

**RECUPERAÇÃO DE UMA ÁREA DEGRADADA DO CERRADO
ATRAVÉS DE MODELOS DE NUCLEAÇÃO, GALHARIAS E
TRANSPOSIÇÃO DE BANCO DE SEMENTES**

ANDERSON JOSÉ FERREIRA DE OLIVEIRA

**TESE DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**FACULDADE DE TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB**

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

RECUPERAÇÃO DE UMA ÁREA DEGRADADA DO CERRADO
ATRAVÉS DE MODELOS DE NUCLEAÇÃO, GALHARIAS E
TRANSPOSIÇÃO DE BANCO DE SEMENTES

ANDERSON JOSÉ FERREIRA DE OLIVEIRA

ORIENTADOR: CHRISTOPHER WILLIAM FAGG

TESE DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

PUBLICAÇÃO: EFL
BRASÍLIA/ DF, 31 de outubro de 2013

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB
FACULDADE DE TECNOLOGIA - FT
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL - EFL

**RECUPERAÇÃO DE UMA ÁREA DEGRADADA DO CERRADO
ATRAVÉS DE MODELOS DE NUCLEAÇÃO, GALHARIAS E
TRANSPOSIÇÃO DE BANCO DE SEMENTES**

ANDERSON JOSÉ FERREIRA DE OLIVEIRA

TESE DE DOUTORADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL, DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR.

APROVADO POR:

Prof. Dr. CHRISTOPHER WILLIAM FAGG

Professor do Instituto de Biologia/Departamento de Botânica – UnB
acaciafagg@gmail.com.br (ORIENTADOR)

Prof. Dr^a. ROSANA DE CARVALHO CRISTO MARTINS

Professora da Faculdade de Tecnologia/Departamento de Engenharia Florestal – UnB
(EXAMINADOR INTERNO)

Prof. Dr. ALCIDES GATTO

Professor da Faculdade de Tecnologia/Departamento de Engenharia Florestal – UnB
(EXAMINADOR INTERNO)

Prof. Dr^a. MARIA FERNANDA SANTOS QUINTELA DA COSTA NUNES

Professora do Instituto de Biologia/Departamento de Ecologia - UFRJ
(EXAMINADOR EXTERNO)

Prof. Dr. NIWTON LEAL FILHO

Professor do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Coordenação de Dinâmica Ambiental
(EXAMINADOR EXTERNO)

Prof. Dr. ILDEU SOARES MARTINS

Professor da Faculdade de Tecnologia/Departamento de Engenharia Florestal – UnB
(SUPLENTE)

Brasília/DF, 31 de outubro de 2013

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade de Brasília. Acervo 1013616.

Oliveira, Anderson José Ferreira de.
O48r Recuperação de uma área degradada do cerrado através de modelos de nucleação, galharias e transposição de banco de sementes / Anderson José Ferreira de Oliveira. -- 2013. xi, 116 f. : il. ; 30 cm.

Tese (Doutorado) - Universidade de Brasília, Faculdade Tecnologia, Departamento de Engenharia Florestal, Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais, 2013.

Inclui bibliografia.

Orientação: Christopher William Fagg.

1. Cerrados. 2. Ciências Florestais. 3. Recuperação ecológica. I. Fagg, Christopher William, orientador. II. Título.

CDU 634.0

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

DE OLIVEIRA, A.J.F. (2004). Recuperação de uma área degradada do cerrado através de modelos de nucleação, galharias e transposição de banco de sementes. 2013. Tese de Doutorado, Publicação PPGEFL, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, DF, 116p.

CESSÃO DE DIREITO

AUTOR: Anderson José Ferreira de Oliveira

TÍTULO: Restauração de uma área degradada do cerrado através de modelos de nucleação, galharias e transposição de banco de sementes. 2013.

GRAU: Doutor ANO: 2013

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

Anderson José Ferreira de Oliveira

anderoli@terra.com.br

Desistir e persistir não são apenas palavras,
São ações.
Nunca desistir em nada.
Seja grande ou pequeno,
Importante ou não.
Nunca desista.
Sempre persista.
Nunca se renda à força,
Nunca se renda ao poder aparentemente esmagador do inimigo.
Um dia eles perecerão em sua maldade.
Ultrapasse todos os obstáculos criados,
Não desista nunca.

SUMÁRIO

| | |
|--|------|
| RESUMO | viii |
| ABSTRACT | ix |
| LISTA DE TABELAS | x |
| LISTA DE FIGURAS | xi |
| INTRODUÇÃO GERAL | 12 |
| REVISÃO DA LITERATURA | 13 |
| Restauração de áreas degradadas: a evolução do conhecimento | 13 |
| Processo sucessional no cerrado | 15 |
| Aspectos de solos degradados | 16 |
| A restauração de áreas degradadas no cerrado com o plantio em grupos espaçados | 18 |
| A utilização de técnicas nucleadoras na restauração de áreas degradadas no cerrado | 20 |
| OBJETIVOS | 23 |
| HIPÓTESES | 23 |
| REFERÊNCIAS | 24 |
| | |
| <i>CAPÍTULO 1 – RESTAURAÇÃO DE UMA ÁREA DEGRADADA POR MINERAÇÃO NO PARQUE ECOLÓGICO DO CORREGO DA ONÇA - DF, UTILIZANDO CONSORCIAMENTO DE PLANTIO EM LINHA E GRUPAMENTOS ESPAÇADOS DE ANDERSON.</i> | |
| RESUMO | 33 |
| ABSTRACT | 34 |
| INTRODUÇÃO | 35 |
| MATERIAL E MÉTODOS | 37 |
| Histórico da área de estudo | 40 |
| Coleta de amostras para análise de fertilidade do substrato | 41 |
| Plantio de mudas | 44 |
| Plantio de mudas em grupos espaçados de Anderson – adaptado | 46 |
| Características ecológicas das espécies utilizadas | 48 |
| Análise dos dados | 51 |
| RESULTADOS | 52 |
| Análise do Plantio de mudas | 52 |
| Análise dos grupos espaçados de Anderson – adaptado | 61 |
| DISCUSSÃO | 67 |
| CONCLUSÃO | 70 |
| REFERÊNCIAS | 71 |
| | |
| <i>CAPÍTULO 2 – UTILIZAÇÃO DAS TÉCNICAS DE TRANSPOSIÇÃO DE GALHARIA E DE BANCO DE SEMENTES EM UMA ÁREA DEGRADADA NO PARQUE ECOLÓGICO DO CORREGO DA ONÇA – BRASÍLIA – DF</i> | |
| RESUMO | 77 |
| ABSTRACT | 78 |
| INTRODUÇÃO | 79 |
| MATERIAL E MÉTODOS | 81 |
| Área de estudo | 81 |
| Instalação das galharias | 82 |
| Coleta de material para transposição do banco de sementes | 83 |
| Instalação das parcelas para a transposição do banco de sementes do solo | 83 |

| | |
|--------------------|-----|
| Análise dos dados | 84 |
| RESULTADOS | 87 |
| DISCUSSÃO | 106 |
| CONCLUSÃO | 108 |
| REFERÊNCIAS | 109 |
| ANEXOS | 112 |

RESUMO

Nas últimas décadas, a degradação ambiental no Brasil vem se intensificando em virtude da maior demanda social, acompanhando o processo de ocupação no território nacional. A idealização e construção da capital federal no centro do país demandou grande consumo de material de construção, intensificando elevado desmatamento, deixando muitas áreas degradadas com solos expostos e compactados, e sem vegetação, até os dias atuais. As técnicas de nucleação vêm se tornando uma realidade cada vez mais promissora dentro das novas propostas para a recuperação de áreas degradadas, por apresentar uma visão mais holística, visando o manejo da recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas. O objetivo deste trabalho foi avaliar o grau de eficácia do plantio de mudas e cada uma das técnicas alternativas de restauração, que se fundamentam em processos sucessionais naturais, tendo como base o princípio da nucleação em cerrado *sensu stricto*, uma área degradada por extração de solo. Em uma área de 3,3 hectares foram implementados junto ao plantio de mudas em linhas de 3 m x 3 m, o plantio de 150 grupos espaçados de Anderson (1953) com distribuição fatorial de 3 x 5. Para a determinação das propriedades químicas e densidade do solo, foram criadas, três parcelas de 100 m x 100 m na área degradada e em uma no cerrado *sensu stricto* adjacente à área. Para a análise química foram coletadas 20 amostras em cada uma das parcelas, as quais foram homogeneizadas, formando uma amostra composta. Para a densidade do solo, foram coletadas oito amostras em cada parcela, com repetições nas profundidades de 0 a 10 cm e de 10 a 20 cm e, posteriormente, secas em estufa a 105°C, para pesagem do material seco. A transposição das galharias e banco de sementes foram instalados aleatoriamente em 25 parcelas. Todos os tratamentos foram instalados com Delineamento em Inteiramente Casualizados (DIC). A densidade dos indivíduos de todos os tratamentos e a riqueza das galharias e banco de sementes de formas de vida foram avaliados por 12 meses. A densidade do solo obtida para o cerrado adjacente foi de 1,58 g/dm³. Para a área degradada do Parque Ecológico do Córrego da Onça, a densidade do solo obtida foi de 2,26 g/dm³. O valor médio de pH da área foi de 5,3. A concentração média de Ca²⁺ foi aproximadamente 1,5 mmol/dm³, do K⁺ igual a 10 mg/dm³ e do P igual a 0,4 mg/dm³. Para H+Al, 17,5 mmol/dm³ (Capítulo 1). A mortalidade total dos indivíduos plantados foi de 6,86%. Através dos agrupamentos espaçados de Anderson, ocorreu um incremento em altura da espécie central *Erythrina speciosa* na presença de *Tapirira guianensis* (Tukey = 58,711) e da espécie *Mabea fistulifera* em relação a *Cedrela fissilis* (Tukey = 52,16). Para incremento em diâmetro das espécies centrais, ocorreu incremento entre os blocos das espécies *Mabea fistulifera* e *Cedrela fissilis* (Tukey = 0.02366) e para o tratamento composto pela *Hymenaea coubaril* e *Tapirira guianensis* (Tukey = 0.01550) (Capítulo 2). Foram amostradas 44 espécies nas galharias, para uma diversidade de $H' = 2,246$, $Ds = 0,7921$ e $J = 0,6008$. No banco de sementes, foram 30 espécies, $H' = 2,43$, $Ds = 0,8552$ e $J = 0,7293$, considerando todas as formas de vida. Em ambos os tratamentos, as herbáceas foram dominantes com mais de 50% dos indivíduos amostrados. No banco de sementes as outras formas de vida foram equivalentes, o que não ocorreu nas galharias (Capítulo 3). Nos grupos espaçados, parece ocorrer a facilitação entre alguns dos pares de espécies, mas não se pode descartar ainda a questão individual e/ou da espécie em relação a processo de tolerância as condições ambientais. As técnicas de transposição do banco de sementes e das galharias, comprovaram ser eficientes técnicas para o estabelecimento plântulas, na recuperação de áreas degradadas por mineração.

Palavras-chave: Nucleação, Plantio em grupos espaçados, Transposição do banco de sementes, Transposição de galharias.

ABSTRACT

In recent decades, environmental degradation in Brazil has been increasing due to the increased social demand, accompanied the process of occupation in the country. Idealization and construction of the federal capital in the center of the country demanded large consumption of construction material, high stepping deforestation, leaving many areas with degraded soils exposed and compressed, and without vegetation, until the present day. The nucleation techniques come up tornando a reality increasingly promising among the new proposals for the recovery of degraded areas, by presenting a more holistic, and aiming at the management of the recovery of the ecological integrity of ecosystems. The aim of this study was to evaluate the degree of effectiveness of planting seedlings and each restoration alternative techniques that are based on natural successional processes, based on the principle of nucleation in cerrado *sensu stricto*, an area degraded by soil extraction. In an area of 3,3 hectares were implemented by the planting of seedlings in rows of 3 m x 3 m, the planting of 150 groups spaced Anderson (1953) with the distribution factor of 3 x 5. To determine the chemical properties and bulk density were created, three plots of 100 m x 100 m in a degraded area and in the cerrado adjacent to the area. For chemical analysis were collected 20 samples in each of the plots, which were mixed to form a composite sample. The density of the soil, eight samples in each plot, with repeats at depths 0-10 cm and 10-20 cm, and subsequently dried at 105°C for weighing the dry material. Transpositions of brushwood's and seed bank were installed randomly in 25 installments. All treatments were installed in randomized Delineation (DIC). The density of individuals of all treatments and the wealth of brushwood's and seed bank life forms were evaluated for 12 months. Soil density obtained for the surrounding savanna 1,58 g/dm³. For the degraded area of the Ecological Park of Onça stream, soil density obtained was 2.26 g/dm³. The average pH area was 5.3. The average concentration of Ca²⁺ was about 1.5 mmol/dm³, K⁺ equal to 10 mg/dm³ and P of 0.4 mg/dm³. For H + Al, 17.5 mmol/dm³. The total mortality of planted individuals was 6.86 %. Through the groups spaced Anderson, there was an increase in height of the central species in the presence of *Erythrina speciosa* and *Tapirira guianensis* (Tukey= 58.711) and species *Mabea fistulifera* over *Cedrela fissilis* (Tukey= 52.16). For diameter increment core species, there was an increase between blocks of species *Mabea fistulifera* and *Cedrela fissilis* (Tukey= 0.02366) and for the treatment and composed by *Hymenaea coubaril* and *Tapirira guianensis* (Tukey= 0.01550) (Chapter 2). Forty-four (44) species were sampled in brushwood's to a variety of $H' = 2,246$; $D_s = 0.7921$ and $P = 0.6008$. In the seed bank were 30 species, $H' = 2.43$; $D_s = 0.8552$ and $P = 0.7293$; considering all forms of life. In both treatments, herbaceous plants have been dominant over 50% of individuals sampled. Seed bank in the other life forms were equivalent, which did not occur in brushwood's (Chapter 3). Spaced groups, facilitation seems to occur between some of the pairs of species, but cannot rule out even a single issue and/or species in relation to the process of tolerance to environmental conditions. The technical implementation of the seed bank and brushwood's, proved to be efficient techniques to establish seedlings in recovery of areas degraded by mining.

Keywords: Nucleation, Spaced-Group planting, soil seed bank Transposition, brushwood's Transposition.

LISTA DE TABELAS

| | Pag. | |
|-----------|--|-----|
| Tabela 1 | Valores médios da concentração de minerais e outros atributos químicos e físicos do substrato na área experimental e cerrado <i>sensu stricto</i> adjacente do Parque Ecológico do Córrego da Onça – DF..... | 43 |
| Tabela 2 | Combinações de cinco espécies centrais e três periféricas, para a formação dos quinquêncios..... | 47 |
| Tabela 3 | Valores da sobrevivência, taxa de crescimento médio (altura e diâmetro) e desvio padrão nos anos de 2010 a 2012, das espécies nativas plantadas na área degradada do P. E. do Córrego da Onça, Brasília – DF..... | 54 |
| Tabela 4 | Taxa de mortalidade das espécies utilizadas no plantio em linha e nos grupamentos espaçados de Anderson na área degradada do Parque Ecológico do Córrego da Onça – DF realizada no triênio 2010 a 2012..... | 57 |
| Tabela 5 | Sumário estatístico da regressão linear simples, para a variável dependente altura final (cm) das espécies plantadas em função dos anos, na área degradada do Parque Ecológico do Córrego da Onça - DF..... | 58 |
| Tabela 6 | Sumário estatístico da regressão linear simples, para a variável dependente diâmetro (mm) das espécies plantadas em função dos anos, na área degradada do Parque Ecológico do Córrego da Onça - DF..... | 59 |
| Tabela 7 | Resultado da análise de variância em relação à variável altura das espécies centrais do grupamento espaçado de Anderson..... | 63 |
| Tabela 8 | Resultado da análise do crescimento em altura (cm) das espécies centrais do grupamento espaçado de Anderson..... | 63 |
| Tabela 9 | Resultado da análise de variância da variável altura das espécies periféricas do grupamento espaçado de Anderson..... | 64 |
| Tabela 10 | Resultado da análise do crescimento em altura (cm) das espécies periféricas do grupamento espaçado de Anderson..... | 64 |
| Tabela 11 | Resultado da análise de variância da variável diâmetro das espécies centrais do grupamento espaçado de Anderson..... | 65 |
| Tabela 12 | Resultado da análise do crescimento em diâmetro das espécies centrais do grupamento espaçado de Anderson..... | 65 |
| Tabela 13 | Resultado da análise de variância da variável diâmetro das espécies periféricas do grupamento espaçado de Anderson..... | 66 |
| Tabela 14 | Resultado da análise do crescimento em diâmetro das espécies periféricas do grupamento espaçado de Anderson..... | 66 |
| Tabela 15 | Relação de espécies por famílias, densidades e frequências absolutas e relativas e formas de vida presentes nas galharias do Parque Ecológico do Córrego da Onça – DF..... | 88 |
| Tabela 16 | Resultado da análise de variância, considerando o número de espécies em função das formas de vida estabelecidas nas galharias. | 92 |
| Tabela 17 | Resultado da análise de variância, considerando o número de indivíduos em função das formas de vida estabelecidas nas galharias..... | 92 |
| Tabela 18 | Resultado da relação das espécies em função das formas de vida nas parcelas das galharias (Tukey < 5%) | 93 |
| Tabela 19 | Lista de espécies, famílias, formas de vida, densidades e frequências absolutas e relativas das espécies determinadas nas parcelas de transposição de banco de sementes do solo de cerrado <i>sensu stricto</i> adjacente..... | 96 |
| Tabela 20 | Resultado da análise de variância, considerando as formas de vida em função do número de espécies estabelecidas nos bancos de sementes transpostos..... | 98 |
| Tabela 21 | Resultado da relação das espécies em função das formas de vida nos bancos de sementes transpostos (Tukey < 5%) | 98 |
| Tabela 22 | Resultado da análise de variância, em relação ao número de espécies, considerando as formas de vida estabelecidas em função das parcelas dos bancos de sementes transpostos | 99 |
| Tabela 23 | Resultado da análise de variância das formas de vida estabelecidas em função das parcelas dos bancos de sementes transpostos..... | 99 |
| Tabela 24 | Resultado da relação das parcelas em função das espécies e formas de vida nos bancos de sementes transpostos (Tukey < 5%) | 99 |
| Tabela 25 | Resultado da análise de variância – ANOVA realizada, comparando o número de espécies/formas de vida entre os tratamentos galharias e transposição do banco de sementes do solo..... | 100 |
| Tabela 26 | Resultado da análise das espécies em função das formas de vida entre os tratamentos galharias e transposição do banco de sementes do solo (Tukey < 5%)..... | 100 |
| Tabela 27 | Abundância de espécies presentes (+) e ausentes (-) nas galharias e no banco de sementes do solo, no Parque Ecológico do Córrego da Onça – DF | 101 |
| Tabela 28 | Medida das técnicas de transposição do banco de sementes e das galharias na área degradada entre os anos de 2011 e 2012, no Parque Ecológico do Córrego da Onça – DF..... | 105 |
| Tabela 29 | Espécies utilizadas na área do Parque Ecológico do Córrego da Onça - DF, no plantio de recuperação. Número de indivíduos plantados originalmente. | 113 |

LISTA DE FIGURAS

| | | |
|-----------|---|-----|
| Figura 1 | Visão geral da área de estudo, limite do PE do Córrego da Onça, DF. Fonte: Google Earth 2013..... | 37 |
| Figura 2 | Variação da altimetria observada representando a declividade da área experimental, no PE do Córrego da Onça – DF. Fonte: Google Earth. 2013..... | 38 |
| Figura 3 | Variação da temperatura média, máxima e mínima do Distrito Federal entre os anos de 2000 e 2012. Fonte: IBGE/RECOR-DF (2013)..... | 38 |
| Figura 4 | Variação das médias de Precipitação e umidade relativa do Distrito Federal entre os anos de 2000 a 2012. Fonte: IBGE/RECOR-DF (2013)..... | 39 |
| Figura 5 | Variação da média dos valores de evaporação e insolação por mês no Distrito Federal de 2000 a 2012. Fonte: IBGE/RECOR-DF (2013)..... | 40 |
| Figura 6 | Vista da área de estudo após tratamento com plantio de mudas..... | 41 |
| Figura 7 | Croqui da coleta de amostras do substrato, para posterior análise de fertilidade e densidade..... | 42 |
| Figura 8 | Análise granulométrica do cerrado adjacente do Parque Ecológico do Córrego da Onça | 44 |
| Figura 9 | Croqui do plantio linear de mudas realizado em 2008..... | 45 |
| Figura 10 | Croqui da disposição dos grupos espaçados consorciados com o plantio linear..... | 46 |
| Figura 11 | Croqui da disposição das mudas no grupo espaçado de Anderson..... | 47 |
| Figura 12 | Regressão Linear do desenvolvimento em altura final (cm) das espécies plantadas no triênio 2010-2012, na área degradada do Parque Ecológico do Córrego da Onça..... | 59 |
| Figura 13 | Regressão Linear do desenvolvimento em diâmetro (mm) das espécies plantadas no triênio 2010-2012, na área degradada do Parque Ecológico do Córrego da Onça..... | 60 |
| Figura 14 | Sobrevivência dos indivíduos das espécies vegetais utilizadas como periféricas (companheiras) no plantio de grupos espaçados..... | 61 |
| Figura 15 | Altura média das espécies periféricas ao longo de três anos após o plantio..... | 62 |
| Figura 16 | Croqui com a disposição das galharias na área de estudo (A) e a caracterização do material da galharia instalada na área de estudo (B)..... | 82 |
| Figura 17 | Croqui da coleta de 25 amostras do banco de sementes do solo no cerrado adjacente..... | 83 |
| Figura 18 | Croqui da distribuição aleatória das parcelas com amostras de solo com banco de sementes, distantes a 2 metros das parcelas – testemunhos..... | 84 |
| Figura 19 | Parcela com solo e banco de sementes (A) e com testemunho ao fundo (B)..... | 84 |
| Figura 20 | Percentual das forma de vida das espécies identificadas nas galharias..... | 87 |
| Figura 21 | Percentual de famílias determinadas nas parcelas das galharias, implantadas na área de estudo..... | 91 |
| Figura 22 | Percentual de cada família determinada nas parcelas da transposição de banco de sementes do solo, implantadas na área de estudo..... | 94 |
| Figura 23 | Percentual das formas de vida das espécies identificadas no banco de sementes do solo..... | 94 |
| Figura 24 | Curva de rarefação de espécies esperadas em 50 parcelas: 25 parcelas no banco de sementes e 25 parcelas nas galharias | 104 |
| Figura 25 | Curva de rarefação total das espécies amostradas acumuladas somando as duas técnicas..... | 105 |

INTRODUÇÃO GERAL

Nos últimos anos, a degradação ambiental no Brasil vem se intensificando através de diversas atividades socioeconômicas, em virtude da maior demanda social. Estas ações tendem a promover a redução e a subsequente anolose das áreas de florestas nativas. Estes eventos geram uma série de problemas ambientais, que alteram o equilíbrio energético e estrutural dos ecossistemas. (MORELLATO; HADDAD, 2000; SOUTO, 2009).

Atualmente, torna-se necessário o conhecimento das causas e consequências da destruição, fragmentação e depauperamento dos habitats naturais. Portanto, é fundamental a compreensão e conservação de amostras funcionais representativas dos ecossistemas naturais e recursos biológicos (SCARIOT et al., 2005), através da adoção de medidas necessárias para a preservação e uso racional dos recursos.

A construção da capital federal no centro do país demandou a retirada e utilização de grande quantidade de argila e cascalho, promovendo intenso desmatamento na região (BARBOSA, 2008). Na época, em virtude da falta de uma política ambiental ou programa que visasse a recuperação de áreas degradadas por mineração, a obra deixou muitos hectares de solos expostos e compactados, que impediu a revegetação natural desses sistemas (CORREA; MELO FILHO, 2004; BARBOSA, 2008).

De acordo com Corrêa (2006), grande parte das áreas compostas por Latossolos e Cambissolos foi utilizada como área de mineração de argila e cascalho, para a pavimentação das vias de acesso e circulação no Distrito Federal, correspondendo a 3.419 hectares de área explorada, que representa aproximadamente 0,6% de todo território do Distrito Federal (CORRÊA et. al, 2004; BARBOSA, 2008).

Muitas dessas áreas exploradas nas décadas de 50, 60 e 70, ainda se encontram abandonadas e no mesmo estado observado após sua exploração, ou seja, com solos expostos, sem vegetação e sujeitas a processos erosivos, mostrando um quadro de degradação acentuada dessas áreas em várias localidades do Distrito Federal.

Com o aumento do número de áreas degradadas no país, as pesquisas sobre restauração destas áreas têm objetivado ao longo das últimas décadas desenvolverem técnicas de restauração do ambiente natural, a partir da implantação de uma comunidade de espécies arbóreas, através do plantio de mudas (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004; FELFILI et al, 2005a; KAGEYAMA, 2008). Entretanto, a produção de mudas de espécies do bioma cerrado é um dos grandes obstáculos a ser superado, de forma a suprir programas extensivos de reflorestamento, em virtude dos questionamentos e pouco conhecimento do

comportamento de muitas espécies, principalmente, devido ao seu baixo valor econômico (MORAES, 1998; CARVALHO FILHO et al., 2003).

Projetos de recuperação de áreas degradadas exigem elevados investimentos (BENTO, 2010), devido a necessidade do preparo do solo, aquisição de mudas e insumos para o plantio. Contudo, em áreas utilizadas na mineração, as quais apresentam elevado grau de degradação, em virtude da parcial ou total supressão do solo superficial, nem sempre o plantio de mudas é suficiente para a restauração da área. Portanto, torna-se necessário uma maior gama de estudos, de acordo com cada realidade, que desenvolvam técnicas mais eficientes e de menor custo de implantação e manutenção das atividades relacionadas ao processo de restauração, contemplando sempre os aspectos funcionais dos sistemas ecológicos.

Dentro desse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar e comparar o grau de eficácia do plantio de mudas e de cada uma das técnicas alternativas de restauração (transposição de banco sementes e galharias) em uma área degradada por mineração de argila, que se fundamentam em processos sucessionais naturais, tendo como base o princípio da nucleação no cerrado *sensu stricto*, do Distrito Federal.

REVISÃO DA LITERATURA

Restauração de áreas degradadas: a evolução do conhecimento

Ao longo das últimas décadas, a restauração de áreas degradadas tem evoluído, desde iniciativas isoladas até a sua consolidação como uma linha de pesquisa científica (JAKOVAC, 2007). Tendo em vista as necessidades prementes em relação aos programas de restauração (PRAD's), a incorporação de conceitos ecológicos para o desenvolvimento de novas técnicas vem sendo cada vez mais adotada ao longo dos últimos anos.

Segundo Dias e Griffith (1998) as atividades de restauração de áreas degradadas no Brasil são relativamente recentes, e que tiveram início da década de 1980 com o propósito de recuperar algumas funções do ecossistema, as quais são denominada atualmente como “serviços ambientais” (KAGEYAMA et al., 1989; JAKOVAC, 2007), com o intuito de proteger os recursos hídricos e o solo independente da diversidade de espécies implantada (KAGEYAMA et al. 1989).

Segundo Kageyama et al. (1989), os modelos baseados na silvicultura comercial foram as técnicas precursoras em projetos de recuperação, utilizando sistemas mistos de

espécies arbóreas, nativas e exóticas. Nessa época, as ideias e concepções de projetos de recuperação objetivavam o retorno do ecossistema ao seu estado original, com todas as características de uma floresta madura e idêntica (em estrutura e composição) àquelas preestabelecidas (ENGEL; PARROTA, 2003; GANDOLFI; RODRIGUES, 2007). Logo, a concepção destes projetos se baseava no modelo determinístico proposto por Clements (1916), o qual pressupunha que os biomas ou as comunidades bióticas como sistemas convergiam sempre para um estado de clímax único.

Portanto, os modelos de recuperação eram baseados na estrutura da comunidade e na composição florística dos remanescentes florestais em melhor estado de conservação, de forma a definir a densidade de indivíduos e a quantidade de cada espécie arbórea a ser implantada, assim como a forma de distribuí-las no campo (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). Logo, o plantio de mudas de espécies arbóreas era a forma utilizada para alcançar o estágio climácico das áreas naturais (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004).

Posteriormente, uma visão mais ampla propôs a incorporação das questões bióticas como componente da dinâmica sucessional dentro do modelo de bioma de Clements (1916), onde a sucessão passou a ser estudada ao nível de ecossistema (JAKOVAC, 2007). Anos mais tarde viu-se a importância de avaliar as relações tróficas dentro da comunidade para a sucessão nestes ecossistemas.

Nessa nova visão, a ideia de incorporação dos processos físicos, químicos e biológicos associados ao conceito do fluxo de energia dentro das comunidades forneceu uma nova abordagem em relação ao conhecimento que envolve o processo de sucessão. O resultado dessa nova visão foi o de avaliar melhor o comportamento e as necessidades das espécies vegetais quanto às suas exigências abióticas, como intensidade luminosa e disponibilidade de nutrientes e quanto às suas características de crescimento e desenvolvimento (BUDOWSKI, 1965; WHITMORE, 1976).

Com base nesta visão, chegou-se a uma nova metodologia de distinção ecológica das espécies, que resultou na classificação do que chamamos hoje de grupos ecológicos funcionais (BUDOWSKI, 1965; WHITMORE, 1976). Esta metodologia é uma forma de separar as espécies reforçando principalmente, a ideia de funcionalidade que cada espécie representa na comunidade em um modelo de facilitação, em virtude do seu comportamento e desenvolvimento em relação ao processo sucessional, isto é, em relação ao estágio sucessional em que elas ocorrem.

Estas ideias acabaram produzindo em uma nova proposta para a elaboração do delineamento do plantio de mudas arbóreas em projetos de recuperação. Contudo, de

acordo Sorreano (2002), durante os primeiros plantios realizados baseados neste modelo não houve a percepção necessária com a equalização entre riqueza e a diversidade, em relação aos grupos ecológicos, priorizando quantitativamente o plantio de espécies pioneiras.

O conhecimento acumulado sobre os processos envolvidos na dinâmica das formações naturais, além da experiência adquirida na restauração de áreas degradadas nas últimas décadas, vem conduzindo a uma significativa mudança na orientação dos programas de recuperação.

O aparecimento de novos conceitos ecológicos colocou o modelo de Clements (1916) sob questionamento, apresentando uma nova visão, onde diferentes caminhos sucessionais e estruturais da vegetação secundária podem ser determinados pelo tamanho e grau do distúrbio e que mudanças sucessionais da vegetação podem ocorrer seguindo múltiplas trajetórias (WHITE; PICKETT, 1985; WHITMORE, 1989; BAZZAZ, 1991; PICKETT et al., 1992; SWAINE; HALL, 1996).

A ideia acima citada é corroborada por Pires-O'Brien e O'Brien (1995) que enfatizam que uma série de estádios de desenvolvimento que determinada comunidade vegetal atravessa deverá atingir um estágio de equilíbrio dinâmico. Delamonica (1997) complementa enfocando a importância de perturbações frequentes, assumindo que as mudanças contínuas na vegetação são normas e não exceções, ou seja, não existe uma convergência para um estado de clímax único. Com isso é possível afirmar que, o objetivo principal dos projetos de restauração ecológica na atualidade é procurar promover o retorno das funções de um ecossistema a um estado ou condição pela qual ocorra a autossustentabilidade do mesmo (PARKER; PICKETT, 1997), e não na busca de um único estado clímax.

Processo sucessional no Cerrado

No cerrado, o processo sucessional ocorre de maneira distinta do modelo postulado para as florestas tropicais, em virtude do comportamento próprio das espécies vegetais em relação a tolerância a acidez do solo e sua baixa fertilidade, a heliofilia e a excepcional capacidade de rebrota a partir de estruturas subterrâneas após o corte ou a exposição ao fogo (DURIGAN, 2008).

Contudo, já se sabe que, o processo sucessional no cerrado se caracteriza principalmente pela alteração das fisionomias mais abertas para fisionomia mais densas,

até um clímax que é definido pela capacidade de suporte do meio (EITEN, 1972; COUTINHO, 1982; PIVELLO; COUTINHO, 1996). Diferentemente do que ocorre nas florestas tropicais, onde ocorre a substituição das espécies em uma escala temporal, culminando em um estágio climácico, cuja composição florística, estrutura e fisionomia são relativamente estáveis, contudo dinâmicas (BUDOWSKY, 1970; DURIGAN, 2008).

Em ambientes de cerrado, a regeneração é dependente de três fatores: a rebrota a partir de troncos, xilopódios e raízes, as sementes do banco de sementes no momento do distúrbio e as sementes que entram no sistema após o distúrbio (YOUNG et al., 1987; DURIGAN, 2008).

Durigan (2008) ainda enfatiza que em áreas que sofreram queimadas e desmatamento recentes, a reocupação se fará predominantemente através da rebrota das estruturas subterrâneas dos indivíduos lenhosos que tiveram a parte aérea destruída, não sendo comum a colonização por espécies tipicamente pioneiras, de ciclo curto. Já Oliveira (1998) afirma que mesmo com a seca prolongada e incêndios frequentes, a regeneração a partir das sementes é viável, em virtude de mecanismos que envolvem a persistência, resistência, dormência e germinação muito bem adaptados as condições do cerrado.

Aspectos de solos degradados

A maioria dos solos brasileiros apresenta limitações ao desenvolvimento de plantas, em plantios comerciais e em projetos de recuperação de áreas degradadas, em decorrência dos efeitos elevados da acidez, que por sua vez pode estar associada à presença de Alumínio e Manganês trocáveis em concentrações tóxicas e aos baixos teores de cátions de caráter básico, como cálcio e magnésio. Estas características condicionam de um modo geral o crescimento das plantas, em decorrência das relações causa e efeito, considerando as propriedades físicas, químicas e biológicas, que se relacionam com a gênese e fertilidade do solo (SOUSA et al., 2007).

Esta relação se intensifica ainda mais no cerrado, devido à expectativa que se tem sobre as espécies nativas, que alocam mais recursos para a captação de nutrientes necessários abaixo do solo (HOFFMANN; FRANCO, 2003).

Portanto, a acidez do solo em excesso pode proporcionar alterações químicas e também na fertilidade do solo, nas camadas mais exploradas pelas raízes nas camadas superficiais do solo (0 a 20 cm) (SOUSA et al., 2007), restringindo o crescimento das plantas.

Em profundidades maiores a 20 cm, tais restrições também ocorrem, reduzindo o crescimento radicular, limitando a absorção de água e nutrientes. Deste modo, essas restrições de crescimento e produtividade são comuns em regiões onde ocorrem períodos de estiagem (veranicos) ao longo do ano (SOUSA et al., 2007).

Aliadas as condições químicas, físicas e biológicas dos solos, as ações antrópicas promovem alterações na sua estrutura através de atividades mecanizadas e de exposição do solo. E estas alterações podem levar a compactação dos solos, que por sua vez podem modificar em diferentes graus algumas propriedades físicas do solo como umidade, aeração, temperatura e resistência mecânica. Essa mudança no ambiente físico do solo pode afetar propriedades biológicas e químicas específicas (BOONE; VEEN, 1994).

Em solos onde ocorreu o processo de compactação excessiva, o crescimento radicular é prejudicado e por vezes impedido, a absorção de nutrientes é limitada e proporciona um aumento do quadro de estresse de umidade (BICKI; SIEMENS, 1991), resultando em redução no desenvolvimento das plantas.

Em solos degradados, a compactação é um dos principais problemas que influenciam diretamente os processos físicos e químicos do solo, afetando o estabelecimento e desenvolvimento das plantas (REICHERT et al., 2007). E estes aspectos nos remete ao que é o conceito do termo compactação do solo, que se refere à compressão do solo não saturado durante a qual existe um aumento de sua densidade em consequência da redução de seu volume (GUPTA et al., 1985; GUPTA; ALLMARAS, 1987), resultante da expulsão de ar dos poros do solo.

Segundo Reichert et al. (2007), quando o solo é compactado, sua resistência é aumentada e a porosidade total é reduzida às custas dos poros maiores, em virtude da diminuição da quantidade de macroporos e, concomitantemente ao aumento dos números de microporos no solo. Estas condições podem proporcionar o aumento do conteúdo volumétrico de água e a capacidade de campo, antes que sejam atingidos níveis críticos de compactação. Em contrapartida, ocorre a redução da aeração, da taxa de infiltração de água e da condutividade hidráulica do solo saturado.

A consequência desses processos é o provável aumento do escoamento superficial de água, promovendo o carreamento de argila, aumentando o percentual relativo de areia no solo em médio prazo. Estes eventos comprometem o crescimento das plantas em virtude da diminuição da disponibilidade de água e deficiência da aeração do solo, limitando adsorção e ou absorção de nutrientes e restringindo o crescimento das raízes

(MOURA FILHO; BUOL, 1972; ALVARENGA et al., 1983; SMUCKER; ERICKSON, 1989; BICKI; SIEMENS, 1991).

A restauração de áreas degradadas com o plantio em grupos espaçados

Sob o ponto de vista moderno, a técnica de plantio de mudas convencional ou tradicional passou a não mais satisfazer aos anseios da restauração (JAKOVAC, 2007). Contudo, é necessário aprimorar técnicas de plantio alternativas e desenvolver novos métodos que possam incorporar outros elementos do ecossistema no processo de recuperação.

Atualmente, alguns de projetos de recuperação no Brasil (GONÇALVES et al., 2005; FERREIRA; FERREIRA, 2007) têm utilizado o modelo de plantio baseado na proposta de Anderson (1953), a qual determina um plantio de mudas de forma adensada, que variam em sete combinações possíveis, de acordo com os grupos ecológicos e número de mudas, na maior parte dos casos, formando um quadrado perfeito.

A ideia do plantio em grupos espaçados vai de encontro com o conceito de nucleação, onde determinadas espécies possibilitam uma significativa melhoria nas qualidades ambientais, permitindo aumento da probabilidade de ocupação deste ambiente por outras espécies mais exigentes (YARRANTON; MORRISON, 1974). Essas espécies, Ricklefs (1996) denominou-as como espécies facilitadoras, as quais em uma fase inicial tende a proporcionar alterações das condições ambientais de uma comunidade, de modo que as espécies subsequentes tenham maior facilidade de estabelecimento.

Neste modelo são utilizadas mudas de espécies heliófitas (espécies facilitadoras ou protetoras) nos extremos de um quadrado imaginário, com as espécies ciófitas (consideradas plantas de sombra) (GIVNISH, 1988), no centro do quadrado. Este tipo de formação visa sombreamento para a espécie central e maior cobertura do solo nos primeiros anos de plantio. Ao longo do desenvolvimento, a tendência é que os indivíduos das espécies heliófitas venham a diminuir proporcionando para as espécies ciófitas, condições ecológicas cada vez melhores para o seu estabelecimento e desenvolvimento no sub-bosque (MARTINS, 2009a).

Estas ideias nos remete ao que conhecemos como teoria da facilitação, que até recentemente eram definidas como interações facilitadoras planta-planta dentro de um estágio sucessional a partir de um estágio anteriormente reconhecido (BROOKER et al., 2008), como por exemplo, o papel da facilitação na sucessão primária (WALKER; DEL

MORAL, 2003). Contudo, as interações de facilitação foram apontadas por diversos autores, como processos reguladores para o sucesso do desenvolvimento das plantas e na composição de comunidades estáveis (BROOKER et al., 2008).

Outros tipos de interações positivas são bastante conhecidas, como a atração de polinizadores (THOMSON, 1978), a disponibilidade de nitrogênio no solo, a partir da presença de espécies arbustivas (GARCÍA-MOYA; MCKELL, 1970), o compartilhamento de recursos por meio de redes de micorrizas (CHIARIELLO et al., 1982), além dos efeitos clássicos das espécies enfermeiras (periféricas ou companheiras) (BROOKER et al., 2008). Dentro da perspectiva das plantas vizinhas, as interações não tróficas que demonstraram que alguns efeitos de facilitação por espécies enfermeiras (ou companheiras) parecem ser mais comuns do que se imaginava.

Corroborando com essa ideia, Scarano (2000) utilizou o termo “planta focal” para plantas capazes de favorecer a colonização de outras espécies mais exigentes, como a palmeira *Allagoptera arenaria* (Gomes) Kuntze e plantas do gênero *Clusia* L., propiciando a formação de moitas na restinga, favorecendo o desenvolvimento de cactáceas e bromeliáceas, sugerindo um modelo no qual os efeitos da facilitação seriam maiores em ambiente com elevado estresse abiótico (BERTNESS; CALLAWAY, 1994).

De forma similar a Scarano (2000), porém em ambiente de cerrado *sensu stricto*, Lopes (2010) afirmou que os indivíduos de *Solanum lycocarpum* modificaram o ambiente sob sua copa, por meio da produção de sombra e serrapilheira, proporcionando conseqüentemente, o aumento da umidade, da concentração de nutrientes e diminuição da resistência à penetração no solo, de modo que estes fatores forneceram condições propícias para o estabelecimento de outras espécies vegetais sob sua copa.

Utilizando a técnica dos grupos espaçados (quinquêncio), Botelho (2005), em área de mata ciliar obteve resultados significativos no desenvolvimento em altura e diâmetro das espécies pioneiras (*Trema micrantha*, *Croton floribundus* e *Senna multijuga*) durante os meses iniciais, quando compostas com *Copaifera langsdorffii*, *Tabebuia serratifolia* e *Myroxylon peruiferum* (espécies ciófitas). As espécies ciófitas responderam positivamente após 27 meses do plantio, distinguindo os dois grupos ecológicos, corroborados pelos critérios utilizados por Zuba Jr. et al. (2010).

Na região do semiárido, Zuba Jr. et al. (2010) utilizaram *Hymenaea coubaril* (jatobá) como espécie central e três espécies de leguminosas pioneiras (*Acacia mangium* - espécie exótica-, *Senna multijuga* e *Leucaena leucocephala* - exótica).

Para *Hymanaea coubaril* observou-se após um ano de plantio, um melhor desenvolvimento em altura (57,6 cm), diâmetro do caule (1,0 cm) e diâmetro da copa (37,7 cm) principalmente, em espaçamentos de 4 m x 2 m. Provavelmente em razão da diminuição da perda de água por evapotranspiração, aumento da cobertura e da deposição de biomassa sobre o solo e aporte de biomassa no solo. Os autores enfatizam também que, o maior sombreamento pode ser responsável por provocar uma redução na formação de galhos pela árvore, promovendo o aumento do seu crescimento em altura e posterior engrossamento do tronco.

Dentro deste contexto, a utilização da técnica de plantio em grupos espaçados, pode ser uma medida alternativa para promover a recuperação de áreas degradadas por mineração com espécies nativas do cerrado, na tentativa de proporcionar resultados satisfatórios.

A utilização de técnicas nucleadoras na restauração de áreas degradadas no cerrado

As novas propostas para a recuperação de áreas degradadas já são vislumbradas sob uma visão mais holística, no que diz respeito às formas de manejar estas áreas. Neste contexto foi criado o termo restauração ecológica, que para a Sociedade para Restauração Ecológica (*Society for Ecological Restoration- SER*) é definido como “a ciência, prática e arte de assistir e manejar recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas, incluindo um nível mínimo de biodiversidade e de variabilidade na estrutura e no funcionamento dos processos ecológicos, considerando-se seus valores ecológicos, econômicos e sociais”.

Estas novas propostas para a restauração foram desenvolvidas com base no conhecimento científico obtido a partir de estudos tanto em áreas naturais como em áreas restauradas. Para tanto, é necessária a compreensão dos complexos mecanismos de interações ecológicas entre espécies e com os fatores ambientais, de forma que haja o entendimento mais detalhado, que levem a formação da comunidade (PARROTTA, 1999; RODRIGUES; GANDOLFI, 2004).

Neste contexto, para Reis et al. (2003), a nucleação pode representar uma das melhores formas de implementar a sucessão dentro de áreas degradadas, restituindo a biodiversidade condizente com as características da paisagem e das condições microclimáticas locais. Reis e Kageyama (2008) ainda defendem que o incremento das interações interespecíficas é uma das melhores formas de propiciar a restauração ambiental.

As interações defendidas por Reis e Kageyama (2008), envolvem diversos tipos de interações ecológicas, processos reprodutivos das plantas, de polinização e dispersão de sementes. Estes processos permitem que as atividades de restauração se fundamentem nos processos sucessionais, com baixo custo, requerendo o mínimo de entrada artificial de energia e ainda, promovendo o aumento da biodiversidade do ambiente degradado, em virtude dos núcleos formados.

Uma das técnicas mais importantes para a nucleação em projetos de restauração é a transposição de galharias. Esta técnica tem como objetivos formar abrigos seguros para a fauna (BECHARA; REIS, 2003; TRES; REIS et al., 2007). Sua presença em áreas abertas surge como uma estratégia eficaz para estimular e aumentar a frequência, assim como, a permanência de roedores, répteis, anfíbios e artrópodes, devido à criação de abrigos (ninhos e de alimentação) e microclima adequados, além de proporcionar locais propícios para o desenvolvimento de larvas de coleópteros e fungos decompositores (REIS et al., 2003; AQUINO et al., 2012).

Além disso, a galharia no campo constitui, além de incorporação de matéria orgânica no solo e potencial de rebrota e germinação de espécies vegetais que necessitem de condições adequadas, como um maior sombreamento e umidade, sendo recomendadas em áreas destinadas à mineração, onde grandes áreas de solo são removidas, em virtude da total ausência de nutrientes no solo (REIS et al., 2003).

A transposição do banco de sementes do solo, outra técnica importante da nucleação, tem sido indicada como técnica alternativa de restauração ecológica em áreas degradadas, em virtude do seu baixo custo e da possibilidade de conter elevada riqueza florística (CALEGARI et al., 2008; MARTINS, 2009b). Ela é baseada na remoção da camada mais superficial (Topsoil) do solo florestal, que contém o horizonte orgânico (O) e por vezes, parte do horizonte mineral (A) e até em alguns casos, parte do horizonte B (TACEY; GLOSSOP, 1980), que contém elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, além do banco de sementes florestal, sendo uma importante fonte de sementes de espécies nativas (CARROL; ASHTON, 1965; ROKICH et al., 2000).

Portanto, presume-se que, a utilização do banco de sementes, um estoque dinâmico composto por sementes viáveis, dormentes ou não, na superfície e na serrapilheira (GARWOOD, 1989; MONACO, 2003), e formado em sua maioria por espécies pioneiras, tenha a função de “cicatrizadora do ambiente” (DENSLOW; GÓMES-DIAS, 1990). A transposição do banco e o desenvolvimento eventual da vegetação possibilitarão a promoção de mudanças nas condições edáficas e microclimáticas da área a ser recuperada,

criando condições necessárias para a chegada e desenvolvimento de outras espécies mais exigentes em relação às condições edáficas locais (POTTHOFF et al., 2005).

Em seu trabalho no sudeste da Austrália, Tozer et al. (2012) demonstrou que a transposição do solo superficial foi eficaz no restabelecimento da diversidade de espécies de plantas. Entretanto, para Miranda Neto et al. (2010), o banco de sementes, antes de ser transposto, deve ser analisado para que plantas herbáceas e gramíneas agressivas não inibam a sucessão que se pretende estimular. Contudo, dependendo do enfoque que se deseja dar a restauração, o banco de sementes pode ser obtido de áreas subjacentes com características similares.

De acordo com Martins (2004), no banco de sementes em áreas degradadas do cerrado *sensu stricto* foi verificada a maior ocorrência de espécies pioneiras do que espécies pertencentes a outros estágios sucessionais, corroborando com Thompson (1979). Martins (2004) conclui ainda, que em áreas de cascalheira predominam basicamente algumas espécies herbáceas, podendo estas espécies indicar o grau de perturbação do local.

Sasaki (1999) verificou estratégias específicas de germinação e persistência para ao comparar experimentalmente sementes de três espécies do cerrado (*Vernonia herbácea* (Vell.) Rusbv, *Bidens gardneri* Bake. e *Psychotria barbiflora* DC.). Estas, quando enterradas no solo, perdem a sensibilidade à luz, e que, provavelmente algumas espécies com características de germinação similares a *Vernonia herbácea*, não contribuem para a formação do banco de sementes do solo, haja vista que suas sementes tendem a germinar com a primeira chuva. Entretanto, para as espécies com características de persistência e germinação similares *Bidens gardneri*, *Psychotria barbiflora* tendem a permanecer “íntactas” por algum tempo no solo, formando um banco de sementes do temporário em áreas de cerrado.

Vieira (2004) afirma que em áreas que perderam as camadas superiores (horizonte A) do solo necessitam de ações que visem à recuperação, e a transposição do solo, visando à restauração do mesmo como uma forma direta de formar núcleos onde o banco de sementes possa ser recomposto, potencializando a ação irradiadora para a área.

OBJETIVOS

• Avaliar a possibilidade de recuperação de uma área degradada por mineração de argila utilizando plantio de mudas nativas de cerrado *sensu stricto* aliada às técnicas de nucleação. Dentro desta proposta, os objetivos específicos foram:

- I. Avaliar o modelo de plantio consorciado com as técnicas de nucleação;
- II. Caracterizar a comunidade colonizadora, a partir das técnicas de nucleação na área de recuperação;
- III. Avaliar as condições do substrato da área degradada da área experimental;
- IV. Avaliar a riqueza densidade e frequência do banco de sementes do solo, transposto na área experimental;
- V. Propor uma metodologia para a recuperação de áreas degradadas por mineração de solo argiloso em área de cerrado *sensu stricto*;

HIPÓTESES

H_1 = A utilização de técnicas de nucleação (grupos espaçados, transposição de solo e galharias) é viável para acelerar a recolonização e promover a recuperação da área degradada.

H_0 = A utilização de técnicas de nucleação (grupos espaçados, transposição de solo e galharias) não é viável para acelerar a recolonização e promover a recuperação da área degradada.

H_1 = Os processos de facilitação ocorrerão com uso de mudas plantadas em grupos espaçados na área.

H_0 = Os processos de facilitação não ocorrerão com uso de mudas plantadas em grupos espaçados na área.

REFERÊNCIAS

ALVARENGA, M. I. N. & DAVIDE, A. C. Características físicas e químicas de um latossolo vermelho-escuro e a sustentabilidade de agrossistemas *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, nº 23: 933-942. 1999.

ANDERSON, M.L. Plantación en grupos especiados. FAO. *Unasyuva* - Vol. 7, Nº 2. 1953.

AQUINO, F. G.; ALBUQUERQUE, L.B.; ALONSO, A. M.; LIMA J. E. F. W.; SOUSA, E. S. **Restauração de matas de galeria e ciliares**. Embrapa. Brasília, DF. 40 p. 2012.

BARBOSA, A. C. C. **Recuperação de áreas degradada por mineração através da utilização de sementes e mudas de três espécies arbóreas do cerrado, no Distrito Federal**. Dissertação de Mestrado. Brasília - Universidade de Brasília/FT/Depto. Eng. Florestal. 88 p. 2008.

BAZZAZ, F.A. Regeneration of tropical forests: physiological responses of pioneer and secondary species. *In: Jeffers, J.N.R. (Ed.) Rainforest Regeneration and Management*. MAB Series, v. UNESCO, Paris. 91-118, 1991.

BECHARA, F.C.; REIS, A. Unidade demonstrativa de restauração ecológica de restinga arbórea contaminada por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho. *In: TRES, D.R.; REIS, A. Perspectivas sistêmicas para a conservação e restauração ambiental: do pontual ao contexto*. A., 1ª. Ed., Itajaí : Herbário Barbosa Rodrigues , 374 p., 2009.

BERTNESS, M. D.; CALLAWAY, R. M. Positive interactions in communities. *Trends in Ecology & Evolution*. nº 9: 187-191, 1994.

BICKI, T.J.; SIEMENS, J.C. Crop responses to wheel traffic soil compaction. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, v.34: 909-913, 1991.

BOONE, F.R.; VEEN, B.W. Mechanisms of crop responses to soil compaction. *In: SOANE, B.D.; van OUWERKERK, C. (Eds.). Soil Compaction in crop production*. Amsterdam: Elsevier, 237-264, 1994.

BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; FARIA, J. M. R. Desenvolvimento inicial de seis espécies florestais nativas em dois sítios, na região sul de minas gerais. *CERNE*, vol. 2, nº 1: 4-13, 2005.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. *Turrialba*, nº 15: 40-42, 1965.

BUDOWSKY, G. The distinction between old secondary and climax species in tropical Central American lowland forests. *Tropical Ecology*. nº 11: 44-48, 1970.

CALEGARI, L. et al. Caracterização do banco desementes de espécies arbustivo-arbóreas para fins de restauração florestal de área degradada por mineração, Carandaí, MG. *In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS*, 7., 2008, Curitiba. Anais... Curitiba. SOBRADE, 135-146, 2008.

- CARROL, E.J.; ASHTON, D.H. Seed storage in several Victorian plant communities. *Victorian Naturalist*, nº 82: 102-110, 1965.
- CARVALHO FILHO, J.L.S.; ARRIGONI-BLANKI, M.F.; BLANKI, A.F.; RANGEL, M.S.A. Produção de mudas de (*Hymenaea coubaril* L.) em diferentes ambientes e composições de substratos. *CERNE*, Lavras – MG. Vol. 9, nº 1: 109–118, 2003.
- CHIARIELLO, N. R., HICKMAN, J. C. & MOONEY, H. Endomycorrhizal role for interspecific transfer of phosphorus in a community of annual plants. *Science*, nº 217: 941–943, 1982.
- CLEMENTS, F.E. Plant succession: Analysis of the development of vegetation. In: Kent, M; Coker, P. 1992. *Vegetation description and analysis a practical Approach*. 3^a ed. John Wiley e Sons Ltd, England. 363 p., 1916.
- CORRÊA, R.S.; BIAS, E.S.; BAPTISTA, G.M.M. **Áreas degradadas pela mineração no cerrado**. Editora Universa. Brasília, cap. I: 9-22, 2004.
- CORRÊA, R.S.; MELO FILHO, B. Aspectos ecológicos da sucessão secundária em áreas mineradas no cerrado. In CORRÊA, R.S.; BAPTISTA, G.M.M., **Mineração de áreas degradadas no cerrado**. Editora Universa, Brasília, cap. 7: 123-158, 2004.
- CORRÊA, R.S. **Recuperação de áreas degradadas pela mineração – no cerrado – manual de vegetação**. Editora Universa. Brasília, 186 p., 2006.
- COUTINHO, L.M. Ecological effects of fire in Brazilian cerrado. *Ecological Studies*, nº 42: 272 -291, 1982.
- DELAMONICA, P.S. **Florística e estrutura de floresta atlântica secundária - Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul, Ilha Grande, RJ**. Dissertação de Mestrado, IB/USP, São Paulo. 178 p., 1997.
- DENSLOW, J.S.; GOMEZ DIAS, A. E. Seed rain to tree-fall gaps in a Neotropical rain forest. *Canadian Journal of Forest Research*, nº 20: 642-648, 1990.
- DIAS L.E.; GRIFFITH, J.J. Conceituação e caracterização de áreas degradadas. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, 1-7, 1998.
- DURIGAN, G. Bases e diretrizes para a restauração da vegetação do cerrado. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.N.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. 1^a Ed. FEPAF, Botucatu, São Paulo. 340 p., 2008.
- EITEN, G. The cerrado Vegetation of Brazil. *Botanical Reviews*, nº 38: 201-341, 1972.
- ENGEL, V. L. e PARROTA, J. A.. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais, p.01. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E. de; MORAES, L.F.D. de; ENGEL, V.L. e GANDARA, F.B. (Eds.) **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais-FEPAF, S.P, 340 p., 2008.

FELFILI, J.M.; FAGG, C.W.; PINTO, J.R.R. Modelo de nativas do bioma stepping Stones na formação de corredores ecológicos, pela recuperação de áreas degradadas no cerrado. In: ARRUDA, M.B. (Org.). **Gestão integrada de ecossistemas aplicada a corredores ecológicos**. Brasília. 187-209, 2005.

FELFILI, J.M. Biodiversidade, ecologia e conservação do cerrado: avanços no conhecimento. In: Scariot, A.; Souza-Silva, J.C.; Felfili, J.M. **Ecologia, biodiversidade e conservação**. Min. Meio Ambiente – Brasília, 439 p., 2005a.

FELFILI, J. M.; FAGG, C. W.; PINTO, J. R.R. Modelo nativas do bioma stepping stones na formação de corredores ecológicos, pela recuperação de áreas degradadas no cerrado. In: Arruda, M. B. (Org.). **Gestão Integrada de Ecossistemas Aplicada à Corredores Ecológicos**. Brasília. 187-209., 2005a.

FELFILI, J.M.; FREITAS, C.G.; OLIVEIRA, E.C.L.; MOURA, A.C.C. **Atividades e extensão voltadas para a educação ambiental – projeto APA, reestabelecimento da integridade ecológica e eco gestão nas Bacias São Francisco e Paranoá**. Em extensão, Uberlândia, v.8, nº 1: 134-150, 2009.

FERREIRA, R. R. M.; FERREIRA, V. M. Projetos de estruturas de contenção em taludes em área erodida: Reabilitação de voçoroca urbana no bairro São Judas, município de Bom Sucesso, MG. (Projeto).Centro Regional Integrado de Desenvolvimento Sustentável. 15 p., 2007.

GANDOLFI, S.; MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Forest restoration. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (Eds.). **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, 2007.

GARCÍA-MOYA, E.; MCKELL, C. Contribution of shrubs to the nitrogen economy of a desert-wash plant community. *Ecology*, nº 51: 81–88, 1970.

GARWOOD, N.C. Tropical soil seed banks: a review. In: M.A. LACK, V.T. PARKER AND R.L. SIMPSON (Eds.) **Ecology of soil seed banks**. Academic Press, San Diego, California. 149-209, 1989.

GIVNISH, T.J. Adaptation to sun and shade: a whole plant perspective. *Australian Journal of Plant Physiology* nº 15: 63-92, 1988.

GONÇALVES, R. M.G.; GIANNOTTI, E.; GIANNOTTI, J. G.; SILVA, A. A. Aplicação de modelo de revegetação em áreas degradadas, visando à restauração ecológica da microbacia do córrego da Fazenda Itaqui, no município de Santa Gertrudes, SP. Rev. Inst. Flor., São Paulo, v. 17, nº 1, 73-95, 2005.

GUPTA, S.C.; HADAS, A.; VOORHEES, W.B.; WOLF, D.; LARSON, W.E. & SCHNEIDER, E.C. Development of quids for estimating the ease of compaction of world soils. Bet Dagan, University of Minnesota. 178 p., 1985.

GUPTA, S.C.; ALLMARAS, R.R. Models to access the susceptibility of soil to excessive compaction. *Adv. Soil Sci.*, nº 6: 65-100, 1987.

JAKOVAC, A.C.C. **Uso do banco de sementes florestal contido no topsoil como estratégia de recuperação de áreas degradadas.** Dissertação. Instituto de Biologia – UNICAMP, Campinas, São Paulo. 148 p. 2007.

KAGEYAMA, P.Y.; CASTRO, C.F.A. **Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas.** IPEF. Piracicaba, nº 41/42, 83-93, 1989.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Recuperação de Matas Ciliares. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (org.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais.** Botucatu: Fundação de estudos e pesquisas agrícolas florestais – FEPAF. 340 p., 2008.

KÖEPPEN, W. **Climatologia: com um estudo de los climas de La tierra.** Fondo de Cultura Economica. Mexico. 478 p., 1948.

LAURENCE, W.F.; DELAMONICA, P.; LAURENCE, S.G.; VASCONCELOS, H.L.; LOVEJOY, T.E. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*, v. 404: 836, 2000.

LEITE, L. L., MARTINS, C. R. e HARIDASAN, M. Efeito da descompactação e adubação do solo na revegetação espontânea de uma cascalheira no Parque Nacional de Brasília. In: **Anais do I Simpósio Sulamericano e II Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas.** Foz de Iguaçu, PR. 527-534, 1994.

LOPES, C.M. **Facilitação por *Sonlanum lycocarpum* A. ST-HIL. (Solanaceae) em área perturbada de cerrado sentido restrito em Brasília, DF.** (Dissertação), UnB. 93 p., 2010.

MACHADO, R.B.; NETO, M.B.R.; PEREIRA, P.G.P.; CALDAS, E.F.; GONÇALVES, D.A.; SANTOS, N.S.; TABOR, K.; STEININGER, M. **Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro.** Relatório técnico. Conservação Internacional, Brasília, DF. 23 p., 2004.

MARTINS, R.C.C. **Germinação e crescimento de três espécies pioneiras do bioma Cerrado no Distrito Federal.** Universidade Federal de Viçosa, Tese de doutorado. Viçosa, MG. 2004.

MARTINS, S.V. **Recuperação de matas ciliares.** Viçosa, MG. Aprenda Fácil, 146 p., 2009a.

MARTINS, S.V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração.** Viçosa, MG. Aprenda Fácil, 270 p., 2009b.

MENDONÇA, R.; FELFILI, J.M.; WALTER, B.M.T.; SILVA JÚNIOR, M.C., REZENDE, A. V.; FILGUEIRAS, T. S.; NOGUEIRA, P. E. N., FAGG, C.W. Flora vascular do Cerrado. p. 289-556. In: Sano, S. M. e Almeida. S. P., Ribeiro, J. F. (eds.). **Cerrado: Ecologia e Flora.** EMBRAPA - CPAC, Planaltina - DF. 2008.

MIRANDA NETO, A.; HORN, K.S.; MARTINS, S.V.; ALMEIDA SILVA, K.; DA SILVA, D. A. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de

restauração florestal de pastagem abandonada em viçosa, MG. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v.34, nº 6: 1035-1043, 2010.

MÔNACO, L.M. **O efeito do fogo sobre a regeneração de espécies pioneiras na Amazônia Central**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Amazonas. 1998.

MORAES, D.A.A. DE. **Princípios básicos para a formação e recuperação de florestas nativas**. Brasília: MA/ADR/PNFC. 55 p., 1998.

MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, v. 2, nº 4b: 786-792, 2000.

MOURA FILHO, W.; BUOL, S. W. Studies of a Latossol Roxo (Eutruxox) in Brazil: micromorphology effect on ion release. *Experientiae*, Viçosa, MG, v.13, nº 7: 235-247, 1972.

OLIVEIRA, P.E. Fenologia e biologia reprodutiva das espécies de cerrado. In: Eds. Sano, S.M. e Almeida, S.P. **Cerrado: ambiente e flora**. EMBRAPA-CPAC, Planaltina. 1998.

PARROTA, J.A. Productivity, nutrient cycling and succession in a single and mixed species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta* and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management*, nº 124: 45-77, 1999.

PARKER, V.T. e PICKETT, S.T. Restoration as an ecosystem process: implications of the modern ecological paradigm. In: URBANSKA, K.M., WEBB, N.R., EDWARDS, P.J. (Eds.). *Restoration Ecology and sustainable development*. Cambridge press. 17-32, 1997.

PICKETT, S.T.A; PARKER, V.T.; FIEDLER, L. The new paradigm in ecology: implications for conservation biology above the species level. In: FIEDLER, L.; JAIN, S.K. (Ed.). **Conservation biology: the theory and practice of nature conservation, and management**. New York: Chapman and Hall, 65-68, 1992.

PIMM, S. L. The forest fragment classic. *Nature*, v. 393: 23-24, 1998.

PIRES-O'BRIEN, M.J. e O'BRIEN, C.M. **Ecologia e Modelamento de Florestas Tropicais**. FCAP. Belém, Pará, Brasil. 400 p., 1995.

PIVELLO, V.R.; COUTINHO, L.M. A qualitative successional model to assist in the management of Brazilian cerrados. *Forest Ecology and Management*, nº 87: 127-138. 1996.

POTTHOFF, M.; JACKSON, L.E.; STEENWERTH, K.L.; RAMIREZ, I.; STROMBERG, M.R.; ROLSTON, D.E. Soil biological and chemical properties in restored perennial grassland in California. *Restoration Ecology*, 13 (1): 61-73, 2005.

REIS, A; BECHARA, F.C.; ESPÍNDOLA, M.B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L.L. Restauração de áreas degradadas: nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza & Conservação*, vol.1, nº 1: 28-36, 2003.

REIS, A.; KAGEYAMA, P.Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: Kageyama et al. **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu, FEPAF, 340 p., 2008.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 6ª edição. Guanabara-Koogan. 546p., 2010.

RODRIGUES, R.R. e GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: Rodrigues, R. R. e Leitão Filho, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. Editora da Universidade de São Paulo/Fapesp. São Paulo, 320 p., 2004.

ROKICH, D. P., K. W. DIXON, K. Sivasithamparam, and K. A. Meney. Topsoil handling and storage effects on woodland restoration in Western Australia. *Restoration Ecology* n° 8: 196 – 208., 2000.

SASSAKI, R. M.; RONDON, J. N.; ZAIDAN, L. B. P. & FELIPPE, G. M. Germination of seeds from herbaceous plants artificially stored in cerrado soil. *Revista Brasileira de Biologia*. n° 59 (2): 271-279., 1999.

SCARANO, F. R. Marginal plants: functional ecology at the Atlantic Forest periphery. **Tópicos atuais em botânica**: palestras convidadas do 51º Congresso Nacional de Botânica. EMBRAPA/Sociedade Botânica do Brasil. Brasília, 176-182., 2000.

SCARIOT, A.; SOUZA-SILVA, J.C.; FELFILI, J.M. **Ecologia, biodiversidade e conservação**. Min. Meio Ambiente – Brasília, 439 p., 2005.

SILVA, L.C.R.; CORRÊA, R.S. Sobrevivência e crescimento de espécies arbóreas submetidas a quatro tratamentos em área minerada no cerrado. *Revista Árvore*, Viçosa. Vol. 32, n° 4: 731-740., 2008.

SMUCKER, A.J.M.; ERICKSON, A.E. Tillage and compactive modifications of gaseous flow and soil aeration. In: Larson, W.E.; Blake, G.R.; Allmaras, R.R.; Voorhees, W.B.; Gupta, S.C. (eds.). **Mechanics related process in structured agricultural soils**. NATO applied sciences. Amsterdam: Kluwer Academic Publishers, v.172: 205-221. 1989.

SORREANO, M.C.M. **Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 145 p., 2002.

SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E. **Cerrado: correção do solo e adubação**. 2ª Edição. EMBRAPA, Brasília. 416 p., 2004.

SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E.; REIN, T. A. **Uso de gesso agrícola nos solos do cerrado**. Circular técnica 32. Planaltina – DF. 19 p., 2005.

SOUSA, D. M. G.; MIRANDA, L. N.; OLIVEIRA, S.A. Acidez do solo e sua correção. In: Novaes, R. F.; Alvarez, V. V. H.; Barros, N. F.; Fontes, R. L. F.; Cantaruti, R. B.; Neves, J. C. L. **Fertilidade do solo**. SBCS, Viçosa, 1017 p. 2007.

SOUTO, M.A.G. **Estrutura e composição de regeneração em diferentes estádios sucessionais de dois fragmentos florestais com distintos históricos de uso em Campina Grande do Sul, PR**. Dissertação, Univ. Federal do Paraná, Curitiba, PR. 88 p., 2009.

SOUZA, P. A.; VENTURIN, N.; GRIFFITH, J. J. ; MARTINS, S. V. Avaliação do banco de sementes contido na serrapilheira de um fragmento florestal visando recuperação de áreas degradadas. *Revista Cerne*, Lavras, v.2, n° 1: 56-67, 2006.

SWAINE, M.D.; HALL, J.B. The mosaic theory of forest regeneration and the determination of forest composition in Ghana. *Journal Tropical Ecology*, n° 4: 253-269, 1996.

TACEY, W. H.; GLOSSOP, B. L. Assessment of topsoil handling techniques for rehabilitation of sites mined for bauxite within the Jarrah forest of western Australia. The *Journal of Applied Ecology*, n° 17(1): 195-201, 1980.

THOMPSON, K. Occurrence of viable seeds in relation to environmental gradients. *Journal of Biogeography*, n° 5: 425-430, 1979.

THOMPSON, K.; BAND, S.R.; HODGSON, J.G. Seed size and shape predict persistence in soil. *Functional Ecology*, 7: 236-241, 1993.

THOMSON, J. D. Effects of stand composition on insect visitation in two species mixtures of Hieracium. *American Midland Naturalist*, n° 100: 431–440, 1978.

TOZER, M. G.; MACKENZIE, B. D. E.; SIMPSON, C. C. An application of plant functional types for predicting restoration outcomes. *Restoration Ecology* Vol. 20, n° 6: 730–739, 2012.

TRES, D.R.; REIS, A. la nucleación como propuesta para la restauración de la conectividad del paisaje. II Simpósio Internacional sobre restauración ecológica – Cuba, 16 a 22 de abril 2007 – Anais.

TRES, D.R.; REIS, A. **Perspectivas sistêmicas para a conservação e restauração ambiental: do pontual ao contexto.** A., 1ª. Ed., Itajaí : Herbário Barbosa Rodrigues, 374 p., 2009.

VIEIRA, N.K. **O papel do banco de sementes na restauração de restinga sob talhão de *Pinus elliottii* Engelm.** Dissertação de Mestrado. Santa Catarina. Universidade Federal de Santa Catarina, 77 p., 2004.

WHITE, P.S.; PICKETT, S.T.A. **The ecology of natural disturbance as patch dynamics.** Academic Press, New York. 472 p., 1985.

WHITMORE, T.C.. Gaps in the forest canopy. In: TOMLINSON, P.B.; ZIMMERMANN, M.H. Tropical trees as living systems. Cambridge: Cambridge University Press, 639-649., 1976.

WHITMORE, T.C. Canopy gaps and two major groups of forest trees. *Ecology*, n° 70: 536-538., 1989.

YARRANTON, G.A.; MORRISON, R.G. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. *Journal of Ecology*, n° 62 (2): 417-428., 1974.

YOUNG, K.R.; EWEL, J.J.; BROWN, B.J. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. *Vegetatio*, n° 71: 157-173, 1987.

ZIMMERMANN, C. E. O uso da crindiúva, *Trema micrantha* Blume (Ulmaceae), na recuperação de áreas degradadas: o papel das aves que se alimentam dos seus frutos. *Tangara*, v. 1, n° 4: 177-182, 2001.

G. R. ZUBA JUNIOR, G.R.; SAMPAIO, R.A.; PEREIRA, C. M.; PRATES, F.B.S.; FERNANDES L.A.; ALVARENGA, I.C.A. Crescimento do jatobá e de leguminosas arbóreas em diferentes espaçamentos, em área degradada. *Revista Caatinga*, Mossoró, v. 23, n° 4: 63-68, 2010.

CAPÍTULO I

RESTAURAÇÃO DE UMA ÁREA DEGRADADA POR MINERAÇÃO NO PARQUE ECOLÓGICO DO CORREGO DA ONÇA - DF, UTILIZANDO CONSORCIAMENTO DE PLANTIO EM LINHA E GRUPAMENTOS ESPAÇADOS DE ANDERSON.



RESUMO

A crescente demanda social e econômica tem produzido um crescente cenário de degradação no Brasil. As atividades antrópicas sobre o ambiente natural ocorrem em uma variedade de escalas temporais e espaciais, produzindo mudanças ecológicas ao longo das paisagens. A mineração está entre as atividades antrópicas que mais interferem no meio ambiente, causando intenso impacto nos ecossistemas, ocasionando alterações profundas nas propriedades físicas e químicas do solo. Na área degradada utilizada neste trabalho foi aplicadas em consórcio com o plantio em linha, a técnica de plantio de grupos espaçados de Anderson, que já vem sendo utilizada em alguns projetos de recuperação de áreas degradadas. O objetivo deste trabalho foi avaliar o comportamento das espécies utilizadas no modelo de plantio em grupos espaçados utilizando 8 espécies arbóreas nativas do cerrado. A taxa de mortalidade de todos os indivíduos plantados foi de 6,86%. Entre as espécies, a *Tapirira guianensis* apresentou o maior percentual de indivíduos mortos com 3,54% do total plantado e 52,70% entre todos os indivíduos. *Cedrella fissilis* teve 0,64 do total e 9,46% de mortalidade entre todos seus indivíduos. A taxa de mortalidade da *Tabebuia roseoalba* entre todos os indivíduos foi de 0,55% e entre todas as espécies foi de 8,11%. Através dos grupamentos espaçados de Anderson, o incremento em altura da espécie central foi significativo entre espécies ($F= 53.336$ e $P= 0.00001$) e para a interação ($F= 2.884$ e $P= 0.37282$). Especificamente, os incrementos em altura da espécie central foram mais contundentes no grupo entre *E. speciosa* na presença de *T. guianensis* (Tukey= 58,711) e da espécie *M. fistulifera* em relação a *C. fissilis* (Tukey = 52,16). Para incremento em diâmetro das espécies centrais, ocorreu incremento entre os blocos das espécies *M. fistulifera* e *C. fissilis* (Tukey= 0.02366) e para o tratamento composto pela *H. coubaril* e *T. guianensis* (Tukey= 0.01550). Estas variações remetem a um provável processo de facilitação. Entretanto, é bem provável que ocorra a possibilidade da não dependência de algumas espécies em relação à presença de outras, para se estabelecer e crescer. Dessa forma é possível que o estabelecimento dependa do nível individual de tolerância à escassez de recursos pelas espécies.

Palavras-chave: Nucleação, Área minerada, Quinquêncio, Cerrado *sensu stricto*.

ABSTRACT

The growing social and economic demand has produced an increasing degradation scenario in Brazil. And human activities on the natural environment occur in a variety of temporal and spatial scales, producing ecological changes along the landscapes. Mining is among the most human activities that interfere with the environment, causing intense impact on ecosystems, causing profound changes in the physical and chemical properties of the soil. The degraded area used in this work were applied in consortium with the planting line, the technique of planting spaced groups of Anderson, which is already being used in some projects of land reclamation. The aim of this study was to evaluate the behavior of the species used in the model of planting in groups spaced 8 using native tree species of the cerrado. The mortality rate for all individuals was planted 6.86%. Among the species, *Tapirira guianensis* had the highest percentage of individuals killed with 3.54% of the total planted and 52.70% among all species. *Cedrella fissilis* had 0.64 and 9.46% of total mortality among all species. The mortality rate of *Tabebuia roseoalba* among all subjects was 0.55% and enters all species was 8.11%. Through Anderson spaced groups, the increase in height of the central species was significantly different between species ($F = 53,336$ and $P = 0.0001$) and interaction ($F = 2.884$ and $P = 0.37282$) Specifically, the increments in height of the central species were strongest among the group *E. speciosa* in the presence of *T. guianensis* (Tukey = 58.711) and the species *M. fistulifera* regarding *C. fissilis* (Tukey = 52.16). For diameter increment core species, there was an increase between the blocks of the species *M. fistulifera* and *C. fissilis* (Tukey = 0.02366) and the compound for treating *H. coubaril* and *T. guianensis* (Tukey = 0.01550). These variations relate to a probable facilitation process. However, it is likely to occur the possibility of non-dependence of some species for the presence of others, to establish and grow. Thus it is possible that the establishment will depend on the individual level of tolerance to the lack of resources by the species.

Keywords: Nucleation, Mined area, Quinquôncio, Cerrado *sensu strict.*

INTRODUÇÃO

No Brasil, uma grande proporção de áreas de florestas nativas vem sofrendo com um processo contínuo de degradação. E as atividades antrópicas sobre o ambiente natural ocorrem em uma variedade de escalas temporais e espaciais (DOBSON, 1997), produzindo mudanças ecológicas ao longo das paisagens, com consequente perda da diversidade de espécies (LAMB, 1998). Mudanças, tais como o desmatamento e conversão de habitats naturais em áreas agrícolas, mineradas e industriais (DOBSON, 1997) ocorrem rapidamente em todas as regiões do Brasil.

A mineração está entre as atividades antrópicas que mais interferem no meio ambiente, e é uma das que causam maior impacto nos ecossistemas, por ocasionar alterações profundas nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (CARNEIRO, 2008).

Na segunda metade da década de 50, com o início da construção de cidade de Brasília, milhares de metros de argila e cascalho foram consumidos em obras de terraplanagem, para construção da cidade e pavimentação das vias de acesso para o Distrito Federal. Estas atividades intensificaram um elevado desmatamento entorno da região (BARBOSA, 2008). De acordo com Corrêa (2006), as áreas exploradas correspondem a 3.419 hectares, correspondendo aproximadamente 0,6% de todo território do Distrito Federal (CORRÊA et. al, 2004; BARBOSA, 2008).

A falta de uma política ou programa ambiental, nas décadas de 50 e 60, que visasse à recuperação de áreas degradadas por mineração deixou dezenas de hectares expostos e compactados, que impediram a revegetação natural desses sistemas (CORREA e MELO FILHO, 2004; BARBOSA, 2008). Muitas dessas áreas exploradas nas décadas de 50, 60 e 70, ainda se encontram abandonadas e no mesmo estado inicial após sua exploração, com solos expostos, sem vegetação e sujeitas a processos erosivos, mostrando quadro de degradação acentuado em várias localidades do Distrito Federal.

Apesar de proporem novas técnicas e tecnologias em muitos trabalhos na recuperação de áreas degradadas durante as três últimas décadas, atualmente, ainda se utiliza a técnica tradicional de plantio de mudas de espécies arbóreas, as quais têm objetivado a tentativa de reconstituição rápida do ambiente florestal, a partir da implantação de uma comunidade de espécies arbóreas (RODRIGUES & GANDOLFI, 2004; FELFILI et al, 2005a; KAGEYAMA& GANDARA, 2001, 2008).

Um dos métodos de plantio que vem sendo utilizado em alguns trabalhos de recuperação nos últimos anos é o método de grupos espaçados de Anderson, no qual a unidade de plantio que deve ser composta de um grupo de espécies arbóreas, que devem ser espaçadas no terreno (ANDERSON, 1953).

O modelo pressupõe ainda, a utilização de mudas de espécies heliófitas (espécies protetoras) nos extremos do quadrado, e espécies ciófitas o centro do quadrado, visando o sombreamento para a espécie central e maior cobertura do solo nos primeiros anos de plantio (MARTINS, 2009), constituindo uma efetiva técnica de combate a gramíneas exóticas invasoras (BECHARA, 2009). Além disso, possibilita aumentar a heterogeneidade espacial de agrupamentos vegetais da área, como ocorre na natureza.

Desta forma, pode-se enfatizar que entre os objetivos do modelo de plantio de Anderson, a facilitação, é um dos mais privilegiados. Portanto, esse tipo de interação positiva é essencial na sucessão das plantas (CALLAWAY, 1995), podendo ser definida ainda, como um conjunto de interações positivas entre espécies, de modo que pelo menos uma delas seja beneficiada (DARONCO, 2013), permitindo que as espécies envolvidas possam melhorar a sua capacidade em exploração dos recursos disponíveis, sob determinadas condições ambientais, aumentando o uso do espaço do nicho fundamental (BRUNO et al., 2003, DARONCO, 2013).

Esses benefícios podem exercer importante papel tanto na recuperação de distúrbios em uma comunidade, quanto na dinâmica de comunidades não perturbadas (CALLAWAY, 1995). Com base no exposto acima, as espécies vegetais facilitadoras poderiam contribuir especificamente na melhoria da capacidade de troca de cátions, na habilidade de retenção de água da planta (HUNTER; AARSSSEN, 1988), na estabilização da movimentação da terra (GOTELLI, 2007), acrescentando nutrientes ao solo (HUNTER; AARSSSEN, 1988; CALLAWAY, 1995; XIONG et al., 2003; GOTELLI, 2007), entre outros fatores de igual importância.

A facilitação vem se tornando tão relevante quanto às interações negativas, seja no contexto de população, ou no contexto de uma comunidade biológica (BRUNO et al., 2003). Logo, a facilitação é um modelo fundamental para entender a estruturação das comunidades em a restauração (BROOKER et al., 2008), com o intuito de maximizar resultados estruturais, florísticos e funcionais, principalmente em ambientes com condições severas (BROOKER et al., 2008).

Em áreas degradadas, Gomez-Aparicio et al. (2004) avaliaram a sobrevivência de árvores plantadas sob a copa de arbustos e a pleno sol, sob clima mediterrâneo nas

montanhas de Sierra Nevada, Espanha. Eles sugeriram que espécies arbóreas pioneiras heliófitas deveriam ser plantadas em conjunto com espécies arbustivas pioneiras na restauração de áreas degradadas. Posteriormente, espécies arbóreas tolerantes à sombra deveriam ser plantadas sob a copa das iniciais, o que possibilitaria maior sobrevivência destas últimas sob a copa dos arbustos, que agiriam como “nurse plants” ou plantas companheiras.

Com o intuito de tentar promover a recuperação de área degradada, no PE do córrego da onça - DF, o presente estudo teve como objetivo avaliar o comportamento das espécies utilizadas no modelo de plantio em grupos espaçados utilizando 8 espécies arbóreas nativas do cerrado.

MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo encontra-se sob as coordenadas $15^{\circ} 58'21.38''S$; $47^{\circ}58'17.10'' W$ e com dimensões de 6,45 hectares faz parte da área do Parque Ecológico do Córrego da Onça (Figura 1), fazendo parte da Área de Manancial do Catetinho, dentro da jurisdição da cidade satélite do Gama, Distrito Federal. O relevo é suave ondulado à plano. O tipo original de solo é o Latossolo-Vermelho distrófico.

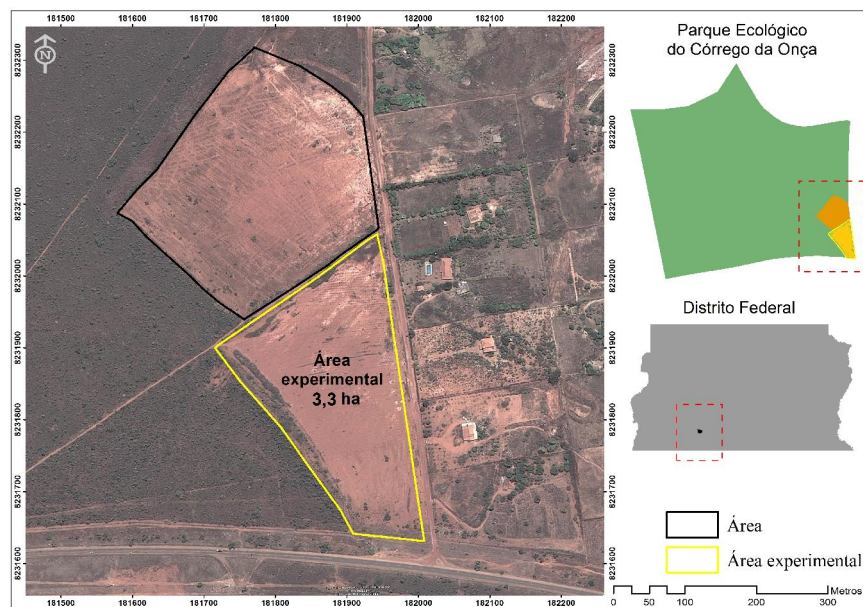


Figura 1. Visão geral da área de estudo, limite do Parque Ecológico do Córrego da Onça, DF. Fonte: Google Earth 2013.

A área de estudo apresenta uma variação de declividade em torno de 3 metros (Figura 2), que possibilita o direcionamento do escoamento de água, e sedimentos oriundos não só da parte mais alta, mas também, do cerrado adjacente, para a parte mais baixa da área, durante o período de chuvas.

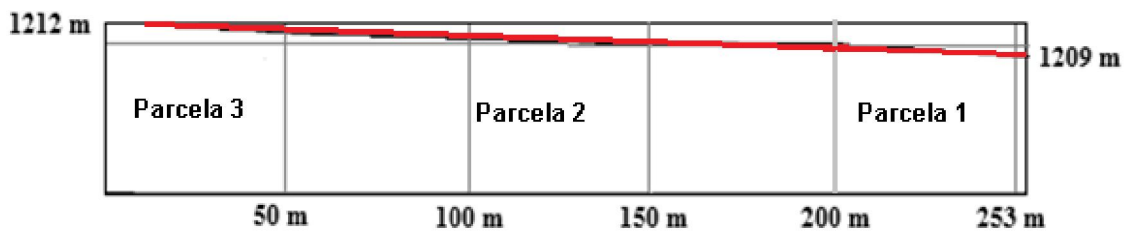


Figura 2. Variação da altimetria observada representando a declividade da área experimental, no PE do Córrego da Onça – DF. Fonte: Google Earth. 2013.

Clima

O clima predominante é classificado por Köppen (1948) como Aw (tropical chuvoso), com invernos secos e verões chuvosos. Nos últimos 12 anos, a média da temperatura máxima foi de 29° C, enquanto que a temperatura média foi de 22° C. Já a média da temperatura mínima foi de aproximadamente 15° C (Figura 3).

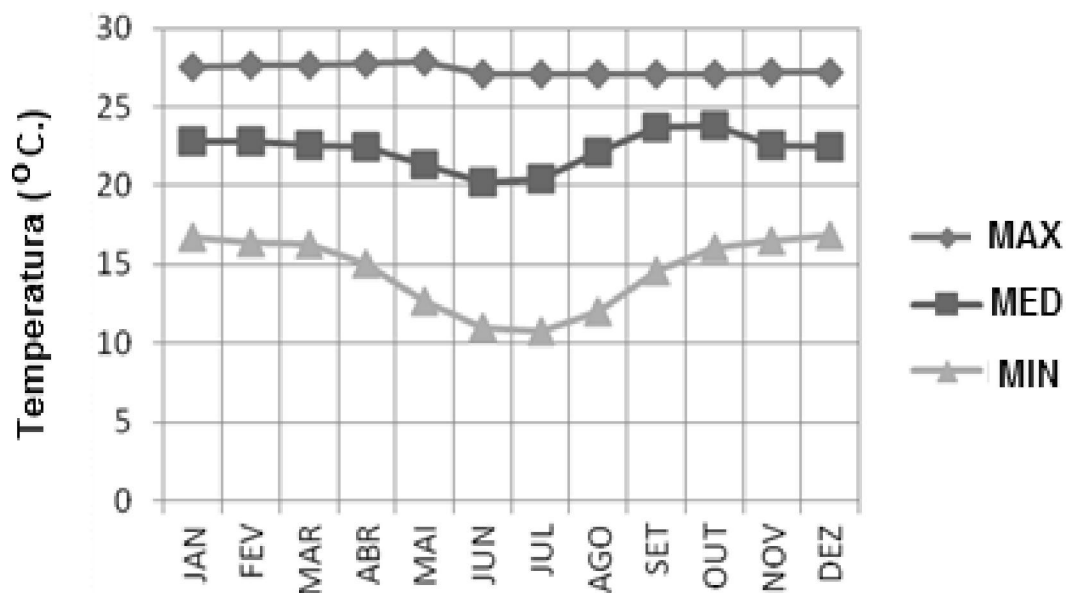


Figura 3. Variação da temperatura média, máxima e mínima do Distrito Federal entre os anos de 2000 e 2012. Fonte: IBGE/RECOR-DF (2013).

A precipitação anual média encontra-se na ordem de 1500 mm, variando de 750 mm anuais, nos meses mais secos a 2000 mm anuais nos meses mais úmidos. A estação úmida se inicia entre os meses de setembro e outubro, estendendo-se até os meses de março ou abril. A umidade relativa do ar varia entre 60% e 80% (SILVA et al., 2007) (Figura 4).

O período mais seco ocorre por aproximadamente 5 a 6 meses, marcado por um déficit hídrico, que se inicia durante o mês de maio e estendendo-se até meados de setembro e outubro. Porém em termos absolutos, e em determinados dias do ano, a mínima pode variar em torno de até 10%. Picos de aumento do percentual de umidade relativa podem ser visualizados entre os meses de novembro a abril, com a máxima entre 80% e 90% no mês de dezembro (Figura 4) (SILVA et al., 2007).

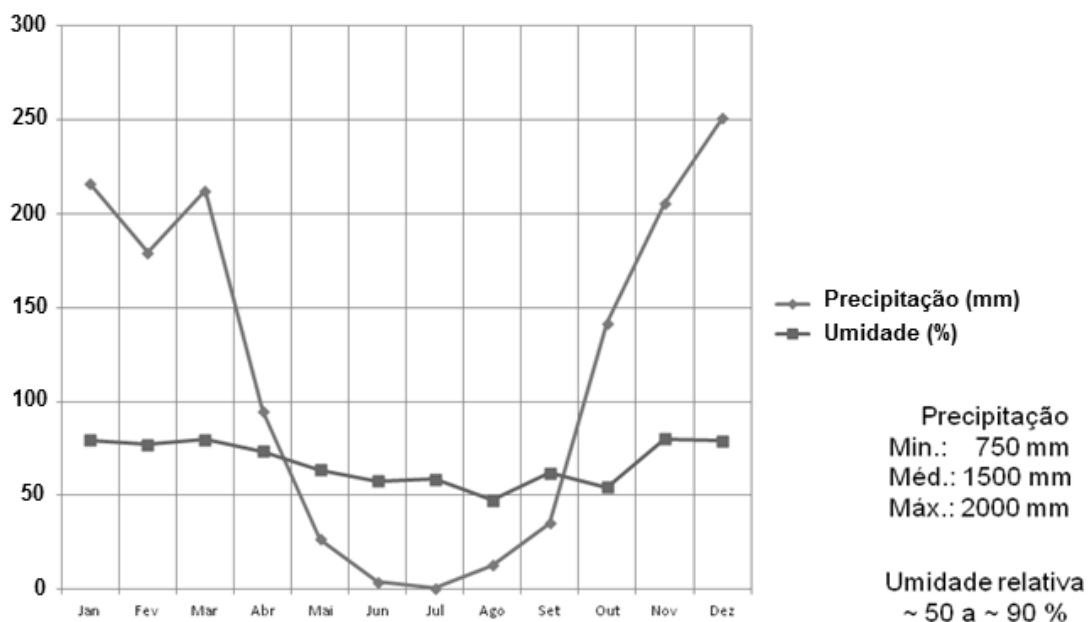


Figura 4. Variação das médias de precipitação e de umidade relativa do Distrito Federal, entre os anos de 2000 e 2012. Fonte: IBGE/RECOR-DF (2013).

Os valores de evaporação e insolação são concorrentes. De acordo com os dados fornecidos pelo IBGE, os períodos de maior insolação ocorrem entre os meses de julho a outubro. O mesmo fenômeno ocorre em relação à evaporação, com os maiores índices de evaporação de água ocorrendo também entre os meses de julho e outubro, refletindo sobre as características fisiológicas das plantas de cerrado (FIGURA 5).

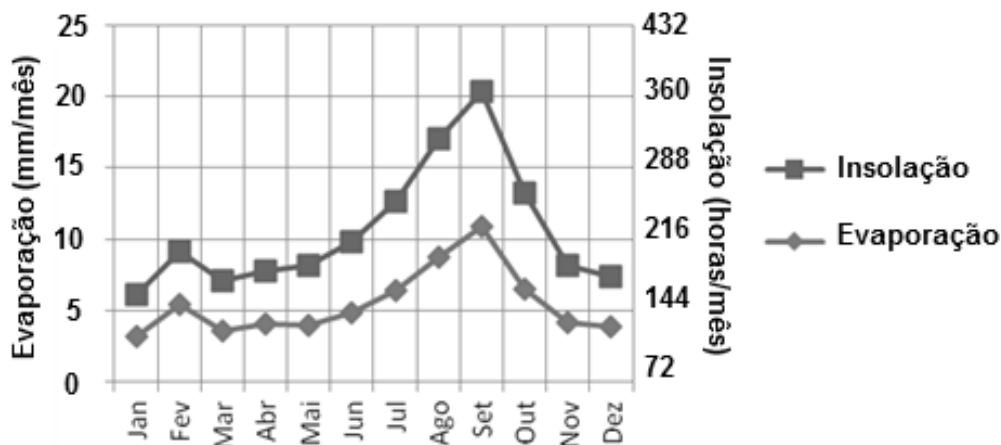


Figura 5. Variação da média dos valores de evaporação e insolação por mês, no Distrito Federal de 2000 e 2012. Fonte: IBGE/RECOR-DF (2013).

Histórico da área de estudo

Ao final da década de 50, a área de estudo foi utilizada como área de empréstimo para diversos fins, durante a construção de Brasília, onde foram retirados com auxílio de equipamentos pesados, mais de 300.000 m³ de sedimentos, atingindo as camadas mais profundas (horizonte C), expondo em alguns pontos, material rochoso em estágio de degradação, conhecidos como material saprofítico. A atividade de remoção teve como consequência um elevado grau de compactação do substrato (Figura 6), e uma condição na qual a área de estudo apresenta um substrato em condições muito próximas à esterilidade. Este quadro impossibilitou a colonização da área por quaisquer espécies vegetais até meados de 2008, quando se iniciaram os trabalhos de recuperação.



Figura 6. Vista da área de estudo após tratamento com plantio de mudas. Fotos: Oliveira, A.J.F., 2010.

Coleta de amostras para análise de fertilidade do substrato

Para a determinação das propriedades químicas do substrato, foram alocadas, três parcelas de 1 ha dentro da área degradada (3,3 ha) utilizada neste estudo. A outra parcela foi alocada em uma área do cerrado *sensu stricto* adjacente (um ecossistema de referência) em torno da área experimental, pertencente ao Parque Ecológico do Córrego da Onça (ver Figura 1).

Em cada uma das parcelas, foram coletadas 20 amostras simples do substrato, em delineamento inteiramente casualizado (DIC), nas camadas de 0 a 20 cm com Trado Holandês, para análise dos indicadores de fertilidade e textura do substrato (Figura 7).

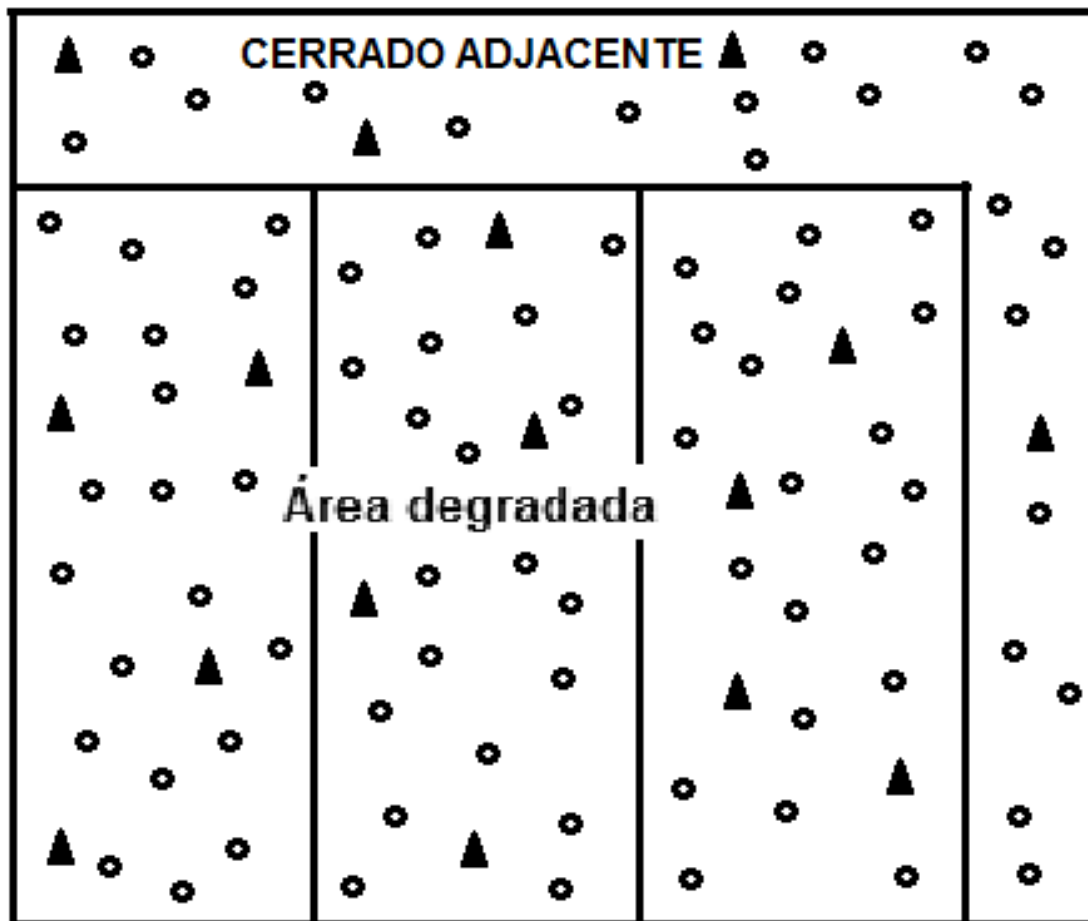


Figura 7. Croqui da coleta de amostras do substrato, para posterior análise de fertilidade e densidade. Os círculos (análise de fertilidade) e triângulos (densidade) pretos determinam números de amostras coletadas em cada uma das parcelas.

Para cada uma das parcelas foram coletadas 20 amostras simples formadas por aproximadamente 300 g, as quais foram acondicionadas em um recipiente plástico de 10 litros, e posteriormente homogeneizadas. Após a homogeneização foram retirados aproximadamente 500 g do total do material coletado, constituindo uma amostra composta, a qual foi acondicionada em saco plástico. As amostras compostas foram enviadas ao laboratório, para análise dos indicadores Dde fertilidade, mediante metodologia da Embrapa (2011).

Para análise da densidade do substrato, em cada parcela, foram abertas 4 pequenas trincheiras por parcela, com dimensões aproximadas de 80 cm x 50 cm x 40 cm. Em cada trincheira, o substrato indeformado foi coletado com auxílio de um anel de aço, com volume interno conhecido.

A coleta das amostras foi dividida em duas faixas de altura: de 0 cm a 10 cm e de 10 cm a 20 cm, totalizando 24 amostras na área degradada e 8 amostras no cerrado adjacente (testemunho). Posteriormente, o material coletado foi acondicionado em potes de alumínio com tampa e levadas a laboratório para processo de secagem em estufa a 105°C, até obter o peso constante, para posterior determinação do teor de umidade e densidade (EMBRAPA, 2011) (Figura 7).

Tabela 1 - Valores médios da concentração de minerais e outros atributos químicos e físicos do substrato na área experimental e cerrado *sensu stricto* adjacente do Parque Ecológico do Córrego da Onça – DF.

| Atributos | Unidade | Parcela 1 | Parcela 2 | Parcela 3 | Média área degradada | Cerrado |
|------------------|----------------------|-----------|-----------|-----------|----------------------|---------|
| pH | CaCl ₂ | 4,90 | 5,1 | 5,9 | 5,30 | 4,1 |
| P | mg/dm ³ | 0,80 | 0,5 | 0,3 | 0,53 | 0,50 |
| K ⁺ | mg/dm ³ | 17,0 | 11 | 10 | 12,67 | 31,00 |
| Ca ²⁺ | cmol/dm ³ | 0,60 | 0,2 | 0,3 | 0,37 | 2,00 |
| Mg ²⁺ | cmol/dm ³ | 0,30 | 0,1 | 0,1 | 0,17 | 1,00 |
| S | mg/dm ³ | 8,50 | 6,4 | 3,4 | 1,83 | 2,80 |
| MO | g/dm ³ | 13,0 | 7 | 7 | 9,00 | 23,00 |
| Al ³⁺ | cmol/dm ³ | 0,10 | 0 | 0 | 0,033 | 0,40 |
| H+Al | cmol/dm ³ | 0,22 | 0,16 | 0,19 | 0,19 | 0,32 |
| SB | | 30,43 | 17,68 | 19,22 | 24,44 | 11,04 |
| CTC(T) | cmol/dm ³ | 3,14 | 1,93 | 2,33 | 2,47 | 3,58 |
| CTC(t) | cmol/dm ³ | 10,4 | 3,3 | 4,3 | 6,00 | 7,80 |
| V | (%) | 36,11 | 13,75 | 11,49 | 20,45 | 12,28 |
| m(%) | | 9,62 | 0 | 0 | 3,21 | 51,28 |
| Argila | g/Kg | 160 | 340 | 300 | 267 | 440 |
| Areia | g/Kg | 790 | 570 | 620 | 660 | 450 |
| Silte | g/Kg | 50 | 90 | 80 | 73 | 110 |
| Densidade | g/dm ³ | 2,23 | 2,35 | 2,20 | 2,26 | 1,58 |

Com relação à composição granulométrica do substrato observou-se que a área degradada tem um percentual médio de areia em torno de 66%, 26,6 % de argila e 7,3% silte. Para o cerrado adjacente, o teor de areia foi de 45%, 44% de argila e 11% de silte. Essa diferença parece estar relacionada à presença e proximidade do material de origem na superfície do horizonte C (Tabela 1; Figura 8).

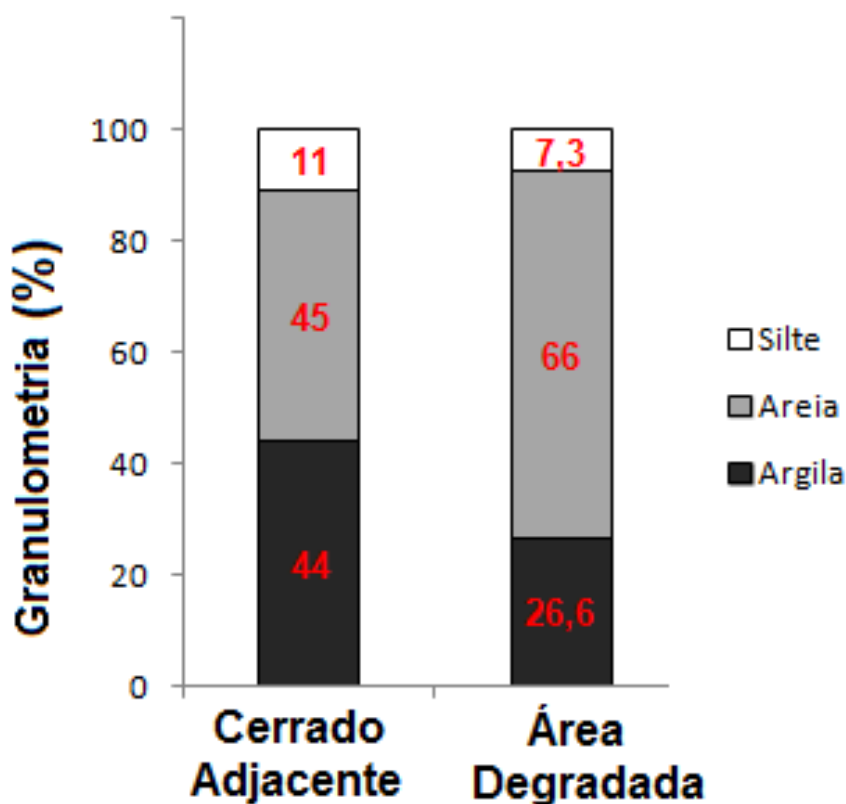


Figura 8. Análise granulométrica (%) do cerrado adjacente do Parque Ecológico do Córrego da Onça (CPECO), da área degradada (ADCO).

Plantio de mudas

Em 2008, foi realizada a descompactação do substrato com trator equipado com subsolador. Esta prática, segundo Leite et al. (1994) altera as propriedades físico-hídricas, permitindo infiltração quatro vezes maior de água no solo, quando comparadas às áreas de cascalheira compactadas. Após a descompactação foram feitas 60 linhas sulcadas a 30 cm de profundidade acompanhando as curvas de nível.

Os plantios foram dispostos em linhas equidistantes por 3 metros, e espaçamentos de 3x3m entre as mudas. A abertura das covas obedeceu às dimensões de 40 x 40 x 60 cm de profundidade. Para a adubação das covas utilizou-se 2L de esterco de gado curtido, 200g de calcário dolomítico e 150g de NPK (4-30-16). Em 60 linhas foram plantadas 57 espécies nativas, distribuídas 30 linhas com mudas e 30 linhas com sementes alternadas (Figura 9). Para cada linha foram feitas aproximadamente 30 covas. O número de mudas por espécies variou de forma aleatória entre 10 e 100 mudas por espécie, provavelmente baseado na classificação funcional (FELFILI, 2005).

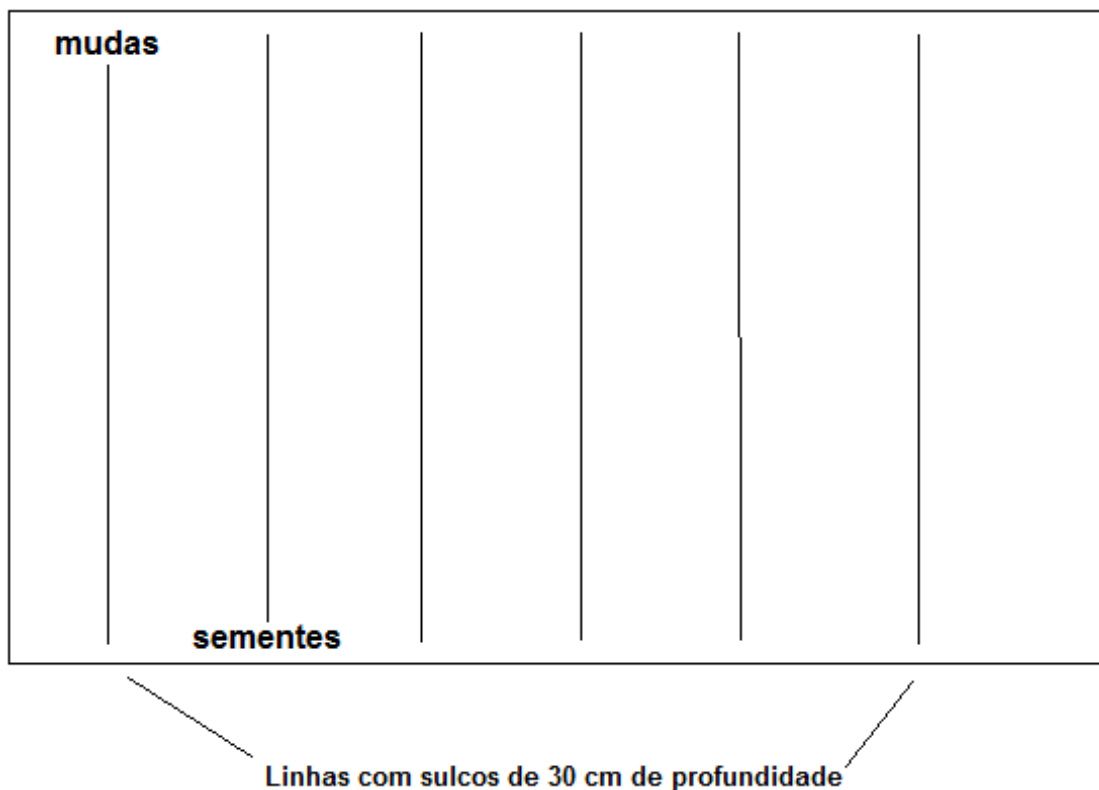


Figura 9. Croqui do plantio linear de mudas realizado em 2008

Para o total de 2205 mudas plantadas foi avaliada a mortalidade total, entre espécies e dentro de cada espécie. Para os dados referentes à altura e diâmetro foi utilizada regressão linear simples, tendo como variável dependente, as espécies plantadas, e como variáveis independentes, a altura e o diâmetro. O programa utilizado para esta análise foi o GENES (Aplicativo computacional na área de Genética e Estatística Experimental) produzido pela Universidade Federal de Viçosa.

Plantio de mudas em grupos espaçados de Anderson – adaptado

Em 2010, aproveitando os 1445 indivíduos plantados em linha, foi realizado um consorciamento com a técnica de plantio em grupos espaçados (quinquôncio) (ANDERSON, 1953), que determina o plantio de mudas de forma adensada, formando um quadrado perfeito, utilizando espécies ciófitas como espécie central do quadrado, e heliófitas nos vértices do quadrado imaginário.

O plantio em grupos espaçados teve que ser adaptado com as espécies abaixo citadas. Um dos fatores foi a falta de um número mínimo de indivíduos das espécies já plantadas (espécies centrais), e do número de indivíduos das espécies periféricas disponíveis em viveiro. Das espécies disponíveis no viveiro, condicionou-se a seleção das espécies de melhor desenvolvimento em áreas mais abertas, de acordo com a classificação funcional ecológica (BUDOWSKI, 1965), e em relação à rusticidade, uma vez que as espécies tivessem maior sucesso de sobrevivência, para poder proporcionar uma melhor aplicabilidade dos cálculos estatísticos (Figura 10).

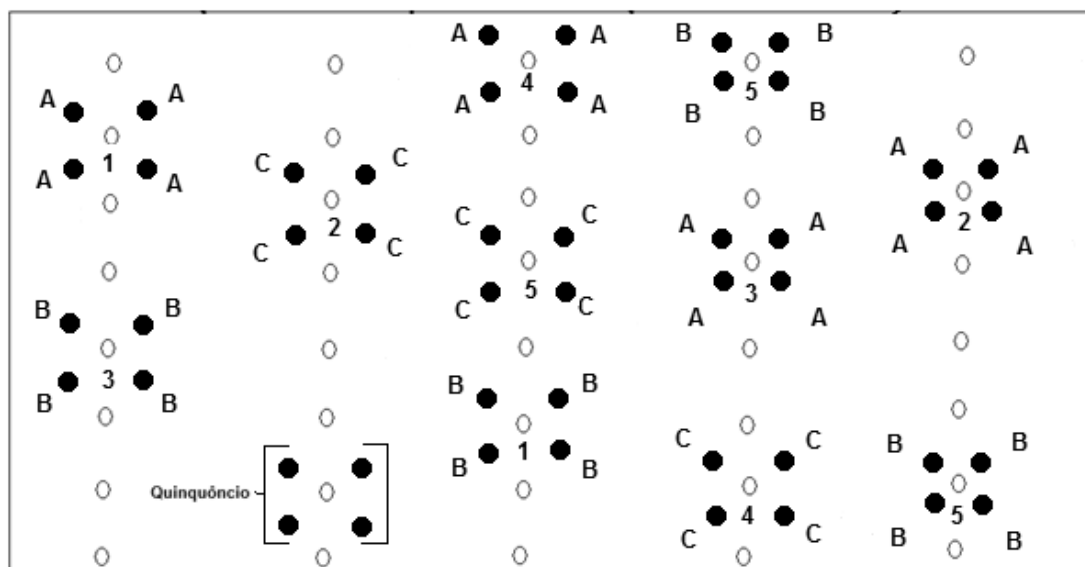


Figura 10. Croqui da disposição dos grupos espaçados (quinquôncios) consorciados com o plantio linear.

Foram instalados 150 quinquôncios de forma aleatória, sorteando os quinquôncios em torno de cinco espécies centrais, aproveitadas por terem um número mínimo de 50 indivíduos por espécie (Figura 2.b). Os quinquôncios foram formados por cinco espécies centrais (*Hymenaea coubaril*, *Erythrina speciosa*, *Ceiba speciosa*, *Mabea fistulifera* e *Anadenanthera colubrina*) e três espécies periféricas (ou companheiras) (*Tapirira*

guianensis, *Tabebuia roseoalba* e *Cedrela fissilis*). A distância entre o indivíduo da espécie central para cada uma das espécies periféricas era de 1,5 m de raio (adaptado de ANDERSON, 1953) (Figura 11).

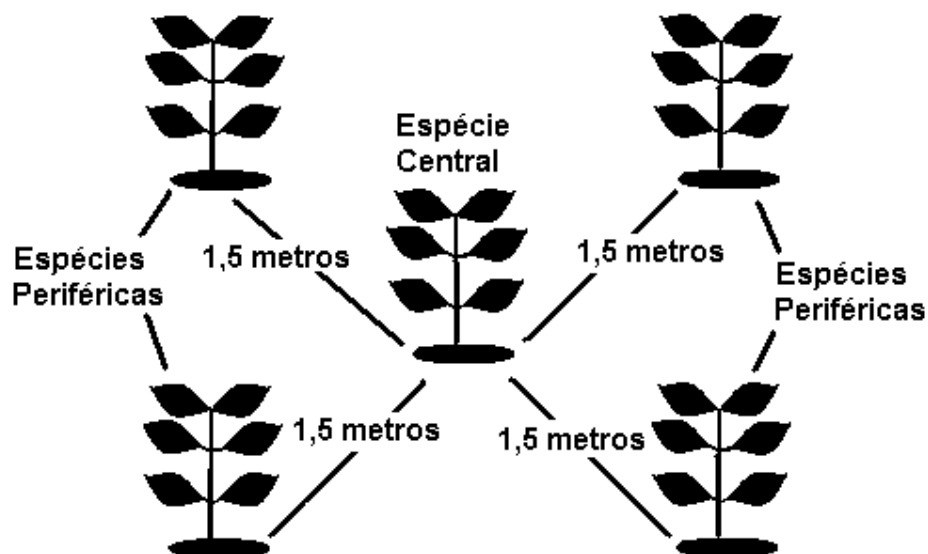


Figura 11. Croqui da disposição das mudas no grupo espaçado de Anderson adaptado.

As combinações dos grupos espaçados foram instaladas seguindo o Delineamento em Inteiramente Casualizados (DIC), e com distribuição fatorial de 3 x 5, sendo os fatores: 3 espécies periféricas (*Tapirira guianensis*, *Tabebuia roseoalba* e *Cedrela fissilis*) e 5 espécies centrais (*Hymenaea coubaril*, *Erythrina speciosa*, *Ceiba speciosa*, *Mabea fistulifera* e *Anadenanthera colubrina*), com dez repetições para cada combinação (Tabela 2).

Tabela 2 - Combinações de cinco espécies centrais e três periféricas, para a formação dos quinquêncios.

| <i>Espécies centrais</i> | <i>H. coubaril</i> | <i>E. speciosa</i> | <i>C. speciosa</i> | <i>M. fistulifera</i> | <i>A. colubrina</i> |
|-----------------------------|----------------------|----------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|
| Espécies periféricas | <i>T. guianensis</i> | <i>T. guianensis</i> | <i>T. guianensis</i> | <i>T. guianensis</i> | <i>T. guianensis</i> |
| | <i>T. roseoalba</i> | <i>T. roseoalba</i> | <i>T. roseoalba</i> | <i>T. roseoalba</i> | <i>T. roseoalba</i> |
| | <i>C. fissilis</i> | <i>C. fissilis</i> | <i>C. fissilis</i> | <i>C. fissilis</i> | <i>C. fissilis</i> |

Características ecológicas das espécies utilizadas

***Hymenaea coubaril* var. *stilbocarpa* (Fabaceae – Caesalpinoideae)**

É uma espécie vegetal semidecídua, heliófita e pouco exigente em termos de fertilidade do solo. Ocorrem geralmente em solos bem drenados (LORENZI 2002) e Matas de Galeria Não-Inundáveis (RIBEIRO & WALTER 2008). Conhecido popularmente como jatobá-da-mata, a espécie é caracterizada como secundária tardia ou clímax exigente de luz, com 8 a 15 m de altura, podendo atingir até 20 m de altura na idade adulta e 40 a 80 cm de DAP (CARVALHO 2003). Sua folhagem e frutificação ocorrem entre os meses de julho a setembro, com floração de outubro a março.

***Erythrina speciosa* Andrews (Fabaceae)**

Espécie arbórea classificada como sucessional inicial (MORI et al, 2012), conhecida popularmente como mulungu é encontrada em terrenos de solo úmido, brejos de planície litorânea e de formações abertas secundárias. No Brasil, a espécie ocorre no Distrito Federal, Goiás, Minas Gerais e do Espírito Santo até Santa Catarina, na floresta pluvial atlântica (LORENZI, 2002).

Os indivíduos de espécie apresentam espinhos em seu fuste, sua altura varia de 3 a 5 metros, o tronco pode medir de 15 a 25cm de diâmetro, suas folhas são compostas trifoliadas e as inflorescências são em racemos terminais. O período de florescimento ocorre entre os meses de junho e setembro, que no cerrado coincide com o período de seca, onde ocorre a perda das folhas.

Os frutos atingem a maturação entre outubro e novembro e permanecem na árvore durante um período maior (LORENZI, 2002). Possui néctar como recurso floral e é comumente visitada por beija-flores e outros pássaros de bico curto (MENDONÇA & ANJOS, 2006). Indivíduos dessa espécie podem ser encontrados em áreas de solos úmidos, brejos de planície litorânea e de formações abertas secundárias. No Brasil, a espécie ocorre nos Estados de Minas Gerais e Espírito Santo até Santa Catarina, na floresta pluvial atlântica (LORENZI, 2002), Goiás e Distrito Federal.

***Ceiba speciosa* (A.St.-Hil.) Ravenna (Malvaceae)**

Conhecida popularmente como paineira ou barriguda, a *C. speciosa* é uma espécie arbórea tropical, de grande porte, classificada como Secundária inicial ou Secundária tardia (LEITE & RODRIGUES, 2008; MORI et al, 2012). Apresenta ampla distribuição

geográfica, abrangendo principalmente as florestas na Argentina, Paraguai e Brasil (LORENZI, 2002). Os indivíduos da espécie podem atingir comumente de 10 a 15 m de altura e de 30 a 60 cm de diâmetro à altura do peito (DAP - 1,3m), podendo ser encontrados exemplares de porte mais avantajados, ou seja, exemplares que podem atingir de 20 a 30 m de altura e 120 cm de DAP (LORENZI, 2002).

***Mabea fistulifera* Mart (Euphorbiaceae)**

Mabea fistulifera é uma planta nativa, conhecida popularmente como Canudo-de-pito, mamoninha do mato ou leiteira-preta, sua altura varia entre 6 e 15 metros. A espécie é classificada como pioneira, sendo adaptada à luz direta, a solos de baixa fertilidade e acidez elevada e com boa capacidade de rebrota pós-fogo, e encontra-se normalmente de forma agregada nas bordas de mata e em locais com impacto antrópico acentuado. Estas características a tornam uma espécie com elevado potencial para projetos de recuperação de áreas degradadas.

Apresenta ampla ocorrência no Cerrado e em áreas de transição para Mata Estacional Semidecidual, ocorrendo nos estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo (LORENZI 2002).

***Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan (Fabaceae - Mimosoideae)**

Planta decídua, heliófila, que tolera sombreamento leve na fase juvenil. Espécie de grande porte, com altura variando entre 12 a 15 metros, classificada como pioneira ou sucesional inicial (CATHARINO et al, 2006). Apresenta rápido crescimento, e vegeta indiferentemente à sombra ou ao sol, em solos secos e úmidos, preferindo solos férteis e profundos, mas com grande adaptabilidade a diferentes tipos de solos; tolera solos rasos e compactados com ampla distribuição geográfica, ocorrendo na Caatinga, Mata Atlântica e Pantanal. No Cerrado, em floresta estacional semidecidual, campos rupestres e mata seca (LORENZI 2002).

Os indivíduos da espécie podem ser plantados em plantio puro a pleno sol, embora seja mais aconselhável em plantio misto com espécies nativas da região. A associação com espécies pioneiras de crescimento rápido ajuda a melhorar sua forma e ele pode ser utilizado no tutoramento de espécies nativas secundárias-clímaxes.

***Tapirira guianensis* Aubl. (Anacardiaceae)**

A espécie é considerada a mais comum espécie nativa mais comum da família Anacardiaceae, ocorrendo em quase todas as formações florestais do Brasil (SOUZA; LORENZI, 2005), sendo conhecida popularmente como pau-pombo. Segundo Lorenzi (2002), trata-se de uma árvore perenifólia e heliófita, sendo classificada como espécie pioneira, secundária inicial ou secundária tardia (LORENZI, 2002; CARVALHO, 2006; CATHARINO et al, 2006; MORI et al, 2012). Sua altura varia entre 8 e 14 metros, e ocorre em todo o território brasileiro, sendo bastante encontrada em formações secundárias de solos úmidos, como os de várzeas e beira de rios, podendo ser encontrada também em ambientes secos de encosta. Ainda segundo esse autor, a espécie apresenta grande potencial para ser utilizada em programas de recuperação de áreas degradadas, principalmente em locais úmidos, por ser tolerante a esse ambiente e por produzir frutos altamente procurados pela fauna.

***Tabebuia roseoalba* (Bignoniaceae)**

A *T. roseoalba* é uma espécie secundária, que apresenta aspectos de deciduidade, heliófila e é seletiva xerófila, característica de afloramentos rochosos e calcários da floresta semidecídua. Pode ser encontrada tanto no interior da mata primária como nas formações secundárias, podendo atingir altura entre 7 a 16 metros. Popularmente, a *T. roseoalba* é conhecida como ipê-branco.

A espécie apresenta ampla distribuição geográfica, ocorrendo nas florestas estacionais semidecíduais e matas semidecíduas, no Brasil (Pará, Maranhão, Piauí, Ceará, Paraíba, Rio Grande do Norte, Pernambuco, Fernando de Noronha, Bahia, Espírito Santo, Goiás, Tocantins, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Rio de Janeiro e norte de São Paulo) (LORENZI 2002), bem como no Paraguai e na Bolívia e Colômbia, apresentando ainda uma população disjunta no Peru (GENTRY 1992)

Espécie eclética quanto a condição de fertilidade do solo, podendo ser cultivada sob solo fértil, drenável, enriquecido com matéria orgânica, ou mesmo em solos pobres e pedregosos. Planta bastante rústica e resistente a períodos de estiagem e que não aprecia terrenos encharcados. Estas características a torna uma planta interessante para recuperação de áreas degradadas.

***Cedrela fissilis* Vell. (Meliaceae)**

A espécie é classificada como secundária inicial, secundária tardia ou clímax (GANDOLFI et al, VACCARO et al, 1999; CARVALHO et al, 2007; DIAS et al, 2013), e popularmente conhecida como cedro ou cedro cetim. Tem grande porte podendo chegar até 40 m de altura. Os indivíduos da espécie podem se desenvolver no interior de florestas primárias, nas bordas de matas e também em capoeiras, mas tem preferência por solos úmidos e profundos, como os encontrados nos vales e planícies aluviais. É uma espécie muito utilizada em recomposição de reflorestamentos heterogêneos de áreas degradadas

Esta espécie tem ampla distribuição na América Latina, desde o norte da Argentina e Paraguai e na América Central chegando ao Panamá e Costa Rica (PENNINGTON, 1981). No Brasil, ela ocorre comumente nas matas secas (RIZZINI, 1981), nas regiões Leste e Sul podendo chegar até as regiões do Centro, Norte e Nordeste.

O cedro apresenta grande importância pela sua complexidade frente aos fatores ambientais, demonstrando experimentalmente a capacidade elástica de sua adaptação fisiológica às condições lumínicas do ambiente, como pelo grande potencial de regeneração natural ou por via generativa ou por via vegetativa, sendo uma espécie de grande plasticidade silvicultural (PINHEIRO et al, 1990).

Análise dos dados

As medições foram realizadas no intervalo compreendendo o final do período de seca e do início do período chuvoso (setembro e outubro) dos anos de 2010, 2011 e 2012.

Calculou-se a mortalidade total dos indivíduos entre espécies e dentro de cada espécie.

Para as mudas plantadas foi avaliada a taxa de crescimento (altura e diâmetro) por análise de variância (ANOVA) fatorial, sendo as médias comparadas pelo teste Tukey. O programa utilizado para esta análise foi o GENES (Aplicativo computacional na área de Genética e Estatística Experimental) produzido pela Universidade Federal de Viçosa.

RESULTADOS

Analise do plantio de mudas

Neste projeto de recuperação de área degradada no Parque Ecológico do Córrego da Onça foram plantados 2.205 indivíduos pertencentes a 56 espécies e 21 famílias de arbóreas nativas do cerrado.

As avaliações de sobrevivência, altura da planta e diâmetro do caule à altura do solo (DAS) realizadas em 1 campanha ao ano, no período entre o período chuvoso e seco, entre os anos de 2010 e 2012 mostraram que a taxa de sobrevivência variou de 65.7% para *Tapirira guianensis* a 100% para as outras 25 espécies (Tabela 2.1). As espécies com apenas um indivíduo, apesar de vivas, não foram contabilizadas em virtude da impossibilidade dos cálculos propostos.

As espécies que apresentaram crescimento médio em altura acima de um metro no ano de 2011 foram: *Acacia paniculata* (103 ± 48 cm) e *Triplaris gardneriana* (120.3 ± 45.7 cm). De acordo com os dados apresentados para as espécies supracitadas observou-se que o erro padrão da média, apesar de bem próximos foi maior para a *A. paniculata*, mostrando que alguns dos indivíduos amostrados se adaptaram bem as condições do substrato e tiveram um crescimento bastante elevado em relação às outras espécies.

Além disso, após duas estações chuvosas e secas observou-se que de modo geral, o crescimento foi lento. Provavelmente, o principal motivo é a baixa qualidade e quantidade de nutrientes no substrato, aliados as condições físicas presentes no mesmo (ver Tabela 1 e Figura 8). A disparidade nas taxas de crescimento das espécies acima citadas se deve provavelmente a sua adaptação em relação às condições impostas pelo meio.

Já em 2012, o mesmo fato se repetiu em relação às duas espécies supracitadas, quando comparadas às demais espécies. A *Acacia paniculata* apresentou um bom crescimento em altura (115 ± 54.4 cm). Entretanto *Triplaris gardneriana* (124 ± 47.4 cm) já apresentou um decréscimo mais acentuado na taxa de crescimento em relação a *Acacia paniculata* (Tabela 3).

Em relação ao diâmetro das mudas (DAS), a *T. gardneriana* apresentou maior crescimento: em 2010 (2.77 ± 0.9), em 2011 (2.94 ± 1.03) e em 2012 (3.15 ± 1.02). Constatou-se que nos três anos de coleta de dados, outras espécies se destacaram apresentando maior desenvolvimento: a *Erythrina speciosa*: em 2010 (2.92 ± 0.93), em 2011 (3.05 ± 1.04) e em 2012 (3.35 ± 1.39), *Buchenavia capitata*: em 2010 (2.6 ± 0.77),

em 2011 (2.8 ± 0.81) e em 2012 (3 ± 0.92) e *Astronium fraxinifolium*: em 2010 (2.52 ± 0.90), em 2011 (2.7 ± 0.98) e em 2012 (2.88 ± 1.02) (Tabela 2.1).

Entre as espécies de maior desenvolvimento em diâmetro, observou-se que a *Erythrina speciosa* foi à espécie que, de modo geral, apresentou o maior erro padrão da média, seguida *T. gardneriana*, *Astronium fraxinifolium* e *Buchenavia capitata*. Este fato parece mostrar que mesmo com as condições ruins impostas pelo meio, uma diferença de estratégias entre algumas das espécies parecem ser evidentes no que diz respeito a sua adaptação e ao seu desenvolvimento.

Comportamento oposto pode ser visualizado entre as espécies: *Magonia pubescens*: em 2010 (altura: 4.93 ± 3.0 ; DAS: 0.03 ± 0.01); 2011 (altura: 6.53 ± 4.1 ; DAS: 0.04 ± 0.03); 2012 (altura: 9.3 ± 4.7 ; DAS: 0.04 ± 0.01) e *Eugenia dysenterica*: em 2010 (altura: 7.0 ± 0 ; DAS: 0.03 ± 0.01); 2011 (altura: 10 ± 4.36 ; DAS: 0.03 ± 0.01); 2012 (altura: 14.17 ± 4.86 ; DAS: 0.04 ± 0.01), que apresentaram baixo desenvolvimento, tanto em altura, quanto em diâmetro (Tabela 3).

Porém, mesmo com um desenvolvimento relativamente baixo para a maioria das espécies, uma boa taxa de sobrevivência predominou entre elas. A exceção mais marcante foi a *Tapirira guianensis* com 65.7%. As outras espécies apresentaram sobrevivência acima de 80% (Tabela 3).

A boa taxa de sobrevivência é um importante indicador, que exprime uma melhor adaptação das plantas às condições adversas, as quais estão submetidas, devido à mudança de comportamento ecológico das plantas (CORRÊA & CARDOSO, 1998)

Tabela 3 – Valores da sobrevivência (%), taxa de crescimento médio (altura e diâmetro) e desvio padrão (\pm) nos anos de 2010 a 2012, das espécies nativas plantadas na área degradada do P. E. do Córrego da Onça, Brasília – DF.

| Espécies | 2010 | | | | 2011 | | | | 2012 | | | |
|---|------|-------------|------------------|-----------------|------|--------------|------------------|-----------------|------|-------------|------------------|-----------------|
| | N | Sobrev. (%) | Altura (cm) | DAS (cm) | N | Sobre v. (%) | Altura(cm) | DAS (cm) | N | Sobrev. (%) | Altura (cm) | DAS (cm) |
| <i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd. | 12 | 100 | 51 \pm 18 | 2.13 \pm 0.85 | 12 | 100 | 57 \pm 26 | 2.28 \pm 0.80 | 12 | 100 | 61 \pm 26.5 | 2.62 \pm 0.98 |
| <i>Acacia paniculata</i> Willd. | 59 | 100 | 94 \pm 40.5 | 1.66 \pm 0.57 | 59 | 100 | 103 \pm 48 | 1.89 \pm 0.76 | 59 | 100 | 115 \pm 54.4 | 2.10 \pm 0.79 |
| <i>Acacia polyphylla</i> DC | 70 | 100 | 59 \pm 24.3 | 1.49 \pm 0.50 | 70 | 100 | 72 \pm 30.5 | 1.72 \pm 0.67 | 70 | 100 | 89 \pm 52.3 | 1.80 \pm 0.65 |
| <i>Aegiphila verticillata</i> Vell. | 14 | 100 | 80 \pm 25.4 | 2.12 \pm 0.75 | 14 | 100 | 91 \pm 29.3 | 2.19 \pm 0.84 | 14 | 100 | 93 \pm 29.5 | 2.36 \pm 0.78 |
| <i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm. | 30 | 100 | 63 \pm 19.8 | 1.88 \pm 0.58 | 30 | 100 | 65 \pm 21.33 | 1.94 \pm 0.61 | 30 | 100 | 67 \pm 25.8 | 2.11 \pm 0.80 |
| <i>Anacardium humile</i> St. Hil. | 23 | 100 | 35 \pm 22.7 | 1.02 \pm 0.63 | 23 | 100 | 37.8 \pm 24.2 | 1.13 \pm 0.68 | 23 | 100 | 43.4 \pm 42.4 | 1.25 \pm 0.74 |
| <i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan. | 78 | 100 | 63 \pm 32.8 | 1.52 \pm 0.71 | 78 | 100 | 68 \pm 32.8 | 1.59 \pm 0.81 | 78 | 100 | 75 \pm 35.7 | 1.8 \pm 0.85 |
| <i>Annona crassiflora</i> Mart. | 13 | 100 | 25 \pm 26.1 | 0.99 \pm 0.77 | 13 | 100 | 30 \pm 27.2 | 1.16 \pm 0.87 | 12 | 92.31 | 33.8 \pm 28.0 | 1.46 \pm 1.14 |
| <i>Astronium fraxinifolium</i> Schott | 27 | 100 | 59 \pm 24.6 | 2.52 \pm 0.90 | 27 | 100 | 71 \pm 28.8 | 2.7 \pm 0.98 | 27 | 100 | 74 \pm 30.8 | 2.88 \pm 1.02 |
| <i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul | 16 | 100 | 14 \pm 14.05 | 0.52 \pm 0.46 | 15 | 93.75 | 19.3 \pm 18.3 | 0.59 \pm 0.53 | 14 | 87.5 | 19.3 \pm 20.6 | 0.66 \pm 0.66 |
| <i>Buchenavia capitata</i> (Vahl.) Eichl. | 18 | 100 | 63.3 \pm 24.5 | 2.6 \pm 0.77 | 18 | 100 | 69.5 \pm 24.9 | 2.8 \pm 0.81 | 18 | 100 | 74 \pm 29.2 | 3 \pm 0.92 |
| <i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart. | 7 | 100 | 27.4 \pm 19.7 | 0.8 \pm 0.67 | 6 | 85.7 | 27.4 \pm 22.7 | 2.4 \pm 3.30 | 6 | 85.7 | 38 \pm 34.1 | 0.4 \pm 0.40 |
| <i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess. | 2 | 100 | 75 \pm 7.1 | 1.8 \pm 0.66 | 2 | 100 | 85 \pm 0 | 1.9 \pm 0.99 | 2 | 100 | 107 \pm 7.1 | 2.3 \pm 0.84 |
| <i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze | 15 | 100 | 84.9 \pm 24.2 | 2 \pm 6.10 | 15 | 100 | 93 \pm 21.9 | 2.02 \pm 6.10 | 15 | 100 | 99 \pm 30.6 | 2.24 \pm 6.65 |
| <i>Cedrella fissilis</i> Vell. | 200 | 100 | 28.6 \pm 12.9 | 1.62 \pm 44.9 | 198 | 99 | 33 \pm 14.6 | 1.6 \pm 5.50 | 186 | 93 | 39.4 \pm 21.7 | 1.99 \pm 7.94 |
| <i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna | 86 | 100 | 73.6 \pm 19.6 | 0.44 \pm 0.12 | 86 | 100 | 78.8 \pm 19.9 | 0.46 \pm 0.12 | 86 | 100 | 83.4 \pm 22.7 | 0.47 \pm 0.13 |
| <i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. | 20 | 100 | 22.3 \pm 16.7 | 0.07 \pm 0.04 | 20 | 100 | 28.14 \pm 23.8 | 0.07 \pm 0.06 | 18 | 90 | 25.4 \pm 20.2 | 0.08 \pm 0.06 |
| <i>Cordia sellowiana</i> Cham. | 52 | 100 | 57.2 \pm 29.52 | 0.2 \pm 0.08 | 52 | 100 | 63.9 \pm 29.11 | 0.21 \pm 0.08 | 52 | 100 | 70.2 \pm 28.9 | 0.23 \pm 0.09 |
| <i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk. | 26 | 100 | 14.6 \pm 7.87 | 0.06 \pm 0.04 | 26 | 100 | 15.84 \pm 7.9 | 0.06 \pm 0.05 | 23 | 88.46 | 20.7 \pm 14.7 | 0.06 \pm 0.05 |
| <i>Dimorphandra mollis</i> Benth. | 14 | 100 | 25.6 \pm 29.3 | 0.10 \pm 0.10 | 14 | 100 | 32.9 \pm 29.7 | 0.11 \pm 0.10 | 14 | 100 | 37.6 \pm 36.6 | 0.12 \pm 0.10 |
| <i>Dipteryx alata</i> Vogel | 21 | 100 | 31 \pm 17.6 | 0.14 \pm 0.08 | 21 | 100 | 46.8 \pm 28.6 | 0.15 \pm 0.09 | 21 | 100 | 50.2 \pm 25.1 | 0.16 \pm 0.10 |
| <i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl. | 26 | 100 | 9.7 \pm 7.5 | 0.09 \pm 0.04 | 26 | 100 | 22.8 \pm 12.8 | 0.10 \pm 0.05 | 26 | 100 | 23.7 \pm 10.3 | 0.12 \pm 0.05 |
| <i>Erythrina speciosa</i> Andrews | 55 | 100 | 62.1 \pm 23.85 | 2.92 \pm 0.93 | 54 | 98.2 | 66.4 \pm 24.4 | 3.05 \pm 1.04 | 54 | 98.2 | 70.2 \pm 28.05 | 3.35 \pm 1.39 |
| <i>Eugenia dysenterica</i> DC. | 3 | 100 | 7.0 \pm 0 | 0.03 \pm 0.01 | 3 | 100 | 10 \pm 4.36 | 0.03 \pm 0.01 | 3 | 100 | 14.17 \pm 4.86 | 0.04 \pm 0.01 |
| <i>Guarea kunthiana</i> A.Juss. | 9 | 100 | 31 \pm 15.3 | 0.13 \pm 0.06 | 9 | 100 | 47.9 \pm 26.4 | 0.15 \pm 0.05 | 9 | 100 | 55.3 \pm 33.4 | 0.15 \pm 0.06 |

Continuação

| Espécies | 2010 | | | | 2011 | | | | 2012 | | | |
|--|------|-------------|--------------|-------------|------|-------------|--------------|-------------|------|-------------|--------------|-------------|
| | N | Sobrev. (%) | Altura (cm) | DAS (cm) | N | Sobrev. (%) | Altura(cm) | DAS (cm) | N | Sobrev. (%) | Altura (cm) | DAS (cm) |
| <i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart. | 28 | 100 | 46.2 ± 22.6 | 0.18 ± 0.08 | 28 | 100 | 53 ± 24.5 | 0.18 ± 0.08 | 28 | 100 | 57.2 ± 27.4 | 0.20 ± 0.09 |
| <i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd. | 110 | 100 | 47.5 ± 34.3 | 0.14 ± 0.09 | 108 | 98.2 | 55.6 ± 37.5 | 0.16 ± 0.10 | 106 | 96.4 | 57.6 ± 40.2 | 0.18 ± 0.12 |
| <i>Hymenaea courbaril</i> L. | 97 | 100 | 27.8 ± 18.6 | 0.10 ± 0.06 | 94 | 96.9 | 32.3 ± 20.6 | 0.11 ± 0.07 | 90 | 92.8 | 35.3 ± 25.2 | 0.12 ± 0.08 |
| <i>Kielmeyera speciosa</i> St. Hil. | 3 | 100 | 25.25 ± 24.6 | 0.12 ± 0.07 | 3 | 100 | 32.6 ± 28.2 | 0.12 ± 0.08 | 3 | 100 | 33 ± 31.51 | 0.12 ± 0.09 |
| <i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil. | 24 | 100 | 27.3 ± 18.6 | 0.09 ± 0.02 | 24 | 100 | 33.5 ± 17.8 | 0.10 ± 0.03 | 24 | 100 | 36.5 ± 19.2 | 0.11 ± 0.05 |
| <i>Mabea fistulifera</i> mart | 88 | 100 | 30.4 ± 22.8 | 0.11 ± 0.08 | 86 | 97.7 | 38.4 ± 28.5 | 0.13 ± 0.09 | 83 | 94.3 | 42 ± 30.8 | 0.14 ± 0.10 |
| <i>Machaerium opacum</i> Vogel | 20 | 100 | 46.45 ± 28.5 | 0.16 ± 0.08 | 20 | 100 | 54.4 ± 29.1 | 0.17 ± 0.09 | 19 | 95 | 63.3 ± 37.5 | 0.18 ± 0.10 |
| <i>Magonia pubescens</i> A.St.-Hil. | 15 | 100 | 4.93 ± 3.0 | 0.03 ± 0.01 | 15 | 100 | 6.53 ± 4.1 | 0.04 ± 0.03 | 14 | 93.3 | 9.3 ± 4.7 | 0.04 ± 0.01 |
| <i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão | 30 | 100 | 16.4 ± 9.97 | 0.05 ± 0.02 | 30 | 100 | 21.5 ± 9.7 | 0.06 ± 0.03 | 29 | 96.7 | 27 ± 15.3 | 0.06 ± 0.04 |
| <i>Physocalymma scaberrimum</i> Pohl | 46 | 100 | 56.7 ± 28.7 | 0.17 ± 0.09 | 30 | 100 | 61.65 ± 30.9 | 0.20 ± 0.10 | 46 | 100 | 25.3 ± 13.9 | 0.25 ± 0.14 |
| <i>Platymiscium floribundum</i> var. nitens (Vogel) Klitg. | 21 | 100 | 53.6 ± 27.5 | 0.17 ± 0.08 | 21 | 100 | 58.7 ± 27.3 | 0.18 ± 0.08 | 21 | 100 | 65.7 ± 29.6 | 0.20 ± 0.08 |
| <i>Pseudobombax tomentosum</i> (Mart. & Zucc.) A.Robyns | 36 | 100 | 10.8 ± 6.35 | 0.11 ± 0.08 | 35 | 97.2 | 17.55 ± 14.0 | 0.12 ± 0.08 | 34 | 94.4 | 19.7 ± 15.65 | 0.13 ± 0.11 |
| <i>Solanum</i> sp. | 24 | 100 | 13.6 ± 7.97 | 0.06 ± 0.02 | 23 | 95.8 | 15.6 ± 8.67 | 0.06 ± 2.43 | 23 | 95.8 | 15.9 ± 13.02 | 0.08 ± 0.04 |
| <i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil. | 59 | 100 | 54 ± 29.3 | 0.17 ± 7.7 | 57 | 96.6 | 59.4 ± 33.7 | 0.17 ± 0.09 | 53 | 94.9 | 59 ± 38.5 | 0.18 ± 0.11 |
| <i>Sterculia chicha</i> A. St.-Hil. ex Turpin | 59 | 100 | 24.4 ± 11 | 0.15 ± 0.07 | 58 | 98.3 | 33.9 ± 18.1 | 0.16 ± 0.08 | 57 | 96.6 | 32 ± 20.3 | 0.17 ± 0.09 |
| <i>Styrax pohlii</i> A.DC. | 27 | 100 | 53 ± 15.7 | 0.17 ± 0.03 | 27 | 100 | 61 ± 16.9 | 0.17 ± 0.04 | 27 | 100 | 71.85 ± 28.4 | 0.19 ± 0.05 |
| <i>Tabebuia serratifolia</i> (Vahl) G.Nichols. | 10 | 100 | 44.2 ± 20.7 | 0.12 ± 0.05 | 10 | 100 | 48.65 ± 20.8 | 0.14 ± 0.06 | 9 | 90 | 54 ± 28.6 | 0.14 ± 0.09 |
| <i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith | 224 | 100 | 41.45 ± 23 | 0.10 ± 0.1 | 220 | 98.2 | 45.23 ± 25.3 | 0.11 ± 27.8 | 211 | 94.2 | 46.98 ± 27.8 | 0.12 ± 0.1 |
| <i>Talisia esculenta</i> (Cambess.) Radlk. | 28 | 100 | 17.9 ± 5.68 | 0.6 ± 0.44 | 28 | 100 | 29.2 ± 22.2 | 0.93 ± 0.8 | 28 | 100 | 26.9 ± 21.1 | 0.91 ± 0.76 |
| <i>Tapirira guianensis</i> Aubl. | 230 | 100 | 32.3 ± 13.4 | 0.08 ± 0.04 | 185 | 80.4 | 33 ± 22.3 | 0.08 ± 0.06 | 151 | 65.7 | 32.6 ± 29.6 | 0.09 ± 0.08 |
| <i>Triplaris gardneriana</i> Wedd. | 47 | 100 | 109 ± 38.1 | 2.77 ± 0.9 | 46 | 97.9 | 120.3 ± 45.7 | 2.94 ± 1.03 | 46 | 97.9 | 124 ± 47.4 | 3.15 ± 1.02 |

Considerando todos os indivíduos plantados, a mortalidade total foi de 6,86%, um resultado interessante, pois é bem abaixo do que era esperado, quando comparado ao valor médio de 40% obtidos, tanto por Silva (2007), na APA Gama Cabeça de Veado, quanto por Corrêa (2009), no Parque Nacional de Brasília, mesmo considerando as condições de escolha das espécies utilizadas neste estudo e que, muitas destas também foram utilizadas nos trabalhos acima citados. Outro conjunto de fatores (o aspecto geográfico da área em relação ao cerrado adjacente, a presença das galharias distribuídas na área, e demais atividades relacionadas à produção das mudas) podem ter contribuído para a baixa mortalidade.

Contudo, entre as espécies, a *Tapirira guianensis*, uma espécie considerada bastante rústica no cerrado, foi a que contribuiu com o maior percentual de indivíduos mortos com 3,54% do total de indivíduos plantados e a mortalidade relativa foi de 52,70%, quando se consideram todas as espécies

Cedrella fissilis teve 0,64 do total e 9,46% de mortalidade relativa entre todas as espécies. A taxa de mortalidade da *Tabebuia roseoalba* entre todos os indivíduos foi de 0,55% e entre todas as espécies foi de 8,11%. O número total de indivíduos mortos das demais espécies totalizou 2,13%, enquanto que entre espécies somaram 29,73% (Tabela 4).

Considerando a mortalidade dentro de cada espécie, a *Tapirira guianensis* foi novamente à espécie que teve mais indivíduos mortos, com 33,77% (ver tabela 4), seguida da *Cabralea canjerana*, com 28,57%, *Kielmeyera speciosa* com 25%, *Magonia pubescens* com 20%, *Brosimum gaudichaudii* com 12,50% e *Dilodendron bipinnatum* com 11,11%. As demais espécies não passaram de 10% de mortalidade. De todas as espécies utilizadas no plantio, 32 delas não apresentaram indivíduos mortos (Tabela 4).

A princípio não eram esperados os elevados percentuais de mortalidade da *T. guianensis*, em virtude dela ser uma espécie de crescimento rápido, resistente, bastante utilizada em PRAD's. Contudo alguns motivos podem ter sido fundamentais para tal percentual. Entre eles, o manuseio durante o plantio das mudas, que é uma etapa primordial para o sucesso de sobrevivência das mudas.

Outro dado importante decorre do fato de que mais da metade (33) das 56 espécies plantadas, não apresentarem nenhum indivíduo contabilizado como morto. Um número significativo, apesar das condições bastante drásticas em que se encontra a área de estudo. Este fato pode ser decorrente da adaptação das espécies já plantadas anteriormente e da qualidade das mudas.

Tabela 4 – Taxa de mortalidade das espécies utilizadas no plantio em linha e nos grupamentos espaçados de Anderson na área degradada do Parque Ecológico do Córrego da Onça – DF realizada no triênio 2010 a 2012.

| ESPÉCIES | Família | Mort. Total ind.(%) | Mort. Total entre sps. (%) | Mort. na sp. (%) |
|--------------------------------|----------------|---------------------|----------------------------|------------------|
| <i>Tapirira guianensis</i> | Anacardiaceae | 3,54 | 52,70 | 34,20 |
| <i>Cabralea canjerana</i> | Meliaceae | 0,09 | 1,35 | 28,57 |
| <i>Kielmeyera speciosa</i> | Guttiferae | 0,05 | 0,68 | 25,00 |
| <i>Magonia pubescens</i> | Sapindaceae | 0,05 | 0,68 | 20,00 |
| <i>Brosimum gaudichaudii</i> | Moraceae | 0,09 | 1,35 | 12,50 |
| <i>Dilodendron bipinnatum</i> | Sapindaceae | 0,16 | 2,03 | 11,11 |
| <i>Pseudobombax tomentosum</i> | Malvaceae | 0,16 | 2,03 | 10,00 |
| <i>Tabebuia serratifolia</i> | Bignoniaceae | 0,05 | 0,68 | 10,00 |
| <i>Copaifera langsdorffii</i> | Fabaceae | 0,09 | 1,35 | 9,52 |
| <i>Annona crassiflora</i> | Annonaceae | 0,05 | 0,68 | 7,69 |
| <i>Hymenaea courbaril</i> | Fabaceae | 0,32 | 4,73 | 7,14 |
| <i>Cedrella fissilis</i> | Meliaceae | 0,64 | 9,46 | 6,97 |
| <i>Mabea fistulifera</i> | Euphorbiaceae | 0,23 | 3,38 | 5,68 |
| <i>Tabebuia roseoalba</i> | Bignoniaceae | 0,55 | 8,11 | 5,33 |
| <i>Machaerium opacum</i> | Fabaceae | 0,05 | 0,68 | 5,00 |
| <i>Solanum sp.</i> | Solanaceae | 0,05 | 0,68 | 4,17 |
| <i>Inga laurina</i> | Fabaceae | 0,18 | 2,70 | 3,70 |
| <i>Sterculia chicha</i> | Sterculiaceae | 0,09 | 1,35 | 3,45 |
| <i>Amburana cearensis</i> | Fabaceae | 0,18 | 0,68 | 3,33 |
| <i>Myracrodruon urundeuva</i> | Anacardiaceae | 0,09 | 0,68 | 3,33 |
| <i>Solanum lycocarpum</i> | Solanaceae | 0,09 | 1,35 | 3,28 |
| <i>Triplaris gardneriana</i> | Polygonaceae | 0,05 | 0,68 | 2,13 |
| <i>Anadenanthera colubrina</i> | Fabaceae | 0,09 | 1,35 | 1,85 |
| <i>Erythrina speciosa</i> | Fabaceae | 0,05 | 0,68 | 1,79 |
| <i>Acacia farnesiana</i> | Fabaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Acacia paniculata</i> | Fabaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Acacia polyphylla</i> | Fabaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Aegiphila verticillata</i> | Lamiaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Albizia hassleri</i> | Fabaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Anacardium humile</i> | Anacardiaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Apuleia leiocarpa</i> | Fabaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Astronium fraxinifolium</i> | Anacardiaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Buchenavia capitata</i> | Combretaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Calophyllum brasiliense</i> | Calophyllaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Cariniana estrellensis</i> | Lecythydaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Ceiba speciosa</i> | Malvaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Cordia sellowiana</i> | Boraginaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Dimorphandra mollis</i> | Fabaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Dipteryx alata</i> | Fabaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Eriotheca pubescens</i> | Fabaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Eugenia dysenterica</i> | Myrtaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Guarea kunthiana</i> | Meliaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |

Continuação

| | | | | |
|------------------------------------|---------------|-------------|------------|----------|
| <i>Inga cylindrica</i> | Fabaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Lafoensia pacari</i> | Lythraceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Physocalymma scaberrimum</i> | Lythraceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Platymiscium floribundum</i> | Fabaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Qualea grandiflora</i> | Vochysiaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Samanea tubulosa</i> | Fabaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Schinopsis brasiliensis</i> | Anacardiaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Stryphnodendron adstringens</i> | Fabaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Styrax pohlii</i> | Styracaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Tabebuia impetiginosa</i> | Bignoniaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Tabernaemontana hystrix</i> | Apocynaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Talisia esculenta</i> | Sapindaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Mimosa</i> sp. | Fabaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| <i>Guazuma ulmifolia</i> | Malvaceae | 0,0 | 0,0 | 0,00 |
| Total | | 6,86 | 100 | - |

Obs.: Nomenclatura completa das espécies (vide anexo)

Considerando todos os indivíduos plantados, os dados, referentes à análise do desenvolvimento em altura e diâmetro das mudas plantadas em função do ano (2010/2012) foram determinados por regressão linear simples. Para a variável dependente altura, o modelo $Y = 35.282 + 6.335x$ $R^2 = 4,18\%$ foi capaz de prever uma fraca variação, significativa a 1%, com uma correlação de 0,73 na altura final após o triênio 2010/2012 (Tabela 5 e Figura 12).

Tabela 5 – Sumário estatístico da regressão linear simples, para a variável dependente altura final (cm) das espécies plantadas em função dos anos, na área degradada do Parque Ecológico do Córrego da Onça.

| FV | GL | SQ | QM | F | P |
|--------------------|-----------|------------|-----------|----------|------------|
| Altura | 2 | 4626.35044 | 2313.1752 | 3.7151 | 2.637439 * |
| Desvio | 168 | 104604.925 | 622.64836 | | |
| Total | 170 | | | | |
| Média Geral | 47.95 | | | | |
| CV% | 52.04 | | | | |
| Regressão | 1 | 4575.581 | 4575.581 | 7.388734 | .724483 |
| Desvio | 169 | 104655.70 | 619.265 | | |
| Total | 170 | 109231.28 | | | |

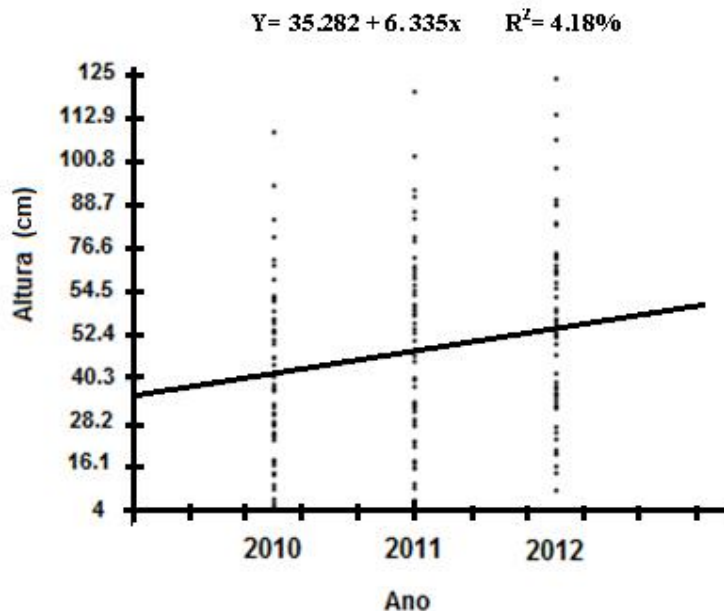


Figura 12. Regressão Linear do desenvolvimento em altura final (cm) das espécies plantadas no triênio 2010-2012, na área degradada do Parque Ecológico do Córrego da Onça.

Por sua vez, a variável diâmetro das espécies avaliadas no triênio acima citado, o modelo $Y = 0.132 + 0.011x$ $R^2 = 1.67\%$ (Figura 13), não conseguiu prever significativamente, o incremento médio em diâmetro (Tabela 6).

Tabela 6 - Sumário estatístico da regressão linear simples, para a variável dependente diâmetro (mm) das espécies plantadas em função dos anos, na área degradada do Parque Ecológico do Córrego da Onça.

| FV | GL | SQ | QM | F | P |
|-------------|---------|--------|---------|---------|-------------|
| Diâmetro | 2 | 0.171 | 0.00853 | 1.495 | 22.72151 ns |
| Desvio | 168 | 0.958 | 0.00571 | | |
| Total | 170 | 0.976 | | | |
| Média geral | 0.15661 | | | | |
| CV (%) | 48.23 | | | | |
| Regressão | 1 | 0.0164 | 0.0164 | 2.88288 | 9.136378 |
| Desvio | 169 | 0.959 | 0.00566 | | |
| Total | 170 | | | | |

Provavelmente, os baixos valores encontrados são devido às más condições do substrato (Tabela 1 e Figura 8), em virtude do pouco acúmulo de biomassa, carência de nutrientes, principalmente, o potássio, que atua no acúmulo de carboidratos, e magnésio que atua nos processos de síntese (Tabela 6 e Figura 13).

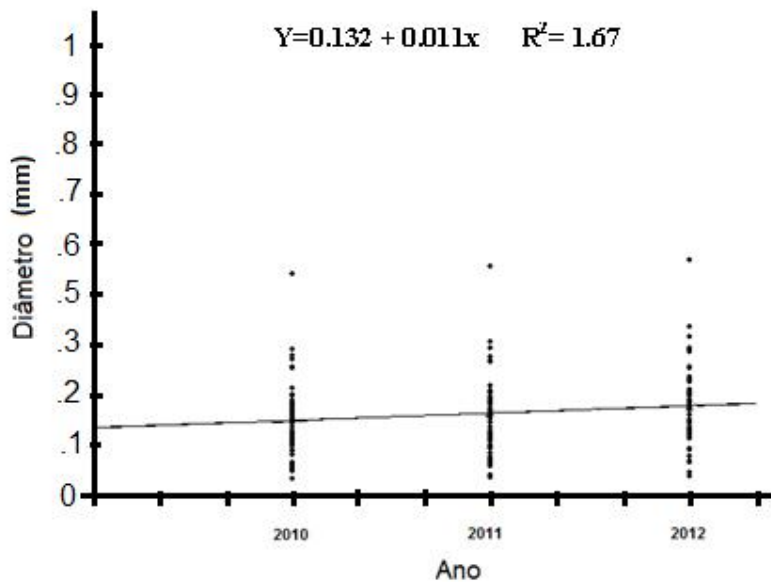


Figura 13. Regressão Linear do desenvolvimento em diâmetro (mm) das espécies plantadas no triênio 2010-2012, na área degradada do Parque Ecológico do Córrego da Onça.

Este resultado pode ser decorrente das características fisiológicas das espécies plantadas, aliadas as más condições do substrato, que refletem na limitação do desenvolvimento em diâmetro das mudas plantadas, em virtude das consequências negativas aos mecanismos metabólicos da planta.

Além da baixa qualidade do substrato (ver descrição da área em materiais e métodos), fatores como a temperatura, umidade relativa do ar, luminosidade (MUCHOW et al., 1980; STONE et al., 1985) e o déficit hídrico elevado, podem afetar as condições hídricas na rizosfera, com possível efeito direto sobre o comportamento estomático (ZHANG et al., 1987) em relação às trocas gasosas, a taxa fotossintética, a transpiração e à capacidade de manter alto teor hídrico na folha, de modo a suportar a desidratação imposta pelo ambiente adverso (BRUNINI & CARDOSO, 1998).

O efeito do estresse hídrico sobre o vegetal é muito variado e depende principalmente da intensidade a que a planta está submetida, podendo induzir não só alterações biofísicas como as acima mencionadas, mas também alterações metabólicas ou mesmo acúmulo de produtos assimilados.

Contudo, outros fatores podem contribuir para a sobrevivência dos indivíduos, apesar das condições severas impostas. Para Oliveira e Carvalho (2011) as plantas apresentam estratégias de tolerância às baixas concentrações de nutrientes no substrato, aumentando a densidade de sua rizosfera e o comprimento de raízes (não avaliado neste estudo), que uma

vez estabelecidas em ambientes deficientes em nutrientes visam melhorar a aquisição de recursos imóveis do solo, como no caso de captação de fósforo no solo.

Análise dos grupos espaçados de Anderson – adaptado.

Na avaliação da sobrevivência das espécies periféricas (também conhecida como companheiras) escolhidas para o modelo de grupos espaçados (quinquênio) foi observado que após 24 meses do plantio das mudas, a taxa de sobrevivência da *Tapirira guianensis* foi de aproximadamente 60%, valor similar ao encontrado por Souza (2002) em áreas em recuperação no Distrito Federal. No mesmo período, para *Cedrella fissilis* e *Tabebuia rosealba*, a taxa de sobrevivência foi de 92%. Apesar da baixa mortalidade observada no total geral das espécies plantadas. É provável que para a *Tapirira guianensis*, a elevada taxa de mortalidade seja devido às severas condições do substrato, de sítio (local o a muda foi plantada) e climáticas da região (Figura 14).

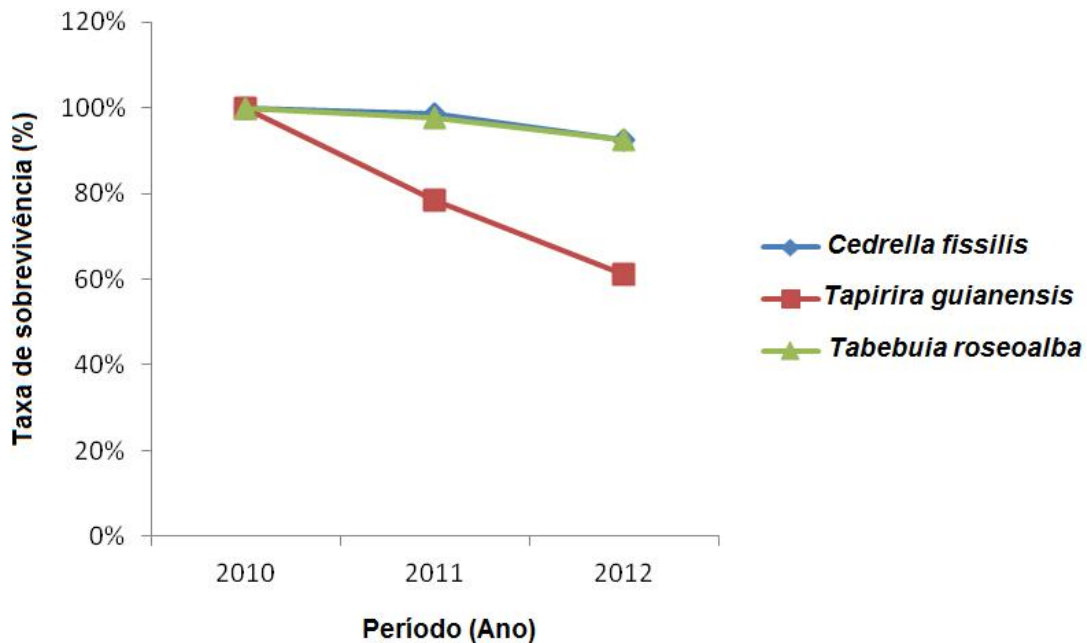


Figura 14. Sobrevivência dos indivíduos das espécies vegetais utilizadas como periféricas (companheiras) no plantio de grupos espaçados.

Na análise do crescimento em altura das espécies companheiras, foi calculada a média das alturas por ano dos indivíduos sobreviventes após os 24 meses de observação. A *Tapirira guianensis*, que apesar de ter apresentado elevada taxa de mortalidade, foi espécie na qual os indivíduos sobreviventes depois de estabelecidos, apresentaram maior variação em relação às outras duas espécies utilizadas, mostrando que a mesma com a menor taxa de sobrevivência, foi à espécie com a melhor taxa de crescimento, seguido da *Cedrella fissilis* e *Tabebuia roseoalba*. As três espécies apresentaram boa condição de adaptabilidade dentro das condições do terreno (Figura 15).

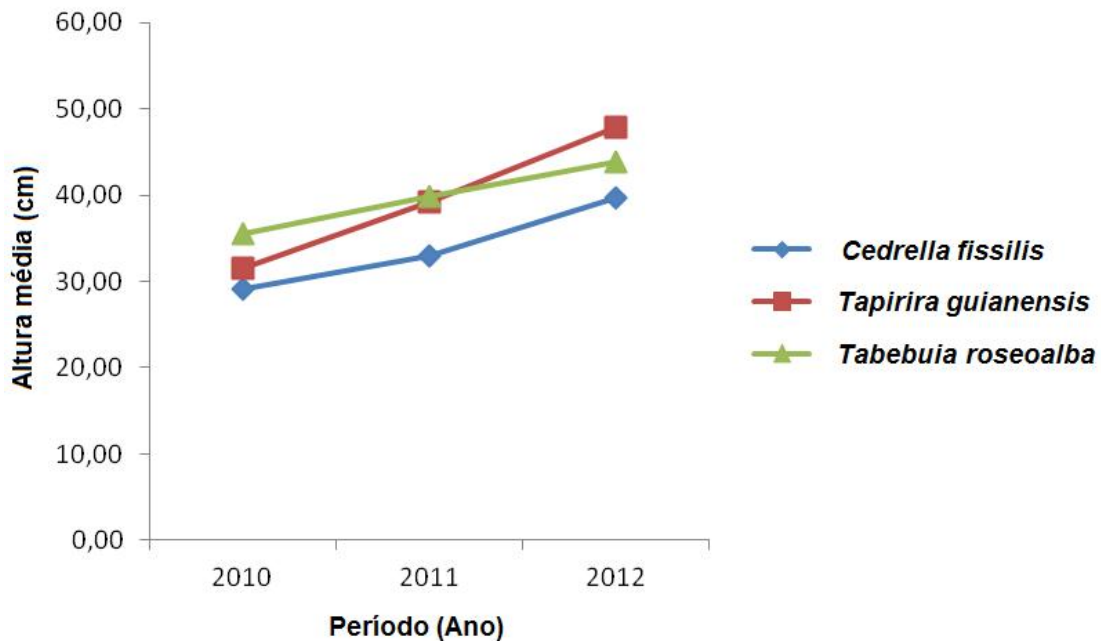


Figura 15. Altura média das espécies periféricas ao longo de três anos após o plantio.

Entretanto, analisando os grupamentos espaçados isoladamente, através de análise de variância – ANOVA, fatorial simples, pelo modelo $Y_{ijk} = m + G_i + A_j + GA_{ij} + E_{ijk}$, onde:

$$Y_{ijk} = m + \text{Efeito sp. central} + \text{Efeito sp. periférica} + \text{interação} + \text{resíduo}$$

Através do modelo acima e de acordo com os dados obtidos da tabela abaixo foi possível prever valores significativos, para o efeito dos tratamentos sobre a altura das espécies centrais a 1%. Entretanto para o efeito do crescimento entre as espécies centrais e para a interação foi significativo a 5% (Tabela 7).

Tabela 7 – Resultado da análise de variância em relação à variável altura das espécies centrais do grupamento espaçado de Anderson.

| FV | GL | F | P(%) |
|-------------------|-------|---------|-----------|
| Tratamentos | 2 | 3.92618 | 2.087 * |
| Espécies centrais | 4 | 40.9269 | 0.0 ** |
| Interação | 6 | 5.66344 | 0.0075 ** |
| Resíduo | 294 | | |
| CV (%) | 67.71 | | |

**Significativo ao nível de 5% de probabilidade e *significativo ao nível de 1% de probabilidade

Através do teste de Tukey, ao nível de 5%, verificou-se através das médias, que dentro dos grupamentos espaçados de Anderson, ocorreu uma diferença significativa em relação ao incremento em altura da espécie central *E. speciosa* na presença de *C. fissilis* (Tukey = 84,50), que maior média em relação à *T. guianensis* (Tukey = 60.35). Entretanto, não houve diferença entre os outros tratamentos (Tabela 8).

O que pode explicar este resultado é a possibilidade da ocorrência relações ao nível radicular (não calculado), uma vez os indivíduos dos quinquênios estão a uma distância relativamente próxima um dos outros, e que todo o substrato ao redor dos quinquênios foi revolvido, possibilitando o espalhamento das raízes, tornando-as mais próximas, o que pode proporcionar a interação a nível radicular, devido ao aumento da concentração dos nutrientes, ou ainda, a possibilidade da secreção e absorção de substâncias pelas plantas (não avaliado), na área de influência da rizosfera das plantas do quinquênio.

Tabela 8 – Resultado da análise do crescimento em altura (cm) das espécies centrais do grupamento espaçado de Anderson (Tukey < 5%).

| sp. periférica | sp. central | | | | |
|----------------------|---------------------|--------------------|---------------------|--------------------|-----------------------|
| | <i>E. speciosa</i> | <i>C. speciosa</i> | <i>A. colubrina</i> | <i>H. coubaril</i> | <i>M. fistulifera</i> |
| <i>C. fissilis</i> | 84.50 ^a | 90.40 ^a | 79.85 ^a | 54.75 ^a | 54.55 ^a |
| <i>T. rosealba</i> | 76.95 ^{ab} | 96.20 ^a | 92.85 ^a | 43.85 ^a | 40.80 ^a |
| <i>T. guianensis</i> | 60.35 ^b | 92.30 ^a | 84.20 ^a | 39.85 ^a | 40.96 ^a |
| DMS | 16.41 | | | | |

DMS= Diferença mínima de significância para teste de Tukey a 5 %. Médias seguidas de letras iguais na VERTICAL não diferem estatisticamente entre si.

Cabe ressaltar que algumas interações podem estar relacionadas a maior ou menor proximidade das raízes e suas áreas de influência. Com isso, pode-se considerar que os

valores mencionados nas tabelas citadas acima, torna perceptível a existência da probabilidade de ter ocorrido algum tipo de influência de forma específica à variável altura entre espécies *E. speciosa* e *T. guianensis*, e com *C. fissilis*.

De acordo com os dados apresentados na tabela abaixo, o resultado da ANOVA fatorial, para a variável dependente altura das espécies periféricas, mostrou que todas as fontes de variação apresentaram valores significativos a 5% (Tabela 9).

Tabela 9 – Resultado da análise de variância da variável altura das espécies periféricas do grupamento espaçado de Anderson.

| FV | GL | F | P(%) |
|----------------------|-------|----------|-----------|
| Tratamentos | 2 | 8.83853 | 0.01842** |
| Espécies periféricas | 4 | 41.04593 | 0.0 ** |
| Interação | 6 | 4.17314 | 0.05415** |
| Resíduo | 294 | | |
| CV(%) | 67.71 | | |

** Significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Avaliando as relações entre as espécies, no que diz respeito ao crescimento em altura das espécies periféricas, pôde-se notar que uma relação entre *T. guianensis* e *A. colubrina* (Tukey= 40,37) apresentou diferença estatística com relação aos demais tratamentos. Contudo, as demais relações entre as outras espécies centrais e as respectivas espécies periféricas, não apresentaram diferença significativa entre as médias dentro de cada quinquêncio. Portanto, estes dados mostram que a *T. guianensis* apresentou variação no crescimento em altura de forma distinta entre as periféricas junto às espécies centrais (Tabela 10).

Tabela 10 – Resultado da análise do crescimento em altura (cm) das espécies periféricas do grupamento espaçado de Anderson (Tukey < 5%).

| sp. periférica | sp. central | | | | |
|----------------------|---------------------|--------------------|---------------------|--------------------|-----------------------|
| | <i>E. speciosa</i> | <i>C. speciosa</i> | <i>A. colubrina</i> | <i>H. coubaril</i> | <i>M. fistulifera</i> |
| <i>C. fissilis</i> | 38.77 ^a | 37.20 ^a | 37.72 ^a | 43.92 ^a | 40.21 ^a |
| <i>T. guianensis</i> | 27.25 ^{ab} | 19.67 ^b | 40.37 ^a | 22.62 ^b | 30.52 ^{ab} |
| <i>T. roseoalba</i> | 47.20 ^a | 38 ^a | 36.15 ^a | 40.64 ^a | 42.28 ^a |
| DMS | 14.34 | | | | |

DMS= Diferença mínima de significância para teste de Tukey a 5 %.. Médias seguidas de letras iguais na HORIZONTAL não diferem estatisticamente entre si.

Considerando o resultado observado na tabela acima, é importante ressaltar é que todas as espécies foram escolhidas, segundo a classificação funcional das espécies (BUDOWSKI, 1965), e que apresentam características similares quanto ao crescimento e heliofilia. Logo, os fatores relacionados ao sítio e uma maior cobertura de copa da *A. colubrina* podem ter favorecido o maior crescimento da *T. guianensis*

Em relação ao crescimento em diâmetro das espécies centrais, apesar de baixas, todas as fontes de variação apresentaram valores das probabilidades significativos ao nível de 5% (Tabela 11)

Tabela 11 – Resultado da análise de variância da variável diâmetro (mm) das espécies centrais do grupamento espaçado de Anderson.

| FV | GL | F | P(%) |
|-------------------|-------|---------|----------|
| Tratamentos | 2 | 6.187 | 0.236** |
| Espécies centrais | 4 | 106.230 | 0.0** |
| Interação | 6 | 3.919 | 0.0962** |
| Resíduo | 274 | | |
| CV(%) | 56.30 | | |

** Significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 12 – Resultado da análise do crescimento em diâmetro (mm) das espécies centrais do grupamento espaçado de Anderson (Tukey < 5%).

| sp. periférica | sp. central | | | | |
|----------------------|--------------------|--------------------|---------------------|--------------------|-----------------------|
| | <i>E. speciosa</i> | <i>C. speciosa</i> | <i>A. colubrina</i> | <i>H. coubaril</i> | <i>M. fistulifera</i> |
| <i>C. fissilis</i> | 3.69 ^{ab} | 5.36 ^a | 1.765 ^a | 2.32 ^a | 2.66 ^a |
| <i>T. guianensis</i> | 3.34 ^b | 4.83 ^a | 1.925 ^a | 1.67 ^b | 1.45 ^b |
| <i>T. roseoalba</i> | 4.24 ^a | 4.97 ^a | 1.77 ^a | 1.33 ^b | 1.22 ^b |
| DMS | 0.5659 | | | | |

DMS= Diferença mínima de significância para teste de Tukey a 5 %. Médias seguidas de letras iguais na VERTICAL não diferem estatisticamente entre si.

De acordo com dados do teste de médias (Tukey 5%), apresentados na tabela acima, verificou-se que ocorreram diferenças no crescimento em diâmetro das espécies centrais. No que diz respeito a *E. speciosa*, houve diferença dentro dos quinquênios com a influência da espécie periférica *T. roseoalba* (Tukey = 4.24). Entretanto, notou-se também diferença entre os tratamentos sob a influência da *C. fissilis*, para as espécies centrais *H. coubaril* (Tukey = 2.32) e *M. fistulifera* (Tukey = 2.66), que também apresentaram ligeiro crescimento no diâmetro (Tabela 12).

Os dados apresentados na tabela acima sugerem a existência da probabilidade de algum tipo de interação específica entre os tratamentos. Provavelmente, na criação de um ambiente mais favorável a nível radicular.

È importante lembrar mais uma vez, que nos locais onde foram instalados os quinquênios, o substrato foi revolvido, facilitando o espalhamento das raízes no substrato, tornando-as mais próximas, o que pode permitir concomitante entre as espécies envolvidas, a secreção e/ou absorção de substâncias que estimulem o incremento em diâmetro, haja vista que, em outros quinquênios não foram verificados valores significativos, o que pode corroborar com o teste de hipótese, determinando a existência algum tipo de interação, neste caso, o de facilitação.

Considerando os dados apresentados na tabela abaixo, verificou-se que, com exceção das espécies periféricas, que não apresentaram valores significativos a 5% de probabilidade no que diz respeito ao crescimento em diâmetro. Porém, foi observado que para os tratamentos e interações, ocorreu uma variação significativa com relação ao desenvolvimento do diâmetro da planta. Este fato mostra que, de algum modo, todas as espécies periféricas interagiram, mesmo que especificamente, com algumas centrais (Tabela 13).

Tabela 13 – Resultado da análise de variância da variável diâmetro (mm) das espécies periféricas do grupamento espaçado de Anderson.

| FV | GL | F | P (%) |
|----------------------|-------|---------|-------------|
| Tratamentos | 2 | 147.366 | 0.0** |
| Espécies periféricas | 4 | 1.13721 | 33.79467 ns |
| Interação | 8 | 12.349 | 0.01872** |
| Resíduo | 331 | | |
| CV% | 56.55 | | |

** Significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 14 – Resultado da análise do crescimento em diâmetro (mm) das espécies periféricas do grupamento espaçado de Anderson (Tukey < 5%).

| sp. central | | | | | |
|----------------------|--------------------|--------------------|---------------------|--------------------|-----------------------|
| sp. periférica | <i>E. speciosa</i> | <i>C. speciosa</i> | <i>A. colubrina</i> | <i>H. coubaril</i> | <i>M. fistulifera</i> |
| <i>C. fissilis</i> | 1.96 ^a | 2.18 ^a | 1.84 ^a | 2.12 ^a | 1.61 ^a |
| <i>T. guianensis</i> | 0.80 ^b | 0.60 ^b | 1.17 ^b | 0.67 ^b | 0.84 ^b |
| <i>T. roseoalba</i> | 1.15 ^b | 0.89 ^b | 0.93 ^b | 0.98 ^b | 0.99 ^b |
| DMS | 0.3696 | | | | |

DMS= Diferença mínima de significância para teste de Tukey a 5 %. Médias seguidas de letras iguais na VERTICAL não diferem estatisticamente entre si.

Especificando as relações individuais avaliando a influência das espécies centrais sobre as espécies periféricas (ou companheiras), no que diz respeito ao crescimento em diâmetro, verificou-se através do teste de médias, que somente a espécie *Cedrela fissilis* respondeu de forma satisfatória aos tratamentos, mesmo sob os baixos valores de desenvolvimento (Tabela 14). Diferentemente do exposto anteriormente, entre as outras duas espécies periféricas não houve variações significativas de crescimento, corroborando com observado na tabela 13.

De uma forma geral, os resultados obtidos entre as combinações de espécies utilizadas nas técnicas de grupos espaçados, especificamente, entre *Erythina speciosa* com *Tapirira guianensis*, e *Cedrela fissilis*, para altura, e *Cedrela fissilis*, com *Hymenaea coubaril* e *Mabea fistulifera*, parecem coadunar com os estudos de Cavieres et al.(2005), que verificou o processo de facilitação nas relações entre a *L. acaulis* e outras espécies andinas, em áreas áridas de altitude nos Andes centrais, e Choler et al. (2001), em ambientes mais secos nas encostas dos Alpes franceses. Entretanto, Choler et al. (2001) afirmaram que as mudanças em relação ao aumento do fornecimento de água podem não ser necessariamente, impulsionadas pelas nurse-plants (plantas-enfermeiras), mas que outros fatores também podem estar influenciando no desempenho de espécies-alvo, e em particular ao nível de perturbação, que aumenta com a convexidade da topografia exposta.

DISCUSSÃO

Através dos dados obtidos foi possível perceber a existência de algumas variações específicas no incremento em altura e diâmetro entre as espécies utilizadas nos tratamentos. Estas variações remetem a um provável processo de facilitação (CONNELL & SLATYER, 1977), que parece ocorrer entre algumas espécies dos grupos espaçados.

Neste caso, considerando o quadro de estresse severo na área degradada, o efeito de facilitação entre espécies de plantas pode ser primordial. Esta relação entre as espécies vegetais pode minimizar os efeitos estressantes para espécies que apresentam uma limitação maior no ambiente (BERTNESS & HACKER, 1994).

Nos diferentes quinquêncios observou-se a ocorrência de uma relação positiva entre as espécies-alvo e suas respectivas companheiras, especificamente, com relação ao crescimento em altura, que de acordo com as médias do Teste de Tukey, foi maior para as espécies dentro dos quinquêncios, do que as espécies fora dos mesmos. Entre os quinquêncios foi possível verificar maior crescimento das espécies junto a *E. speciosa*. O

inverso pode ser avaliado em relação à espécie *Anadenanthera colubrina*, que não apresentou nenhuma relação com as espécies periféricas.

Alguns tipos de áreas degradadas se assemelham bastante às áreas em condições de intensa aridez, a não ser muitas vezes, pela baixa concentração de nutrientes do solo e pelas peculiaridades de cada ambiente (LIANCOURT et al, 2005). Estas semelhanças somadas às interações específicas e positivas entre algumas das espécies utilizadas nos quinquênios parecem indicar existência do processo de facilitação, que assim como em outros estudos experimentais, explicam que este tipo de interação positiva entre espécies aumenta com a aridez (GREENLEE & CALLAWAY, 1996; PUGNAIRE & LUQUE, 2001; BERTNESS & EWANCHUK, 2002; MAESTRE et al, 2003; LIANCOURT et al, 2005). Entretanto, esta questão ainda é muito debatida nos meios acadêmicos, onde envolvem a ecologia vegetal.

Entre as interações positivas relacionadas ao crescimento em altura das espécies centrais foi observado que a espécie que melhor respondeu foi a *E. speciosa*. Para as espécies periféricas dos quinquênios, a *T. guianensis* foi à única que apresentou desenvolvimento em altura na presença de todas as espécies centrais. A *Cedrella fissilis* e *T. rosealba* apresentaram relação positiva muito baixa para altura com as espécies centrais.

No que concerne o incremento em diâmetro das espécies centrais dos quinquênios, as suas relações de crescimento foram ligeiramente fracas, entretanto positivas. Especificamente, *H. coubaril* e *M. fistulifera* com *Cedrella fissilis*, juntamente com *Erythrina speciosa* que apresentou diferença entre os tratamentos com *T. guianensis* e *T. roseoalba*.

Apesar das condições impostas pelo ambiente, possíveis efeitos positivos parecem ocorrer entre algumas interações específicas com relação às espécies dos quinquênios. Estes efeitos podem estar provavelmente relacionados também à rizosfera, que de acordo com proposta de Espeland & Rice (2007), decorre da absorção de nutrientes via de raízes, através do aumento da concentração de exsudatos de raiz que produzem nutrientes biologicamente mais disponíveis, de redes micorrizas, ou do aumento da atividade bacteriana do solo (VANCE et al., 2003).

Outra possibilidade, baseando-se no modelo de tolerância (CONNELL & SLATYER, 1977) é a utilização de diferentes estratégias de sobrevivência em virtude das condições de estresse hídrico. Lima et al. (2012), analisando o grau de tolerância a salinidade do solo, com espécies nativas da caatinga (*Schinus molle*, *Tabebuia impetiginosa*, *Bauhinia forficata*, *Erythrina mulungu*, *Luetzelburgia auriculata* e *Mimosa*

caesalpiniaefolia), avaliaram que todas as espécies com exceção da *M. caesalpiniaefolia* apresentaram-se tolerantes aos efeitos da salinidade. Melo et al. (2007), em seus estudos, constataram que *Setaria anceps* e *Paspalum paniculatum* também sofreram ampla plasticidade fisiológica e anatômica, conferindo tolerância às condições de deficiência hídrica. Assim, é sabido que muitas espécies arbóreas do cerrado toleram as condições climáticas, com a perda de suas folhas ao longo do período de seca.

Portanto, existe a possibilidade de que não ocorra dependência de algumas espécies em relação à presença de outras, para se estabelecer e crescer. Dessa forma é possível que o estabelecimento dependa do nível individual de tolerância à escassez de recursos pelas espécies.

Assim sendo, o que pode estar sendo visualizado é um fenômeno de tolerância tanto das espécies centrais quanto das periféricas dos quinquêncios, que pode ser explicado pela sobrevivência e pelo desenvolvimento de cada indivíduo, uma vez que as concentrações de nutrientes presentes no substrato são extremamente baixas, mostrando que os indivíduos estão adaptados e respondendo de forma distinta a condição ambiental imposta na área.

Outro fator relevante neste estudo foi à observação de que a mortalidade total das espécies plantadas foi menor (6,86%) do que os valores encontrados por Silva (2007) e Correa (2009) em cerrado *sensu stricto* no Distrito Federal, mesmo em condições bastante adversas para as plantas.

A espécie que contribuiu mais para mortalidade dos indivíduos plantados foi a *Tapirira guianensis*, com 52,70% do total. Dentro dos quinquêncios a mortalidade dos indivíduos de *Tapirira guianensis* foi de aproximadamente 35%. As outras duas espécies, *Tabebuia roseoalba* e *Cedrela fissilis*, a mortalidade não chegou a 10% dentro dos quinquêncios.

Recentemente, alguns trabalhos começaram a utilizar com mais frequência o modelo de grupamentos espaçados (quinquêncios) de Anderson (1953) na sua íntegra. Somente suas ideias sobre a disposição e a possível interação dos grupos ecológicos que são utilizadas, mas as mudas ainda são plantadas alternadamente em linhas.

Aparentemente, a utilização dos quinquêncios no modelo proposto por Anderson (1953) é uma boa alternativa, pois proporciona a instalação de ilhas de vegetação, que podem proporcionar melhores condições para as espécies mais exigentes plantadas, e para o estabelecimento de outras espécies em seu entorno, possibilitando a irradiação dessas ilhas ao longo do tempo, favorecendo o processo de regeneração natural.

CONCLUSÃO

Mesmo com as condições precárias do substrato em termos de qualidade e quantidade de nutrientes necessários para o desenvolvimento das plantas, observou-se que a maioria das espécies sobreviveu ao longo deste triênio, os quais foram marcados por um intenso período de seca e baixa umidade, principalmente nos anos de 2011 e 2012.

A *Tapirira guianensis* foi à única espécie que apresentou valores elevados e significativos de mortalidade entre todas as espécies plantadas. Tal fato pode estar relacionado à má aclimação de alguns dos indivíduos da espécie junto às condições do substrato.

O plantio em grupos espaçados apresentou de um modo geral, resultados positivos nos referentes ao período de 2010 a 2012, quando são consideradas algumas das interações entre determinados pares de espécies.

É provável a ocorrência de processo de facilitação entre alguns dos pares de espécies, provavelmente, em virtude de alguma influência no nível de rizosfera, uma vez que foi possível notar raízes espalhadas na posição horizontal de algumas espécies de quinquêncios muito próximas, quando da abertura de trincheiras para coleta de substrato. Mas não se pode descartar ainda a questão individual e/ou da espécie em relação a processo de tolerância as condições ambientais, sendo necessários estudos mais específicos para tentar avaliar melhor os possíveis mecanismos presentes no desenvolvimento das espécies presentes na área de estudo.

A baixa qualidade física e química do substrato proporciona um desenvolvimento lento para a maioria das espécies plantadas.

REFERÊNCIAS

- ANDERSON, M.L. Plantación en grupos especiados. FAO. *Unasytva* - Vol. 7, Nº. 2. 1953.
- ARAÚJO, F. S. et al. Estrutura da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, em Brás Pires, MG. *Revista Árvore*, v.30, nº1: 107-116. 2006.
- BARBOSA, A. C. C. *Recuperação de área degradada por mineração através da utilização de sementes e mudas de três espécies arbóreas do cerrado, no Distrito federal*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília. 2008, 88 p. II.
- BECHARA, F.C.; REIS, A. Unidade demonstrativa de restauração ecológica de restinga arbórea contaminada por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho. In: TRES, D.R.; REIS, A. **Perspectivas sistêmicas para a conservação e restauração ambiental: do pontual ao contexto**. A., 1ª. Ed., Itajaí : Herbário Barbosa Rodrigues , 2009. 374 p.
- BERTNESS, M.D.; HACKER, S.D. Physical stress and positive associations among marsh plants. *The American Naturalist*, 144: 363-372. 1994.
- BERTNESS, M. D.; EWANCHUCK, P. I. Latitudinal and climate-driven variation in the strength and nature of biological interactions in New England salt marshes. *Oecologia* 132: 392-401. 2002.
- BROOKER, R. W. et al. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. *Journal of Ecology*, v. 96: 18-34. 2008.
- BRUNINI, O.; CARDOSO, M. Efeito do déficit hídrico no solo sobre o comportamento estomático e potencial da água em mudas de seringueira. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, v.33, nº 7: 1053-1060. 1998.
- BRUNO, J. F; STACHOWICZ, J. J.; BERTNESS, M. D. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 18, nº 3: 119-125. 2003.
- CALLAWAY, R. M. Positive interactions among plants. *The Botanical Review*, v. 61: 306-349. 1995.
- CARNEIRO, M. A. C.; SIQUEIRA, J. O. ; MOREIRA, F. M. S. ; SOARES, A. L. L. Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronossequências de reabilitação após a mineração de bauxita. *Rev. Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32: 621-632. 2008.
- CARVALHO, P.E.R. **Espécies Arbóreas Brasileiras**. v. 1. Brasília, Embrapa Informação Tecnológica; Colombo/PR: Embrapa Florestas. 2003.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica,. v. 2, 627 p. 2006

CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M. T.; BRAGA, J. M. A. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de mata atlântica submontana no município de Rio Bonito, RJ, Brasil (Mata Rio Vermelho). *Revista Árvore*, Viçosa, v. 31, n.4, 717-730. 2007.

CARVALHO R. A.; VITAL, M. C. V.; COSTA, D. V.; FERNANDES SILVA, L. C.; VIEIRA, L. C. G.; SILVEIRA, A. V. T.; LIMA FILHO, G. F. Competição e facilitação ou teoria neutra? Um estudo das interações e de sua importância na estrutura de uma comunidade vegetal em regeneração. *Rev. Biol. Neotrop.* 4(2): 117-123. 2007.

CATHARINO, E. L. M.; BERNACCI, L. C.; FRANCO, G. A. D. C.; DURIGAN, G.; METZGER, J. P. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotropica*, Campinas, v. 6, n. 2, 2006.

CAVIERES, L. A.; BADANO, E. I.; SIERRA-ALMEIDA, A.; GÓMEZ-GONZÁLEZ, S.; MOLINA-MONTENEGRO, M. A. Positive interactions between alpine plant species and the nurse cushion plant *Laretia acaulis* do not increase with elevation in the Andes of central Chile. *New Phytologist*. nº 169: 59– 69. 2006.

CHOLER, P.; MICHALET, R.; CALLAWAY, R. M. Facilitation and competition on gradients in alpine plant communities. *Ecology* 82: 3295–3308. 2001.

CONNELL, J.H., SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role stability and organization. *The American Naturalist*, 111: 1119-1144 1977.

CORRÊA, R.S & CARDOSO, E. S. Espécies testadas na revegetação de áreas degradadas. In: CORRÊA, R.S & MELO FILHO, B. **Ecologia e recuperação de áreas degradadas no cerrado** (orgs.). Paralelo 15. 178 p. 1998.

CORRÊA, R.S.; BIAS, E.S.; BAPTISTA, G.M.M. **Áreas degradadas pela mineração no cerrado**. Editora Universa. Brasília, cap. I: 9-22. 2004.

CORRÊA, R.S.; MELO FILHO, B. Aspectos ecológicos da sucessão secundária em áreas mineradas no cerrado. In CORRÊA, R.S.; BAPTISTA, G.M.M., **Mineração de áreas degradadas no cerrado**. Editora Universa, Brasília, cap. 7: 123-158. 2008

DARONCO, C. **Atributos funcionais de espécies arbóreas e a facilitação da regeneração natural em plantios de mata ciliar**. Botucatu. Dissertação de Mestrado. 2013, 68 p. il.

DIAS, M. C.; VIEIRA, A. O. S.; NAKAJIMA, J. N.; PIMENTA, J. A.; LOBO, P. C. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares do Rio Iapó, na bacia do Rio Tibagi, Tibagi, PR. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 21, n. 2, ago. 1998.

DOBSON, A. P.; BRADSHAW, A. D.; BAKER, A. J. M. Hopes for the Future: Restoration Ecology and Conservation Biology. *Science*, vol. 277: 515-522. 1997.

EMBRAPA. *Manual de métodos de análise de solos* — Dados eletrônicos. — Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 230 p. 2011.

ESPELAND, E. K.; RICE, K. J. Facilitation across stress gradients: The importance of local adaptation *Ecology*, 88(9): 2404–2409. 2007.

FELFILI, J.M. Biodiversidade, ecologia e conservação do cerrado: avanços no conhecimento. In: Scariot, A.; Souza-Silva, J.C.; Felfili, J.M. *Ecologia, biodiversidade e conservação*. Min. Meio Ambiente – Brasília, 439 p. 2005.

FELFILI, J. M.; FAGG, C. W.; PINTO, J. R.R. Modelo nativas do bioma stepping stones na formação de corredores ecológicos, pela recuperação de áreas degradadas no cerrado. In: Arruda, M. B. (Org.). *Gestão Integrada de Ecossistemas Aplicada à Corredores Ecológicos*. Brasília, p. 187-209. 2005a.

GANDOLFI, S.; LEITÃO-FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.

GENTRY, A.H. Bignoniaceae - Part II (Tribe Tecomeae). *Flora Neotropica*, 25 (2): 1-370. 1992.

GOMEZ-APARICIO, L.; ZAMORA R., GOMEZ, J. M.; HODAR, J. A.; CASTRO, J.; BARAZA, E. Applying plant positive interactions to reforestation of Mediterranean mountains: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications*, 14: 1128–1138. 2004.

GOTELLI, N. J, *Ecologia*. Londrina: Editora Planta, 2007. p. 183-208.

GREENLEE, J.; CALLAWAY, R. M. Effects of abiotic stress on the relative importance of interference and facilitation. *The American Naturalist*, 148: 386-396. 1996.

HUNTER, A. F.; AARSSSEN, L. W. Plants helping plants. *BioScience*, vol. 38, nº 1: 34-40. 1988.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. In: Rodrigues, R.R.; Leitão Filho, H. de F. (eds) *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo/Fapesp. 249-271. 2001.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Recuperação de Matas Ciliares. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (org.) *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Botucatu: Fundação de estudos e pesquisas agrícolas florestais – FEPAF. 340 p. 2008.

KÖPPEN, W. *Climatologia: con un estudio de los climas de la Tierra*. Mexico – DF. Fondo de Cultura Económica. 474 p. 1948.

LAMB, D. Large-scale Ecological Restoration of degraded Tropical Forest Lands: The Potential Role of Timber Plantations. *Restoration Ecology*, vol. 6 N° 3: 271–279. 1998.

LEITE, L. L., MARTINS, C. R. e HARIDASAN, M. Efeito da descompactação e adubação do solo na revegetação espontânea de uma cascalheira no Parque Nacional de Brasília. In: **Anais do I Simpósio Sulamericano e II Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas**. Foz de Iguaçu, PR. 527-534. 1994.

LEITE, E. C.; RODRIGUES, R. R. Fitossociologia e caracterização sucessional de um fragmento de floresta estacional do sudeste do Brasil. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 32, n. 3, p. 583-595, 2008.

LIANCOURT, P.; CALLAWAY, R. M.; MICHALET, R. Stress tolerance and competitive response ability determine the outcome of biotic interactions. *Ecology* 86: 1811–1618. 2005.

LIMA, A. D.; SILVA, J. A.; BESSA, M. C.; AMORIN, A. V.; DE LACERDA, C. F.; BEZERRA, A. M. E. **Tolerância de espécies nativas a diferentes níveis de salinidade do solo**. IV Workshop Internacional de Inovações Tecnológicas na Irrigação. Fortaleza, 6 fls. 2012.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. 4. Nova Odessa, Instituto Plantarum. 2002.

MAESTRE, F.T.; BAUTISTA, S.; CORTINA, J. Positive, negative, and net effects in grass–shrub interactions in Mediterranean semiarid grasslands. *Ecology*, 84: 3186–3197. 2003.

MARTINS, S.V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa, MG. Aprenda Fácil, 146 p. 2009.

MELO, H. C.; CASTRO, E. M.; SOARES, A. M.; MELO, L. A.; ALVES, J. D. Alterações anatômicas e fisiológicas em *Setaria anceps* Stapf ex Massey e *Paspalum paniculatum* L. sob condições de déficit hídrico. *Hoehnea* 34(2): 145-153, 3 tab., 2007.

MENDONÇA L.B. & ANJOS L., Feeding behavior of hummingbirds and perching birds on *Erythrina speciosa* Andrews (Fabacea) flowers in an urban area, Londrina, Paraná, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23: 42-49, 2006.

MORI, E. S.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; FREITAS, N. P.; MARTINS, R. B. **Sementes florestais: guia para germinação de 100 espécies nativas**. São Paulo: Instituto Refloresta, 159 p. 2012.

MUCHOW, R.C.; FISHER, M.J.; LUDLOW, M.M.; MYERS, R.J.K. Stomatal behaviour of kenaf and sorghum in a semiarid tropical environment II. During the day. *Australian Journal of Plant Physiology*, v.7: 621-628. 1980.

OLIVEIRA, P. C. & CARVALHO, C. J. R. Rizosferas de árvores acumuladoras de fósforo na Amazônia Brasileira. *Universitas Scientiarum*, Vol. 16 N° 2: 111-118. 2011.

PENNINGTON, T.D. *A monograph of neotropical Meliaceae*. New York, New York Botanical Gardens, 470p. 1981.

PINHEIRO, A. E.; MARANGON, L. C.; PAIVA, G. L. R. Características fenológicas do cedro (*Cedrela fissilis* Vell.) em Viçosa, Minas Gerais. *Boletim de Pesquisa Florestal*, Colombo, n. 21, p.21-26, 1990.

PUGNAIRE, F. I.; LUQUE, M. T. Changes in plant interactions along a gradient of environmental stress. *Oikos* 93: 42–49. 2001.

RIBEIRO, J.F. & WALTER, B.M.T. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. Pp. 1279. In: Sano, S.M.; Almeida, S.P. & Ribeiro, J.F. (Ed). **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília, Embrapa Informação Tecnológica. 2008.

RIZZINI, C.T. *Árvores e madeiras úteis do Brasil*. São Paulo, E. Blücher, 296p. 1981.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: Rodrigues, R. R. e Leitão Filho, H. F. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. Editora da Universidade de São Paulo/Fapesp. São Paulo, 2004. 320 p.

SILVA, J. C. P. Desenvolvimento inicial lenhosas, nativas e de uso múltiplo na recuperação de áreas degradadas de cerrado sensu stricto no Distrito Federal. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília. 2007. 120 p.

SOUZA, C. C. Estabelecimento e crescimento inicial de espécies florestais em plantios de recuperação de matas de galeria do Distrito Federal. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília. Brasília. 2002. 91 p.

STONE, J. F.; ERICKSON, P. I.; ABDUL-JABBAR, A. S. Stomatal Closure Behavior Induced by Row Spacing and Evaporative Demand in Irrigated Peanuts. *Agronomy Journal*. Vol. 77 n° 2: 197-202. 1985.

VACCARO, S.; LONGHI, S. J.; BRENA, D. A. Aspectos da composição florística e categorias sucessionais do estrato arbóreo de três subseres de uma floresta estacional decidual, no Município de Santa Tereza - RS. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 9, n. 1, p. 1-18, 1999.

VANCE, C. P.; UHDE-STONE, C.; ALLAN, D. L. Phosphorous acquisition and use: critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource. *New Phytologist* 157: 423–447. 2003.

XIONG, S. et al. Interactive effects soil moisture, vegetation canopy, plant litter and seed addition on plant diversity in a wetland community. *Journal of Ecology*, London, v. 91: 976-986. 2003.

ZHANG, J., SCHURR, U., DAVIES, W.J. Control of stomatal behaviour by abscisic acid which apparently originates in roots. *J. Exp. Bot.* 38. 1174–1181. 1987.

CAPÍTULO II

UTILIZAÇÃO DAS TÉCNICAS DE TRANSPOSIÇÃO DE GALHARIA E DE BANCO DE SEMENTES EM UMA ÁREA DEGRADADA NO PARQUE ECOLÓGICO DO CÓRREGO DA ONÇA – BRASÍLIA – DF



RESUMO

No Brasil existem hoje, aproximadamente 200 milhões de hectares de áreas degradadas, que apresentam características distintas em decorrência da intensidade e do tipo de uso do solo. A crescente demanda social e a aceleração da economia tem produzido um crescente cenário de degradação no Brasil. A recuperação de uma área degradada refere-se à aplicação de técnicas silviculturais, agronômicas e de engenharia, que visam à recomposição topográfica e à revegetação de áreas em que o relevo foi descaracterizado pela degradação. A restauração ecológica de áreas degradadas visa proporcionar o restabelecimento de condições e sustentabilidade existentes em ecossistemas naturais, incluindo um nível mínimo de biodiversidade, de variabilidade na estrutura e no funcionamento dos processos ecológicos. As técnicas de nucleação podem representar uma das formas de programar a sucessão dentro de áreas degradadas, incrementando as interações interespecíficas. Este trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência das técnicas de nucleação, transposição de galharias e de banco de sementes em uma área degradada por mineração. Na área degradada utilizada neste trabalho foram instaladas 25 parcelas aleatórias da transposição das galharias e do banco de sementes. Todos os tratamentos foram instalados com Delineamento em Inteiramente Casualizados (DIC). A densidade das espécies e a riqueza das galharias e banco de sementes e as formas de vida foram avaliados por 12 meses. Foram identificadas 44 espécies vegetais nas galharias, 30 espécies no banco de sementes, divididas em 5 formas de vida, com as Asteraceae e Poaceae dominando ambos os tratamentos. Os valores de diversidade foram de $H' = 2,246$, $D_s = 0,7921$, a equitabilidade $J = 0,6008$. No banco de sementes, foram 30 espécies, $H' = 2,43$, $D_s = 0,8552$ e $J = 0,7293$. Em ambos os tratamentos, as herbáceas foram dominantes com mais de 50% dos indivíduos amostrados. No banco de sementes as outras formas de vida foram equivalentes, o que não ocorreu nas galharias. As técnicas de transposição do banco de sementes e das galharias, comprovaram ser eficientes técnicas para a recuperação de áreas degradadas por mineração.

Palavras-Chave: Nucleação, Restauração ecológica, Área minerada.

ABSTRACT

In Brazil there are now approximately 200 million hectares of degraded areas, which have different characteristics due to the intensity and type of land use, and the growing social and economic demand has produced an increasing degradation scenario in Brazil. The recovery of a degraded area refers to the application of silvicultural techniques, agronomic and engineering aimed at topographic reconstruction and revegetation of areas where relief was mischaracterized by vegetation. Ecological restoration of degraded areas aims to provide the restoration and sustainability of conditions existing in natural ecosystems, including a minimum level of biodiversity, variability in the structure and functioning of ecological processes. And nucleation techniques may represent one of the ways to implement the succession in degraded areas, increasing interspecific interactions. This study aimed to evaluate the efficiency of nucleation techniques, brushwood and seed bank transposition in degraded area by mining. The degraded area used in this work was installed 25 random plots of transposition of galharias and seed bank. All treatments were installed in randomized Delineation (DIC). The density of species and the wealth of brushwood and seed bank transposition and life forms were evaluated for 12 months. 44 plant species were identified in galharias, 30 species in the seed bank, divided into five forms of life, with the Asteraceae and Poaceae dominate both treatments. Values were diversity $H' = 2.246$, $D_s = 0.7921$, $J = 0.6008$ evenness. In the seed bank were 30 species, $H' = 2.43$, $D_s = 0.8552$ and $J = 0.7293$. In both treatments, herbaceous plants have been dominant over 50% of individuals sampled. Seed bank in the other life forms were equivalent, which did not occur in galharias. The technical implementation of the seed bank and galharias, proved to be efficient techniques for the recovery of areas degraded by mining.

Keywords: Nucleation, Restoration Ecology, Mined area.

INTRODUÇÃO

No Brasil existem hoje, aproximadamente 200 milhões de hectares de áreas degradadas (dados apresentados pelo MMA no 9º Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas), que apresentam características distintas em decorrência da intensidade e do tipo de uso do solo (BARBOSA, 2008; CORRÊA, 2006). A crescente demanda social e econômica tem produzido um crescente cenário de degradação no Brasil.

Desde a década de 60, o bioma do cerrado sofre com processos degradativos, reduzindo as áreas de vegetação nativa, colocando em risco prévio a extinção de várias espécies nativas, sem atestar para os grandes impactos ambientais posteriores. E de acordo com dados do IBAMA (2009), o percentual de áreas desmatadas alcançou a 48,22% da área total do bioma (2.038.520,41 km²), considerando também, a área da vegetação remanescente em 2008 (1.051.446 km²).

A recuperação de uma área degradada refere-se à aplicação de técnicas silviculturais, agronômicas e de engenharia, que visam à recomposição topográfica e à revegetação de áreas em que o relevo foi descaracterizado pela degradação (MARTINS, 2009), podendo ser diferente de sua condição original (BRASIL, 2000). Recentemente, o termo restauração ecológica tem sido bastante utilizado.

A restauração ecológica de áreas degradadas pode ser conceituada como um conjunto de ações que visem proporcionar o restabelecimento de condições e sustentabilidade existentes em ecossistemas naturais (KAGEYAMA, 2008). Isto inclui um nível mínimo de biodiversidade, de variabilidade na estrutura e no funcionamento dos processos ecológicos, considerando-se seus valores ecológicos, econômicos e sociais (*Society for Ecological Restoration- SER*), sendo uma atividade que exige uma abordagem sistemática de planejamento e visão em longo prazo (KAGEYAMA, 2008).

Com base neste conceito, algumas técnicas vêm sendo criadas e utilizadas com o intuito de tentar restaurar ambientes degradados, buscando a compreensão dos complexos mecanismos das interações ecológicas entre espécies e, com os fatores ambientais, que levem a formação da comunidade (PARROTTA, 1999; RODRIGUES; GANDOLFI, 2000).

A nucleação proposta por Reis et al. (2003) parece representar uma das melhores formas de programar a sucessão dentro de áreas degradadas, incrementando as interações interespecíficas (REIS; KAGEYAMA, 2003), restituindo a biodiversidade condizente com as características da paisagem e das condições microclimáticas locais, com baixo custo,

requerendo o mínimo de entrada artificial de energia, em virtude dos núcleos formados (REIS, 2007).

A transposição de galharias é importante ferramenta para a nucleação em projetos de restauração, por formar ambientes propícios para diversos grupos faunísticos, como abrigo para a fauna, (TRES; REIS et al., 2009), alteração do microclima no solo sob os galhos (REIS et al., 2003, 2003a, 2003b), pela incorporação de matéria orgânica, potencial de rebrota e germinação de espécies vegetais, devido a um maior sombreamento e umidade (REIS et al., 2003).

A alteração do microclima nas parcelas com galharias pode ter como fator relevante o aumento da taxa de infiltração de água no solo. Os mecanismos pelos quais proporcionam o aumento da capacidade de infiltração são provavelmente complexos, provavelmente, por envolver a fauna edáfica, como os térmitas, criando bioporos que constituem um dos principais meios de infiltração de água no perfil do solo (TONGWAY; LUDWIG, 1996). Outro ponto importante nos estudos de Tongway & Ludwig (1996), no semiárido australiano foi o aumento das concentrações de nitrogênio orgânico, carbono orgânico, e cálcio e potássio trocáveis nas camadas superficiais do solo cobertos com galharias, potencializados pelo aumento da atividade faunística no solo.

A transposição do banco de sementes do solo é outra ferramenta alternativa indicada para restauração em áreas degradadas, por apresentar baixo custo financeiro e um estoque dinâmico de sementes viáveis, dormentes ou não (GARWOOD, 1989, LECK et al., 1989), com a possibilidade de conter elevada riqueza florística (CALEGARI et al., 2008; MARTINS, 2009a, 2009b), nutrientes, matéria orgânica, fungos decompositores e associações micorrízicas, que são essenciais para o estabelecimento das plântulas recrutadas do banco e posterior desenvolvimento da vegetação (NETO et al., 2010), podendo ser ainda, a única fonte disponível para o processo de recuperação (OLIVEIRA, 2007).

Contudo, o sucesso do banco de sementes do solo dependerá da densidade de sementes aptas para germinar, quando as condições ambientais para o estabelecimento são favoráveis (CARVALHO e FAVORETTO, 1995). Winterhalder (1996) comprovou o sucesso da transposição do banco de sementes (“plantação de blocos de solo”), aplicando esta técnica na restauração de uma paisagem industrial perturbada em Ontário (Canadá), que criou uma ilha de fertilidade, o que permitiu melhorar o papel da nucleação.

No entanto, um dos problemas encontrados nesta técnica de restauração é a proliferação de espécies vegetais oportunistas e herbáceas pioneiras, que podem impedir o

melhor desenvolvimento das demais formas de vida vegetal, presentes no banco de sementes do solo. Entretanto, não se pode desconsiderar o papel das herbáceas pioneiras que também são fundamentais no processo de sucessão, atuando no primeiro estágio de sucessão após uma perturbação (ARAÚJO et al., 2005).

Embora a dinâmica do banco de sementes seja muito estudada, a regeneração natural através do banco de sementes ainda pouco conhecida em algumas fisionomias vegetacionais do cerrado, principalmente no cerrado *sensu stricto* (OLIVEIRA, 2007) onde é *sensu* comum, que após distúrbios causados pelo fogo no período de seca, várias espécies vegetais se sobressaem emergindo do banco de sementes, em virtude de seu comportamento pioneiro e de sua resistência ao fogo. Assim sendo, o banco de sementes pode ser considerado como uma das principais fontes de regeneração natural no cerrado.

Este trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência das técnicas de nucleação, transposição de galharias e de banco de sementes em uma área degradada por mineração, ao final da década de 50, no Distrito Federal.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo encontra-se sob as coordenadas 15° 58'21.38"S; 47°58'17.10" W e com dimensões de 6,45 hectares faz parte da área do Parque Ecológico do Córrego da Onça, fazendo parte da Área de Manancial do Catetinho, dentro da jurisdição da cidade satélite do Gama, Distrito Federal.

O clima predominante é classificado por Köppen (1948) como Aw (tropical chuvoso), com invernos secos e verões chuvosos, com a temperatura média máxima de 29°. A precipitação média encontra-se na ordem de 1500 mm, variando de 750 mm nos meses mais secos a 2000 mm nos meses mais úmidos (SILVA et al., 2008). A umidade relativa do ar varia entre 60% e 80% (SILVA et al., 2008). O relevo regional é suave ondulado a plano. O solo que compunha (baseado no cerrado adjacente) a área estudada é classificado como Latossolo vermelho-amarelo distrófico. O horizonte B apresenta cores vermelho amarelada. A análise química do substrato da área de estudo apresentou os seguintes parâmetros: textura 66% de argila; 27% de areia; 7% de silte pH variando de 4,9 a 4,9; matéria orgânica 7,00 g/dm³; fósforo 0,50 mg/dm³; potássio 12,66 mg/dm³; alumínio 0

mmol/l; cálcio 1,70 mmol/dm³; H + Al 11,66 mmol/dm³; CTC 3,1 cmolc/l e saturação por bases igual a 24,44.

Ao final da década de 50, a área foi utilizada como área de empréstimo para diversos fins, como a terraplanagem para a implantação da rodovia BR-040, para o assentamento dos trilhos da ferrovia central-atlântica (Brasília-Santos), durante a construção de Brasília, com a retirada de argila e cascalho, atingindo as camadas mais profundas (horizonte C), expondo em alguns pontos, material rochoso em estágio de degradação, também conhecido como material saprofítico.

Instalação das galharias

As galharias foram instaladas com material coletado decorrente de podas do campus da Universidade de Brasília e de áreas de cerrado sensu *stricto* “tombado para pasto”, da Fazenda Água Limpa (FAL/UnB), próxima à área experimental. As galharias foram distribuídas formando uma leira central com aproximadamente 100 metros, ligando uma extremidade à outra da área experimental, formando uma conexão com o cerrado adjacente. Dez galharias menores com cerca de 10 metros foram dispostas de forma paralela e aleatória à leira central (Figuras 16A e 16B), de forma a proporcionar pequenas conexões para o deslocamento da fauna de solo ao longo da área.

Dentro das galharias foram sorteadas 25 parcelas de 1 metro quadrado (1 m²), para a identificação das espécies vegetais estabelecidas, nas quais foram consideradas, o seu interior e área de influência (borda) de aproximadamente 50 centímetros.

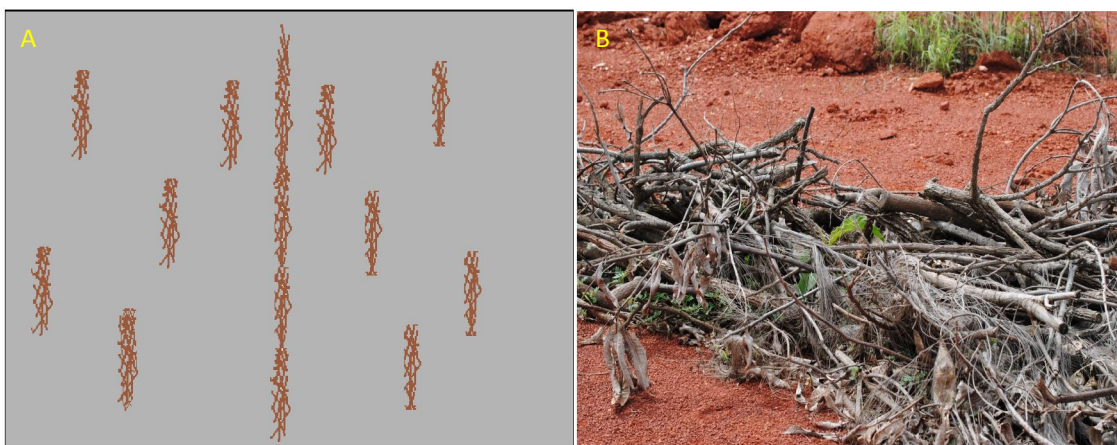


Figura 16. Croqui com a disposição das galharias na área de estudo (A) e a caracterização do material da galharia instalada na área de estudo (B).

Coleta de material para a transposição do banco de sementes

No cerrado *stricto sensu* conservado e adjacente à área de estudo, foram instalados cinco transectos de 100 metros equidistantes entre si, a uma distância de 100 metros. Em cada transecto foram coletadas 5 amostras da camada superficial do solo mais serrapilheira (com 5 centímetros de profundidade) em parcelas de 1 metro quadrado, totalizando 25 amostras (Figura 17). O material de cada uma das parcelas presentes nos transectos foi acondicionado em um saco plástico preto devidamente identificado. Após a coleta, o material foi transposto para as parcelas distribuídas na área experimental.

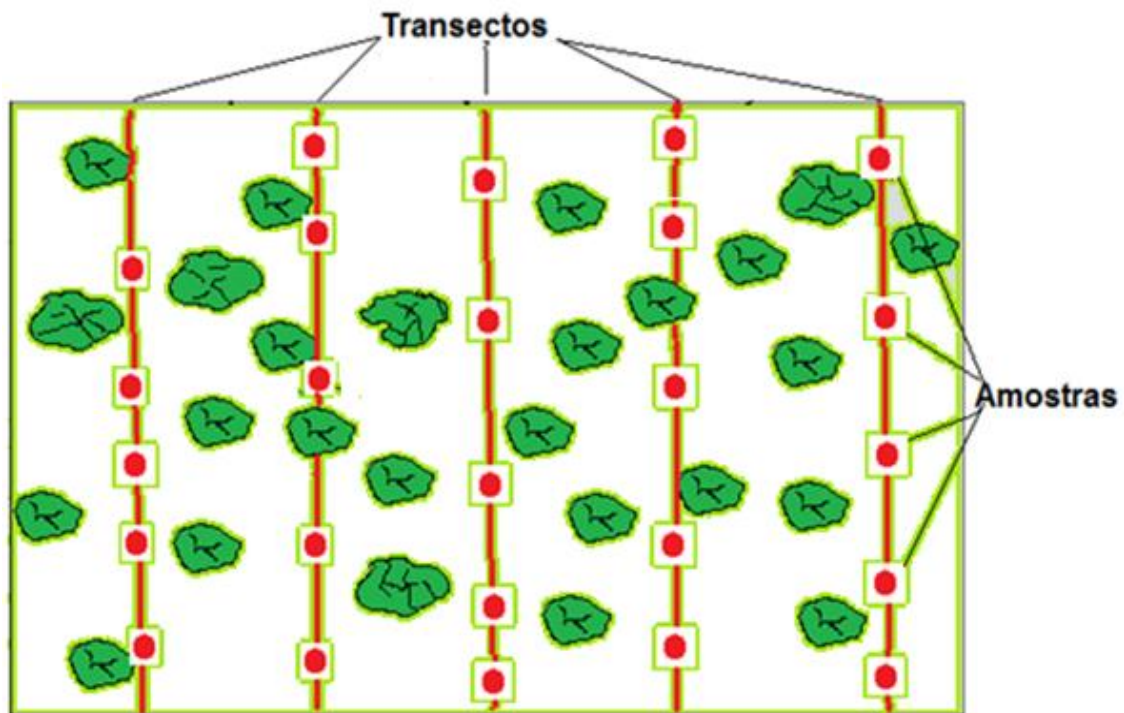


Figura 17. Croqui da coleta de 25 amostras do banco de sementes do solo no cerrado adjacente.

Instalação das parcelas para transposição do banco de sementes do solo

Na área experimental foram instalados aleatoriamente 25 parcelas de 1 m², montados com estacas de bambu e linha de nylon trançada, cada parcela com uma testemunha alocada a 2 metros de distância. Os quadrantes utilizados com a transposição do banco de sementes foram dispostos em um delineamento inteiramente casualizado (DIC). Nos testemunhos não foram adicionados nenhum material coletado, mantendo o mesmo substrato da área. O substrato dentro dos quadrantes foi removido, para acamar o

solo coletado, e revolvido com picareta e enxada, para descompactação, de modo a facilitar a germinação, penetração e desenvolvimento das raízes (Figuras 18 e 19).

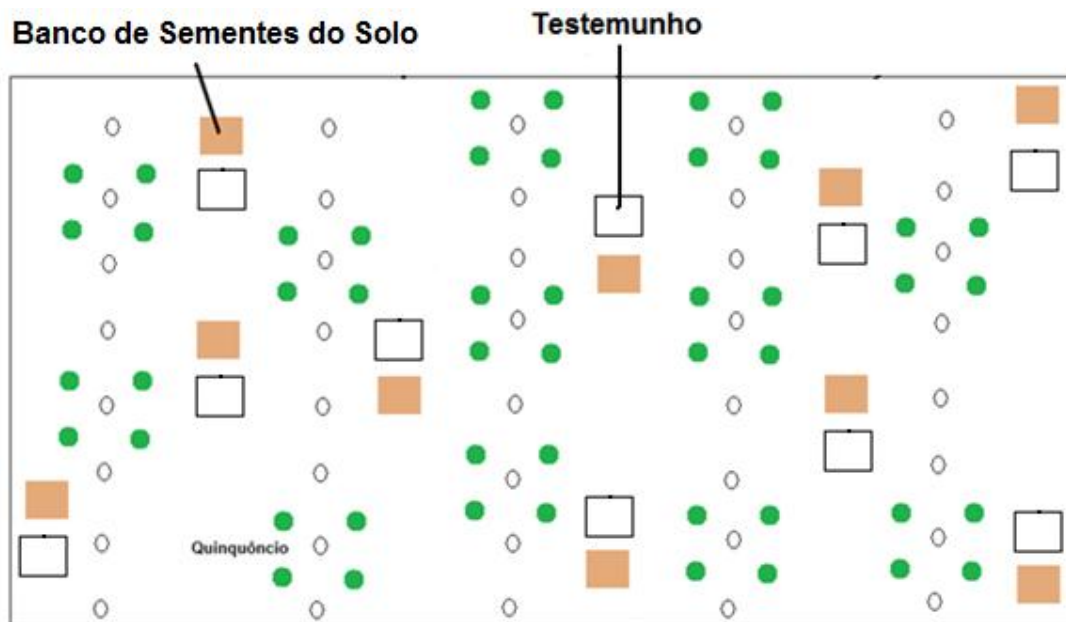


Figura 18. Croqui da distribuição aleatória das parcelas com amostras de solo com banco de sementes (bege), distantes a 2 metros das parcelas-testemunhos (branco)

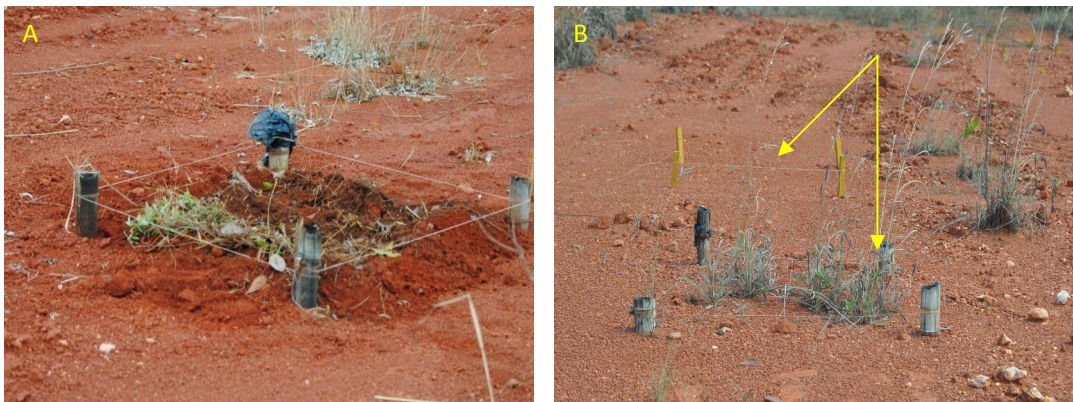


Figura 19. Parcela com solo e banco de sementes (A) e com testemunho ao fundo (B).

Análise dos dados

Para a análise de resultados, tanto para as galharias, quanto para a transposição do banco de sementes do solo foi calculada a análise de variância (ANOVA), para avaliar a eficácia das técnicas e sua relação com o número de espécies vegetais estabelecidas entre as parcelas experimentais das duas técnicas. Posteriormente foi aplicado do Teste de Tukey

com nível de significância de 5%, para avaliar o grau de importância das formas de vida nas duas técnicas. Para a realização dos cálculos foi utilizado o programa GENES (Aplicativo computacional na área de Genética e Estatística Experimental) produzido pela Universidade Federal de Viçosa.

Foram calculadas também, as densidades e frequências absolutas e relativas das espécies presentes nas técnicas de galharia e transposição do banco de sementes.

Densidade Absoluta: indica o número total de indivíduos de uma espécie por unidade de área amostrada, padronizada como sendo parcelas de um metro quadrado ($1m^2$) (Pinto Coelho, 2000).

$$DA_t = n_t * U/A$$

n_t = nº de indivíduos do taxon analisado.

U= unidade de área ($10000 m^2 = 1 ha$)

A= área total amostrada (m^2)

Densidade Relativa: indica o número de indivíduos de uma espécie em relação ao total de indivíduos de todas as espécies identificadas (Pinto Coelho, 2000).

$$DR = 100 * n_t/N$$

N = nº total de indivíduos

n_t = nº de ind. Do taxon analisado.

A frequência foi calculada para analisar o grau de participação das diferentes espécies identificadas na composição vegetal, de acordo com a distribuição horizontal dos indivíduos presentes nas galharias e nas parcelas da transposição do banco de sementes do solo, expressando a uniformidade da distribuição horizontal de cada espécie, dentro das parcelas das técnicas acima citadas, sendo determinada por:

Frequência absoluta (FA): expressa a porcentagem de parcelas de um metro quadrado ($1m^2$) em que cada espécie ocorre (Pinto Coelho, 2000).

$$Fat = 100 * n_{At} / NAT$$

n_{At} = nº de parcelas com ocorrência do táxon

NAT = nº total de parcelas amostradas

Frequência Relativa (FR): é a porcentagem de ocorrência de uma espécie ou família em relação à soma de todas as espécies ou famílias descritas (PINTO COELHO, 2000).

$$FR = 100 * Fat/FT$$

FT= frequência total de todos os táxons

$$Fat = 100 * nAt/ NAT$$

O índice de Simpson, que é fortemente influenciado pelas espécies dominantes, de forma que quanto maior for o valor de D, menor é a diversidade. Os índices de Shannon e o de Equitabilidade (J) revelam a homogeneidade, quando são consideradas as abundâncias das espécies na amostra. Considera-se também que duas comunidades com o mesmo índice de Shannon-Wiaver são igualmente diversas, sendo essas comunidades de espécies equiprováveis ou não (Jost, 2006). Foram obtidos os índices de diversidade, calculados como em Magurran (2011). O método de rarefação (estimador de riqueza) foi usado para padronizar o esforço amostral. O software utilizado para estes índices foi o mata nativa, enquanto que para as curvas de rarefação foi utilizado o software past.

Para o estudo da similaridade entre as técnicas estudadas foram utilizados os índices qualitativos de Sorensen e Jaccard, que consideram a presença e ausência das espécies) e que foram calculados com base nas fórmulas abaixo:

Índice de Jaccard:

$$J = \frac{S_{12}}{S_1 + S_2 - S_{12}}$$

Índice de Sorensen:

$$S = \frac{2 \times S_{12}}{S_1 + S_2}$$

onde S_1 é o número de espécies da galharia 1, S_2 o número de espécies da do banco de sementes 2 e S_{12} o número de espécies comuns a ambas as técnicas. O

RESULTADOS

Após 24 meses da instalação das galharias foram identificadas entre plântulas (arbóreas) e adultos (hebáceas, subarbustos e arbustos), 771 indivíduos distribuídos em 44 espécies vegetais, pertencentes a 29 gêneros e 12 famílias, divididas em 5 formas de vida distintas sendo Asteraceae e Poaceae, as mais representativas. Entre as formas de vida, as mais representativas foram às herbáceas, seguidas dos arbustos, arbóreas, subarbustos e lianas. Em termos de números de indivíduos, as herbáceas foram representadas por 6% e 2% das espécies determinadas (Figura 20).

As formas de vida exemplificam o tipo de banco de sementes do solo, em virtude das estratégias (temporária ou persistente) para a permanência das sementes no solo (Thompson & Grime 1979; Garwood 1989). Para o banco de sementes transposto predominam as sementes de herbáceas, que caracterizam o banco com estratégia temporária, a qual é composta por sementes de vida curta, sem apresentam dormência, (Figura 20), O banco persistente é representado pelos arbustos e arbóreas, e compõe menos de 40% das espécies amostradas no banco de sementes transposto.

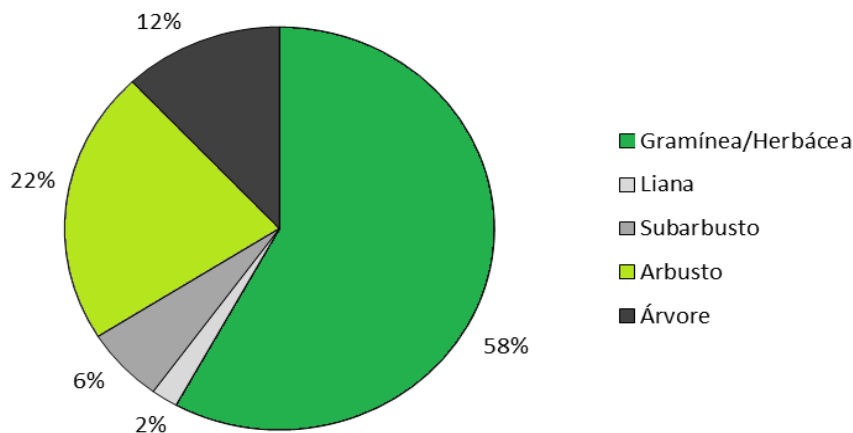


Figura 20. Percentual das formas de vida das espécies identificadas nas galharias.

Entre as espécies amostradas na galharia, as que apresentaram a maior densidade absoluta foram a *Acanthospermum australe* (12,60) e *Achiroclyne alata* (4,48). Em termos de densidade relativa, as espécies *Lepidaploa áurea* (56%), *Tagetes minuta* (40,86%), *Melinis minutiflora* com 14,53% e *Andropogon gayanus* com 8,17% foram as mais representativas (Tabela 15).

Tabela 15- Relação de espécies por famílias, densidades e frequências absolutas e relativas, e formas de vida presentes nas galharias do P.E. do Córrego da Onça - DF.

| Espécie | Família | Dens.Abs. | Dens. Rel. % | Fr.Abs. | Fr.Relat% | Forma de Vida |
|--|----------------|------------------|---------------------|----------------|------------------|----------------------|
| <i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) Kuntze. | Asteraceae | 12,6 | 0,13 | 4 | 0,86 | Arbusto |
| <i>Achyrocline alata</i> (Kunth) DC | Asteraceae | 4,48 | 3,37 | 36 | 7,73 | Subarbusto |
| <i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC. | Asteraceae | 2,52 | 0,13 | 4 | 0,86 | Erva |
| <i>Andropogon gayanus</i> Kunth. | Poaceae | 1,68 | 8,17 | 56 | 12,02 | Erva |
| <i>Aristida setifolia</i> H. B. & K | Poaceae | 1,6 | 5,19 | 32 | 6,87 | Erva |
| <i>Axonopus barbigerus</i> (Kunth.) Hitchc. | Poaceae | 1,16 | 2,08 | 16 | 3,43 | Erva |
| <i>Baccharis dracunculifolia</i> DC (De Candole) | Asteraceae | 1,04 | 2,98 | 28 | 6,01 | Arbusto |
| <i>Baccharis salsmanii</i> DC. | Asteraceae | 0,92 | 0,13 | 4 | 0,86 | Arbusto |
| <i>Banisteriopsis stellaris</i> (Griseb.) B. Gates | Malpighiaceae | 0,8 | 0,39 | 4 | 0,86 | Arbusto |
| <i>Bidens graveolens</i> Mart. | Asteraceae | 0,64 | 0,26 | 4 | 0,86 | Erva |
| <i>Borreria capitata</i> (Ruiz & Pav.) DC. | Rubiaceae | 0,48 | 1,04 | 16 | 3,43 | Erva |
| <i>Borreria latifolia</i> (Aubl.) K. Schum. | Rubiaceae | 0,32 | 0,91 | 4 | 0,86 | Erva |
| <i>Casearia sylvestris</i> Swartz | Salicaceae | 0,28 | 0,13 | 4 | 0,86 | Arbusto |
| <i>Cecropia pachystachya</i> Trécul | Urticaceae | 0,24 | 0,39 | 4 | 0,86 | Árvore |
| <i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist. | Asteraceae | 0,2 | 0,13 | 4 | 0,86 | Erva |
| <i>Dalbergia miscolobium</i> Benth. | Fabaceae | 0,12 | 0,13 | 4 | 0,86 | Árvore |
| <i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase | Poaceae | 0,12 | 0,78 | 8 | 1,72 | Erva |

Continuação

| | | | | | | |
|--|-----------------|------|-------|----|------|------------|
| <i>Emilia fosbergii</i> Nicolson | Asteraceae | 0,12 | 0,13 | 4 | 0,86 | Erva |
| <i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC. | Asteraceae | 0,12 | 0,26 | 8 | 1,72 | Erva |
| <i>Eragrostis mauiensis</i> Hitchc. | Poaceae | 0,12 | 1,56 | 16 | 3,43 | Erva |
| <i>Gymnopogon foliosus</i> (Willd.) Nees | Poaceae | 0,08 | 0,65 | 4 | 0,86 | Erva |
| <i>Lantana camara</i> L. | Verbenaceae | 0,08 | 2,59 | 4 | 0,86 | Arbusto |
| <i>Lepidaploa áurea</i> (Mart. ex DC.) H.Rob. | Asteraceae | 0,08 | 56 | 32 | 6,87 | Subarbusto |
| <i>Lippia rotundifolia</i> Cham. | Verbenaceae | 0,08 | 0,39 | 4 | 0,86 | Erva |
| <i>Melinis minutiflora</i> Beauv. | Poaceae | 0,08 | 14,53 | 40 | 8,58 | Erva |
| <i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana | Melastomataceae | 0,08 | 0,26 | 4 | 0,86 | Arbusto |
| <i>Ouratea hexasperma</i> (St. Hil.) Baill. | Ochnaceae | 0,04 | 0,13 | 4 | 0,86 | Erva |
| <i>Paspalum gardnerianum</i> Nees. | Poaceae | 0,04 | 0,13 | 4 | 0,86 | Erva |
| <i>Paspalum polyphyllum</i> Nees ex Trin. | Poaceae | 0,04 | 0,13 | 4 | 0,86 | Erva |
| <i>Paspalum stellatum</i> Humb. and Bonpl. ex Flügge | Poaceae | 0,04 | 0,13 | 4 | 0,86 | Erva |
| <i>Passiflora edulis</i> Sims | Passifloraceae | 0,04 | 0,13 | 4 | 0,86 | Liana |
| <i>Pennisetum purpureum</i> Schumach. | Poaceae | 0,04 | 3,76 | 8 | 1,72 | Erva |
| <i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass. | Asteraceae | 0,04 | 0,26 | 4 | 0,86 | Erva |
| <i>Rhynchelytrum repens</i> (Willd.) C. E. Hubb. | Poaceae | 0,04 | 0,26 | 8 | 1,72 | Erva |

Continuação

| | | | | | | |
|--|--------------|------|-------|----|------|--------|
| <i>Roupala Montana</i> Aubl. | Proteaceae | 0,04 | 0,13 | 1 | 0,21 | Árvore |
| <i>Schizachyrium condensatum</i> (H. B. K.) Nees | Poaceae | 0,04 | 0,13 | 1 | 0,21 | Erva |
| <i>Schwenkia americana</i> Linnaeus | Solanaceae | 0,04 | 0,26 | 8 | 1,72 | Erva |
| <i>Solanum lycocarpum</i> St. Hill | Solanaceae | 0,04 | 0,26 | 4 | 0,86 | Erva |
| <i>Stylosanthes guianensis</i> (Aubl.) Sw. | Fabaceae | 0,04 | 0,39 | 4 | 0,86 | Erva |
| <i>Tagetes minuta</i> L. | Asteraceae | 0,04 | 40,86 | 40 | 8,58 | Erva |
| <i>Tridax procumbens</i> L. | Asteraceae | 0,04 | 0,13 | 4 | 0,86 | Erva |
| <i>Vernonanthura almedae</i> (H. Rob.) H. Rob. | Asteraceae | 0,04 | 0,13 | 4 | 0,86 | Erva |
| <i>Vochisia thyrsoidea</i> Pohl. | Vochisiaceae | 0,04 | 0,13 | 4 | 0,86 | Árvore |
| <i>Waltheria communis</i> A. St.-Hil. | Malvaceae | 0,04 | 0,39 | 4 | 0,86 | Erva |

Em termos de frequência absoluta, as espécies *Andropogon gayanus* (56), *Melinis minutiflora* (40), *Tagetes minuta* (40), *Lepidaploa áurea* (40) e *Aristida setifolia* (32) foram as mais representativas entre todas as espécies amostradas nas galharias. Para a frequência relativa, *Andropogon gayanus* com 12.02%, *Melinis minutiflora* com 8,58%, *Tagetes minuta* (8.58%), *Achiroclyne alata* com 7.73% e respectivamente, *Lepidaploa áurea* e *Aristida setifolia* com 6.87% foram às espécies de maior destaque nas galharias (Tabela 15).

De um total de 12 famílias identificadas nas galharias, a família Poaceae contribuiu com 37% das espécies, enquanto que para, a Asteraceae contribuição foi de 27%. Todas as outras famílias juntas perfazem 36% do total de espécies identificadas (Figura 3B).

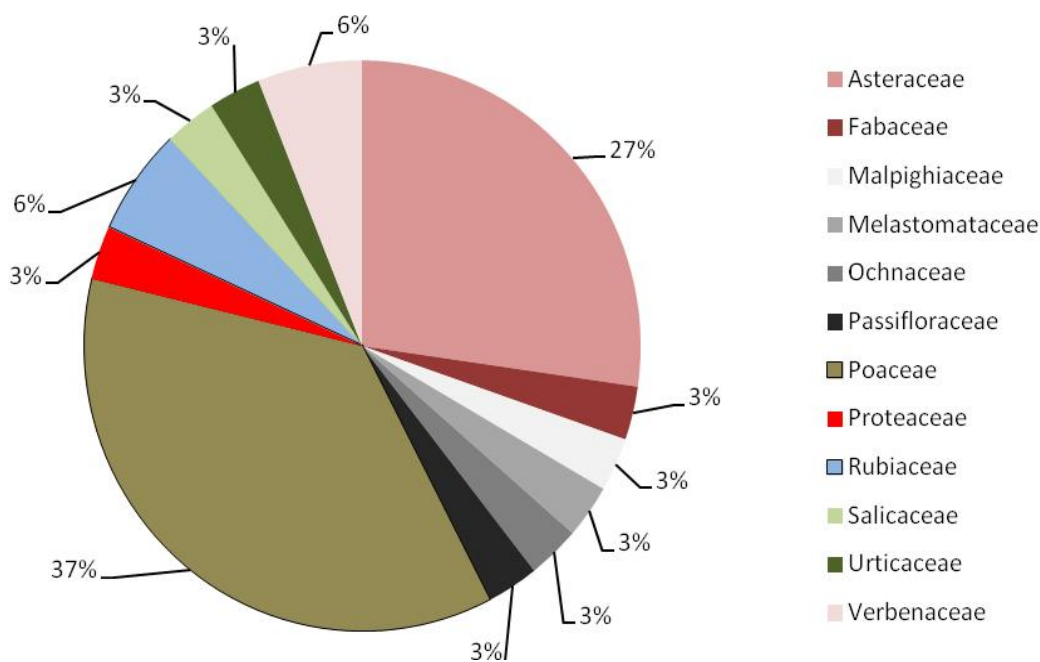


Figura 21. Percentual de famílias determinadas nas parcelas das galharias, implantadas na área de estudo.

Em relação à variação do número de espécies em função das formas de vida (Tabela 16), pode-se afirmar que esta relação foi bastante significativa, mostrando a variação de espécies estabelecidas nas galharias era devida principalmente às melhores condições de umidade em virtude de um maior sombreamento do substrato e maior aporte pontual de matéria orgânica (observado), promovido pela galharia, o que não era

observado nas partes desnudas da área de estudo, que por sua vez, apresenta um substrato com níveis baixos de nutrientes e que está mais exposto às variações ambientais, em virtude do substrato ser desprovido de qualquer tipo de vegetação, a não nas partes onde há os plantios de mudas. Estas diferenças influenciam nas condições de germinação e estabelecimentos das plantas na área de estudo. Além disso, as galharias podem funcionar como um gatilho para iniciar e a celerar o processo de povoamento e na melhoria das condições do substrato.

Tabela 16 – Resultado da análise de variância, considerando o número de espécies em função das formas de vida estabelecidas nas galharias

| FV | G.L. | SM | QM | F | P |
|-----------------|-------------|-----------|-----------|----------|----------|
| Espécies | 4 | 7310.425 | 1827.606 | 10.806 | .00000* |
| Resíduos | 57 | 9640.625 | 169.1338 | | |
| CV (%) | 106.797 | | | | |

*Significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Avaliando as formas de vida (Tabela 17), a explicação dos dados é análoga à realizada para as espécies, pelos mesmos motivos apresentados anteriormente. A mudança de microclima ocorrida no interior das galharias e o aporte inicial de matéria orgânica favoreceram a germinação de sementes, que acabaram por se estabelecer no interior das mesmas.

Tabela 17 – Resultado da análise de variância, considerando o número de indivíduos em função das formas de vida estabelecidas nas galharias.

| FV | G.L. | SM | QM | F | P |
|-----------------------|-------------|-----------|-----------|----------|----------|
| Formas de vida | 4 | 76.71766 | 19.17941 | 15.794 | .00000 |
| Resíduos | 57 | 69.21780 | 1.214347 | | |
| CV (%) | 56.002 | | | | |

*Significativo ao nível de 5% de probabilidade.

A análise das formas de vida avaliada pelo teste de médias (Tukey a 5%) permitiu observar a existência diferenças quanto ao número de espécies em função das formas de vida, mostrando que as condições iniciais favoreceram o estabelecimento das herbáceas, principalmente as espécies ruderais. Para as demais formas de vida (subarbusto, arbusto e arbórea), não houve diferença entre médias, sendo classificadas em uma mesma ordem hierárquica. As lianas diferiram bastante das demais, em virtude de ter sido representada por uma única espécie em todas as parcelas (Tabela 18).

Tabela 18 - Resultado da relação das espécies em função das formas de vida nas parcelas das galharias (Tukey < 5%).

| MÉDIAS/parcelas de 1m² | |
|--|--------------------|
| FORMAS DE VIDA | Espécies |
| Herbáceas | 25.36 ^a |
| Subarbustos | 3.92 ^b |
| Arbustos | 3.56 ^b |
| Arbóreas | 1.50 ^b |
| Lianas | 1.00 ^{ab} |

A partir dos dados apresentados para as galharias, pode-se inferir que as condições apresentadas, mesmo com as condições limitantes do substrato e umidade relativamente baixa, as herbáceas apresentam condições para a germinação das sementes e posterior estabelecimento (Tabela 18) (REIS et al., 2003b).

Outra explicação para estes resultados dentro das galharias decorre do fato de praticamente, quase todas as espécies presentes ser especializadas por se dispersarem por anemocoria. Além disso, grande parte dessas espécies não foi encontrada longe das galharias, o que comprova que as galharias, além de servirem de “barreiras” para a dispersão, elas ofereceram condições apropriadas para crescimento das espécies; condições as quais não são encontradas no restante da área de estudo (REIS et al., 2003b).

Nas 25 parcelas de 1m² utilizadas para a transposição do banco de sementes do solo Foram registrados 375 indivíduos, sendo 312 de hábito herbáceo, 39 de subarbusitivo, 17 de arbustivo e 7 de hábito arbóreo. Foram identificadas 30 espécies 27 gêneros, pertencentes a 12 famílias, das quais, Poaceae contribuiu com 31%, Fabaceae com 17% e Asteraceae com 14%. As outras famílias juntas somaram 38% das espécies que germinaram nas parcelas de transposição (Figura 22).

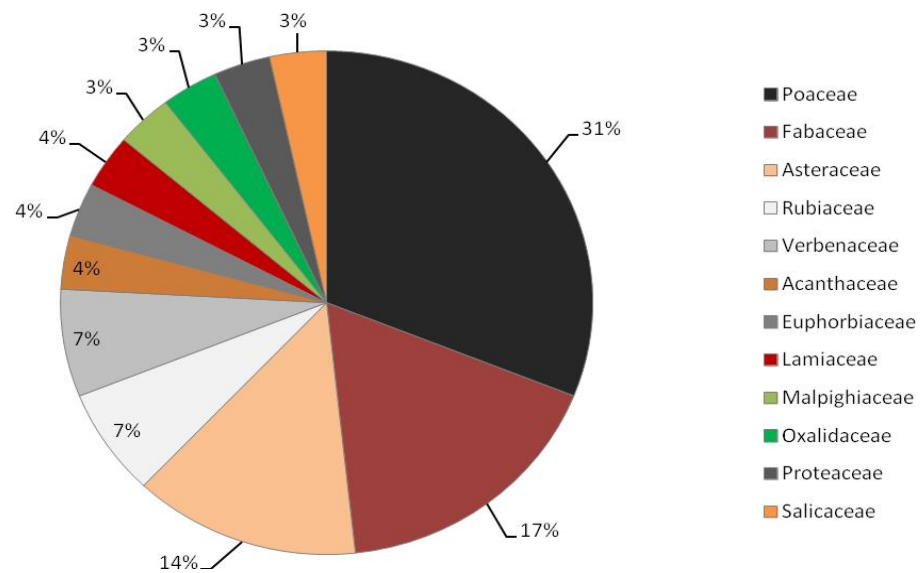


Figura 22. Percentual de cada família determinada nas parcelas da transposição de banco de sementes do solo, implantadas na área de estudo.

Com relação às formas de vida, similar ao obtido nas galharias, as herbáceas foram dominantes com 54% do total de espécies estabelecidas no somatório de todas as parcelas dos bancos. Entretanto, resultado diferente das galharias ocorreu em relação dos subarbustos que contribuíram com 20% do total de espécies presentes (Figura 23).

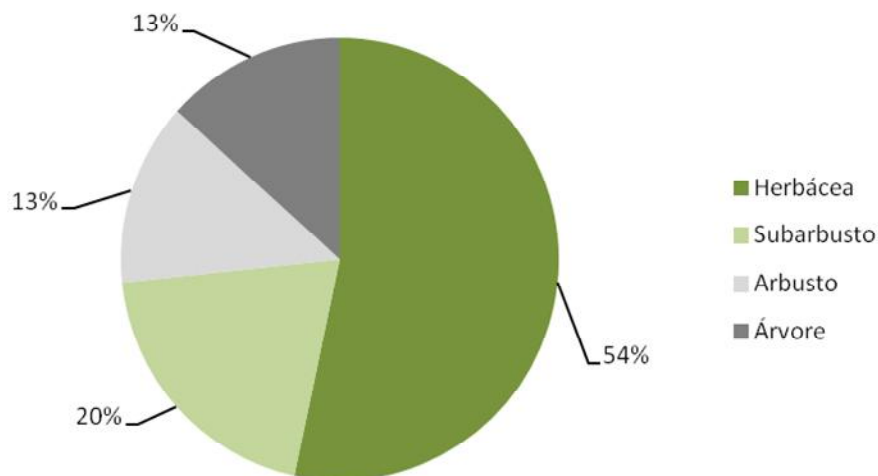


Figura 23. Percentual das formas de vida das espécies identificadas no banco de sementes do solo.

Nas parcelas de transposição de banco de sementes do solo, as espécies mais representativas em termos de número de indivíduos, em ordem decrescente de importância foram o *Andropogon gayanus* (21,9%), *Andropogon sellowianus* (15,7%), *Echinolaena inflexa* (11,2%) dos indivíduos, totalizando 48,8% do total amostrado. Entretanto, ao se considerar os valores de densidade e frequência, as posições se invertem em alguns casos (Tabela 19).

Em termos de densidade absoluta, a preponderância entre as espécies presentes nas parcelas é respectivamente do *Andropogon gayanus* (3.28) e do *Andropogon sellowianus* (2.36), seguidos da *Echinolaena inflexa* com 1.68, da com *Borreria capitata* 1.2 e do *Ctenium cirrosum* com 1.04 (Tabela 19). O mesmo cenário ocorre quando se verificou a densidade relativa, em virtude de estes critérios avaliarem o número de indivíduos dos taxa presentes por unidade de área (m²).

Considerando as frequências relativas, que se baseiam na ocorrência do táxon nas unidades amostrais, o cenário em questão já se inverte. As espécies mais representativas passaram a ser a *Echinolaena inflexa* com 2.80%, *Lepidaploa aurea* com 2.34%, *Baccharis salzmanii* com 1.64%, *Ctenium cirrosum* com 1.40%, *Aristida setifolia* e *Borreria capitata*, ambas com 1.17% (Tabela 19). Estes resultados indicam que as espécies descritas acima, apesar de não terem maior densidade e número de indivíduos, encontram-se distribuídas entre as 25 parcelas implantadas neste estudo. Entre as formas de vida nas parcelas, foram determinadas 16 herbáceas, 6 subarbustos, 4 arbustos e 4 arbóreas (Tabela 19).

Tabela 19 - Lista de espécies, famílias, formas de vida, densidades e frequências absolutas e relativas das espécies determinadas nas parcelas de transposição de banco de sementes do solo de cerrado *sensu stricto* adjacente.

| Espécie | Dens. Abs. | Dens. Relat.(%) | Freq. Abs. | Freq. Relat. (%) | Família | Hábito |
|--|------------|-----------------|------------|------------------|---------------|------------|
| <i>Andropogon sellowianus</i> (Hack.) Pilger | 2,36 | 15,69 | 12 | 0,70 | Poaceae | Erva |
| <i>Andropogum gayanus</i> Kunth. | 3,28 | 21,81 | 36 | 2,10 | Poaceae | Erva |
| <i>Aristida setifolia</i> H. B. & K. | 0,8 | 5,32 | 20 | 1,17 | Poaceae | Erva |
| <i>Baccharis dracunculifolia</i> DC (De Candolle) | 0,04 | 0,27 | 4 | 0,47 | Asteraceae | Arbusto |
| <i>Baccharis salzmanii</i> DC. | 0,64 | 4,26 | 28 | 1,64 | Asteraceae | Arbusto |
| <i>Banisteriopsis sttelaris</i> (Griseb.) B. Gates | 0,2 | 1,33 | 20 | 1,17 | Malpighiaceae | Arbusto |
| <i>Borreria capitata</i> (Ruiz & Pav.) DC. | 1,2 | 7,98 | 20 | 1,17 | Rubiaceae | Erva |
| <i>Borreria latifolia</i> (Aubl.) K. Schum. | 0,08 | 0,53 | 8 | 0,47 | Rubiaceae | Erva |
| <i>Casearia sylvestris</i> Swartz | 0,16 | 1,06 | 12 | 0,70 | Salicaceae | Árvore |
| <i>Cham. imbricans</i> (H.S. Irwin & Barneby) | 0,16 | 1,06 | 12 | 0,70 | Fabaceae | Subarbusto |
| <i>Croton campestris</i> A. St. Hil. N.V.: | 0,04 | 0,27 | 4 | 0,23 | Euphorbiaceae | Subarbusto |
| <i>Ctenium cirrhosum</i> (Nees) Kunth. | 1,04 | 6,91 | 24 | 1,40 | Poaceae | Erva |
| <i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase | 1,68 | 11,17 | 48 | 2,80 | Poaceae | Erva |
| <i>Eremanthus glomeratus</i> Less. | 0,04 | 0,27 | 4 | 0,23 | Asteraceae | Árvore |
| <i>Eriosema crinatum</i> (H. B. & K.) G. Don. | 0,08 | 0,53 | 8 | 0,47 | Fabaceae | Erva |
| <i>Hyparrhenia rufa</i> (Nees) Stapf | 0,08 | 0,53 | 8 | 0,47 | Poaceae | Erva |
| <i>Lepidaploa aurea</i> (Mart. ex DC.) H.Rob. | 0,92 | 6,12 | 40 | 2,34 | Asteraceae | Subarbusto |
| <i>Lippia glandulosa</i> Schauer | 0,24 | 1,60 | 16 | 0,93 | Verbenaceae | Subarbusto |
| <i>Melinis minutiflora</i> Beauv. | 0,52 | 3,46 | 12 | 0,70 | Poaceae | Erva |
| <i>Oxalis suborbiculata</i> Lourt. | 0,08 | 0,53 | 8 | 0,47 | Oxalidaceae | Subarbusto |
| <i>Paspalum morulum</i> Swallen | 0,04 | 0,27 | 4 | 0,23 | Poaceae | Erva |

| | | | | | | Continuação | |
|--|------|------|----|------|-------------|-------------|--|
| <i>Rhynchelytrum repens</i> (Willd.) C. E. Hubb. | 0,08 | 0,53 | 8 | 0,47 | Poaceae | Erva | |
| <i>Roupala montana</i> Aubl. | 0,04 | 0,27 | 4 | 0,23 | Proteaceae | Árvore | |
| <i>Ruellia incompta</i> (Nees) Lindau | 0,12 | 0,80 | 12 | 0,70 | Acanthaceae | Subarbusto | |
| <i>Salvia brevipes</i> Benth. | 0,08 | 0,53 | 8 | 0,47 | Lamiaceae | Erva | |
| <i>Schyzachyrium condensatum</i> (H. B. K.) Nees | 0,6 | 3,99 | 20 | 1,17 | Poaceae | Erva | |
| <i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville | 0,04 | 0,27 | 4 | 0,23 | Fabaceae | Árvore | |
| <i>Stylosantes guianensis</i> (Aubl.) Sw. | 0,2 | 1,33 | 12 | 0,70 | Fabaceae | Erva | |
| <i>Waltheria communis</i> A. St.-Hil. | 0,16 | 1,06 | 8 | 0,47 | Verbenaceae | Erva | |
| <i>Zornia diphylla</i> Pers. | 0,04 | 0,27 | 4 | 0,23 | Fabaceae | Erva | |

Com base nos resultados obtidos estatisticamente por meio de uma Análise de Variância (ANOVA) a 5% de probabilidade, pode-se avaliar que houve uma variação do número das espécies dentro das parcelas de transposição do banco de sementes, em função das formas de vida (Tabela 20), mostrando a importância desta técnica em relação a aumentar a diversidade funcional e de espécies dentro de projetos de restauração ecológica.

Tabela 20 – Resultado da análise de variância, considerando as formas de vida em função do número de espécies estabelecidas nos bancos de sementes transpostos.

| FV | G.L. | SQ | QM | F | P |
|-----------------|-------------|-----------|-----------|----------|----------|
| Espécies | 3 | 4262.759 | 1420.920 | 10.620 | .00003 |
| Resíduo | 40 | 5351.672 | 133.7918 | | |
| CV(%) | 120.317 | | | | |

*Significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Na comparação das médias pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade e constatou-se que, em relação riqueza de espécies, as herbáceas diferem das demais formas de vida presentes no banco (Tabela 21), mas era esperado um resultado mais significativo em relação ao número de espécies subarbustivas e arbustivas no banco de sementes

Tabela 21- Resultado da relação das espécies em função das formas de vida nos bancos de sementes transpostos (Tukey < 5%).

| Médias/parcelas de 1m² | |
|--|----------------------|
| Formas de vida | n. espécies |
| Herbácea | 22.6250 ^a |
| Subarbusto | 2.5333 ^b |
| Arbusto | 2.1429 ^b |
| Arbórea | 1.3333 ^b |

Pode-se constatar também, com base nos resultados obtidos estatisticamente por meio da Análise de Variância a 5% de probabilidade, que tanto para a variável riqueza de espécies (F = 0.503; P = ñ signif.) (Tabela 22), quanto para a variável “número de indivíduos” (F = 0.724; P = ñ signif.) (Tabela 23), considerando as formas de vida em função das parcelas não foram significativos, ou seja, não apresentaram diferença entre as parcelas avaliadas, uma vez que quase todas as formas de vidas e espécies encontravam-se presentes em quase todas as parcelas.

Tabela 22– Resultado da análise de variância, em relação ao número de espécies, considerando as formas de vida estabelecidas em função das parcelas dos bancos de sementes transpostos.

| FV | G.L. | SQ | QM | F | P |
|-----------|-------------|-----------|-----------|----------|----------|
| Espécies | 22 | 3316.098 | 150.7317 | 0.503 | n.s. |
| Resíduo | 21 | 6298.333 | 299.9206 | | |
| CV(%) | 180.142 | | | | |

*Significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 23– Resultado da análise de variância das formas de vida estabelecidas em função das parcelas dos bancos de sementes transpostos.

| FV | G.L. | SQ | QM | F | P |
|----------------|-------------|-----------|-----------|----------|----------|
| Formas de vida | 22 | 79.63638 | 3.619835 | 0.724 | n.s |
| Resíduo | 21 | 105.00 | 4.99999 | | |
| CV(%) | 92.818 | | | | |

*Significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Na comparação das médias pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade e constatou-se também que, não houve diferença significativa tanto para riqueza de espécies, quanto para as formas de vida entre as 25 parcelas amostradas. (Tabela 24).

Tabela 24 - Resultado da relação das parcelas em função das espécies e formas de vida nos bancos de sementes transpostos (Tukey < 5%).

| Parcelas | MEDIAS/parcelas de 1m² | |
|-----------------|--|--------------------|
| | Formas de vida | n. espécies |
| 1 | 1.00 ^a | 1.00 ^a |
| 2 | 1.00 ^a | 1.00 ^a |
| 3 | 1.00 ^a | 1.00 ^a |
| 4 | 1.00 ^a | 1.00 ^a |
| 5 | 1.00 ^a | 1.00 ^a |
| 6 | 1.00 ^a | 1.00 ^a |
| 7 | 1.00 ^a | 1.00 ^a |
| 8 | 1.00 ^a | 1.00 ^a |
| 9 | 1.67 ^a | 1.67 ^a |
| 10 | 1.00 ^a | 1.00 ^a |
| 11 | 1.00 ^a | 1.50 ^a |
| 12 | 3.00 ^a | 12.00 ^a |
| 13 | 1.50 ^a | 7.00 ^a |
| 14 | 2.33 ^a | 20.67 ^a |
| 15 | 4.50 ^a | 32.00 ^a |
| 16 | 5.00 ^a | 13.00 ^a |
| 17 | 2.50 ^a | 5.00 ^a |
| 18 | 2.00 ^a | 5.50 ^a |
| 19 | 3.00 ^a | 8.00 ^a |
| 20 | 2.00 ^a | 9.50 ^a |
| 21 | 3.50 ^a | 18.50 ^a |
| 22 | 3.00 ^a | 18.00 ^a |
| 23 | 6.50 ^a | 25.50 ^a |
| 24 | 2.33 ^a | 10.00 ^a |
| 25 | 2.50 ^a | 5.50 ^a |
| Testemunha | 0.00 ^b | 0.00 ^b |

Quando comparamos as técnicas de galharias e transposição de banco em função das formas de vida, foi possível avaliar com base nos resultados obtidos estatisticamente por meio ANOVA a 5% de probabilidade, que a riqueza de espécies em função das formas de vida ($F = 10.806$; $P = 0.000$) não foi significativa entre os dois tratamentos. (Tabela 25).

Tabela 25- Resultado da análise de variância – ANOVA - realizada, comparando o número de espécies/formas de vida entre os tratamentos galharia e transposição do banco de sementes do solo.

| FV | G.L. | SQ | QM | F | P |
|-------------|---------|----------|----------|--------|--------|
| Tratamentos | 4 | 7310.425 | 1827.606 | 10.806 | .00000 |
| Resíduo | 57 | 640.625 | 169.1338 | | |
| CV(%) | 106.797 | | | | |

Na comparação através do teste de médias (Tukey a 5%) foi possível verificar uma grande diferença para riqueza de espécies em relação às formas de vida em 4 grupos distintos, quando comparados os dois tratamentos, principalmente em relação as herbáceas que dominaram ambos os tratamentos. As demais formas de vida foram equivalentes (Tabela 26).

Tabela 26- Resultado da análise das espécies em função das formas de vida entre os tratamentos galharias e transposição do banco de sementes do solo (Tukey < 5%).

| Médias | |
|----------------|--------------------|
| Formas de vida | n. espécies |
| Herbácea | 25.36 ^a |
| Subarbusto | 3.92 ^b |
| Arbusto | 3.56 ^b |
| Arbórea | 1.50 ^b |
| Lianas | 1.00 ^{ab} |

Quando comparados ambos os tratamentos foi possível verificar que entre as 57 espécies encontradas, 16 eram comuns tanto para galharias quanto para o banco de sementes e 41 estiveram presentes só em uma das duas técnicas (Tabela 27), sendo que ambos os tratamentos foram encontradas também espécies nativas, como por exemplo, a *Casearia silvestris*, *Echinolaena inflexa*, *Lepidaploa áurea* e *Roupala Montana*.

A presença das espécies em ambos os tratamentos pode ser explicada pelo fato de serem em sua maioria espécies dispersas por síndrome anemocórica, mas outras espécies com sementes maiores podem ter sido cerradas pela água da chuva, em virtude do suave declive da área e por estar abaixo do nível do cerrado adjacente.

Tabela 27– Abundância de espécies presentes (+) e ausentes (-) nas galharias e no banco de sementes do solo, no Parque Ecológico do Córrego da Onça - DF.

| Espécies | Família | Galharia | Banco de sementes |
|--|----------------|-----------------|--------------------------|
| <i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) Kuntze. | Asteraceae | + | - |
| <i>Achiroclyne alata</i> (Kunth) DC | Asteraceae | + | - |
| <i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC. | Asteraceae | + | - |
| <i>Andropogon sellowianus</i> (Hack.) Pilger | Poaceae | - | + |
| <i>Andropogum gayanus</i> Kunth. | Poaceae | + | + |
| <i>Aristida setifolia</i> H. B. & K. | Poaceae | + | + |
| <i>Axonopus barbigerus</i> | Poaceae | + | - |
| <i>Baccharis dracunculifolia</i> DC (De Candolle) | Asteraceae | + | + |
| <i>Baccharis salzmanii</i> DC. | Asteraceae | + | + |
| <i>Banisteriopsis sttelaris</i> (Griseb.) B. Gates | Malpighiaceae | + | + |
| <i>Bidens graveolens</i> Mart. | Asteraceae | + | - |
| <i>Borreria capitata</i> (Ruiz & Pav.) DC. | Rubiaceae | + | + |
| <i>Borreria latifolia</i> (Aubl.) K. Schum. | Rubiaceae | + | + |
| <i>Casearia sylvestris</i> Swartz | Salicaceae | + | + |
| <i>Chamaecrista imbricans</i> (H.S. Irwin & Barneby) | Fabaceae | - | + |
| <i>Cecropia pachystachya</i> Trécul | Urticaceae | + | - |
| <i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist. | Asteraceae | + | - |
| <i>Croton campestris</i> A. St. Hil. N.V.: | Euphorbiaceae | - | + |
| <i>Ctenium cirrhosum</i> (Nees) Kunth. | Poaceae | - | + |

| | | | |
|--|-----------------|---|---|
| <i>Dalbergia miscolobium</i> Benth. | Fabaceae | + | - |
| <i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase | Poaceae | + | + |
| <i>Emilia fosbergii</i> Nicolson | Asteraceae | + | - |
| <i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC. | Asteraceae | + | - |
| <i>Eragrostis mauiensis</i> Hitchc. | Poaceae | + | - |
| <i>Eremanthus glomeratus</i> Less. | Asteraceae | - | + |
| <i>Eriosema crinatum</i> (H. B. & K.) G. Don. | Fabaceae | - | + |
| <i>Gymnopogon foliosus</i> (Willd.) Nees | Poaceae | + | - |
| <i>Hyparrhenia rufa</i> (Nees) Stapf | Poaceae | - | + |
| <i>Lantana camara</i> L. | Verbenaceae | + | - |
| <i>Lepidaploa aurea</i> (Mart. ex DC.) H. Rob. | Asteraceae | + | + |
| <i>Lippia rotundifolia</i> Cham. | Verbenaceae | + | - |
| <i>Lippia glandulosa</i> Schauer | Verbenaceae | - | + |
| <i>Melinis minutiflora</i> Beauv. | Poaceae | + | + |
| <i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana | Melastomataceae | + | - |
| <i>Ouratea hexasperma</i> (St. Hil.) Baill. | Ochnaceae | + | - |
| <i>Oxalis suborbiculata</i> Lourt. | Oxalidaceae | - | + |
| <i>Paspalum gardnerianum</i> Nees | Poaceae | + | - |
| <i>Paspalum morulum</i> Swallen | Poaceae | - | + |
| <i>Paspalum polyphyllum</i> Nees ex Trin. | Poaceae | + | - |
| <i>Paspalum stellatum</i> Humb. and Bonpl. ex Flügge | Poaceae | + | - |

| | | | |
|--|----------------|---|---|
| <i>Passiflora edulis</i> Sims | Passifloraceae | + | - |
| <i>Pennisetum purpureum</i> Schumach. | Poaceae | + | - |
| <i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass. | Asteraceae | + | - |
| <i>Rhynchelytrum repens</i> (Willd.) C. E. Hubb. | Poaceae | + | + |
| <i>Roupala montana</i> Aubl. | Proteaceae | + | + |
| <i>Ruellia incompta</i> (Nees) Lindau | Poaceae | - | + |
| <i>Salvia brevipes</i> Benth. | Lamiaceae | - | + |
| <i>Schyzachyrium condensatum</i> (H. B. K.) Nees | Poaceae | + | + |
| <i>Schwenkia americana</i> Linnaeus | Solanaceae | + | - |
| <i>Solanum lycocarpum</i> St. Hill | Solanaceae | + | - |
| <i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville | Fabaceae | - | + |
| <i>Stylosantes guianensis</i> (Aubl.) Sw. | Fabaceae | + | + |
| <i>Tagetes minuta</i> L. | Asteraceae | + | - |
| <i>Tridax procumbens</i> L. | Asteraceae | + | - |
| <i>Vochisia thyrsoidea</i> Pohl. | Vochisiaceae | - | + |
| <i>Vernonanthura almedae</i> (H.Rob.) H.Rob. | Asteraceae | + | - |
| <i>Waltheria communis</i> A. St.-Hil. | Malvaceae | + | + |
| <i>Zornia diphylla</i> Pers. | Fabaceae | - | + |

As curvas de rarefação obtidas após duas observações foram baseadas nos seguintes resultados: Galharia (44 espécies, 771 indivíduos); banco de sementes (30 espécies, 375 indivíduos) (Figura 3E). As inclinações das curvas de rarefação obtidas através de observações indicam que nas duas técnicas, ainda não foi alcançada a suficiência amostral, suportando mais espécies e indivíduos.

Portanto, mais indivíduos deverão ser registrados. Entretanto, a tendência é que as galharias suportem mais a entrada de novas espécies e indivíduos, quando comparado à técnica de tansposição do banco de sementes. Estes dados ainda revelam que, um maior período de identificação das espécies e contagem dos indivíduos seriam necessários para caracterizar de forma satisfatória a diversidade das galharias e banco de sementes do solo. Contudo foi possível observar que, maior ou semelhante riqueza de espécies para o banco de sementes pode ser vistas em relação às galharias, que apesar de menor contabilização de indivíduos amostrados, um número similar de espécies foi registrado (Figura 24).

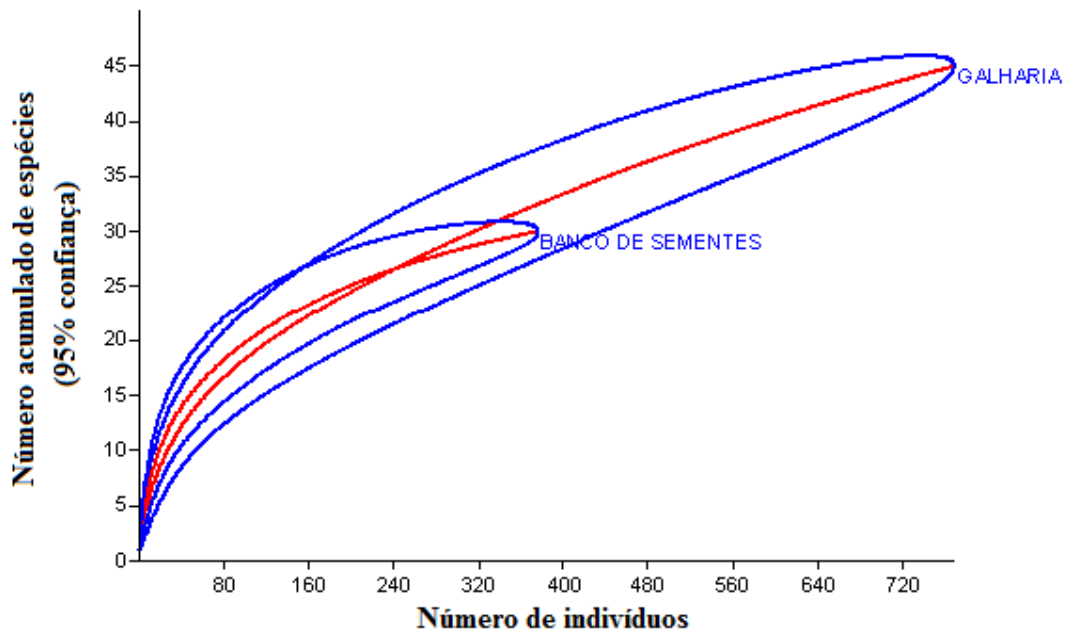


Figura 24. Curvas de rarefação de espécies esperadas em 50 parcelas: 25 parcelas no banco de sementes e 25 parcelas nas galharias.

Considerando o número total de espécies acumuladas em ambas as técnicas pode-se verificar que, espécies novas ainda podem ser adicionadas, em virtude da inclinação da curva, que ainda não está estabilizada, significando que a riqueza pode ser ampliada dentro dos tratamentos efetuados (Figura 25).

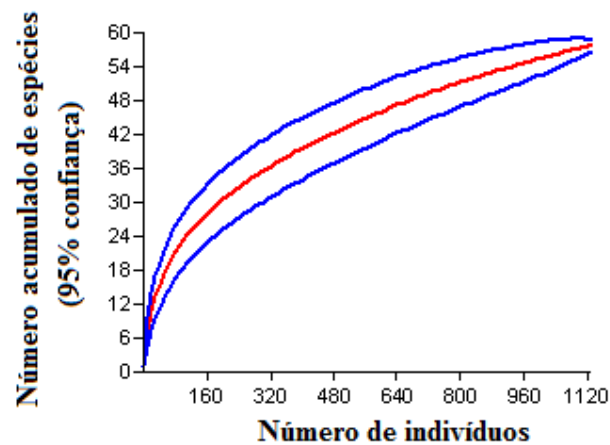


Figura 25. Curva de rarefação total das espécies amostradas acumuladas, somando as duas técnicas.

Tabela 28 – Medida das técnicas de transposição do banco de sementes e das galharias na área degradada, entre os anos de 2011 e 2012, no Parque Ecológico do Córrego da Onça- DF.

| Técnicas | S | N | H' | D | J |
|-------------------|----|-----|------|------|------|
| Galharia | 44 | 771 | 2,25 | 0,85 | 0,73 |
| Banco de sementes | 30 | 375 | 2,43 | 0,79 | 0,60 |

(S) número de espécies; (N) número de indivíduos; (H') índice de diversidade de Shannon; (D) índice de Simpson; (J) equabilidade de Pielou

Ao avaliar a diversidade foi possível verificar que em ambos os tratamentos ela foi relativamente baixa. Entretanto, as galharias apresentaram menor valor pelo índice de Shannon (mais sensível às espécies raras) e maior valor para o índice de Simpson, significando que apresenta menor diversidade, quando comparada ao banco de sementes. Apesar de não ter como comparar com outros estudos, em virtude serem técnicas recentes, de um modo geral a equabilidade foi moderada para as duas técnicas. Porém, a equabilidade (J) foi ligeiramente maior na galharia, indicando que esta última apresentou uma distribuição mais homogênea do que o banco de sementes transposto. (Tabela 28).

A similaridade de Jaccard foi de 0,27 e a de Sorensen, e de 0,43, respectivamente, que correspondem a uma similaridade baixa entre as duas técnicas utilizadas.

DISCUSSÃO

As técnicas de nucleação utilizadas neste trabalho vêm comprovando ser boas estratégias para a recuperação de áreas degradadas (REIS et al, 2003a; 2003b; 2007; TRES & REIS, 2009), em virtude das possíveis mudanças relativamente rápidas obtidas, que varia em relação as condições iniciais do ambiente estudado. Estas técnicas proporcionaram em alguns meses após sua instalação, o estabelecimento de plantas, que até então não ocorriam no substrato exposto. Cabe lembrar que até o momento da intervenção nossa intervenção na a área de estudo em meados de 2008, o que não ocorria desde o início da década de 60, nenhum tipo de planta conseguia se estabelecer na área.

Os resultados iniciais obtidos com a transposição galharias parecem ser bastante promissores, com relação ao número de indivíduos e espécies. Esta técnica apresenta grande potencial, uma vez que pode contribuir para a cobertura do substrato, devido à tendência do efeito de irradiação (aumento da área de influência) das plantas, elevando o efeito das galharias ao seu redor.

As galharias também proporcionaram condições para a germinação e estabelecimento de plantas, promovendo um maior acúmulo de umidade no substrato, deposição de matéria orgânica e criação de abrigos para a fauna do solo (MARIOT et al., 2008).

A riqueza de espécies (44) neste estudo foi menor dos os dados preliminares (58) apresentados por Cavassan (2013). Entretanto, podem ser considerados bastante significativos, haja vista, que neste trabalho, ocorreu somente a transposição de galhos em uma área minerada, enquanto que em Cavasan (2013), o tratamento se deu em condições distintas de solo, material de galharia transposto (galhos mais solo) e ecossistema adjacente com vegetação um pouco mais densa.

Contudo, as espécies presentes nesta técnica são em sua maioria invasoras e oportunistas, devido à baixa exigência em relação às condições do ambiente para seu estabelecimento e, em virtude da síndrome de dispersão de sementes (anemocoria) da maioria das espécies. As herbáceas foram o grupo dominante, seguido das espécies arbustivas. Dados estes que corroboram com Cavassan (2013). *Lepidaploa áurea*, *Achyrocline alata*, *Baccharis dracunculifolia* e *Aristida setifolia* foram as espécies nativas com mais abundantes e com maior distribuição entre as parcelas.

A transposição do banco de sementes apresentou mostrou-se eficiente na formação de núcleos facilitadores se considerarmos as peculiaridades banco do cerrado adjacente, devido o número de emergência de plântulas (375) e de espécies (30) por amostra de solo,

e os resultados são similares aos experimentos de Bertoncini (2003) em São Paulo, que amostrou após dois anos de pesquisas, 29 espécies provenientes do banco de sementes da área de pastagem adjacente ao fragmento florestal, de Schorn et al. (2010), que amostrou 40 espécies e 869 indivíduos na área de preservação permanente sob uso anterior com *Pinus elliottii*, em Santa Catarina e, de Matins et. al. (2008), em área degradada por mineração de caulim, que amostrou 36 espécies, pertencentes a 17 famílias botânicas, das quais, as famílias com maior riqueza específica foram Asteraceae, Rubiaceae e Poaceae, assim como, a maioria das espécies e dos indivíduos amostrados no banco eram herbáceas.

Na comparação entre as duas técnicas foi possível observar estatisticamente uma diferença significativa entre o perfil das espécies colonizadoras. Tanto para as galharias quanto para o banco, a tendência de colonização foi predominada pelas herbáceas. A diferença marcante entre ambas as técnicas foi um equilíbrio entre espécies subarbustivas, arbustivas e arbóreas no banco de sementes, o que não ocorreu nas galharias.

Esta diferença decorre dos tipos de síndromes de dispersão das espécies amostradas. Enquanto que a dispersão por anemocoria foi predominantemente por anêmonas galharias, salvo poucas exceções, as espécies amostradas no banco são decorrentes de um equilíbrio com outras síndromes de dispersão e, em virtude de ser um ambiente pouco mais fechado que a área degradada, que permite maior deslocamento dos propágulos pelo ar.

A presença das espécies comuns em ambos os tratamentos também pode ser explicada pelas síndromes de dispersão, pelo fato da maioria espécies ser dispersas por anemocoria. A explicação para espécies com outras síndromes de dispersão nas galharias pode ser proveniente do carreamento das sementes pela água da chuva e/ou rolamento no solo, em virtude do suave declive da área e por estar abaixo do nível do cerrado adjacente.

A diversidade foi relativamente baixa, que pode ser explicada pelo tempo após a instalação das parcelas e das condições globais (físicas, químicas e relevo) do substrato, que de certa forma influenciaram nos tratamentos, pela qualidade do banco transposto e das espécies presentes nos tratamentos, corroborados pelo índice de Simpson. Através das curvas de rarefação observou-se, que existe uma tendência do banco de sementes alcançarem o patamar máximo de riqueza, com um número espécies e/ou com um menor número de indivíduos.

CONCLUSÃO

A diversidade apesar de ter sido relativamente baixa, após dois anos de implantação das técnicas de transposição do banco de sementes e das galharias, comprovaram ser eficientes técnicas para a recuperação de áreas degradadas por mineração, iniciando o processo de sucessão primária.

A explicação sobre a diversidade é resultado do pequeno número de repetições utilizadas, do pouco tempo de avaliação (2 anos), em virtude da baixa qualidade do substrato, mesmo influenciado pelos tratamentos com galhos e solos transpostos.

Provavelmente, com o aumento do número de parcelas em ambos os tratamentos, e novos levantamentos, a diversidade e abundância deverá ser significativamente mais elevada, proporcionando melhores resultados no processo de restauração ecológica da área de estudo, potencializando o aumento da velocidade dos processos ecológicos, por permitir o estabelecimento de dezenas de espécies em diversas formas de vida.

As espécies oportunistas e as invasoras são neste momento, espécies importantes para o processo de regeneração natural e sucessional da área, através da formação das primeiras ilhas de vegetação.

REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, F. S.; MARTINS, S. V.; NETO, J. A. A.; LANI, J. L.; PIRES, I. E. Florística da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, Brás Pires, MG. *Revista Árvore*, v.29, nº 6: 107-116. 2005.
- BARBOSA, A. C. C. Recuperação de áreas degradada por mineração através da utilização de sementes e mudas de três espécies arbóreas do cerrado, no Distrito Federal. Dissertação de Mestrado. Brasília - Universidade de Brasília/FT/Depto. Eng. Florestal. 88p. 2008.
- BERTONCINI, A. P. Estrutura e dinâmica de uma área perturbada na terra indígena Araribá (Avaí, SP): implicações para o manejo e a restauração florestal. Tese de Doutorado, Campinas, SP: [s.n.], 162 p. 2003.
- CALEGARI, L. et al. Caracterização do banco de sementes de espécies arbustivo-arbóreas para fins de restauração florestal de área degradada por mineração, Carandaí, MG. In: **SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS**, 7., 2008, Curitiba. Anais... Curitiba. SOBRADE. 2008. 135-146.
- CARVALHO, P.C.F.; FAVORETTO, V. Impacto das reservas de sementes no solo sobre a dinâmica populacional das pastagens. *Informativo Abrates*, v.5, nº 1: 87-108. 1995.
- CAVASSAN O.; WEISER V. DE L.; OLIVEIRA A. L. G.; OLIVEIRA, M. G. F. F.; CHAVES, R. M.; BRANCO P. S.C.; GONÇALVES, M. C. *Floristic of a pioneer community in an fragment of ecological restoration by brushwood transposition from cerrado*. Costa Rica. 50th anniversary meeting, Association for Tropical Biology and Conservation, 2013
- CORRÊA, R.S. **Recuperação de áreas degradadas pela mineração – no cerrado – manual de vegetação**. Editora Universa. Brasília, 186 p. 2006.
- GARWOOD, N.C. Tropical soil seed banks: a review. In: M.A. LACK, V.T. PARKER AND R.L. SIMPSON (Eds.) **Ecology of soil seed banks**. Academic Press, San Diego, California. 149-209. 1989.
- IBAMA – Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais, Renováveis. **Projeto de monitoramento do desmatamento dos biomas brasileiros por satélite, Relatório Cerrado 2009**. Brasília, DF.
- KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Recuperação de Matas Ciliares. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (org.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de estudos e pesquisas agrícolas florestais – FEPAF. 340 p. 2008.
- KOEPPEN, W. **Climatologia: com um estúdio de los climas de La tierra**. Fondo de Cultura Economica. Mexico. 478 p. 1948.
- LECK, M.A.; PARKER, V.T.; SIMPSON, R.L. **Ecology of soil seed banks**. Academy Press, INC. 462 p. 1989.

MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade biológica**; tradução Dana Moreira Vianna. Curitiba. Ed. da UFPR. 261 p. 2011.

MARIOT, A. et al. A utilização de técnicas nucleadoras na restauração ecológica do canteiro de obras da UHE Serra do Facão, Brasil. Disponível em <<http://www.cadp.org.ar/docs/congresos/2008/76.pdf>> Acesso em 20/08/2009.

MARTINS, S.V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa, MG. Aprenda Fácil, 146 p. 2009a.

MARTINS, S.V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. Viçosa, MG. Aprenda Fácil, 270 p. 2009b.

NETO, A. M.; KUNZ, S. H.; MARTINS, S. V.; SILVA, K. A.; SILVA, D. A. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v.34, n° 6: 1035-1043. 2010.

OLIVEIRA, S.F. **Comparação do banco de sementes do solo de três fitofisionomias do bioma cerrado em áreas perturbadas**. Dissertação de Mestrado. Distrito Federal, Universidade de Brasília, 2007. 44p.

PARROTA, J.A. Productivity, nutrient cycling and succession in a single and mixed species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta* and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management*, n° 124: 45-77. 1999.

REIS, A.; ESPÍNDOLA; M. B. DE; VIEIRA, N. K. A nucleação como ferramenta para restauração ambiental. **Anais do seminário temático sobre recuperação de áreas degradadas**. Instituto de Botânica, São Paulo, 32-39. 2003a.

REIS, A.; BECHARA, F.C.; ESPÍNDOLA, M.B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L.L. Restauração de áreas degradadas: nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza & Conservação*, vol.1, n° 1: 28-36. 2003b

REIS, A. **A Nucleação aplicada à Restauração Ambiental**. 2007. Disponível em <http://www.sobrade.com.br>. Arquivo consultado em 2010.

REIS, A. e KAGEYAMA, P.Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: Kageyama et al. *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. Botucatu, FEPAF, 340 p. 2008.

RODRIGUES, R.R. e GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: Rodrigues, R. R. e Leitão Filho, H. F. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. Editora da Universidade de São Paulo/Fapesp. São Paulo, 2004. 320 p.

SILVA, L.C.R.; CORRÊA, R.S. Sobrevivência e crescimento de espécies arbóreas submetidas a quatro tratamentos em área minerada no cerrado. *Revista Árvore*, Viçosa. Vol. 32, n° 4: 731-740. 2008.

SCHORN, L. A.; KRIEGER, A.; NADOLNY, ANDRES KRIEGER, NADOLNY, M. C.; FENILLI, T. A. B. Avaliação de técnicas para indução da regeneração natural em área de preservação permanente sob uso anterior do solo com *Pinus elliottii*. *Floresta*, Curitiba, PR, v. 40, n° 2: 281-294. 2010.

TONGWAY, J. D. & LUDWIG, J.A. Rehabilitation of semiarid landscapes in Australia. I. Restoring productive soil patches. *Restoration Ecology*, v.4, n° 4, 388-397. 1996.

TRES, D.R.; REIS, A. **Perspectivas sistêmicas para a conservação e restauração ambiental: do pontual ao contexto.** A., 1ª. Ed., Itajaí : Herbário Barbosa Rodrigues , 374 p. 2009.

WINTERHALDER, K. Environmental degradation and rehabilitation of the landscape around Sudbury, a major mining and smelting area. *Environmental Reviews*. Vol. 4, N° 3: 185-224. 1996.

ANEXOS

Tabela 29. Espécies utilizadas na área do PE Córrego da onça - DF, no plantio de recuperação. Número de indivíduos plantados originalmente.

| NOME VULGAR | ESPÉCIE | Nº de Indivíduos . |
|-----------------------------------|---|---------------------------|
| ANACARDIACEAE | | |
| caju-do-cerrado | <i>Anacardium humile</i> | 24 |
| Gonçalo-Alves | <i>Astronium fraxinifolium</i> | 28 |
| Aroeira | <i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão | 30 |
| Braúna | <i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl. | 2 |
| Pau-pombo | <i>Tapirira guianensis</i> Aubl. | 231 |
| ANNONACEAE | | |
| Araticum | <i>Annona crassiflora</i> Mart. | 13 |
| APOCYNACEAE | | |
| Leiteiro | <i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud. | 3 |
| BIGNONIACEAE | | |
| Ipê-roxo | <i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. ex DC.) Standl. | 1 |
| Ipê-Amarelo | <i>Tabebuia serratifolia</i> (Vahl) G.Nichols. | 10 |
| Ipê-Branco | <i>Tabebuia roseoalba</i> | 225 |
| Pau-preto | <i>Tabebuia capitata</i> (Bureau & K.Schum.) Sandwith | 13 |
| BORAGINACEAE | | |
| capitão-do-mato | <i>Cordia sellowiana</i> Cham. | 54 |
| CLOPHYLLACEAE | | |
| Landim | <i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess. | 2 |
| COMBRETACEAE | | |
| mirindiba-do-cerrado | <i>Buchenavia capitata</i> (Vahl.) Eichl. | 18 |
| EUPHORBIACEAE | | |
| Mamoninha | <i>Mabea fistulifera</i> mart | 88 |
| FABACEAE LINDL. | | |
| Esponginha | <i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd. | 12 |
| Angiquinho | <i>Acacia paniculata</i> Willd. | 59 |
| Espinho-de-maricá; Angico-monjolo | <i>Acacia polyphylla</i> DC | 70 |
| Albizia | <i>Albizia hassleri</i> (Chodat) Burkart | 1 |

| | | |
|--------------------------------|---|-----|
| Amburana | <i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm. | 30 |
| Angico | <i>Anadenanthera macrocarpa</i> Benth | 108 |
| Mirajuba | <i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr | 1 |
| Copaiba | <i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. | 21 |
| Faveira | <i>Dimorphandra mollis</i> Benth. | 14 |
| Baru | <i>Dipteryx alata</i> Vogel | 22 |
| Paineira-do-cerrado | <i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl. | 27 |
| Mulungú | <i>Erythrina speciosa</i> Andrews | 56 |
| Jatobá | <i>Hymenaea courbaril</i> L. | 98 |
| Ingá cilíndrica | <i>Inga cylíndrica</i> (Vell.) Mart. | 28 |
| Ingá Branco; Ingá-feijão | <i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd. | 110 |
| Jacarandá-do-cerrado | <i>Machaerium opacum</i> Vogel | 24 |
| Feijão-cru | <i>Platymiscium floribundum</i> var. <i>nitens</i> (Vogel) Klitg. | 21 |
| Farinha-seca; Ingá de pobre | <i>Samanea tubulosa</i> (Benth.) Barneby & J.W.Grimes | 10 |
| Barbatimão | <i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville | 1 |
| Mimosa | <i>Mimosa acutistipula</i> (Mart.) Benth. | 1 |
| GUTTIFERAE (CLUSIACEAE) | | |
| Pau-Santo | <i>Kielmeyera speciosa</i> | 4 |
| LAMIACEAE | | |
| Tamanqueira-do-cerrado | <i>Aegiphila verticillata</i> Vell. | 14 |
| LECYTHIDACEAE | | |
| Jequitibá-branco | <i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze | 15 |
| LYTHRACEAE | | |
| Pacari | <i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil. | 24 |
| Cega-Machado | <i>Physocalymma scaberrimum</i> Pohl | 46 |
| MALVACEAE | | |
| Barriguda; Paineira-rosa | <i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna | 87 |
| Imbiruçu | <i>Pseudobombax tomentosum</i> (Mart. & Zucc.) A.Robyns | 36 |
| Mutamba | <i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. | 1 |

| | | |
|----------------------|---|-----|
| MELIACEAE | | |
| Canjerana | <i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart. | 7 |
| Cedro | <i>Cedrella fissilis</i> | 201 |
| Guarea | <i>Guarea kunthiana</i> A.Juss. | 9 |
| MORACEAE | | |
| Mama-cadela | <i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul | 16 |
| MYRTACEAE | | |
| Cagaita | <i>Eugenia dysenterica</i> DC. | 3 |
| POLYGONACEAE | | |
| Pau-formiga | <i>Triplaris gardneriana</i> Wedd. | 47 |
| SAPINDACEAE | | |
| Maria-Pobre | <i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk. | 27 |
| Tingui | <i>Magonia pubescens</i> A.St.-Hil. | 15 |
| Pitomba | <i>Talisia esculenta</i> (Cambess.) Radlk. | 30 |
| SOLANACEAE | | |
| Juá-Bravo | <i>Solanum palinacanthum</i> Dunal | 24 |
| Lobeira | <i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil. | 59 |
| STERCULIACEAE | | |
| Chichá | <i>Sterculia chicha</i> A. St.-Hil. ex Turpin | 60 |
| STYRACACEAE | | |
| Balsamo | <i>Styrax pohlii</i> A.DC. | 27 |
| VOCHYSIACEAE | | |
| Pau-terra | <i>Qualea grandiflora</i> Mart. | 5 |
