécies como *Richardia brasiliensis*, *Euphorbia* sp. e *Sida cordifolia* somente foram registradas na área sem plantio (A₂), sendo que as duas últimas apresentaram maior número de indivíduos. Por outro lado, *S. guianensis* exibiu maior número de indivíduos na área em que mudas nativas foram plantadas (A₁) e as demais espécies mostraram semelhantes proporções entre tratamento e controle (Tabela 1).

A média para a densidade de plântulas estabelecidas para a área sem plantio foi de $26,2 \pm 6,6$ plântulas.m⁻² e para a com plantio, de $28,7 \pm 5,0$ plântulas.m⁻², estes valores não diferiram significativamente (teste t; p=0,396). O número de espécies por unidade amostral em A₁ foi de 5,3 e em A₂, de 5,1, valores estes que também não diferiram entre si (teste t; p=0,345).

A síndrome de dispersão mais abundante verificada para as espécies amostradas, desconsiderando as não-identificadas, foi a autocoria, que representou 53,3% de seu total, contra 40,0% de zoocoria e 6,7% de anemocoria. Todas as espécies arbóreas e a arbustiva *M.*

guianensis eram zoocóricas, enquanto oito das dez espécies herbáceo-subarbustivas eram autocóricas, e uma, anemocórica. Dentre as espécies zoocóricas, quatro eram ornitocóricas, representando 26,3% do total de espécies; uma mirmecocórica, a *M. guianensis* (Pinheiro & Ribeiro, 2001); enquanto *A. australe*, poderia ser classificada como epizoocórica de acordo com van der Pijl (1982), pois suas sementes não são tipicamente atrativas para aves e mamíferos, porém, estes animais podem transportá-las acidentalmente uma vez que estruturas presentes nas superfícies das mesmas possibilitam sua fixação na plumagem ou pêlos (ANEXO E). Por isso, estas duas últimas espécies não foram consideradas junto às demais zoocóricas nas análises estatísticas.

A densidade de plântulas anemo e autocóricas das áreas com plantio (A_1) e controle (A_2) não diferiram significativamente (teste t, $p > 0,05$) e o mesmo foi verificado para a densidade total (teste Mann-Whitney, $p > 0,05$). Contudo, houve diferença significativa para as espécies zoocóricas (teste Mann-Whitney, $p = 0,009$, $U = 111,5$, $Z = -2,620$; Figura 5).

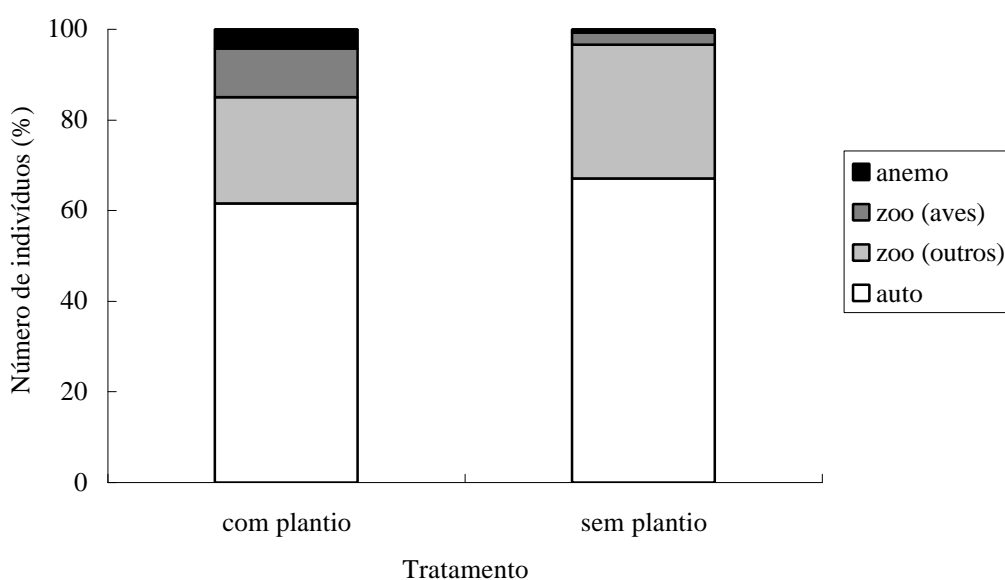


Figura 5. Densidade de plântulas em relação às síndromes de dispersão para áreas com e sem o plantio de mudas. Anemo= anemocoria; zoo (aves)=ornitocoria; zoo (outras)=zoocoria que não fosse ornitocoria e auto=autocoria.

Ao considerar o possível efeito dos poleiros, a densidade média de plântulas de espécies zoocóricas dispersas por aves (ornitocóricas) estabelecidas nas unidades amostrais com poleiros foi de $11,5 \pm 1,4$ plântulas.m⁻² e naquelas sem tal estrutura, de $0,3 \pm 0,1$ plântulas.m⁻²; valores estes que diferiram significativamente (teste Mann-Whitney; $p=0,001$). Semelhante resultado (teste t; $p=0,001$) foi verificado para a riqueza média de espécies de plântulas ornitocóricas estabelecidas nas unidades amostrais com (0,2) e sem poleiros (0,05). Quando testadas separadamente, *B. crassifolia*, *Miconia* sp. e *A. humile* também diferiam de maneira significativa (teste Mann-Whitney, $p<0,05$).

Os testes múltiplos realizados entre os quatro grupos de unidades amostrais formados pelas combinações dos dois tratamentos, plantio e poleiro, mostraram que somente as áreas circulares com poleiro dentro da área do plantio diferenciaram-se significativamente dos outros para o conjunto das espécies arbóreas dispersas pela avifauna. Porém, para a *B. crassifolia*, as áreas com poleiro não diferiam entre si, independentemente da situação no plantio ou não (Tabela 2). Já para *Miconia* sp., somente as unidades amostrais com poleiro dentro da área com plantio diferiram das outras quanto ao número de plântulas estabelecidas. As demais espécies apresentaram densidades de plântulas tão pequenas que os resultados das análises (falta de diferenças significativas) devem ser considerados cautelosamente.

A análise de variância bifatorial através do teste de randomização indicou efeito significativo do plantio ($p=0,003$) e dos poleiros ($p<0,001$), verificando o resultado das análises conduzidas separadamente e também para a interação destes dois fatores ($p<0,001$) no número total de espécies dispersas pela avifauna (Tabela 2). Resultado semelhante foi verificado para *B. crassifolia* e *Miconia* sp., enquanto para *O. hexasperma* e *A. humile* cada um dos dois fatores não mostraram efeitos ($p<0,05$), provavelmente devido às baixas densidades de plântulas encontradas, as quais não permitiram ao teste detectar diferenças. Porém, para *A. humile*, foi verificada interação significativa dos dois fatores ($p=0,021$).

Tabela 2. Densidade de plântulas estabelecidas espontaneamente (plântulas.m⁻²) de espécies ornitocóricas encontradas nas combinações entre os tratamentos (plantio e poleiros), suas respectivas famílias. Em que: PP=com plantio, com poleiro; PSP=com plantio, sem poleiro; SPP=sem plantio, com poleiro e SPSP=sem plantio, sem poleiro.

Espécie	Família	PP	PSP	SPP	SPSP	Média
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) H.B. & K.*	Malpighiaceae	3,28 ^a	0,16 ^b	1,40 ^{ab}	0,00 ^a	1,21
<i>Miconia</i> sp.*	Melastomataceae	2,20 ^a	0,00 ^b	0,00 ^b	0,00 ^b	0,55
<i>Anacardium humile</i> St. Hil.	Anacardiaceae	0,29 ^a	0,00 ^a	0,00 ^a	0,00 ^a	0,07
<i>Ouratea hexasperma</i> (St. Hil.) Baill.	Ochnaceae	0,19 ^a	0,00 ^a	0,00 ^a	0,00 ^a	0,05
Total*		5,96 ^a	0,16 ^b	1,40 ^b	0,00 ^b	

As médias com letras iguais nas linhas indicam que as espécies não diferem significativamente entre os grupos de unidades amostrais pelos testes Kruskal-Wallis-ANOVA e Tanhame ($p > 0,05$);

(*) representa a significância da interação plantio-poleiro pelo teste de randomização.

4.6. DISCUSSÃO

A restauração de uma área é influenciada tanto por condições favoráveis do ambiente físico quanto pela limitação da dispersão das espécies e sua habilidade em se estabelecer e persistir em um dado local (Thompson et al., 2001; van der Valk, 1992). Assim, as fases de desenvolvimento para uma comunidade a ser recuperada (estabelecimento e persistência) estão intimamente relacionadas com a habilidade de colonização das espécies (Thompson et al., 2001).

Das espécies que se estabeleceram espontaneamente na área de estudo, as herbáceas apresentaram-se em maior proporção do que as arbóreas. Dentre as ervas, *Acanthosperum australe*, *Diodia teres*, *Oxalis* sp., *Ricardia brasiliensis*, *Sida cordifolia* e *S. rhombifolia* são espécies comuns em áreas perturbadas de Cerrado (Kissmann, 1991; Lorenzi, 1991; Mendonça et al., 1998). Essas espécies ou outras pertencentes aos mesmos gêneros não são exclusivas deste bioma, mas sim de ampla distribuição no Brasil ocorrendo, por exemplo, no bioma dos Campos Sulinos (*S. rhombifolia*, *R. brasiliensis*, espécies dos gêneros *Diodia* e *Oxalis*) (Overbeck et al., 2005).

Tais espécies herbáceas recém-estabelecidas, independentemente de sua maior ocorrência em área com ou sem plantio, destacaram-se por serem colonizadoras, possuem rápida germinação, apresentarem ciclo curto de vida e alocarem mais recursos para a reprodução, que são características típicas de espécies ruderais (Grime, 1979) e de pioneiras de áreas antrópicas, não representando o estrato herbáceo de Cerrado sentido restrito de uma área natural. Assim, mais estudos seriam necessários para avaliar quanto tempo levaria a reconstituição da comunidade herbácea e para analisar sua dinâmica em função do maior sombreamento nas áreas com plantio ao longo do tempo.

A síndrome de dispersão mais abundante encontrada para todas as espécies de plântulas estabelecidas naturalmente foi a autocoria e tal fato pode ser justificado pela maior

presença de espécies herbáceas na área, já que o estrato herbáceo do cerrado apresenta maiores proporções de espécies anemo e autocóricas que de zoocóricas (Batalha & Mantovani, 2000). Esse resultado reforça a importância não só deste componente da vegetação, como da síndrome autocórica no processo de colonização de uma área perturbada.

Ao considerar somente as plântulas de espécies arbóreas estabelecidas espontaneamente, verificou-se que todas eram provenientes de dispersão por animais, o que está de acordo com as proporções observadas por Parrota (1993) e Haggard et al. (1997), ao compararem o recrutamento de plântulas em áreas com e sem plantio; porém, no presente estudo, o grupo das arbóreas mostrou as menores densidades.

O baixo estabelecimento apresentado pelas plântulas de espécies arbóreas e ornitocóricas provavelmente está relacionado às limitações no processo de dispersão de sementes para o local. Ainda que a área do INMET apresente fonte de propágulos, ou seja, um cinturão de Cerrado, a mesma é um fragmento em meio à zona urbana de Brasília e provavelmente sofreu, devido ao processo de urbanização, diminuição na porcentagem de aves nativas presentes na vegetação natural (Wilcove, 1985; Tubelis, 1997; Marzluff, 2001), principalmente daquelas que são dispersoras de sementes e que tiveram a disponibilidade de seus recursos limitada pela retirada da vegetação ao redor. Além disso, é possível que as aves visitantes dos poleiros sejam onívoras em sua maioria, se alimentando não só de frutos e sementes, mas também de insetos, o que reduz as chances de chegada de sementes no local.

Dentre as espécies amostradas com síndrome de dispersão ornitocórica, *B. crassifolia* foi aquela que teve a maior abundância de plântulas, o que pode ser devido a sua germinação e seu estabelecimento serem altamente tolerantes às condições de seca e de alta radiação (Hooper et al., 2002), como são as da área de estudo.

Mesmo que em baixa quantidade, o número de indivíduos e de espécies ornitocóricas de plântulas estabelecidas naturalmente, de maneira geral, aumentaram com o plantio e

também com a instalação de poleiros, sendo que o efeito de cada um dos tratamentos foi potencializado quando os mesmos foram aplicados conjuntamente, daí os maiores valores registrados nas unidades amostrais com a interação.

Outros estudos como os de Parrota (1992, 1993, 1995) e Lugo et al. (1993) para Porto Rico; os de Carnevale & Montagnini (2002), Guariguata et al. (1995) e Hagggar et al. (1997) para Costa Rica e os de Parrota et al. (1997), Vieira et al. (1994) e Silva Júnior et al. (1995) para o Brasil, também constataram que a riqueza e o número de plântulas estabelecidas espontaneamente em áreas de plantio foram significativamente maiores que nas áreas controle, sugerindo assim, que plantios também podem facilitar ou “catalisar” o estabelecimento de plântulas, acelerando a sucessão secundária. De acordo com esses autores, esse efeito “catalítico” do plantio é devido às mudanças microclimáticas (facilita tanto a germinação e o estabelecimento de plântulas, quanto o crescimento posterior de mudas); ao desenvolvimento de uma camada de húmus que aumenta a fertilidade do solo, favorecendo o estabelecimento e crescimento iniciais das espécies e à supressão de gramíneas ou outras espécies dependentes de luz, pelo sombreamento provocado pelo crescimento das mudas, ao longo do tempo.

Além disso, mudas aumentam diretamente a diversidade de espécies no local e, em idades mais avançadas, podem estimular cada vez mais visitas de aves devido ao seu maior tamanho (McClanahan & Wolfe, 1987; Robinson & Handel, 1993; Wunderle Jr, 1997) e à disponibilidade de recursos alimentares (Green, 1993). Em suma, o aumento da complexidade estrutural da vegetação provoca maior atração de aves dispersoras de sementes e maior aporte desses propágulos (McDonnel & Stiles, 1983; Wunderle Jr, 1997) e espera-se que o mesmo ocorra no plantio avaliado neste estudo no decorrer o tempo.

A instalação de poleiros artificiais mostrou-se eficiente na facilitação do estabelecimento de plântulas de espécies ornitocóricas em área de Cerrado sentido restrito.

Zanini & Ganade (2005) ao estudar o efeito de poleiros, da vegetação pioneira e da fertilidade do solo na colonização de espécies arbóreas em área degradada, originalmente coberta por Floresta de Araucária, também mostraram estabelecimento de plântulas melhor sucedido em parcelas com poleiros artificiais. Em contrapartida, Holl (1998) e Shiels & Walker (2003) encontraram que embora os poleiros incrementassem a chegada de sementes, os mesmos não influenciavam o estabelecimento de plântulas em áreas de pastagem abandonada na Costa Rica e susceptíveis à erosão em Porto Rico, respectivamente.

Baixa densidade de plântulas estabelecidas parece estar relacionada a diferentes “filtros” ou barreiras que podem inibir o estabelecimento da plântula na área perturbada (Aide & Cavelier, 1994; Holl, 1999a). Neste estudo, as barreiras que podem ter influenciado a densidade de plântulas seriam a predação de sementes e plântulas, visto que muitas sementes alguns dias após serem marcadas desapareciam e que algumas plântulas foram atacadas por formigas.

Outra razão para o baixo estabelecimento das plântulas pode ter sido a época de amostragem – a partir do final do mês de setembro de 2005 – que possibilitou a avaliação do efeito do plantio e dos poleiros contemplando somente os dois primeiros meses da estação chuvosa, quando o estabelecimento ainda estaria acontecendo. A estação seca pode ser um fator limitante para a embebição e processos fisiológicos das sementes prontas a germinar (Oliveira, 1998; Kozlowski, 2002), fazendo com que muitas sementes de espécies de Cerrado que foram disseminadas na estação chuvosa (quando os poleiros foram implantados) ainda estivessem dormentes na seca para sincronizar sua germinação com a estação chuvosa seguinte (Oliveira, 1998), maximizando o período disponível para estabelecimento de suas plântulas (Frankie et al., 1974). Desta forma, estudos com maiores períodos de amostragem são aconselhados para melhor caracterização dos efeitos do plantio e dos poleiros no estabelecimento de plântulas em áreas de Cerrado sentido restrito.

Ainda, embora não tenha sido testado, observou-se grande visitação por aves em uma árvore morta remanescente na área urbanizada do INMET. A partir de tal fato surgiu a questão de que a estrutura confeccionada de poleiro (consistindo de eixos de toras de eucalipto com cerca de 10 cm de diâmetro e quatro hastes para pouso) poderia não ter sido tão atrativa às aves, uma vez que as visitas e a conseqüente chegada de sementes estão diretamente relacionadas ao número de locais para pouso (McClanahan & Wolfe, 1987; Robinson & Handel, 1993), que eram menores nos poleiros se comparados à árvore morta. Desta forma, estudos futuros poderiam utilizar poleiros com maior número de locais de pouso, na tentativa de aumentar o número de visitas por aves dispersoras.

Outra estratégia para a facilitação da chegada de sementes e o estabelecimento de plântulas seria a utilização de árvores vivas remanescentes que, segundo os estudos de Guevara et al. (1986), Guevara & Laborde (1993), Vieira et al. (1994), Toh et al. (1999) e Carrière et al. (2002), aceleraram a restauração das áreas avaliadas, o que também poderia ocorrer para as perturbadas de Cerrado sentido restrito.

Embora vários fatores possam ter provocado baixa densidade de plântulas na área do INMET e alguns métodos adotados possam ter subestimado os efeitos observados para o plantio e para os poleiros – como, por exemplo, a marcação visual das sementes ao invés da utilização de coletores, os quais forneceriam dados mais acurados sobre a chegada dos propágulos – a implantação destes tratamentos mostraram resultados positivos, e o seu uso deve ser reforçado, principalmente porque “ilhas de vegetação” formadas ao redor das mudas e dos poleiros tendem a se expandir, formando enlaces entre si até que essas interligações recubram a área perturbada (Uhl, 1982; Parrota, 1993; Kageyama et al., 1994). Neste sentido, um acompanhamento da área estudada em longo prazo seria importante para avaliar de modo mais compreensível a extensão destes efeitos. Além disso, estudos futuros em locais perturbados em áreas urbanizadas poderiam investigar não somente a vegetação e sua

sucessão, como também a avifauna existente nos fragmentos, uma vez que esta é essencial para os processos de dispersão de sementes.

4.7. CONCLUSÃO

- As espécies colonizadoras da área perturbada foram principalmente herbáceas ruderais, que embora em sua maioria não fossem nativas do bioma Cerrado, contribuíram para o rápido recobrimento do solo, mostrando-se um componente importante da vegetação no processo inicial da restauração;
- A síndrome de dispersão mais abundante para o total de espécies foi a autocoria, o que está relacionado à maior proporção de indivíduos herbáceos presentes na área, enquanto a zoocoria foi a mais comum dentre as arbustivo-arbóreas;
- O plantio não apresentou efeito na riqueza de espécies e na densidade de plântulas totais estabelecidas espontaneamente na área de estudo, o que pode estar relacionado à menor riqueza e densidade de plântulas de espécies zoocóricas em relação às autocóricas;
- O plantio de mudas nativas e a utilização de poleiros artificiais, quando avaliados separadamente ou em conjunto, aumentaram o número de plântulas zoocóricas estabelecidas na área.

4.8. RECOMENDAÇÕES

- Embora a densidade das espécies arbóreas tenha sido baixa, indicando que estes tratamentos tivessem efeito no período avaliado, os mesmos foram pequenos para a atração de aves dispersoras;
- O acompanhamento de áreas perturbadas em processo de restauração por um maior período de tempo que o deste estudo é importante para avaliar de modo mais compreensível a extensão dos efeitos de diferentes técnicas de restauração;
- As reduzidas comunidades de aves existentes em ambientes urbanos fragmentados aparentemente contribuem para a baixa densidade de plântulas de espécies zoocóricas estabelecidas naturalmente, porém, há necessidade de estudos posteriores para elucidar esta questão.

4.9.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aide, T.M. & Cavelier, J. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology*, 2, 219-229.
- Batalha, M.A. & Mantovani, W. 2000. Reproductive phenological patterns of cerrado plant species at the Pé-de-Gigante Reserve (Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brazil): a comparison between the herbaceous and wood floras. *Revista Brasileira de Biologia*, 60, 129-145.
- Bechara, F.C. 2003. Restauração ecológica de restingas contaminadas por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Carnevale, N.J. & Montagnini, F. 2002. Facilitating regeneration of secondary forests with use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *Forest Ecology and Management*, 163, 217-227.
- Carrière, S.M., André, M., Letourmy, P., Olivier, I., & Mckey, D.B. 2002. Seed rain beneath remnant trees in a slash-and-burn agricultural system in southern Cameroon. *Journal of Tropical Ecology*, 18, 353-374.
- Fasoulas, A.C. & Fasoulas, V.A. 1995. Honeycomb selection designs. *Plant Breeding Reviews*, 13, 87-139.
- Frankie, G.W., Baker, H.G., & Opler, P.A. 1974. Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forest in the lowlands Costa Rica. *Journal of Ecology*, 62, 881-919.
- Furley, P.A. & Ratter, J.A. 1988. Soil resources and plant communities of the central Brazilian cerrado and their development. *Journal of Biogeography*, 15, 97-108.

- Gottsberger, G. & Silberbauer-Gottsberger, I. 1983. Dispersal and distribution in the cerrado vegetation of Brazil. *Sonderbände des Naturwissenschaftlichen Vereins in Hamburg*, 7, 315-355.
- Green, R.J. 1993. Avian seed dispersal in and near Subtropical Rainforests. *Wildlife Research*, 20, 535-557.
- Grime, J.P. 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. Wiley, Chinchester.
- Guariguata, M.R., Rheingans, R., & Montagnini, F. 1995. Early woody invasion under tree plantations in Costa Rica: implications for forest restoration. *Restoration Ecology*, 3, 252-260.
- Guevara, S. & Laborde, J. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local availability. *Vegetatio*, 107/108, 319-338.
- Guevara, S., Purata, S.E., & van der Maarel, E. 1986. The role of remnant trees in tropical secondary succession. *Vegetatio*, 66, 77-84.
- Haggar, J., Wightman, K., & Fisher, R. 1997. The potencial of plantations to foster woody regeneration within a deforest landscape in lowland Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 99, 55-64.
- Haridasan, M. 2000. Nutrição mineral de plantas nativas do cerrado. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, 12, 54-64.
- Holl, K.D. 1998. Do birds perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? *Restoration Ecology*, 6, 253-261.
- Holl, K.D. 1999a. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica*, 31, 229-242.

- Holl, K.D. 1999b. Tropical forest recovery and restoration. *Trends in Ecology and Evolution*, 14, 378-379.
- Holl, K.D. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology*, 8, 339-349.
- Holl, K.D. & Lulow, M.E. 1997. Effects of species, habitat, and distance from edge on post-dispersal seed predation in tropical rainforest. *Biotropica*, 29, 459-468.
- Hooper, E., Condit, R., & Legendre, P. 2002. Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. *Ecological Applications*, 12, 1626-1641.
- Kageyama, P.Y., Santarelli, E., Gandara, F.B., Gonçalves, J.C., Simiovato, J.L., Antiqueira, L.R., & Geres, W.L. 1994. Restauração de áreas degradadas: modelos de consorciação com alta diversidade. In II Simpósio Nacional de recuperação de áreas degradadas, pp. 569-576, Foz do Iguaçu.
- Kissmann, K.G. 1991. Plantas infestantes e nocivas. BASF Brasileira S.A., São Paulo.
- Köppen, W. 1948. Climatología. Fondo de Cultura Económica, México.
- Kozlowski, T.T. 2002. Physiological ecology of natural regeneration of harvested disturbed forest stands: implications for forest management. *Forest Ecology and Management*, 158, 195-221.
- Lamb, D. 1998. Large-scale ecological restoration of degraded tropical forest lands: the potential role of timber plantations. *Restoration Ecology*, 6, 271-279.
- Lorenzi, H. 1991. Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas. tóxicas e medicinais. Editora Plantarum, Nova Odessa.

- Lugo, A., Parrotta, J., & Brown, S. 1993. Loss in species caused by tropical deforestation and their recovery through management. *Ambio*, 22, 106-109.
- Mantovani, W. & Martins, F.R. 1988. Variações fenológicas das espécies do cerrado da Reserva Biológica de Mogi Guaçu, Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica*, 11, 101-112.
- Marzluff, J.M. 2001. Worldwide urbanization and its effects on birds. In *Avian ecology and conservation in an urbanizing world* (eds J.M. Marzluff, R. Bowman & R. Donnelly), pp. 19-48. Kluwer Academic Publishers, Norwell.
- McClanahan, T.R. & Wolfe, R.W. 1987. Dispersal of ornithochorus seeds from forest edges in Central Florida. *Vegetatio*, 71, 107-112.
- McClanahan, T.R. & Wolfe, R.W. 1993. Accelerating forest succession in a fragment landscape: the role of birds and perches. *Conservation Biology*, 7, 279-288.
- McDonnell, M.J. & Stiles, E.W. 1983. The structural complexity of old field vegetation and recruitment of bird-dispersed plant species. *Vegetatio*, 56, 109-116.
- Melo, V.A., Griffith, J.J., Demarco Jr, P., Silva, E., Souza, A.L., Guedes, M.C., & Ozório, T.F. 2000. Efeito de poleiros artificiais na dispersão de sementes por aves. *Revista Árvore*, 24, 235-240.
- Mendonça, R.C., Felfili, J.M., Walter, B.M.T., Silva Júnior, M.C., Rezende, A.V., Filgueiras, T.S., & Nogueira, P.E. 1998. Flora vascular do Cerrado. In *Cerrado: ambiente e flora* (eds S.M. Sano & S.P. Almeida), pp. 289-556. EMBRAPA-CPAC, Planaltina.
- Menon, S., Pontius, R.G., Rose, J., Khan, M.L., & Karmaljit, S.B. 2001. Identifying conservation-priority areas in the Tropics: a land-use change modeling approach. *Conservation Biology*, 15, 501-512.

- Miriti, M. 1998. Regeneração florestal em pastagens abandonadas na Amazônia Central: competição, predação e dispersão de sementes. In *Floresta Amazônica: dinâmica, regeneração e manejo* (eds C. Gascon & P. Moutinho), pp. 179-191. Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Manaus.
- Nepstad, D., Uhl, C., Pereira, C.A., & Cardoso da Silva, J.M. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. *Oikos*, 76, 11-25.
- Nepstad, D., Uhl, C., & Serrao, E.A.S. 1991. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. *Ambio*, 20, 248-255.
- Oliveira, P.E. 1998. Fenologia e biologia reprodutiva das espécies de Cerrado. In *Cerrado: ambiente e flora* (eds S.M. Sano & S.P. Almeida), pp. 169-192. EMBRAPA-CPAC, Planaltina.
- Oliveira, P.E.A.M. & Moreira, A.G. 1992. Anemocoria em espécies de cerrado e de mata de galeria de Brasília, DF. *Revista Brasileira de Botânica*, 15, 163-174.
- Overbeck, G.E., Müller, S.C., Pillar, V.D., & Pfadenhauer, J. 2005. Fine-scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland. *Journal of Vegetation Science*, 16, 655-664.
- Parrota, J.A. 1992. The role of plantation forests in rehabilitating degraded ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 41, 115-133.
- Parrota, J.A. 1993. Secondary forest regeneration on degraded tropical lands: The role of plantations as "foster ecosystems". In *Restoration of tropical forest ecosystems* (eds H. Lieth & M. Lohmann), pp. 63-73. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- Parrota, J.A. 1995. The influence of overstory composition on understory colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. *Journal of Vegetation Science*, 6, 627-646

- Parrota, J.A., Knowles, O.H., & Wunderle Jr., J.M. 1997. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 99, 21-42.
- Pillar, V.D. 2004. MULTIV: Multivariate Exploratory Analysis, Randomization Testing and Bootstrap Resampling. User's Guide v. 2.3.10. Departamento de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre. Disponível em: <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br/>.
- Pinheiro, F. & Ribeiro, J.F. 2001. Síndromes de dispersão de sementes e Matas de Galeria do Distrito Federal. In *Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria* (eds J.F. Ribeiro, C.E.L. Fonseca & J.C. Sousa-Silva), pp. 335-375. EMBRAPA-CPAC, Planaltina.
- Posada, J., Aide, M., & Cavelier, J. 2000. Cattle and weedy shrubs as restoration tools for tropical montane rainforest. *Restoration Ecology*, 8, 370-379.
- Powers, J.S., Haggard, J.P., & Fisher, R.F. 1997. The effect overstory composition on understory wood regeneration and species richness in seven year old plantation in Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 99, 43-54.
- Queiroz-Neto, J.P. 1982. Solos da região dos cerrados e suas interpretações. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 6, 1-12.
- Reatto, A., Correia, J.R., & Spera, S.T. 1998. Solos do bioma Cerrado: aspectos pedológicos. In *Cerrado: ambiente e flora* (eds S.M. Sano & S.P. Almeida), pp. 47-86. EMBRAPA-CPAC, Planaltina.
- Reiners, W.A., Bouwman, A.F., Parsons, W.F.J., & Keller, M. 1994. Tropical rain forest conversion to pasture: changes in vegetation and soil properties. *Ecological Applications*, 4, 363-377.

- Reis, A., Bechara, F.C., Espíndola, M.B., Vieira, N.K., & Souza, L.L. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza & Conservação*, 1, 28-36.
- Robinson, G.R. & Handel, S.N. 1993. Forest restoration on a closed landfill: rapid addition of new species by bird dispersal. *Conservation Biology*, 7, 271-278.
- Shiels, A.B. & Walker, L.R. 2003. Bird perches increase forest seeds on Puerto Rican landslides. *Restoration Ecology*, 11, 457-465.
- Silva, J.M.C. 1995. Birds of the Cerrado Region, South America. *Steenstrupia*, 31, 69-92.
- Silva Júnior, M.C., Scarano, F.R., & Souza Cardel, F. 1995. Regeneration of an Atlantic forest formation in the understory of a *Eucaliptus grandis* plantation in southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 11, 147-152.
- Thompson, K., Hodgson, J., Grime, P.J., & Burke, M.J.W. 2001. Plant trait and temporal scale: evidence from 5-year invasion experiment using native species. *Journal of Ecology*, 89, 105-40.
- Toh, I., Gillespie, M., & Lamb, D. 1999. The role of isolated trees in facilitating tree seedling recruitment at a degraded Sub-Tropical Rainforest site. *Restoration Ecology*, 7, 288-297.
- Tubelis, D.P. 1997. Estrutura de comunidades de aves em habitats preservados e alterados de cerrado, na região do Distrito Federal. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.
- Uhl, C. 1982. Recovery following disturbances of different intensities in the Amazon Rain Forest of Venezuela. *Interciência*, 7, 19-24.
- Uhl, C. 1987. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture. *Journal of Ecology*, 75, 377-407.

- UNESCO. 2002. Vegetação do Distrito Federal: tempo e espaço. Uma avaliação multitemporal da perda de cobertura vegetal no DF e da diversidade florística da Reserva da Biosfera do Cerrado - Fase I. UNESCO, Brasília.
- van der Pijl, L. 1982. Principles of dispersal in higher plants. Springer-Verlag, Berlin.
- van der Valk, A.G. 1992. Establishment, colonization and persistence. In Plant succession: Theory and prediction (eds D.C. Glenn-Lewin, R.K. Peet & T.T. Veblen), pp. 60-102. Chapman & Hall, London.
- Vieira, D.L.M., Aquino, F.G., Brito, M.A., Fernandes-Bulhão, C., & Henriques, R.P.B. 2002. Síndromes de dispersão de espécies abustivo-arbóreas em cerrado *sensu stricto* do Brasil Central e savanas amazônicas. Revista Brasileira de Botânica, 25, 215-220.
- Vieira, I.C.G., Uhl, C., & Nepstad, D. 1994. The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham. as a 'succession facilitator' in an abandoned pasture, Paragominas, Amazonia. Vegetatio, 115, 91-99.
- Wilcove, D.S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. Ecology, 66, 1211-1214.
- Wunderle Jr, J.M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. Forestry Ecology and Management, 99, 223-235.
- Zanini, L. & Ganade, G. 2005. Restoration of *Araucaria* Forest: the role of perches, pioneer vegetation, and soil fertility. Restoration Ecology, 13, 507-514.
- Zar, J.H. 1999. Biostatistical analysis. Prentice Hall, Upper Saddle River.
- Zimmerman, J., Pascarella, J., & Aide, M. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. Restoration Ecology, 8, 328-338.

ANEXOS

ANEXO A – Espécies selecionadas para o plantio na área do INMET, realizado em novembro de 2004.



ANEXO A – continuação



ANEXO A – continuação



ANEXO A – continuação



Ormosia stipularis

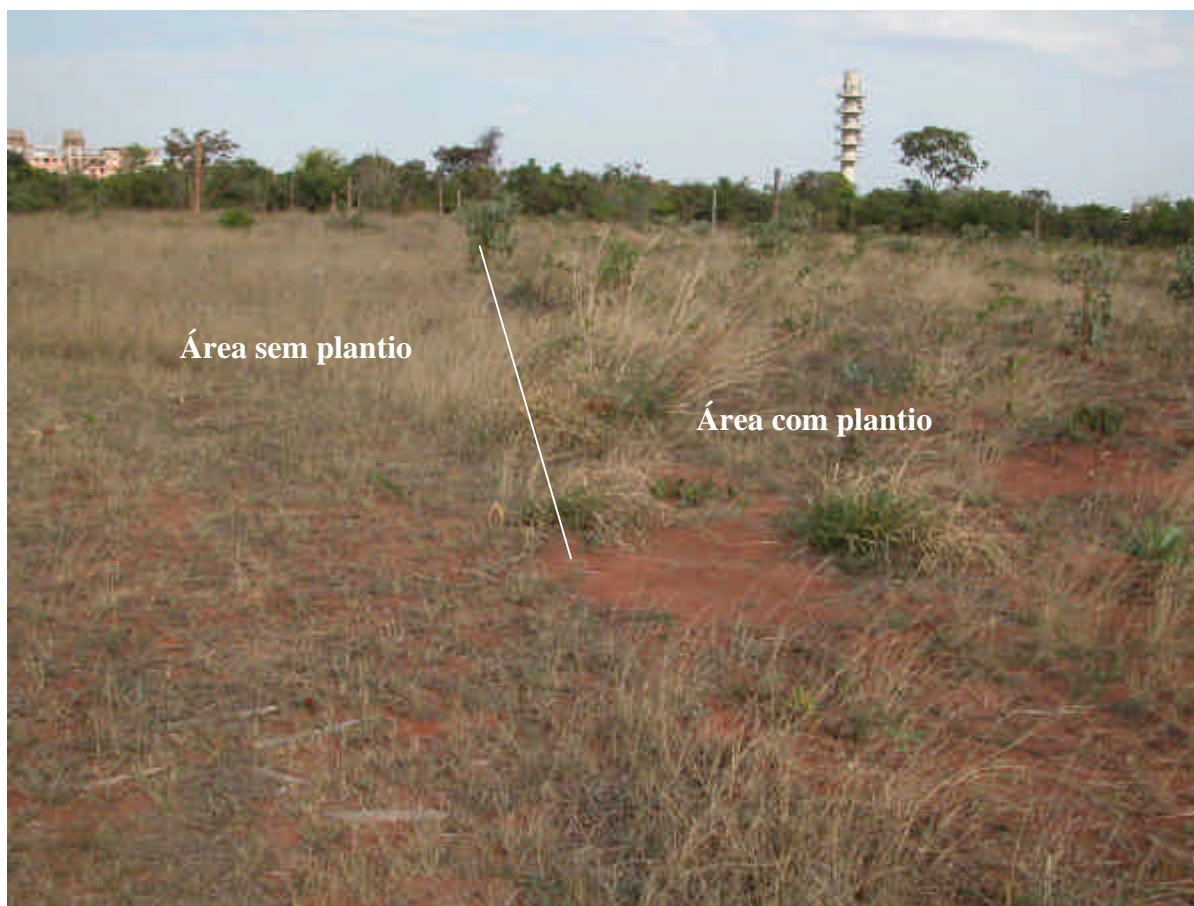


Tibouchina stenocarpa



Tabebuia caraiba

ANEXO B – Vista geral das áreas com e sem plantio no INMET, no decorrer do período de 12 meses.



Áreas com e sem plantio aos 3 meses de experimento (fevereiro de 2005).

ANEXO B – continuação



Área sem plantio após de 12 meses de experimento (novembro de 2005).



Área com plantio após de 12 meses de experimento (novembro de 2005).

ANEXO C – Vista geral das áreas circulares com e sem poleiros instalados no INMET, no decorrer do período de 12 meses.



Área circular sem poleiro um mês após a instalação do experimento (dezembro de 2004).



Área circular sem poleiro 12 meses após a instalação do experimento (novembro de 2005).

ANEXO C – continuação



Área circular com poleiro um mês após a instalação do experimento (dezembro de 2004).



Área circular com poleiro 12 meses após a instalação do experimento (novembro de 2005).

ANEXO D – Plântulas de algumas das espécies que emergiram em novembro de 2005 nas áreas circulares com e sem poleiros instaladas no INMET.



Acanthospermum australe



Aeschynomene rudis



Stylosanthes guianensis



Sida rhombifolia

ANEXO E – Sementes de *Acanthospermum australe* (indicadas pelas setas), evidenciando as estruturas em suas superfícies que possibilitam a fixação na plumagem ou pêlos de animais e favorecem sua dispersão acidental pelos mesmos.

