

Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Restauração florestal no sul da Amazônia: métodos para romper barreiras à regeneração natural.

Gustavo Mariano Rezende

Brasília, DF

2016



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**Restauração florestal no sul da Amazônia: Métodos para romper
barreiras à Regeneração Natural.**

Gustavo Mariano Rezende

Orientador Dr. Daniel Luis Mascia Vieira

Dissertação submetida ao Departamento de Ecologia do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília, como requisito parcial do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, para obtenção do título de Mestre em Ecologia

Brasília, DF

2016

Dedico este trabalho à minha família e à floresta que ousamos tentar conhecer.

Ao meu pai Wellington Freitas Rezende, minha Mãe Elidir Mariano Rezende, minha
irmã Paula Marcela e minhas avós Paula e Wilma que sempre me apoiaram nos
caminhos escolhidos por mim.

**“e há que se cuidar do broto
pra que vida nos dê
flor e fruto”**

Milton Nascimento e Wagner Tiso

Agradecimentos

Agradeço especialmente ao Daniel Vieira pela paciente orientação e disponibilidade para atender minhas dúvidas.

A Universidade de Brasília, Embrapa, ESBR e Cnpq pela oportunidade, financiamento e estrutura disponível, que tornou possível desenvolver esse trabalho de pesquisa.

A todos os muitos companheiros que me auxiliaram nos trabalhos de campo durante três anos de coleta de dados. À cooperativa COOPROJirau por auxiliar nos plantios e logística no campo.

Aos meus pais, familiares e a Lilia Teixeira que entenderam a minha ausência em vários momentos importantes.

Agradeço especialmente ao Gustavo Paiva por estar presente em várias etapas da coleta de dados e auxiliar na identificação de muitas plantas. Ao Pablo Rios (Manolito) por me auxiliar não só na coleta de dados mas também na tabulação e discussão sobre o trabalho. A Silvia Rodrigues e a Monique Alves também por me ajudar na tabulação dos dados e revisão do trabalho.

Agradeço também a todos os amigos pelas eternas discussões não somente acadêmicas na república Bot.Eco, e me ensinaram a ser cada dia melhor, Maxmiller Ferreira (Steel), Daniel Chaves (Daniels) e Leonardo Borges (Caqui), Artur de Paula Sousa, Marco Túlio Furtado, Ebenézer Rodrigues (Bené), Raphael Matias, Túlio Freitas, Luis Paulo (Lesma). Também aos grandes amigos para toda vida Raissa Ribeiro, Keiko Fueta, Camila Motta, Pamela Moser, Rodrigo Cruvinel, Romina Cardozo, Letícia Gomes, Laura Orioli, Tamiris Rocha, Lívia Moura e Helena Lara. E também aos integrantes da nova república Tapera do Lago, que estiveram presentes nas etapas finais do meu trabalho: Rafa, Babi e Marina.

Resumo

A colonização por espécies pioneiras é muito importante para iniciar a sucessão ecológica em áreas degradadas por uso intensivo, que estão estagnadas após o seu abandono. A presença de gramíneas exóticas e a falta de propágulos são os principais limitantes para a regeneração natural nessas áreas. Ações de restauração ecológica devem criar mecanismos que rompam essas barreiras e favoreçam a regeneração natural. Essa dissertação é dividida em dois capítulos, no primeiro avaliou-se nove plantios de mudas, com idades entre 6 e 42 meses, para a restauração ecológica da APP do Rio Madeira na região de influência da UHE de Jirau, em Rondônia. Foram analisados o desempenho das mudas plantadas e a regeneração natural durante um ano. No segundo capítulo foi realizado um experimento testando quatro níveis de intervenção para a restauração ecológica: condução da regeneração natural; plantio por semeadura direta; plantio de mudas; e plantio de mudas com semeadura direta. Todos os tratamentos passaram por preparo do solo e controle de gramíneas com herbicida. Os plantios tiveram altas densidades de regenerantes, mesmo com apenas 18 meses, alcançaram 45 espécies e cobertura do solo por espécies arbóreas de 65% aos 42 meses. As principais espécies colonizadoras dos plantios e também do experimento foram *Cecropia purpurascens*, *T. micrantha* e *S. grandiflorum*. Estas espécies originaram-se da chuva de sementes dispersas de capoeiras de áreas próximas trazidas por aves e morcegos. No plantio experimental o tratamento de semeadura direta teve maior densidade de indivíduos, 1,1 ind./m², e os tratamentos com plantio de mudas tiveram maior densidade de espécies. A rápida colonização por espécies pioneiras na fase inicial dos plantios foi importante para diminuir a cobertura de gramíneas exóticas, atrair dispersores e melhorar as condições do ambiente para o progresso da sucessão ecológica. As mudas adicionaram diversidade de espécies e garantiram desde o início as classes sucessionais mais avançadas, enquanto as espécies pioneiras que chegaram por dispersão ou por semeadura direta garantem alta cobertura do solo por espécies arbóreas em apenas um ano.

Palavras chave: recuperação de áreas degradadas, sucessão ecológica, semeadura direta, plantio de mudas.

Abstract

Colonization by pioneer tree species is important to trigger ecological succession in areas degraded by intensive use in which succession is arrested after abandonment. Exotic grasses and lack of propagules are major barriers for natural regeneration in these areas. Ecological restoration actions should create mechanisms that break these barriers and promote natural regeneration. This dissertation is divided into two chapters. In chapter 1, nine plantations of nursery-raised seedlings, aged 6 to 42 months, were evaluated for a year for the success of planted seedlings and natural regeneration. These plantations were set to restore riparian preservation areas along the Madeira River at the Jirau Hydroelectric in Rondonia state. In the second chapter, an experiment was conducted to test four levels of intervention for ecological restoration: conduction of natural regeneration; direct sowing; planting of nursery-raised seedlings; and planting of nursery-raised seedlings with direct sowing. In all treatments soil was prepared and herbicide was applied to control exotic grasses. The plantations had high densities of regenerating trees, even after only 18 and 30 months, reached 45 species and 65% of tree cover at 42 months. The main species found colonizing the plantations and the experiment were *Cecropia purpurascens*, *T. micrantha* and *S. grandiflorum*. These species arrived from early successional surrounding forests by birds and bats dispersal. In the experimental areas, treatments with direct sowing had higher stem density, 1.1 stems/m², and treatments with seedling plantings had higher species density. The quick colonization by pioneer species in the plantations was important to decrease the exotic grasses cover, attract seed dispersers and improve environmental conditions for the progress of ecological succession. The established seedlings may have a competitive advantage over regenerating individuals which arrived later. On the other hand, in the direct sowing treatments there was a greater recruitment of individuals and ground cover by tree species. The planted seedlings added species diversity and ensured from the beginning the later successional classes, while the sowed or naturally dispersed pioneer species ensured high tree cover in just one year.

Key words: degraded areas restoration, ecological succession, direct sowing, nursery-raised seedlings.

Sumário

Introdução geral	1
<i>Restauração Ecológica</i>	3
Capítulo 1: Dinâmica da Regeneração Natural em plantio de mudas para a Restauração Ecológica na Amazônia	7
Introdução	7
Material e métodos	9
<i>Área de estudo</i>	9
<i>Áreas e método de restauração</i>	12
<i>Coleta de dados</i>	14
<i>Análise dos dados</i>	15
Resultados	17
<i>Plantio de mudas</i>	17
<i>Regeneração natural</i>	20
Discussão	25
Recomendações para a prática	29
Capítulo 2: Intervenções para a Restauração Ecológica: eliminando barreiras para acelerar a restauração florestal no sul da Amazônia	32
Introdução	32
Material e métodos	35
<i>Área de estudo</i>	35
<i>Escolha das espécies e coleta de sementes para a semeadura direta</i>	35
<i>Desenho amostral e implantação do experimento</i>	38
<i>Coleta de dados</i>	39
<i>Banco de sementes</i>	39
<i>Análise de dados</i>	40
Resultados	41
<i>Área 1: Ramal Linha F</i>	42
<i>Área 2: Fazenda Vilela</i>	45
<i>Área 3: Ramal Rio Madeira</i>	45
Discussão	47
<i>Resultados da restauração diferiram drasticamente entre áreas</i>	47
<i>Sucesso dos métodos de restauração na área de terra firme</i>	48
Implicações para a prática	51
Referências:	52

Lista de tabelas e figuras Capítulo 1

Figura 1 Localização dos plantios de Restauração Ecológica em áreas de APP do Rio Madeira região de influência da Hidroelétrica de Jirau, no município de Porto Velho – Rondônia. Fonte: Ministério do Meio Ambiente.....10

Tabela 1: Descrição das áreas de plantio: identificação da área e idade (meses), data de plantio, área plantada (ha), espaçamento das mudas (m), e riqueza de mudas utilizadas em 100 mudas amostradas em cada área de plantio.....14

Figura 2. Plantios de restauração na APP do Rio Madeira na região da UHE Jirau. **A)** Preparo do solo; **B)** Plantio de mudas em espaçamento 3×2 m; **C;D)** Plantios com 18 meses. **E;F)** Plantios com 30 meses; **G;H)** Plantios com 42 meses.....16

Tabela 2. Características do plantio de mudas em nove áreas de restauração ecológica na APP do rio Madeira (UHE Jirau).....17

Figura 3. **A)** Mortalidade das mudas em nove plantios de restauração ecológica na APP do Rio Madeira – Rondônia. Os pontos ligados são as amostragens com intervalos de um ano para cada área de plantio. A mortalidade não é cumulativa. **B)** Sobrevivência das mudas nas nove áreas de plantio com as respectivas idades. As barras mostram a sobrevivência na última amostragem em 2015.....18

Figura 4. Altura das espécies plantadas por mudas nas nove áreas destinadas a restauração ecológica na APP do rio Madeira. As barras mostram médias e erro padrão. São mostradas no gráfico somente espécies que foram amostradas mais de 4 indivíduos.....19

Figura 5. Parâmetros medidos nas nove áreas de restauração ecológica da APP do Rio Madeira na região da UHE Jirau. **A)** Densidade média de indivíduos (ind./ha) para cada área de plantio no intervalo de um ano. **B)** Média de recrutamento de indivíduos em cada área de plantio (ind/ha). **C)** Densidade de espécies em 1570m² (área amostrada) para cada área de plantio em intervalo de um ano. **D)** Média da mortalidade de indivíduos regenerantes (%) em cada área de plantio em um ano. **E)** Área basal (m²/ha) para cada área de plantio em um intervalo de um ano. **F)** Área basal (m²/ha) dos indivíduos regenerantes e indivíduos plantados.....22

Figura 6. Densidade relativa das espécies regenerantes nas nove áreas de plantio de restauração na APP do rio Madeira, com idades de 18 meses, 30 meses e 42 meses. **A)** Densidade relativa das espécies nos plantios de 18 meses; as nove espécies mostradas representam 81% da densidade relativa. **B)** Densidade relativa das espécies nos plantios de 30 meses; as nove espécies apresentadas representam 54% da densidade relativa. **C)** Densidade relativa das espécies nos plantios de 42 meses; as nove espécies apresentadas representam 79% da densidade relativa. As barras mostram a média e erro padrão.....23

Figura 7: Porcentagem de cobertura do solo em nove áreas de plantio de restauração ecológica na APP do rio Madeira. As amostragens tem um ano de intervalo.....24

Figura 8. Desenho esquemático das etapas da regeneração natural em área preparada com grade aradora para plantio de mudas. Com solo descompactado e sem gramíneas exóticas as sementes originadas principalmente da chuva de sementes podem germinar e

se estabelecerem. A proximidade de fragmentos de floresta secundária, a presença de remanescentes e também das mudas permite aumentar a chuva de sementes por atrair dispersores. As principais espécies colonizadoras tem crescimento rápido, atingem o estágio reprodutivo em pouco tempo, além disso são dispersar principalmente por aves e morcegos, conseqüentemente atraem mais desses dispersores.....31

Lista de tabelas e figuras Capítulo 2

Figura 1. Níveis de intervenção para romper as principais barreiras à regeneração natural. Representação gráfica da hipótese de trabalho. *Hipótese não testada.....34

Figura 2. Localização das áreas dos plantios experimentais de Restauração Ecológica na APP do Rio Madeira, no município de Porto Velho – Rondônia. E = Eliminação de gramíneas; E+PM = Eliminação de gramíneas + Plantio de Mudanças; E+SD = Eliminação de gramíneas + Semeadura Direta; E+SD+PM = Eliminação de gramíneas + Semeadura Direta + Plantio de Mudanças.....35

Figura 3. A) Despolpamento de *Solanum grandiflorum* para beneficiamento das sementes. B) Sementes de *S. grandiflorum* e *Trema micrantha* espalhadas à sombra para secar. C) Mistura das sementes com serragem, prontas para a sementeira. D) Sementeira nos tratamentos determinados em cada área de plantio.....37

Tabela 1. Lista de espécies plantadas por mudas nos tratamentos E+PM (plantio de mudas) e E+SD+PM (plantio de mudas e sementeira direta).....37

Tabela 2: Quantidade de sementes semeadas nos tratamentos de sementeira direta para cada espécie.....39

Figura 4. A) Densidade de indivíduos (ind./m²; Média e Erro Padrão) e densidade de espécies (esp./78,5m²) para cada tratamento em cada área de plantio. Letras iguais em barras da mesma tonalidade indicam que não há diferença estatisticamente significativa. Espécies plantadas incluem as espécies plantadas por mudas e as quatro espécies plantadas por sementeira direta. E = Eliminação de gramíneas; E+PM = Eliminação de gramíneas + Plantio de Mudanças; E+SD = Eliminação de gramíneas + Sementeira Direta; E+SD+PM = Eliminação de gramíneas + Sementeira Direta + Plantio de Mudanças.....43

Figura 5. Recrutamento de indivíduos (ind./ha) no bloco Ramal Linha F durante um ano de amostragem (Média ± Erro Padrão). E = Eliminação de gramíneas; E+PM = Eliminação de gramíneas + Plantio de Mudanças; E+SD = Eliminação de gramíneas + Sementeira Direta; E+SD+PM = Eliminação de gramíneas + Sementeira Direta + Plantio de Mudanças.....43

Figura 6. Dinâmica da cobertura (%) do solo por árvores, gramíneas exóticas, herbáceas e solo exposto na área Ramal Linha F. Letras iguais indicam que não há diferença estatisticamente significativa.....44

Figura 7. A) Ramal Linha F tratamento E+SD+PM com quatro meses de idade; B) Ramal Linha F tratamento E+SD+PM com um ano de idade. C) Fazenda Vilela quatro meses após o plantio dominado por herbáceas da família Cyperaceae. D) Fazenda Vilela com domínio do arbusto *Hibiscus bifurcatus* e poucas mudas sobreviventes, um ano após o plantio. E) Ramal Rio Madeira quatro meses após o plantio dominado por

herbáceas da família Cyperaceae. **F)** Ramal Rio Madeira um ano após o plantio com presença somente das mudas sobreviventes, com média de 1m de altura.....46

Figura 8. Representação do efeito das intervenções de cada tratamento para restauração ecológica em pastagem abandonada na densidade de indivíduos e densidade de espécies. E = Eliminação de gramíneas; E+SD = Eliminação de gramíneas + Semeadura Direta; E+PM = Eliminação de gramíneas + Plantio de Mudas; E+SD+PM = Eliminação de gramíneas +Semeadura Direta + Plantio de Mudas.....51

Introdução geral

O crescente avanço da infraestrutura, incentivos para atividades produtivas e o próprio crescimento populacional na região amazônica estimulou as práticas que promoveram o desmatamento de grandes áreas de floresta (Prates e Bacha, 2011). Isso levou a formação de mosaicos de florestas secundárias em diferentes estágios de sucessão ou áreas dominadas por gramíneas exóticas, consequência do abandono de áreas exploradas pela agricultura e pecuária (Camargo et al., 2002). Desta forma, existem áreas degradadas que necessitam ser recuperadas. Apesar de algumas desencadarem naturalmente o processo de sucessão, outras se encontram estagnadas e necessitam de ações para iniciar ou acelerar a sucessão ecológica (Mesquita et al., 2001; Uhl et al., 1988).

O processo de sucessão secundária acontece a partir de um distúrbio, que inclui a conversão de florestas para agricultura, e depois o abandono (Finegan, 1984), e leva à formação de florestas secundárias. Entender os processos envolvidos nessa dinâmica pode indicar o caminho que a sucessão ecológica pode seguir e a taxa de recuperação até alcançar uma floresta madura (Mesquita et al., 2001). Esses processos ocorrem sob a influência da estocasticidade da chegada de espécies, a biologia das espécies e as interações entre as espécies, e das espécies com o meio abiótico (Walker e Chapin, 1987). Após a formação de clareiras naturais causadas pela queda de uma ou várias árvores a sucessão pode seguir caminhos relativamente ordenados e determinísticos, diferindo em composição entre grandes (>150 m²) e pequenas clareiras (Brokaw, 1985). A maioria dos indivíduos que cresce em pequenas clareiras formadas nas florestas vem do banco de plântulas de espécies tolerantes a sombra, sendo que as espécies pioneiras são menos frequentes (Uhl, 1988), pois há limitação de luz causada pela copa das árvores vizinhas, o que prejudica a germinação e crescimento das espécies pioneiras.

Em grandes clareiras ocorre maior colonização por espécies pioneiras (Hartshorn, 1980; Uhl, 1988), que já estavam presentes no banco de sementes ou chegaram através da dispersão, principalmente por aves e morcegos (Bentos et al., 2008). Porém, quando se trata de ambientes antropizados, o tipo e a intensidade de uso do solo adiciona complexidade nesses processos (Guariguata e Ostertag, 2001).

Em áreas antropizadas que foram usadas para agricultura ou pecuária a regeneração natural acontece com maior dificuldade. Geralmente áreas de pastagens passam por manejo intenso de roçada e queima por vários anos, e são dominadas por espécies exóticas agressivas, como a braquiária (*Urochloa* spp.) (Williamson et al., 2012). Muitas vezes são áreas extensas com poucos fragmentos de floresta nas proximidades, limitando a chegada de propágulos (Carnevale e Montagnini, 2002). Um dos fatores limitantes é justamente a competição com as gramíneas exóticas que impede a germinação, sobrevivência e crescimento das espécies arbóreas (Hooper et al., 2005), além de aumentar a ocorrência de incêndios (Brooks et al., 2004). Na Amazônia o histórico de uso do solo é um importante aspecto que influencia a dinâmica da regeneração natural durante a sucessão secundária, podendo indicar qual caminho ela seguirá (Massoca et al., 2012; Norden et al., 2011; Rocha et al., 2016). Pastagens com histórico de uso de roçada e queima por mais de quatro anos são dominados por espécies do gênero *Vismia*, enquanto florestas que apenas sofreram corte raso ou não tiveram manejo intenso de roçada e queima, são dominadas por espécies do gênero *Cecropia* (Mesquita et al., 2001; Williamson et al., 2012). Existe uma diferença significativa em composição e estrutura das comunidades desenvolvidas entre áreas dominadas por *Vismia* spp. e *Cecropia* spp.

O manejo das pastagens impede o estabelecimento das sementes originadas da chuva de sementes e inviabiliza as existentes no solo. Assim, quando as pastagens são

abandonadas as espécies favorecidas são as do gênero *Vismia*, por terem alta capacidade de reprodução vegetativa e de rebrota (Williamson et al., 2012). Áreas dominadas por *Vismia*, quando comparadas a áreas dominadas por *Cecropia*, apresentam menor riqueza de espécies (Mesquita et al., 2001; Williamson et al., 2012). O recrutamento sob o dossel de *Vismia* é, em sua maioria, de indivíduos da mesma espécie, enquanto que sob o dossel de *Cecropia* há maior diversidade de espécies (Mesquita et al., 2001). A maior riqueza sob o dossel de *Cecropia* pode ser atribuída à maior estratificação do dossel, o que permite o estabelecimento de outras espécies intolerantes à sombra, enquanto o dossel de *Vismia*, por ser mais denso, inibe a regeneração dessas espécies (Mesquita et al., 2001). Assim, a sucessão ecológica nas áreas de pastagens abandonadas ou florestas que sofreram corte raso pode seguir esses caminhos, sendo que o domínio por *Vismia* torna a sucessão nessas áreas mais lenta quando comparado às áreas dominadas por *Cecropia* (Mesquita et al., 2001; Norden et al., 2011; Rocha, 2014; Williamson et al., 2012). Portanto estudos que acompanham a dinâmica de sucessão em áreas antropizadas são muito importantes para fornecer informações para ações de conservação e restauração ecológica na Amazônia.

Restauração Ecológica

Com o passivo ambiental gerado pelo modelo de exploração e desenvolvimento da região Amazônica, são necessárias ações para a restauração ecológica e o desenvolvimento de pesquisas nesse campo. No Brasil, a principal técnica utilizada para a restauração ecológica de ambientes florestais é o plantio de mudas de espécies florestais (Camargo et al., 2002; Lamb, 2005). Essa técnica é baseada nos meios de produção silviculturais tradicionais, e foi utilizada por muitos anos sem considerar os processos ecológicos envolvidos na dinâmica das florestas, utilizando em sua maioria espécies exóticas, sem critérios de seleção, visando recriar a fisionomia florestal

(Rodrigues et al., 2009). Apesar disso, ela mostra bons resultados quando é considerado o estabelecimento das plantas (Holl et al., 2011). Porém, nos últimos 30 anos, a restauração ecológica teve muitos avanços, principalmente por entender e considerar os processos ecológicos envolvidos na dinâmica florestal, através da inserção de espécies de diferentes grupos funcionais e de alta diversidade, permitindo a auto sustentabilidade da área restaurada e reduzindo os custos e tempo de manejo (Rodrigues et al., 2009).

Com o desenvolvimento da restauração ecológica, outros métodos foram desenvolvidos, como a semeadura direta (Aguirre et al., 2015; Camargo et al., 2002; Engel e Parrotta, 2001), a nucleação (Reis et al., 2003) transposição de solo (Ferreira, 2015) e a condução da regeneração natural (Cole et al., 2011; Lamb, 2005). A semeadura direta pode ser uma boa alternativa para projetos em larga escala, pois tem custo de implantação reduzido quando comparada ao plantio de mudas (Engel e Parrotta, 2001), e pode ser mecanizado (Campos-Filho et al., 2013). Outra alternativa para a redução de custos em projetos de restauração ecológica é a condução e facilitação da regeneração natural que tem o objetivo de eliminar as barreiras para a regeneração natural e, além disso, pode ter maior similaridade florística com a regeneração natural em florestas que sofreram perturbações (Parrotta e Knowles, 1999).

Para romper as barreiras à regeneração natural, pode ser necessário combinar diferentes métodos de restauração ecológica (Camargo et al., 2002). Shoo e Catterall (2013) afirmam que as principais medidas para favorecer a regeneração natural em florestas são eliminar a vegetação herbácea e aumentar o suprimento de propágulos. O plantio de espécies que apresentam rápido crescimento e copa bem desenvolvida pode ser usado para controlar a vegetação herbácea (Florentine e Westbrooke, 2004; Castro e Rodrigues, 2013). Essas espécies formam rapidamente uma copa larga e densa, sombreando a vegetação herbácea, principalmente as gramíneas, que é eliminada

gradativamente (Castro e Rodrigues, 2013; Rodrigues et al., 2009). O aumento de propágulos pode ser alcançado com a instalação de poleiros artificiais, aumentando a dispersão por aves no local, ou mesmo a semeadura direta de alta densidade de sementes (Aide e Cavelier, 1994).

A Amazônia tem grande riqueza de espécies, mas poucas são conhecidas quanto a propagação, desenvolvimento e função para a restauração ecológica (Camargo et al., 2002). Carmargo et al. (2002), testando a semeadura direta de 11 espécies na região central da Amazônia, encontraram que as espécies com sementes grandes tem maior germinação e estabelecimento que as espécies com sementes pequenas. Em outra pesquisa com semeadura direta, Cole *et al.* (2011) indicam a semeadura direta como um método complementar a técnicas mais intensivas de restauração e destacam a importância de testes e seleção de espécies para habitats específicos devido à grande variabilidade no desempenho das espécies. Avaliando métodos de restauração em áreas que sofreram exploração de bauxita no estado do Pará, Parrotta e Knowles (1999) encontraram que plantios com alta diversidade de mudas desenvolvem uma floresta secundária, assim como áreas deixadas para a regeneração natural e áreas com plantios por semeadura direta. Além disso, plantios com espécies comerciais, na sua maioria exótica, tiveram baixo recrutamento de novas espécies. A dinâmica da regeneração natural observada neste trabalho foi semelhante aos resultados encontrados por Uhl (1988), em dinâmicas de regeneração em pastagens abandonadas, tanto para a área basal quanto para a riqueza de espécies.

Portanto, ações que eliminem as barreiras que limitam a regeneração natural devem ser o foco da restauração ecológica em pastagens abandonadas. Esta dissertação avaliou a dinâmica da regeneração natural em áreas de plantio de mudas para a restauração ecológica no sudoeste da Amazônia em uma cronosequência de 6 a 42

meses e testou a eliminação das principais barreiras à regeneração natural, a competição pelas gramíneas exóticas e a limitação de propágulos, para acelerar a dinâmica da sucessão secundária.

Capítulo 1: Dinâmica da Regeneração Natural em plantio de mudas para a Restauração Ecológica na Amazônia.

Introdução

O plantio de mudas é a técnica mais utilizada para a restauração florestal (Palma e Laurance, 2015; Rodrigues et al., 2009). O método é eficaz, pois as mudas se estabelecem e crescem rapidamente, evitando as barreiras de germinação e mortalidade inicial de plântulas (Holl et al., 2011). Os plantios de mudas podem ter alta diversidade de espécies e considerarem espécies pioneiras e tardias, garantindo a estruturação rápida e a manutenção da floresta (Lamb, 2005). Porém, plantar inicialmente toda a composição de uma floresta esperando recuperar também sua estrutura pode não ser a melhor alternativa, pois aumenta os custos de plantio e muitas espécies não são conhecidas quanto a germinação das sementes e estabelecimento, desta maneira garantir a recuperação dos serviços ecológicos do ambiente torna-se difícil (Engel e Parrotta, 2001; Lamb, 2005). Com isso, o que acontece geralmente é o plantio de espécies comuns de fácil coleta, beneficiamento e germinação. Por esse motivo a restauração depende das interações entre as ações implementadas e os processos de recrutamento de indivíduos e espécies, assim recuperar a estrutura e florística da comunidade (Aguirre, 2012), buscando a sustentabilidade das funções e processos ecológicos do ecossistema (Palmer et al., 1997), mas isso depende da capacidade de resiliência local para determinar a intervenção necessária (Brancalion et al., 2009). Logo, as intervenções para a restauração ecológica florestal devem garantir o início dos processos de sucessão ecológica, e assim diminuir a “dívida antrópica” e os custos de implantação. Uma vez que os processos sucessionais são estabelecidos em uma área degradada a evolução novamente à condição de floresta pode ser contínuo e relativamente rápido (Rocha et al., 2016; Uhl et al., 1988). Muitas vezes somente o isolamento dos fatores de

degradação já é o suficiente para reestabelecer a comunidade (Norden et al., 2009), acompanhado de monitoramento e possivelmente enriquecimento da área. Portanto, avaliações iniciais de projetos de restauração fornecem informações sobre os processos sucessionais e as barreiras ainda existentes para que eles se estabeleçam, e assim definir possíveis ações de restauração futuras.

Uma das grandes barreiras para a restauração florestal é a presença de gramíneas com comportamento invasor que prejudicam o desenvolvimento das mudas e também não permite a colonização por outras espécies (Holl, 1999; Hooper et al., 2005). Logo, são importantes medidas que superem essa barreira, como o plantio de espécies com rápido crescimento, alta diversidade de diferentes estágios de sucessão que podem melhorar o processo para iniciar a sucessão ecológica (Florentine e Westbrooke, 2004) e romper com algumas barreiras para a regeneração natural, como atrair dispersores, diminuir extremos climáticos e também cobrir o solo, e assim facilitar o estabelecimento de novas espécies (Florentine e Westbrooke, 2004; Holl, 1999). Portanto, a composição de espécies é importante para direcionar e facilitar a restauração ecológica. Deve-se levar em conta principalmente a diversidade funcional das espécies para que favoreça a regeneração natural e os processos envolvidos na sucessão, e assim tornar a restauração menos onerosa e com menor interferência.

O objetivo deste capítulo foi avaliar o desenvolvimento inicial da vegetação em áreas restauradas com o plantio de mudas na Área de Preservação Permanente (APP) do Rio Madeira na região de influência da Usina Hidroelétrica de Jirau (UHE Jirau). Os objetivos específicos foram i) avaliar o desenvolvimento das mudas plantadas, sobrevivência, crescimento e riqueza; ii) Avaliar a dinâmica de um ano da regeneração natural dentro dos plantios, densidade de indivíduos, densidade de espécies, área basal,

mortalidade, recrutamento e incremento de espécies. Para isso, foram avaliadas nove áreas em uma cronossequência de 6 a 42 meses de idade e sua dinâmica por um ano.

Material e métodos.

Área de estudo.

O trabalho foi conduzido em áreas de plantio de restauração ecológica na Área de Preservação Permanente (APP) do reservatório da Usina Hidroelétrica (UHE) de Jirau construída no Rio Madeira, no sudoeste da Amazônia brasileira, município de Porto Velho, estado de Rondônia (08° 45' 43'' S; 63° 54' 7'' W; Figura 1). O clima da região é classificado como tropical úmido hipertérmico (Cochrane; Cochrane, 2010) com precipitação anual média de 2300 mm concentrada de outubro a maio, e um período de estação seca entre junho e setembro com média de 216 mm de precipitação. A temperatura anual média é de 25 °C, a mínima média de 21 °C, e máxima média de 32 °C (SEDAM - RO, 2015).

Na região há predomínio de Latossolo, e também por formações geológicas recentes com grandes depósitos aluviais na margem direita do rio Madeira (Cochrane e Cochrane, 2010; Quesada et al., 2011). A vegetação predominante é a floresta de terra firme, mas ocorrem também campinaranas e áreas de transição entre floresta de terra firme, campinarana e floresta de várzea em áreas de Gleissolo que estão sob influência do lençol freático, variando a fisionomia com o nível e o tempo de encharcamento do solo (Moser, 2013), portanto pode ser influenciada também por espécies de várzea e de igapó (Ribeiro, 1999). As famílias com maior ocorrência nas florestas de terra firme da região são Fabaceae, Sapotaceae, Moraceae e Chrysobalanaceae. As principais espécies registradas com maior IVI (Índice de Valor de Importância), em inventários na região, foram *Attalea speciosa*, *Eschweilera coriacea* e *Euterpe precatoria* (Moser, 2013).

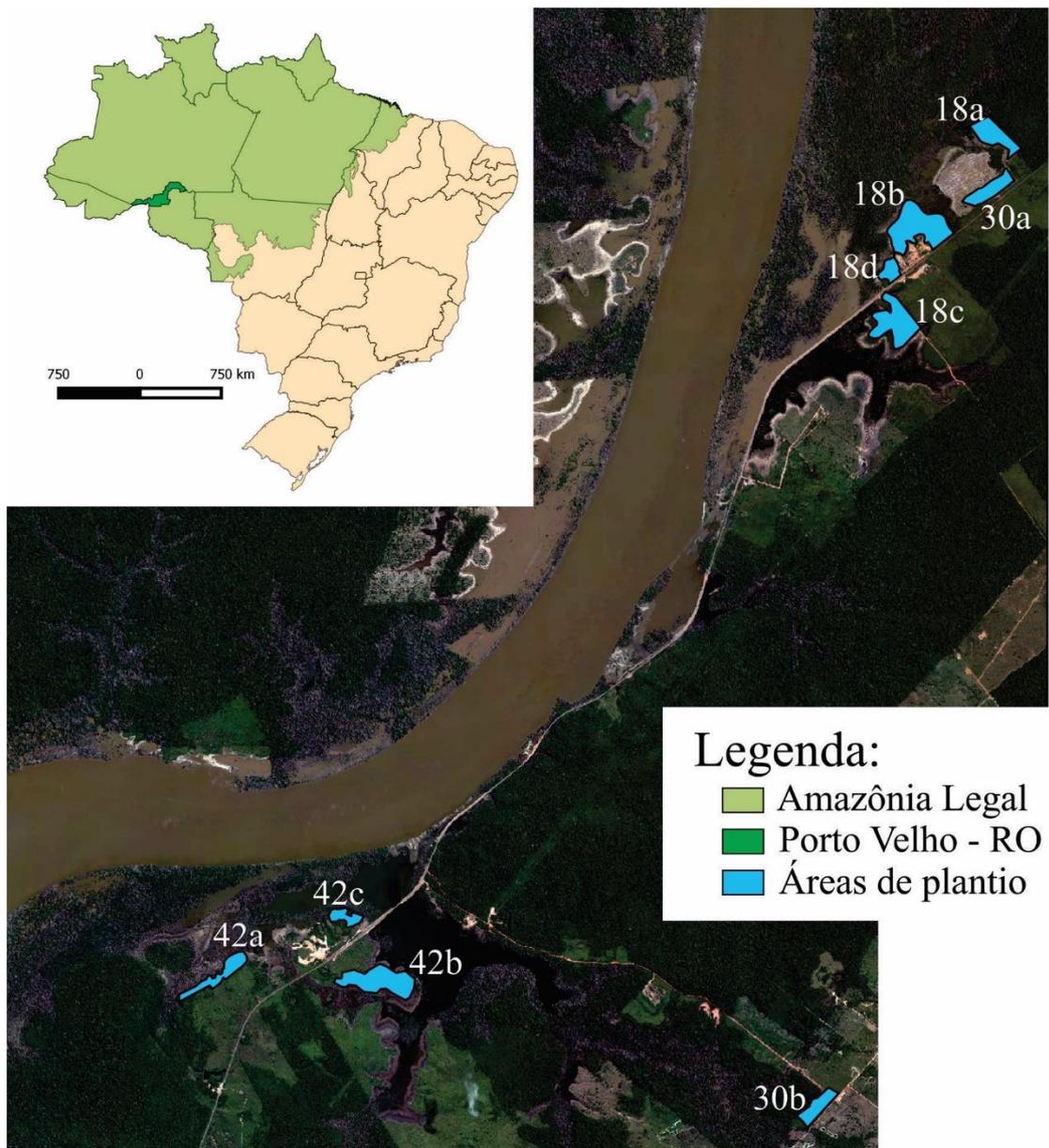


Figura 1. Localização dos plantios de Restauração Ecológica em áreas de APP do Rio Madeira região de influência da Hidroelétrica de Jirau, no município de Porto Velho – Rondônia. Fonte: Ministério do Meio Ambiente.

A região teve um aumento na conversão das florestas em pastagens e agriculturas após a construção da BR 364 na década de 1960, como incentivo para desenvolvimento econômica dessa região, antes disso a principal atividade era a exploração da borracha e o acesso a Porto Velho, capital do estado, era principalmente pela estrada de ferro Madeira-Mamoré, balsa ou avião (Cochrane e Cochrane, 2010). Muitas áreas foram rapidamente abandonadas, já outras usadas intensamente com

manejo de roçada e queima. Até 2008 a cobertura por pastagens no estado de Rondônia era de 27%, desses 2% se encontravam em início de processo de regeneração, classificados como pastagem com regeneração. A cobertura de pastagens no estado de Rondônia representa 14% do total para a região da Amazônia Legal. Enquanto que a cobertura de florestas primárias e secundárias era de 59%, isso representa 14% do total para a região da Amazônia Legal (Almeida et al., 2016). A cobertura de florestas de florestas maduras ou secundárias em 2014 na área de estudo (margem direita do Rio Madeira, sob influência da UHE Jirau) era de 24% (calculado a partir de Rocha et al. 2016).

A barragem da UHE de Jirau foi concluída em 2013, e está a 120 quilômetros de Porto Velho. A barragem alargou o leito do rio Madeira e de seus tributários na área de influência da UHE, com isso áreas que faziam parte da APP foram inundadas e outras se tornaram APP. A APP do reservatório tem 14 mil hectares, dos quais 11 mil já tinham cobertura de floresta e 3 mil tinham cobertura de pastagem e foram destinados a restauração ecológica para cumprimento da licença ambiental baseada na Lei nº 12.727/2012 que exige 500 metros de proteção na margem do reservatório que é definido a partir da cota máxima de inundação, porém a APP é variável para que possibilite a incorporação fragmentos florestais representativos e a áreas legalmente protegidas.

O programa de restauração das APPs da UHE Jirau

Em 2011 foi iniciado o programa de restauração da APP na região de influência do reservatório de Jirau. Conforme o potencial de regeneração natural das áreas, três tipos de intervenção foram adotados. Em áreas com cobertura de braquiária (*Urochloa decumbens*) e sem regenerantes de árvores típicos de áreas iniciais de sucessão, foi realizado plantio de mudas (Lista de espécies, Anexo 1) em espaçamento de 3 × 2 m. As

áreas com densidade entre 400 e 1.000 indivíduos regenerantes por hectare foram sujeitas ao plantio de mudas em espaçamento de 5×5 m. Áreas com mais regenerantes foram apenas monitoradas para avaliar a necessidade de intervenções (veja Rocha *et al.* 2016 para uma caracterização detalhada da regeneração natural sem intervenções).

A produção de mudas é feita por uma cooperativa de produtores rurais da região. A cooperativa COOPROJIRAU conta com 92 cooperados e tem o objetivo de desenvolver projetos para a geração de renda, capacitação e assistência técnica das comunidades que sofrem influência da UHE Jirau (Observatório Ambiental Jirau, 2015). Hoje o principal projeto desenvolvido com os cooperados na COOPROJIRAU é a produção de mudas para este projeto de restauração.

As mudas são produzidas pelos cooperados em suas propriedades em pequenos viveiros familiares, e também em um viveiro grande da cooperativa em Nova Mutum Paraná, distrito de Porto Velho. Trinta e nove famílias produzem anualmente 1.000 a 2.000 mil mudas cada família, abastecendo o programa com 40 a 80 mil mudas por ano. A coleta de sementes é feita pelas próprias famílias em árvores próximas de suas casas, sem uma lista de espécies definida, mas com um acordo de que pelo menos dez espécies de árvores são fornecidas anualmente, com a expectativa de gerar diversidade de espécies; foram produzidas e plantadas tanto espécies nativas quanto exóticas. A cooperativa também presta o serviço de manutenção das áreas de restauração, que contempla aplicação de herbicida no capim braquiária e a manutenção de aceiros.

Áreas e método de restauração

Este estudo foi realizado em nove áreas de restauração com baixa regeneração natural, sujeitas ao plantio de mudas em espaçamento 3×2 m e 5×5 m. As áreas de plantio variaram em tamanho de 2 a 19 ha e são distantes de 0,3 a 9 km entre si (Figura 1; Tabela 1). A altitude das áreas de plantio avaliadas variaram de 80 a 113 m. A

distância das áreas a fragmentos de floresta secundária variou de 20 a 90 m. Todas as áreas de plantio foram utilizadas como pastagem nos últimos anos e estavam dominadas por gramíneas exóticas, principalmente braquiária.

Os plantios foram executados em janeiro de 2012, 2013 e 2014. Em julho de 2015, data da última avaliação, a idade dos plantios eram entre 18 e 42 meses (Tabela 1). Antes do plantio o solo foi preparado com grade aradora para descompactação e eliminação da cobertura das gramíneas exóticas e posteriormente o plantio foi realizado em covas no espaçamento indicado (Figura 2A, B). As mudas foram transplantadas em campo com altura média de 60 cm e 4 meses de idade e não houve adubação das mudas nem replantio dos indivíduos mortos.

Os sítios 42a, 42b e 42c tinham 42 meses de idade na data da última amostragem. Esses foram as primeiras áreas plantadas no projeto de restauração ecológica da APP de Jirau iniciado em 2012. O espaçamento do plantio foi de 3×2 m (Tabela 1). Os sítios 30a e 30b foram plantados em 2013 e tinham 30 meses na data da última amostragem (Tabela 1). Esses tiveram plantio em espaçamento de 5×5 m, pois apresentavam algum potencial de regeneração. Os sítios 18a, 18b, 18c e 18d foram plantados em 2014 e tinham idade de 18 meses na data da última amostragem. Apenas o sítio 8 teve plantio 5×5 m, enquanto que os outros tiveram plantio em espaçamento de 3×2 m (Tabela 1).

Tabela 1. Descrição das áreas de plantio: identificação da área e idade (meses), data de plantio, área plantada (ha), espaçamento das mudas (m), e riqueza de mudas utilizadas em 100 mudas amostradas em cada área de plantio.

Idade (meses)	Data de plantio	Área de plantio (ha)	Espaçamento (m)	Espécies/ 100 mudas
42-a	2012	13	3×2	16
42-b	2012	6	3×2	15
42-c	2012	3	3×2	20
30-a	2013	6	5×5	16
30-b	2013	7	5×5	15
18-a	2014	7	3×2	21
18-b	2014	19	3×2	20
18-c	2014	11	5×5	19
18-d	2014	2	3×2	15

Coleta de dados.

Para avaliar o desenvolvimento das mudas, foram amostradas 10 mudas em sequência, contando-se as mudas mortas e falhas no plantio, em 10 linhas selecionadas ao acaso, totalizando 100 mudas medidas. As mudas foram marcadas com placas numeradas, medidas quanto a altura e diâmetro na base do caule. O diâmetro foi tomado com paquímetro digital, os nós e deformações no caule foram evitados para não superestimar as medidas. As plantas foram medidas em julho de 2013, 2014 e 2015.

Para avaliar a regeneração natural, foram alocadas ao acaso cinco parcelas circulares com 10 m de raio (314m²) em cada área. Todos os indivíduos (foi considerado um indivíduo cada caule distante no mínimo 5 cm de outro caule da mesma espécie) de espécies arbóreas com altura \geq 30 cm foram marcados com placas numeradas, tiveram altura e diâmetro na base da planta medidos. As espécies foram identificadas com auxílio de guias de identificação e quando necessário foram coletadas

para comparação no acervo do Herbário da Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia (CEN).

Para verificar as mudanças na cobertura do solo, foi utilizado o método adaptado de pontos de interceptação em linha (Coulloudon et al., 1999), que consiste em registrar a cobertura do solo em pontos ao longo de uma linha horizontal. Foi utilizada uma vareta de bambu para balizar o ponto de cobertura e registrada a cobertura que primeiro interceptou a luz solar (o ponto mais alto de interceptação). A partir do centro das parcelas circulares, uma trena foi esticada em quatro sentidos ortogonais por 10 metros e a cada 0,5 m um ponto de cobertura do solo foi registrado, totalizando 80 pontos em cada parcela. As classes de cobertura foram: Árvores; Herbáceas e lianas (não inclui gramíneas exóticas); Gramíneas Exóticas (geralmente a braquiária), que também incluiu a palhada seca dessas gramíneas, pois o uso do herbicida para controlar essas plantas diminuiria sua cobertura pouco tempo antes da avaliação; e Solo Exposto.

Análise dos dados

Foi calculada a sobrevivência das mudas com base na contagem de covas com mudas vivas ou mortas, além da quantidade de espécies plantadas, com base em 100 mudas, em uma dinâmica de até três anos. A altura das mudas plantadas foi descrita apenas para espécies amostradas com pelo menos quatro indivíduos nos plantios com mesma idade.

Para avaliar a regeneração natural foram calculadas a área basal, a densidade de indivíduos e densidade de espécies. Os dados foram avaliados seguindo a cronosequência estudada, correlacionando idade do plantio com os parâmetros da vegetação em dinâmica de um ano. Uma vez que as áreas foram medidas em dois anos consecutivos, os dois conjuntos de dados foram usados nas análises. Foram calculados e

comparados a mortalidade e o recrutamento de indivíduos, através de Análise de Variância e posteriormente com teste Tukey HDS.

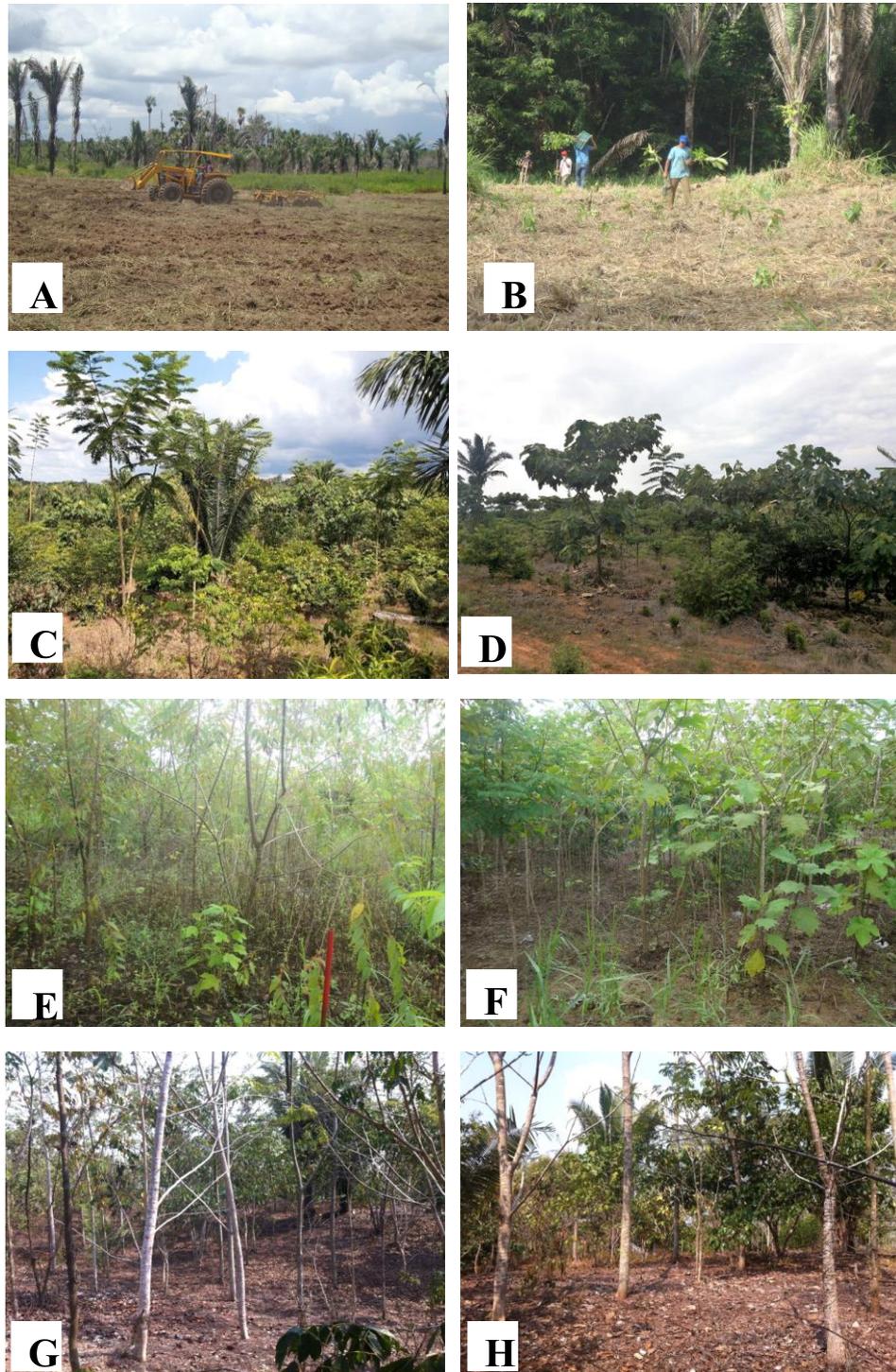


Figura 2. Plantios de restauração na APP do Rio Madeira na região da UHE Jirau. **A)** Preparo do solo; **B)** Plantio de mudas em espaçamento 3×2 m; **C;D)** Plantios com 18 meses. **E;F)** Plantios com 30 meses; **G;H)** Plantios com 42 meses.

Resultados

Plantio de mudas

Foram amostradas em todos os plantios 50 espécies (Anexo 1), porém em cada área houve em média 17 espécies (Tabela 1). Os plantios com 42 meses tiveram na última amostragem média de 41% de mudas viva, já os plantios com 30 meses e 18 meses tiveram média de 70% e 69% de mudas vivas, respectivamente (Tabela 2; Figura 3B). A mortalidade entre cada ano de amostragem diminuiu com o aumento na idade da muda (Figura 3A).

Tabela 2. Características do plantio de mudas em nove áreas de restauração ecológica na APP do rio Madeira (UHE Jirau).

ÁREA	Espécies/100 mudas	Sobrevivência (%)	Altura (M ± DP) (m)
42-a	15	42	4,0 ± 1,9
42-b	16	55	3,6 ± 1,3
42-c	21	26	2,4 ± 1,2
Média	16	41	3,3 ± 1,6
30-a	15	69	3,0 ± 1,4
30-b	16	71	3,3 ± 1,6
Média	16	70	3,1 ± 1,5
18-a	18	70	2,4 ± 2,0
18-b	19	63	1,9 ± 1,3
18-c	18	58	1,1 ± 0,5
18-d	14	85	2,2 ± 1,2
Média	17	69	1,9 ± 1,5

Algumas espécies tiveram crescimento rápido, alcançando mais de 3 m de altura aos 18 meses (Figura 4). Destacaram-se as espécies *Senna alata* (L.) Roxb. (fedegoso), *Inga edulis* Mart. (ingá), *Parkia pendula* (Willd.) Walp., *Schizolobium amazonicum* Ducke (Guapuruvu), *Anacardium occidentale* L. (cajú), *Cordia goeldiana* Huber (frejó), *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos (ipê roxo) e *Ochroma pyramidale* (Cav. ex Lam.) Urb. (pau-de-balsa). Considerando todas as mudas, independente da espécie, a média de altura após 42 meses foi de 3,3 m, com 30 meses de idade foi de 3,1 m e as mudas com 18 meses tiveram média de 1,9 m (Tabela 2). As espécies *Senna alata*, *Anacardium occidentale* e *Bixa orellana* já estavam frutificando nos plantios aos 18 meses e as *Inga edulis*, *Bauhinia* sp. aos 42 meses.

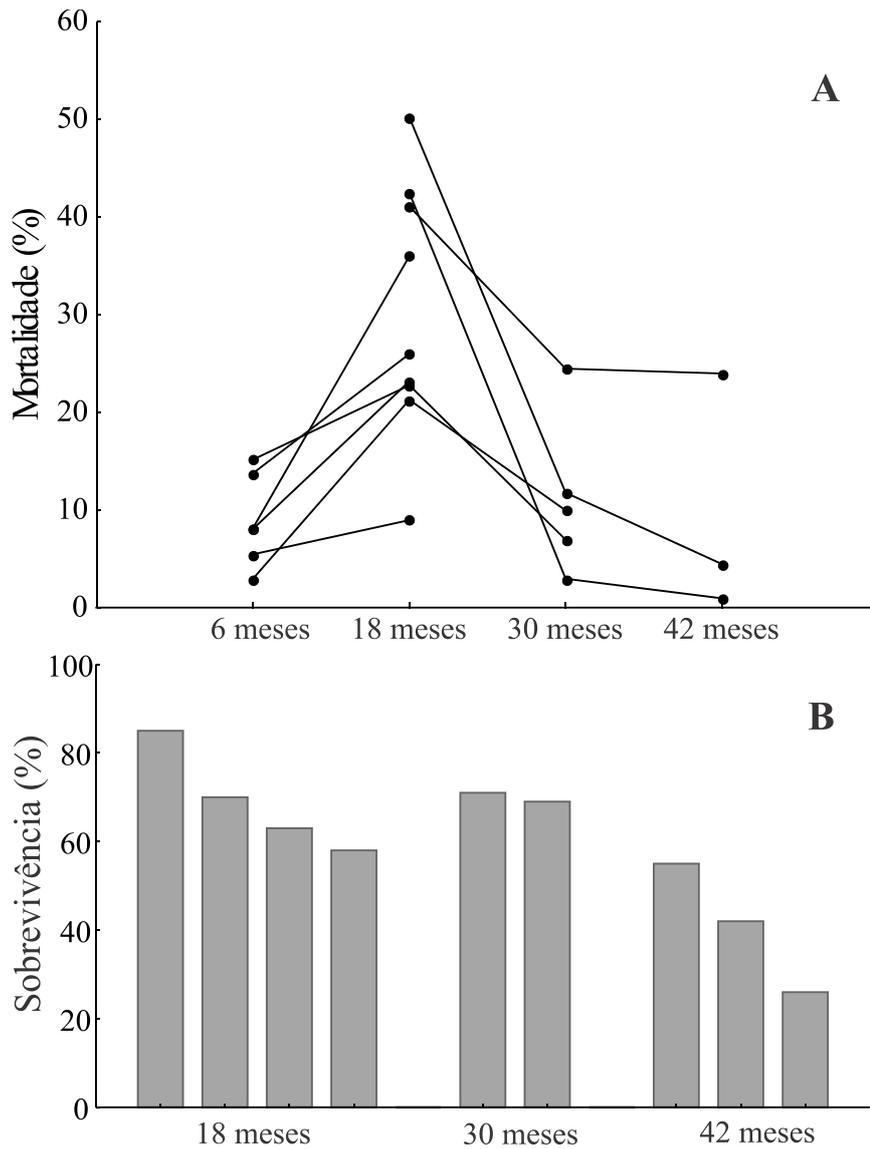


Figura 3. A) Mortalidade das mudas em nove plantios de restauração ecológica na APP do Rio Madeira – Rondônia. Os pontos ligados são as amostragens com intervalos de um ano para cada área de plantio. A mortalidade não é cumulativa. B) Sobrevivência das mudas nas nove áreas de plantio com as respectivas idades. As barras mostram a sobrevivência na última amostragem em 2015.

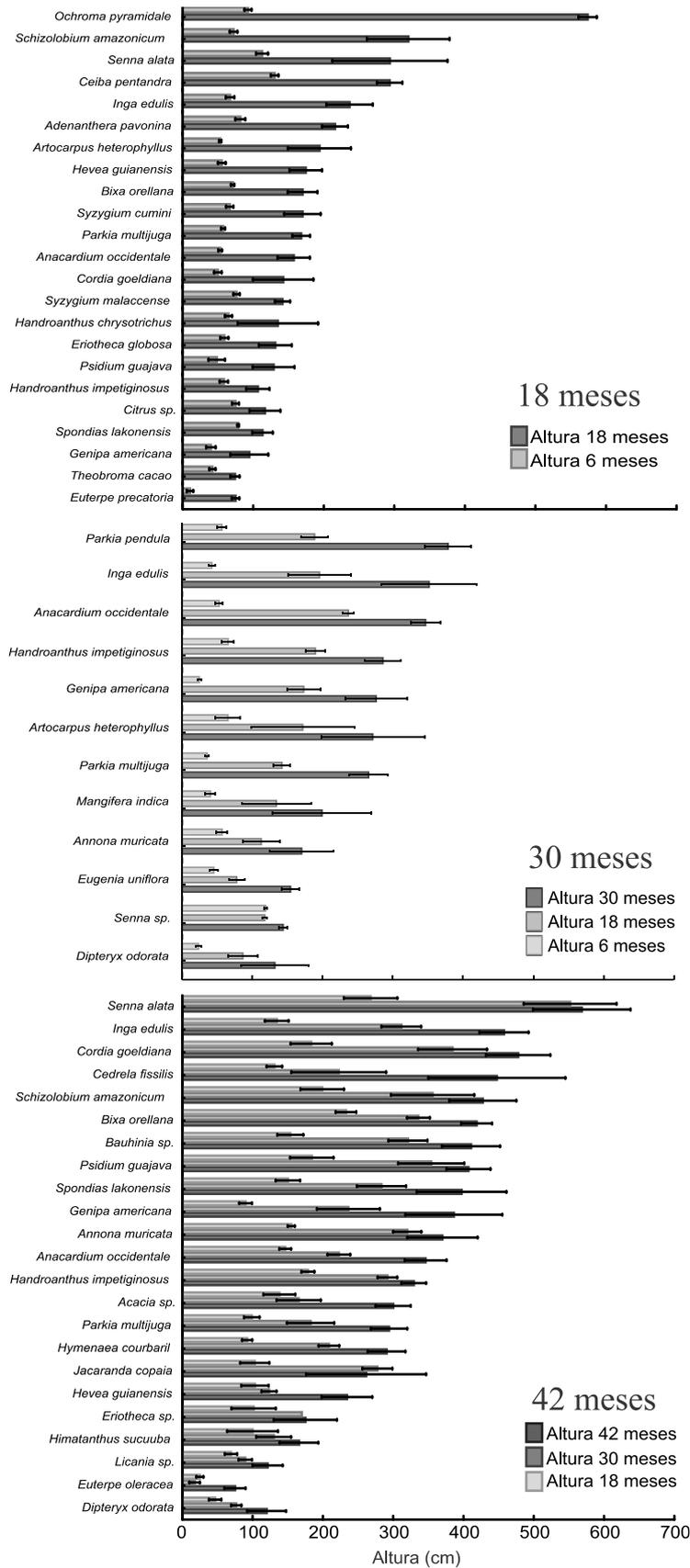


Figura 4. Altura das espécies plantadas por mudas nas nove áreas destinadas a restauração ecológica na APP do rio Madeira. As barras mostram médias e erro padrão. São mostradas no gráfico somente espécies que foram amostradas mais de 4 indivíduos.

Regeneração natural

Foram amostrados no total 1,413 ha nas nove áreas de plantio. Foram marcados 5.153 indivíduos regenerantes e registradas 66 espécies distribuídas em 51 gêneros (sete espécies identificadas somente até família) e 35 famílias (Anexo 2). A densidade de indivíduos aos seis meses foi de 143 ind./ha e aumentou para 3.869 ind./ha (mediana) aos 18 meses, valor também encontrado aos 30 meses (Figuras 2C, D, E e F; 5A). Plantios mais antigos, que ofereceram os dados dos 42 meses, tiveram menor densidade tanto aos 30 como aos 42 meses (Figuras 2G, H; 5A). As áreas com 42 meses tiveram aplicação mais intensiva de herbicida no primeiro ano para favorecer apenas as mudas plantadas, resultando em menor colonização de espécies pioneiras e um dossel formado pelas mudas plantadas. Aos seis meses a densidade de espécies teve média de 10 esp./1570m² e surgiram 12 novas espécies em um ano (Figura 5B). Plantios com 30 e 42 meses tiveram em média 22 esp./1570m² e surgiram em média 3 e 6 espécies em um ano. Todas as nove áreas tiveram aumento em densidade de espécies no intervalo de um ano.

O recrutamento de indivíduos aos 42 meses, na área com maior número de recrutas, teve média de 1719 ± 398 ind./ha, essa idade de plantio teve menor recrutamento de indivíduos (ANOVA, $F_{(2,40)} = 5,68$; $p = 0,005$; Figura 5D). Em uma das áreas com 30 meses o recrutamento chegou a média de 2935 ± 2041 ind./ha, enquanto que o maior recrutamento nas áreas com 18 meses teve média de 11319 ± 5373 ind./ha. Em um ano 10 a 40% dos indivíduos recrutados morreram, independente das idades de regeneração aqui avaliadas, não havendo diferença entre as idades de plantio (ANOVA, $F_{2,40} = 0,44$; $p = 0,64$; Figura 5E).

A área basal nos plantios, considerando os indivíduos plantados e regenerantes, aumentou com o tempo (Figura 5C). A contribuição dos regenerantes para

a área basal da vegetação foi importante desde os 18 meses. Porém, houve grande variação na contribuição relativa em área basal de regenerantes e mudas em todas as idades, não havendo diferença na área basal entre as idades de plantio ($F_{(2,41)} = 2,19$; $p = 0,124$; Figura 5C). A grande expressão da regeneração natural foi atribuída a poucas espécies pioneiras com grande dominância, especialmente *Cecropia purpurascens* C. C. Berg, *Trema micrantha* (L.) Blume e *Solanum grandiflorum* Ruiz & Pav. (Figura 7). A alta densidade e área basal de regenerantes refletiram na cobertura do solo, que aos 42 meses teve 65% de copas de árvores e 26% de gramíneas exóticas (Figura 7).

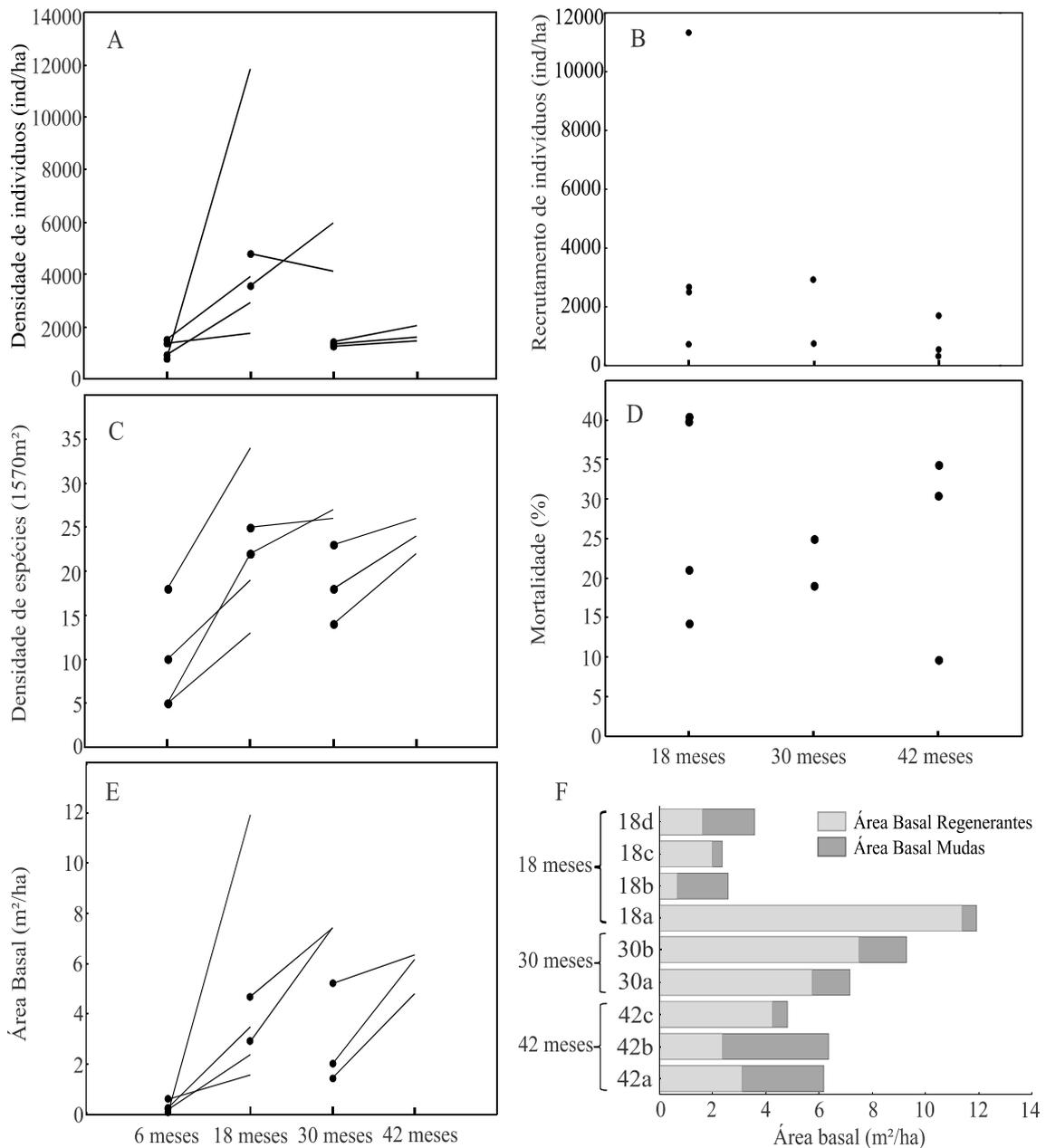


Figura 5. Parâmetros medidos nas nove áreas de restauração ecológica da APP do Rio Madeira na região da UHE Jirau. **A)** Densidade média de indivíduos (ind./ha) para cada área de plantio no intervalo de um ano. **B)** Média de recrutamento de indivíduos em cada área de plantio (ind./ha). **C)** Densidade de espécies em 1570m² (área amostrada) para cada área de plantio em intervalo de um ano. **D)** Média da mortalidade de indivíduos regenerantes (%) em cada área de plantio em um ano. **E)** Área basal (m²/ha) para cada área de plantio em um intervalo de um ano. **F)** Área basal (m²/ha) dos indivíduos regenerantes e indivíduos plantados.

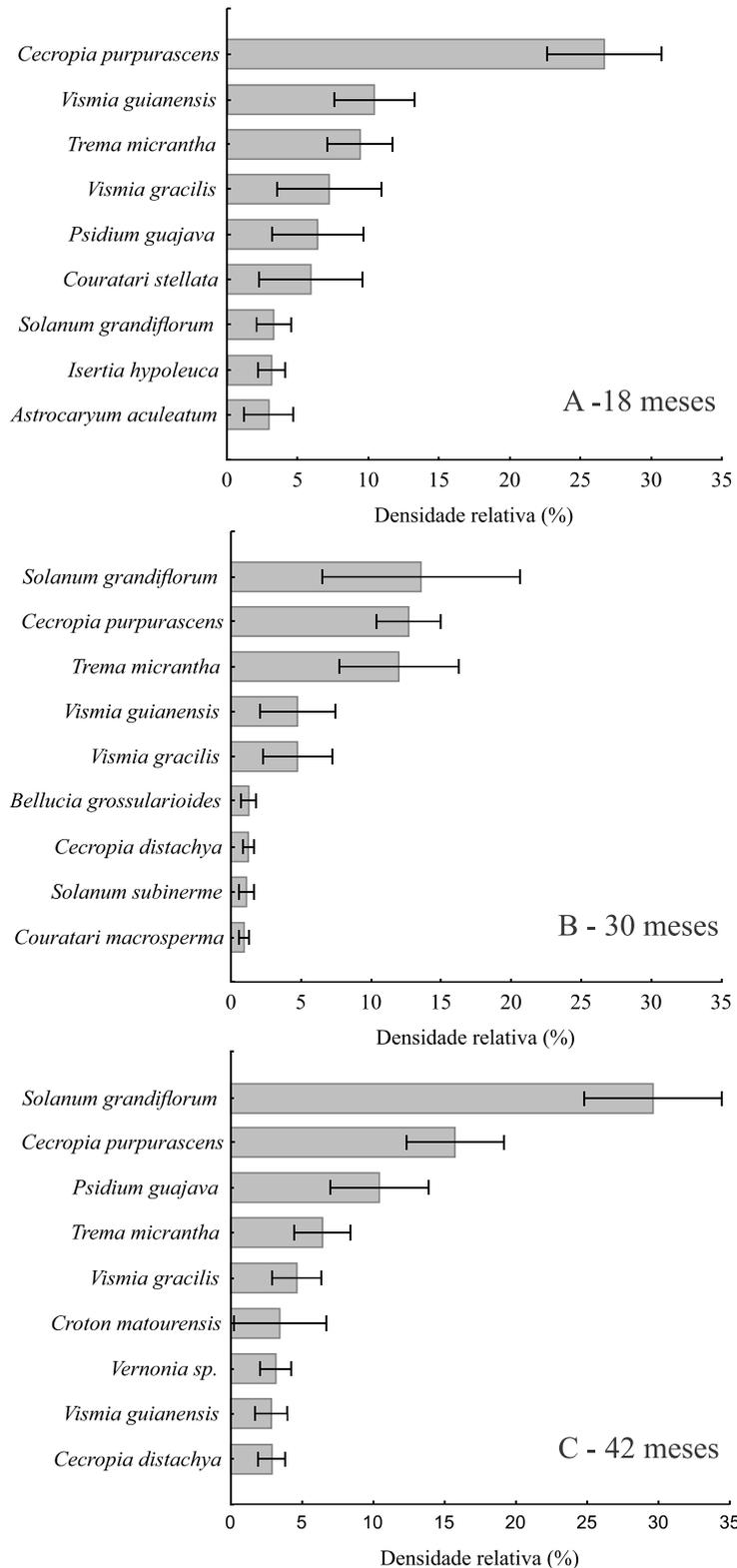


Figura 6. Densidade relativa das espécies regenerantes nas nove áreas de plantio de restauração na APP do rio Madeira, com idades de 18 meses, 30 meses e 42 meses. **A)** Densidade relativa das espécies nos plantios de 18 meses; as nove espécies mostradas representam 81% da densidade relativa. **B)** Densidade relativa das espécies nos plantios de 30 meses; as nove espécies apresentadas representam 54% da densidade relativa. **C)** Densidade relativa das espécies nos plantios de 42 meses; as nove espécies apresentadas representam 79% da densidade relativa. As barras mostram a média e erro padrão.

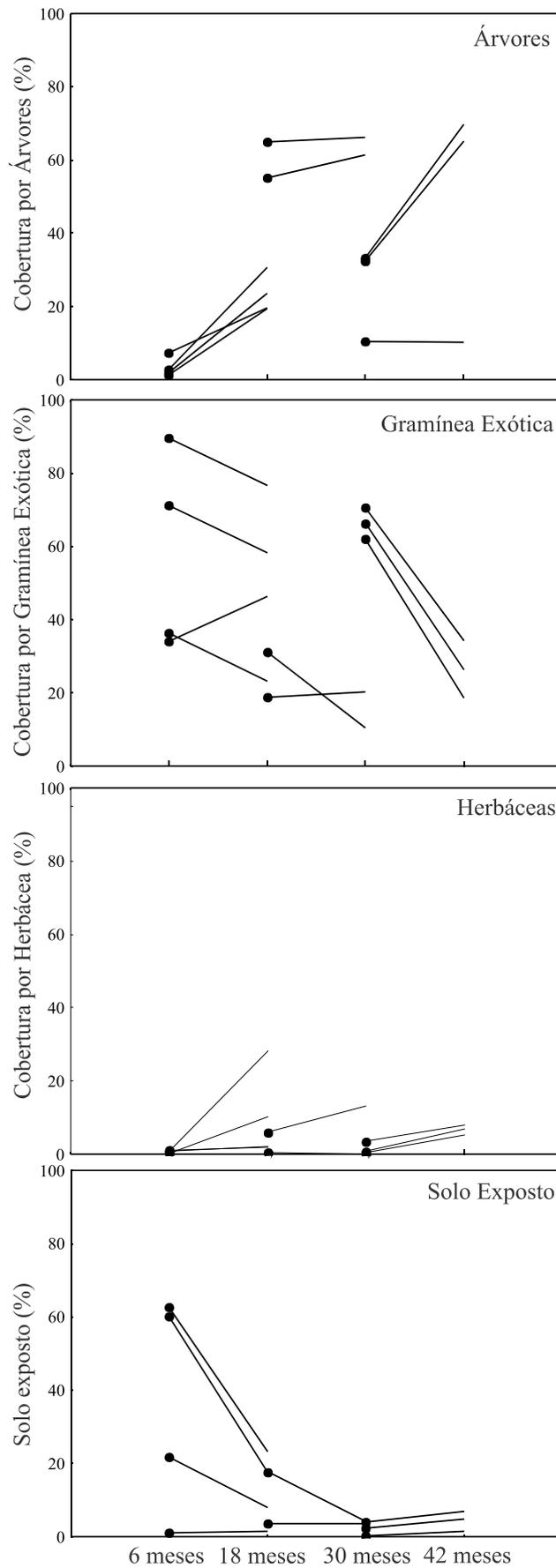


Figura 7. Porcentagem de cobertura do solo em nove áreas de plantio de restauração ecológica na APP do rio Madeira. As amostragens tem um ano de intervalo.

Discussão

O plantio de mudas é o método de restauração mais usado para a restauração de florestas tropicais (Palma e Laurance, 2015). Existem desde projetos que usam uma ou poucas espécies de rápido crescimento até os que usam mais de uma centena de espécies, considerando diferentes classes sucessionais (Kanowski, 2010; Rodrigues et al., 2009; Rodrigues et al., 2011). Todos eles visam sombrear espécies agressivas, especialmente capins invasores, atrair dispersores que tragam sementes de florestas vizinhas e melhorar o microclima e o solo para o estabelecimento das sementes de árvores de estágios mais avançados da sucessão (Hardwick et al., 2009; Kanowski, 2010; Rodrigues et al., 2009; Shoo e Catterall, 2013). O plantio de alta diversidade tem a vantagem de estabelecer maior heterogeneidade e garantir certa riqueza de espécies, reduzindo a dependência de colonização de novas espécies (Rodrigues et al., 2011). No presente trabalho foram utilizadas em média 17 espécies por área de plantio, algumas utilizadas em arborização urbana, como *Mangfera indica* (manga), *Syzygium cumini* (jamelão), *Syzygium malaccense* (jambo vermelho) e *Artocarpus heterophyllus* (jaca). Além de serem espécies exóticas, essas espécies podem oferecer risco para a diversidade local a longo prazo, se conseguirem expandir suas populações (Fabricante et al., 2012). Em muitos projetos de restauração as mudas são predominantemente de espécies de fácil coleta, fácil germinação, com rápido crescimento em altura, o que torna o plantio mais barato comparado a coletar sementes de espécies de difícil coleta como árvores com mais de 30 metros de altura dentro da floresta. Se as mudas plantadas exercem forte “efeito de chegada” (*priority effect*), este pode ser um potencial problema levando a dominância de poucas espécies (Young et al., 2001; Norden et al., 2011). Por exemplo, a *Artocarpus heterophyllus* foi usada para a revegetação da Floresta da Tijuca no Rio de Janeiro, e hoje domina grandes manchas dentro da floresta (Abreu et al.,

2008) e prejudica a regeneração de espécies da flora nativa (Fabricante et al., 2012). Nas áreas estudadas, a forte colonização por espécies pioneiras típicas da Amazônia e o surgimento de novas espécies anualmente parece minimizar o “efeito de chegada” das mudas plantadas. Além disso, as mudas que tiveram maior crescimento foram de espécies nativas das florestas da região. Independente do impacto das espécies exóticas ou nativas preferidas pelos viveiros nas áreas em restauração, projetos de restauração deveriam priorizar as espécies mais necessárias para o plantio de mudas; nesse caso as espécies com mais limitações de dispersão e as ameaçadas de extinção poderiam ser consideradas, uma vez que as espécies que tem função de recobrir o solo e atrair dispersores surgiram com facilidade nas áreas estudadas após a intervenção de restauração.

Sem dúvida, o sucesso da restauração nas áreas estudadas se deu pelo estabelecimento de alta densidade de espécies pioneiras logo nos primeiros meses e anos após os plantios. Para que isso acontecesse foi necessário primeiramente a chegada de propágulos dessas espécies. Quando a cobertura de floresta nos fragmentos não conectados em uma matriz degradada é maior que 30% o transito da fauna é mais comum entre os fragmentos (Martensen et al., 2012), como nesse caso em que há presença de fragmentos de diferentes tamanhos imersos na matriz degradada e a proximidade entre eles permitiu maior circulação da fauna. A grande mobilidade de morcegos e aves entre fragmentos de floresta secundária possivelmente aumentou a dispersão de sementes nas áreas de restauração (Figura 8), já que esses exercem grande importância na dispersão de sementes de espécies de estágios iniciais de sucessão florestal (Bernard e Fenton, 2003; Muscarella e Fleming, 2007). As árvores plantadas parecem não ter sido importantes para atrair dispersores, pois desde os seis meses já houve intensa colonização por árvores. A presença de babaçu (*Attalea speciosa* Mart.) e

outras palmeiras remanescentes nas pastagens da região, que ocorrem em densidade de 10 a 15 indivíduos adultos por hectare pode ter facilitado a chuva de sementes. O babaçu é muito comum em pastagens na Amazônia, tanto como remanescente de floresta quanto como regenerante, pois tem resistência ao fogo, e tem germinação facilitada pela presença do gado, pois com o pisoteio o gado enterra as sementes aumentando as chances de germinação (Mitja e Ferraz, 2001). As palmeiras servem de poleiros para aves e morcegos, incrementando a chuva de sementes nessas áreas (Carnevale e Montagnini, 2002). As principais espécies pioneiras que colonizaram as áreas de restauração foram *Trema micrantha*, *Cecropia* spp. e *Solanum gradiflorum*. *Trema micrantha* tem sementes dispersas principalmente por aves (Victório et al., 2014), *Cecropia* spp. são dispersas por aves, morcegos e alguns primatas (Wieland et al., 2011) e *S. gradiflorum* tem dispersão por morcegos e alguns mamíferos terrestres. A dispersão por essas espécies pioneiras é, portanto, bastante eficiente. Além de serem trazidas por animais, elas atraem animais em meses ou poucos anos após sua germinação, e conseqüentemente favorecem a chuva de sementes de outras espécies.

Enquanto a dispersão de sementes para as áreas de restauração ocorre pela cobertura florestal na paisagem, palmeiras presentes nas pastagens e abundância de espécies pioneiras com excelente habilidade de dispersão por aves e morcegos, sua germinação e estabelecimento não ocorrem sem intervenção direta nas áreas em restauração, haja visto, áreas estáveis com cobertura de capim ou dominadas por espécies de *Vismia* (Rocha et al. 2016). As atividades de gradagem em toda a área e aplicação de herbicida para controlar capins africanos, frequentemente associadas a plantios de mudas, foram fundamentais para iniciar a sucessão nessas áreas. Essas atividades permitiram o estabelecimento de uma densidade de 4000 ind./ha, com área basal maior que das mudas plantadas aos 30 meses, e diminuindo a cobertura de

gramíneas exóticas nessas áreas. Gradagens em períodos adequados antes do plantio e o controle das gramíneas agressivas são alternativas baratas que em algumas situações podem ser as únicas intervenções necessárias para garantir o início e progresso da sucessão ecológica em pastagens abandonadas, ou então associar essas intervenções com o enriquecimento, sem a necessidade de atingir uma alta densidade de plantio, desta maneira há redução nos custos e é minimizada a digital antrópica nos projetos de restauração ecológica. Os plantios com 42 meses tiveram baixa colonização de espécies, comparados aos mais novos, pois a aplicação de herbicida glifosato pela equipe de manutenção foi em área total, evitando-se apenas as mudas, pois havia uma percepção que a restauração se daria pelas árvores plantadas, e que toda a vegetação espontânea seria competidora das mudas plantadas. Essa percepção é frequente em projetos com metas de quantidade mudas plantadas (Sousa, 2016). Esse manejo foi modificado nos anos seguintes, quando houve orientação para dirigir o jato de herbicida apenas às moitas de capim. Os próprios plantios de 42 meses retomaram forte recrutamento no segundo ano de amostragem.

Métodos de restauração ecológica devem ser comparados à sucessão secundária natural do ecossistema, nas situações em que este tem resiliência para iniciar a sucessão. Para as florestas amazônicas, são documentadas duas vias comuns de sucessão ecológica em pastagens, uma que se assemelha à dinâmica em clareiras naturais, que são as áreas com pouco manejo de corte e queima, dominadas inicialmente por espécies do gênero *Cecropia*, e outra em pastagens com manejo de roçada e queima por mais de quatro anos, dominada por espécies do gênero *Vismia* (Massoca et al., 2012; Mesquita et al., 2001; Williamson et al., 2012). Capoeiras dominadas por *Vismia* spp. tem alta dominância e menor riqueza que capoeiras dominadas por *Cecropia* spp., e tem o processo sucessional mais lento (Mesquita et al., 2001; Norden et al., 2011). Na região

estudada, devido ao uso do solo com pastagens sujeitas a incêndios frequentes, as áreas em regeneração natural seguem sempre o caminho da *Vismia* spp. (Rocha et al., 2016). As pastagens sujeitas ao plantio de mudas estudadas aqui eram ainda menos resilientes, pois não havia regenerantes ou estes eram raros e a cobertura de capim braquiária era bastante densa. Algumas áreas de pastagens ou agricultura na Amazônia são manejadas tão intensamente para evitar a recolonização de árvores e arbustos, com múltiplas gradagens, retirada de raízes, e aplicações frequentes de herbicidas, que há uma estabilidade na cobertura de gramíneas, no prazo de alguns anos. Porém, neste estudo, quando se estabeleceram os plantios de restauração ocorreu uma recomposição inicial de espécies semelhante a capoeiras de *Cecropia* spp., típicas de grandes clareiras naturais ou de pastagens com tempo de uso menor que quatro anos na Amazônia (Hartshorn, 1980; Uhl et al., 1988), e não de pastagens muito manejadas, permitindo a germinação das sementes e estabelecimento das plantas. A dominância por espécies do gênero *Solanum* também foi encontrada em pastagens que tiveram uso moderado (uso por até 12 anos e de dois a seis manejos com roçada e queima) na região de Paragominas, no estado do Pará (Uhl et al., 1988). Considerando os plantios com até 3,5 anos, com alta densidade de indivíduos (>2700ind./ha) e espécies (até 25esp./1570m²), e com incremento médio de cinco espécies por ano, sugere-se que os plantios de restauração ecológica na APP do Rio Madeira na região de Jirau estejam seguindo estes caminhos.

Recomendações para a prática

Algumas medidas podem ser tomadas para aperfeiçoar o método de plantio de mudas, como incluir espécies que tem problemas de colonização nessas áreas antropizadas, seja por falta de dispersão ou dificuldade de estabelecimento, como por exemplo, espécies ameaçadas da região ou espécies tardias. Quando a paisagem não

oferece uma forte chuva de sementes, a escolha de espécies para cobertura do solo é importante para sombrear as gramíneas exóticas. As espécies utilizadas nos plantios de mudas com crescimento de copa rápido foram *Anacardium occidentale*, *Senna alata*, *Bauhinia* spp., *Bixa orellana* e *Inga* spp.. O plantio em alta densidade de espécies pioneiras pela semeadura direta poderia ser feito a um custo viável, mas é necessário que técnicas adequadas sejam desenvolvidas e validadas.

O controle de gramíneas exóticas com a gradagem antes dos plantios e a aplicação de herbicida pontual nas touceiras se constituiu na paisagem estudada um manejo eficaz e barato para permitir a germinação e o estabelecimento das espécies que chegam através da chuva de sementes.



Figura 8. Desenho esquemático das etapas da regeneração natural em área preparada com grade aradora para plantio de mudas. Com solo descompactado e sem gramíneas exóticas as sementes originadas principalmente da chuva de sementes podem germinar e se estabelecerem. A proximidade de fragmentos de floresta secundária, a presença de remanescentes e também das mudas permite aumentar a chuva de sementes por atrair dispersores. As principais espécies colonizadoras tem crescimento rápido, atingem o estágio reprodutivo em pouco tempo, além disso são dispersas principalmente por aves e morcegos, consequentemente atraem mais desses dispersores.

Capítulo 2: Intervenções para a Restauração Ecológica: eliminando barreiras para acelerar a restauração florestal no sul da Amazônia.

Introdução.

Pastagens abandonadas podem permanecer estagnadas por décadas ou podem ter dominância de poucas espécies que retardam o processo sucessional (Mesquita et al., 2001; Williamson et al., 2012). Para quebrar a dominância de capins exóticos agressivos e iniciar a sucessão ecológica é necessário que espécies de árvores pioneiras colonizem e se estabeleçam nas pastagens abandonadas, iniciando a sucessão (Holl, 2002). Espécies que colonizam pastagens, como *Cecropia* spp., *Solanum* spp. e *Vismia* spp., produzem alta densidade de sementes e dispersam amplamente em áreas abertas por ação dos dispersores, principalmente, aves e morcegos (Bentos et al., 2008). Além disso, suas plântulas se desenvolvem em um microclima sob influência dos capins exóticos agressivos, como a braquiaria (Uhl et al., 1988).

Espécies pioneiras facilitadoras do processo sucessional têm rápido crescimento, sombreiam e cobrem o solo com serapilheira, e gradativamente eliminam a ocorrência das gramíneas agressivas, melhorando as condições microclimáticas locais para estabelecimento de novos indivíduos (Florentine e Westbrooke, 2004; Ganade e Brown, 2002; Montagnini, 2005). Essas espécies pioneiras produzem frutos em poucos anos, atraindo animais dispersores, principalmente aves e morcegos, que também atuam como dispersores de outras espécies vegetais e contribuem para a maior diversidade para o processo sucessional (Bentos et al., 2008). Com isso, algumas pastagens na Amazônia podem evoluir para uma floresta secundária em pouco tempo (Camargo et al., 2002; Uhl, 1987). Apesar de algumas espécies pioneiras colonizarem e se estabelecerem vigorosamente em pastagens abandonadas, alguns fatores limitam sua colonização, especialmente pela ausência de árvores matrizes próximas (Carnevale e Montagnini,

2002; Holl, 1999; Hooper et al., 2005; Mesquita et al., 2001), seu estabelecimento, pelas condições microclimáticas e competição com as gramíneas (Holl, 1999), e incêndios, que eliminam o banco de sementes e plântulas (Melo et al., 2007).

A restauração ecológica pode ser entendida como a eliminação de barreiras que impedem ou limitam a regeneração natural e a sucessão ecológica. Quando essas barreiras são pouco limitantes, a regeneração natural pode avançar apenas com a remoção dos fatores de degradação (Norden et al., 2009). Barreiras mais limitantes para a sucessão demandam ações de condução da regeneração natural (Aide et al., 2000; Shoo e Catterall, 2013). Em paisagens com baixa cobertura florestal e baixa conectividade, onde a dispersão de sementes em áreas abertas é improvável (Howe e Smallwood, 1982), a restauração deverá estabelecer as espécies pioneiras que estabelecem um dossel de árvores e as espécies de classes tardias de sucessão, que garantem a longevidade da área restaurada (Rodrigues et al., 2011). Vários métodos podem ser utilizados para romper essas barreiras. A semeadura direta, por exemplo, pode ser uma alternativa de baixo custo (Engel e Parrotta, 2001; McClanahan e Wolfe, 1993), que aumenta a disponibilidade de propágulos. A semeadura direta de espécies pioneiras junto com espécies tardias pode oferecer vantagens para o estabelecimento dos indivíduos, simulando a sucessão florestal (Camargo et al., 2002).

O simples controle do capim agressivo em pastagens destinadas à restauração florestal na APP do Rio Madeira na região de influência da UHE Jirau, promoveu rápida e intensa regeneração por três espécies pioneiras: *Trema micrantha*, *Solanum grandiflorum* e *Cecropia* spp. (capítulo 1). Essas espécies tiveram uma função importante nas áreas de plantio, pois cresceram, cobriram o solo e produziram frutos em três anos. Porém, nem todas as áreas foram colonizadas satisfatoriamente por essas espécies. Portanto, controlar o capim agressivo nem sempre é suficiente; em alguns

casos semear as espécies pioneiras aumentaria as chances de estabelecimento dessas espécies nas áreas de restauração. Levando em conta as observações feitas no Capítulo 1, o objetivo deste capítulo foi avaliar a eficiência de quatro níveis de intervenções de restauração em acelerar o processo de início de sucessão florestal na Amazônia: (i) (E) eliminação de capim exótico com gradagem e herbicida; (ii) E + (SD) semeadura direta de espécies pioneiras; (iii) E + (PM) plantio de mudas em espaçamento 3×2 m; (iv) E + SD + PM; (v) Controle (C) área adjacente sem nenhuma intervenção. A hipótese deste estudo é que quanto maior o nível de intervenção maior será a expressão da regeneração natural e menor a ocorrência de gramíneas exóticas (Figura 1). Espera-se tal resultado a semeadura direta aumentaria a densidade de indivíduos por adicionar grande quantidade de sementes, enquanto o plantio de mudas garantiria a maior densidade de espécies.

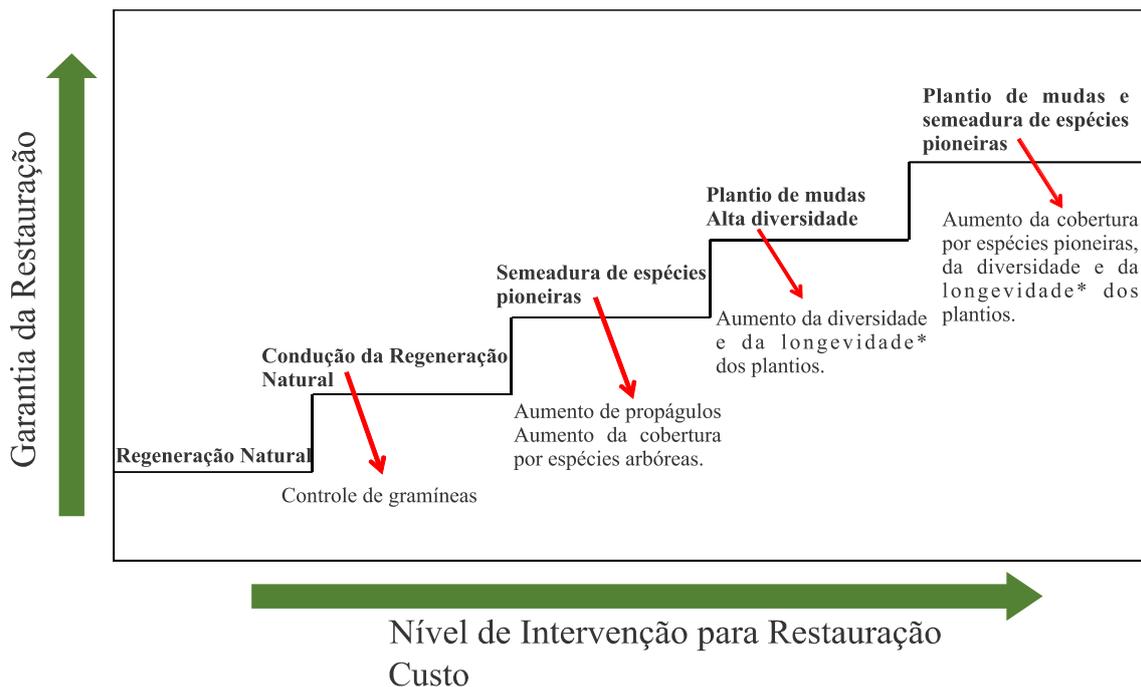


Figura 1. Níveis de intervenção para romper as principais barreiras à regeneração natural. Representação gráfica da hipótese de trabalho.*Hipótese não testada.

Material e métodos

Área de estudo

O trabalho foi conduzido em três áreas destinadas à restauração ecológica na margem direita do Rio Madeira na região de influência da UHE Jirau no sudoeste da Amazônia, no município de Porto Velho, Rondônia (08° 45' 43'' S; 63° 54' 7'' W; Figura 2), mesma região da coleta de dados para o capítulo um. As descrições de clima, geologia, relevo, solos, vegetação e uso e ocupação do solo estão descritas no capítulo 1 (Páginas 9 e 10).

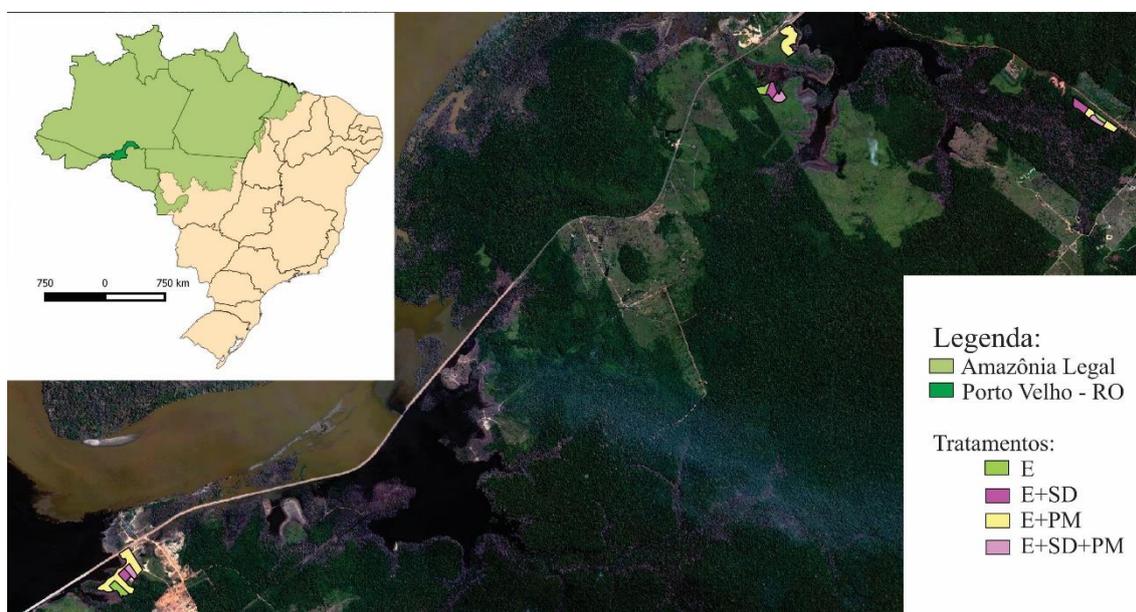


Figura 2. Localização das áreas dos plantios experimentais de Restauração Ecológica na APP do Rio Madeira, no município de Porto Velho – Rondônia. E = Eliminação de gramíneas; E+PM = Eliminação de gramíneas + Plantio de Mudas; E+SD = Eliminação de gramíneas + Semeadura Direta; E+SD+PM = Eliminação de gramíneas + Semeadura Direta + Plantio de Mudas.

Escolha das espécies e coleta de sementes para a semeadura direta

Foram selecionadas quatro espécies de crescimento rápido, produção de sementes precoce e boa ocupação do solo. As espécies *Trema micrantha* (periquiteira) e *Solanum grandiflorum* (jurubebão) tiveram grande habilidade em colonizar rapidamente o solo em áreas de restauração nas margens do rio Madeira (capítulo 1). As espécies

Bixa orellana L. (urucum), e *Senna alata* (L.) Roxb. (fedegoso) são comumente plantadas como mudas nas áreas de restauração (capítulo 1).

Essas espécies produzem grande quantidade de sementes e por serem encontradas em alta densidade nas áreas de restauração nas margens do reservatório da UHE Jirau, podem ser facilmente coletadas. As sementes foram coletadas nas áreas de plantio, exceto as sementes de *B. orellana* que foram compradas de produtores rurais da região. As sementes de *B. orellana* e *S. alata* foram coletadas dois meses antes do plantio e armazenadas em uma sala ventilada sem controle de temperatura ou umidade. As sementes de *T. micrantha* e *S. grandiflorum* foram coletadas dois dias antes do plantio. As sementes de *S. grandiflorum* foram despulpadas em água e espalhadas sobre uma lona para secar a sombra (Figura 3A, B). As sementes de *Trema micrantha* somente foram espalhadas sobre uma lona à sombra sem serem despulpadas (Figura 3B).

Escolha das espécies para produção de mudas

As mudas são produzidas pelos cooperados em suas propriedades em pequenos viveiros familiares, e também em um viveiro grande da cooperativa em Nova Mutum Paraná, distrito de Porto Velho. A coleta de sementes é feita pelas próprias famílias, neste caso com uma lista prévia de espécies para produção de mudas, porém a lista de espécies não é seguida com rigor, por dificuldade de identificação das espécies e também a localização delas no campo. A tabela 1 mostra a lista de espécies utilizadas no plantio da área experimental em 2015.



Figura 3. A) Despolpamento de *Solanum grandiflorum* para beneficiamento das sementes. B) Sementes de *S. grandiflorum* e *Trema micrantha* espalhadas à sombra para secar. C) Mistura das sementes com serragem, prontas para a semeadura. D) Semeadura nos tratamentos determinados em cada área de plantio.

Tabela 1. Lista de espécies plantadas por mudas nos tratamentos E+PM (plantio de mudas) e E+SD+PM (plantio de mudas e semeadura direta)

Espécie	Família
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Anacardiaceae
<i>Annona muricata</i> L.	Annonaceae
<i>Azadirachta indica</i> A. Juss.	Meliaceae
<i>Bauhinia</i> sp. 1	Leguminosae
<i>Bauhinia</i> sp. 2	Leguminosae
<i>Bixa orellana</i> L.	Bixaceae
<i>Cariniana micrantha</i> Ducke	Lecythidaceae
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae
<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Malvaceae
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A. Howard	Leguminosae
<i>Cordia goeldiana</i> Huber	Boraginaceae
<i>Genipa americana</i> L.	Rubiaceae
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Bignoniaceae
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Bignoniaceae
	<i>Continua ...</i>

Espécie	Família
<i>Hevea guianensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae
<i>Himatanthus sukuuba</i> (Spruce ex Müll.Arg.) Woodson	Apocynaceae
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Leguminosae
<i>Inga edulis</i> Mart.	Leguminosae
<i>Inga</i> sp.	Leguminosae
<i>Mangifera indica</i> L.	Anacardiaceae
<i>Parkia igneiflora</i> Ducke	Leguminosae
<i>Parkia multijuga</i> Benth.	Leguminosae
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Walp.	Leguminosae
<i>Schizolobium amazonicum</i> Ducke	Leguminosae
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	Leguminosae
<i>Spondias lakonensis</i> Pierre	Anacardiaceae
<i>Syzygium malaccense</i> (L.) Merr. & L.M.Perry	Myrtaceae
<i>Theobroma cacao</i> L.	Malvaceae

Desenho amostral e implantação do experimento

Foram selecionadas três áreas destinadas à restauração na APP do Rio Madeira, nomeadas Ramal Linha F (3,25 ha), Ramal Rio Madeira (2,75 ha), e Fazenda Vilela (4 ha), totalizando 10,2 ha para a implantação do experimento (Figura 2). Cada área foi dividida para estabelecer cinco tratamentos com complexidade de intervenção crescente.

E (Eliminação de capim exótico com gradagem antes do plantio e aplicação de herbicida glifosado aos dois e aos sete meses após a gradagem).

E + SD (semeadura direta das quatro espécies pioneiras; Tabela 2).

E + PM (plantio de mudas no espaçamento 3×2 m; Tabela 1).

E + SD + PM

C (Controle: Área adjacente sem gradagem e sem aplicação de herbicida).

Depois do gradeamento em todos os tratamentos, exceto o Controle, foram abertas covas manualmente para o plantio de mudas nos seus respectivos tratamentos, foram plantadas 28 espécies com média de 60 cm de altura e 4 meses de idade (Tabela

1). Posteriormente foram semeadas as quatro espécies nos respectivos tratamentos (Tabela 2). As sementes foram misturadas e para conseguir melhor distribuição das sementes na área de plantio foram misturadas também com serragem em proporção 2:1. A semeadura direta foi feita a lanço manualmente, distribuindo as sementes por toda a área do tratamento em janeiro de 2015 (Figura 3C, D).

Tabela 2: Quantidade de sementes semeadas nos tratamentos de semeadura direta para cada espécie.

Espécie	Sementes/m²	Kg/ha
<i>Bixa orellana</i>	4,0	1,5
<i>Senna alata</i>	0,6	0,1
<i>Solanum grandiflorum</i>	5,0	0,5
<i>Trema micrantha</i>	34,0	3,2
Total	43,6	5,3

Coleta de dados

A amostragem das plântulas foi feita em cinco parcelas de 5 m de raio distribuídas ao acaso em cada tratamento (n=5) em cada área (n=3), totalizando 75 parcelas. Todos os indivíduos arbóreos ≥ 30 cm de altura foram marcados com placa de alumínio e medidos quanto à altura e diâmetro na base do caule. Foi estimada a cobertura do solo pelo método adaptado de pontos de interceptação em linhas (Coulloudon et al., 1999), como já descrito no capítulo 1 (página 15). Foram feitas amostragens mensais dos dois aos seis meses, uma amostragem com 10 meses e uma com 12 meses. Em todas as amostragens os indivíduos foram marcados, identificados e medidos, o que permitiu avaliar recrutamento, mortalidade e densidade.

Banco de sementes

Para verificar se as espécies colonizadoras (não plantadas) estavam presentes no solo antes das intervenções ou se chegaram por chuva de sementes após a implantação dos experimentos, foi coletado o banco de sementes em todos os tratamentos após o preparo das áreas com gradagem. Para a coleta foi utilizado um cilindro de aço com 10

cm de diâmetro e 5 cm de profundidade (392,5cm³). Foram coletadas cinco amostras por tratamento (n=5) em cada área (n=3), totalizando 75 amostras. O solo coletado foi espalhado em 75 bandejas, uma bandeja para cada amostra, que resultou em uma camada de no máximo 3 cm de espessura. As bandejas foram colocadas em uma casa de vegetação com irrigação automática, pela manhã e no fim da tarde, na Embrapa Recursos genéticos e Biotecnologia, em Brasília, DF. As amostragens foram feitas semanalmente, e os indivíduos germinados eram contados, morfotipados e tirados da bandeja, deixando apenas um espécime para identificação. Após dois meses de germinação, o solo foi revirado a cada duas semanas para tentar garantir a germinação do máximo de sementes presentes. O solo permaneceu na casa de vegetação por quatro meses, quando já não se observava mais sementes germinando.

Análise de dados

Foram calculados os parâmetros de número de espécies na área amostrada (densidade de espécies) e densidade de indivíduos para cada tratamento. Também foram calculados o recrutamento e cobertura do solo em cada amostragem. A densidade de indivíduos da última amostragem foram analisados através de análise de variância (ANOVA) e comparados através de um teste Tukey HDS. Os dados de recrutamento de indivíduos foram transformados para $\text{Log}_{10}(x+0,5)$ e analisados com ANOVA de medidas repetidas e avaliado a diferença entre os tratamentos e entre os meses de amostragem.. Devido a diferenças muito discrepantes entre as áreas do experimento eles foram analisados separadamente. Os dados são apresentados com média e erro padrão para todos os parâmetros.

O banco de sementes foi quantificado a partir da germinação das plântulas em cada área. Com isso foi calculada a densidade de sementes de espécies arbóreas e herbáceas presentes no banco de sementes em cada área.

Resultados

Os três blocos tiveram resultados bastante discrepantes quanto à densidade de indivíduos, de espécies e cobertura do solo por árvores após um ano de plantio. Após um ano de plantio, sem considerar os tratamentos, a densidade de indivíduos da área Ramal Linha F foi seis vezes maior (0,6 ind/m²) que a área Fazenda Vilela (0,1 ind/m²) e 12 vezes maior que o Ramal Rio Madeira (0,05 ind/m²). Houve grande diferença também na densidade de espécies. O Ramal Linha F apresentou densidade de 9 esp./78m², enquanto que Fazenda Vilela e Ramal Rio Madeira mostraram 5 e 4 esp./78m², respectivamente. A maior cobertura do solo por espécies arbóreas após um ano de plantio foi na área Ramal Linha F (30%), enquanto as áreas Fazenda Vilela e Ramal Rio Madeira tiveram média de 14% e 4%, respectivamente.

O banco sementes da área Ramal Linha F teve a menor densidade de sementes com média de 192 ± 122 sem/m². Destas somente 0,06% foram de árvores de duas espécies pioneiras, *T. micrantha* e *Cecropia* spp., o restante foram espécies herbáceas. Já o Ramal Rio Madeira teve média de 2.229 ± 1.752 sem/m². Todas as espécies eram de herbáceas e 94% das sementes foram de duas espécies da família Cyperaceae. O bloco Fazenda Vilela teve 1.485 ± 827 sem/m², 0,05% de espécies arbóreas, também *T. micrantha* e *Cecropia* spp., e as restantes de espécies herbáceas, dessas 82% foram das mesmas duas espécies da família Cyperaceae. Portanto a pode se assumir a regeneração natural de espécies arbóreas nos tratamentos que não tiveram plantio por semeadura direta teve origem da chuva de sementes e não do banco de sementes. Uma vez que houve muita discrepância entre as áreas com relação à comunidade de plântulas e sementes, elas foram analisadas separadamente.

Área 1: Ramal Linha F.

Com um ano de plantio não houve diferença de densidade de indivíduos entre os tratamentos, somente entre todos os tratamentos e o Controle (ANOVA, $F_{(3,16)} = 2,43$; $p = 0,102$; Tukey HSD, $p < 0,05$). A densidade de indivíduos no tratamento E+SD teve média maior que os outros tratamentos, de $1,1 \pm 0,3$ ind./m², apesar de não ter diferença significativa (Figura 4). Os tratamentos tiveram entre 0,4 e 1,1 ind./m², enquanto o Controle permaneceu estagnado sem recrutamento de indivíduos de árvores durante todo o ano de amostragem. Não houve diferença para a densidade de espécies plantadas para entre os tratamentos (ANOVA, $F_{(3,16)} = 2,704$; $p = 0,08$). Para a densidade de indivíduos das espécies não plantadas houve diferença entre os tratamentos E e E+SD, e entre E+SD e E+PM (ANOVA, $F_{(3,16)} = 5,18$; $p = 0,010$), também houve diferença entre todos os tratamentos e o Controle (ANOVA, $F_{(4,20)} = 6,85$; $p = 0,001$; Tukey HSD, $p < 0,05$). A densidade de espécies foi maior nos tratamentos que tiveram plantio de mudas (ANOVA, $F_{(4,20)} = 46,04$; $p < 0,001$; Figura 4).

O recrutamento de indivíduos foi maior no 10º e 12º mês após o plantio (ANOVA, $F_{(6,24)} = 46,436$; $p < 0,001$). Hove diferença também entre os tratamentos (ANOVA, $F_{(4,20)} = 14,59$; $p < 0,001$), porém o teste a posteriori Tukey não apontou as diferenças entre os meses amostrados e entre os tratamentos. O tratamento E+SD teve maior número de indivíduos recrutados entre o 10º e 12º mês com média de 5706 ± 1787 ind./ha, seguido pelo tratamento E+PM+SD com 4152 ± 1986 ind./ha, enquanto que os tratamentos E e E+PM tiveram os menores valores de recrutamentos, 2063 ± 708 e 2140 ± 614 ind./ha respectivamente (Média \pm Erro Padrão; Figura 5).

A cobertura do solo inicialmente teve aumento da vegetação herbácea e posteriormente da vegetação arbórea (Figura 6). Os tratamentos que tiveram plantio cobriram o solo com espécies arbóreas mais rapidamente. Os tratamentos E+PM e

E+SD apresentaram maiores valores de cobertura em um ano chegando a 50%, reduzindo a cobertura de gramíneas (Figura 6).

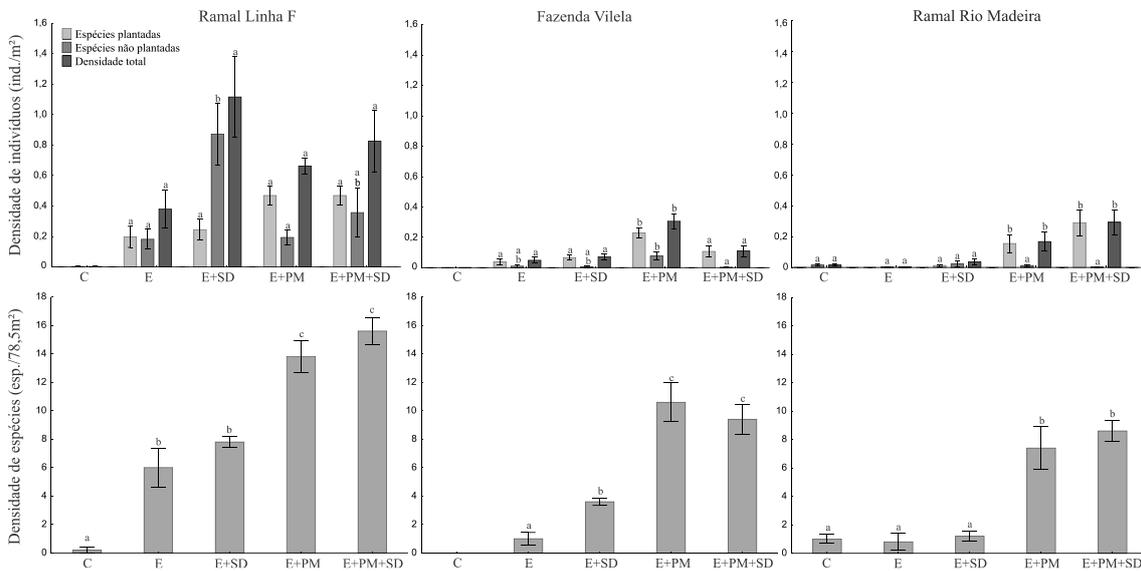


Figura 4. A) Densidade de indivíduos (ind./m²; Média e Erro Padrão) e densidade de espécies (esp./78,5m²) para cada tratamento em cada área de plantio. Letras iguais em barras da mesma tonalidade indicam que não há diferença estatisticamente significativa. Espécies plantadas incluem as espécies plantadas por mudas e as quatro espécies plantadas por sementeira direta. E = Eliminação de gramíneas; E+PM = Eliminação de gramíneas + Plantio de Mudanças; E+SD = Eliminação de gramíneas + Sementeira Direta; E+SD+PM = Eliminação de gramíneas + Sementeira Direta + Plantio de Mudanças.

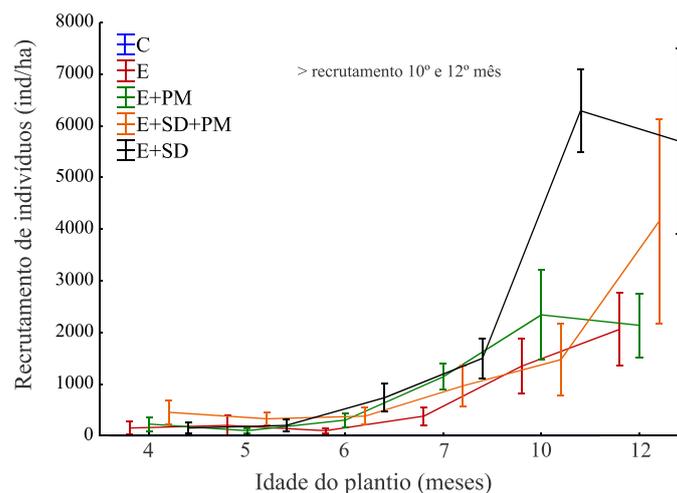


Figura 5. Recrutamento de indivíduos (ind./ha) no bloco Ramal Linha F durante um ano de amostragem (Média \pm Erro Padrão). Fazenda Vilela e Ramal Rio Madeira não são apresentados devido a falta de recrutamento nessas áreas. E = Eliminação de gramíneas; E+PM = Eliminação de gramíneas + Plantio de Mudanças; E+SD = Eliminação de gramíneas + Sementeira Direta; E+SD+PM = Eliminação de gramíneas + Sementeira Direta + Plantio de Mudanças.

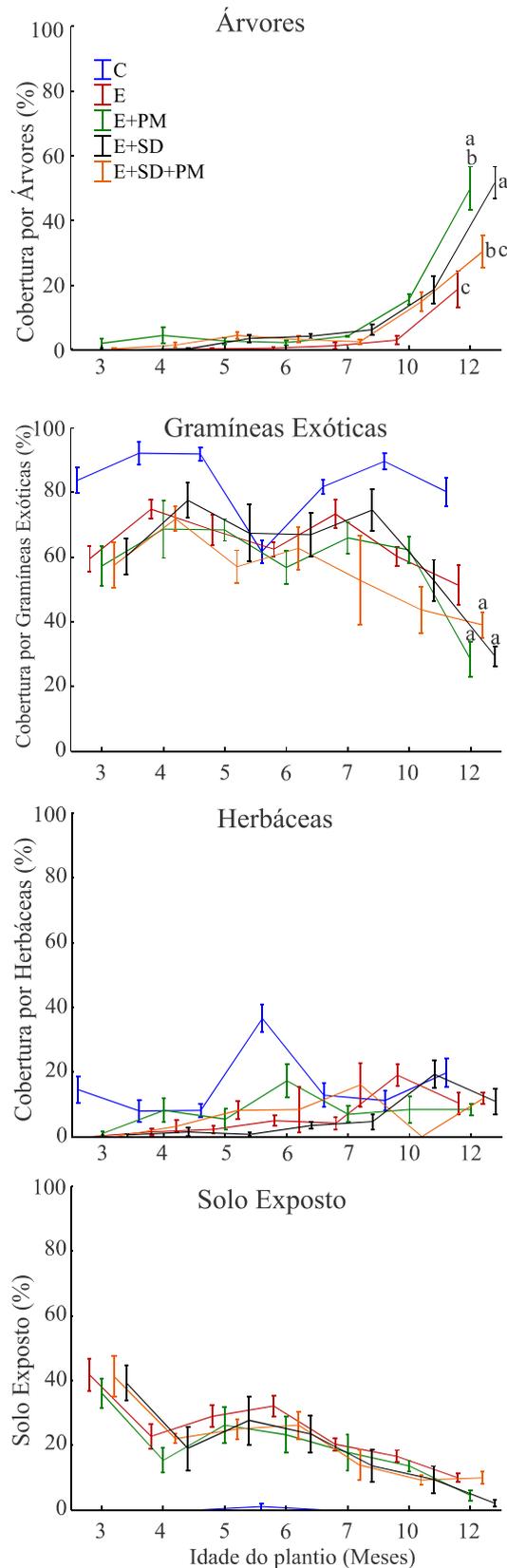


Figura 6. Dinâmica da cobertura (%) do solo por árvores, gramíneas exóticas, herbáceas e solo exposto na área Ramal Linha F. Letras iguais indicam que não há diferença estatisticamente significativa. Fazenda Vilela e Ramal Rio Madeira apresentaram somente cobertura significativa somente de herbáceas, que foi modificada com o uso do herbicida.

Área 2: Fazenda Vilela

Este bloco apresentou baixa colonização de regenerantes, associado à baixa germinação das espécies semeadas e alta mortalidade de mudas plantadas (61%; Figura 7C, D). Os tratamentos E+PM e E+PM+SD tiveram maior densidade de indivíduos, com 0,31 e 0,11 ind./m², respectivamente, comparado aos tratamentos E+SD e E, que tiveram 0,07 e 0,04 ind/m², não havendo contribuição das espécies semeadas na densidade de indivíduos (Figura 4). A densidade de espécies também foi maior nos tratamentos E+PM e E+PM+SD com $10 \pm 3,04$ e $9 \pm 2,30$ espécies em 78,5m² (ANOVA, $F_{(4,20)} = 36,81$; $p < 0,001$) e semelhantes entre esses tratamentos (Tukey HSD, $p = 0,74$; Figura 4). Não houve contribuição das espécies semeadas para a densidade de indivíduos nem para espécies.

O baixo desempenho das espécies plantadas nessa área, tanto por mudas como por semeadura direta, e a falta de recrutamento de indivíduos pela regeneração natural resultou em baixa cobertura por árvores nos tratamentos que receberam plantio de mudas e nenhuma cobertura nos tratamentos sem plantio de mudas. Todos os tratamentos tiveram média de cobertura de 44% de espécies herbáceas já aos quatro meses após o plantio, principalmente por duas espécies da família Cyperaceae (Figura 7C). Com as aplicações de herbicida, essas herbáceas foram eliminadas e aos 12 meses após o plantio todos os tratamentos estavam 75% cobertos pelo arbusto *Hibiscus bifurcatus*, (Figura 7D).

Área 3: Ramal Rio Madeira

O ramal Rio madeira também teve baixo desempenho nos plantios e também no recrutamento de indivíduos. Somando todos os tratamentos (~2.000m²) foram recrutados em um ano apenas 24 indivíduos de duas espécies. As mudas plantadas aumentaram a densidade de indivíduos e espécies nos tratamentos que receberam

plantio em comparação com os tratamentos que não tiveram plantio de mudas (ANOVA, $F_{(4,20)} = 4,278$; $p = 0,012$; Figura 4). O solo foi muito pouco coberto por vegetação arbórea e assim como no bloco Fazenda Vilela houve cobertura média de 40% por duas espécies da família *Cyperaceae* (Figura 7E). As herbáceas foram eliminadas com as aplicações de herbicida e após um ano a cobertura foi de 37% de gramíneas exóticas e 12 % de solo exposto (Figura 7F).



Figura 7. **A)** Ramal Linha F tratamento E+SD+PM com quatro meses de idade; **B)** Ramal Linha F tratamento E+SD+PM com um ano de idade. **C)** Fazenda Vilela quatro meses após o plantio dominado por herbáceas da família *Cyperaceae*. **D)** Fazenda Vilela com domínio do arbusto *Hibiscus bifurcatus* e poucas mudas sobreviventes, um ano após o plantio. **E)** Ramal Rio Madeira quatro meses após o plantio dominado por herbáceas da família *Cyperaceae*. **F)** Ramal Rio Madeira um ano após o plantio com presença somente das mudas sobreviventes, com média de 1m de altura.

Discussão

Resultados da restauração diferiram drasticamente entre áreas

A regeneração da floresta amazônica em áreas de pastagem abandonadas pode ocorrer sem qualquer intervenção antrópica, seguindo uma trajetória relativamente previsível, com a colonização dominada por espécies de *Vismia* ou de *Cecropia*, dependendo da intensidade de uso da pastagem (Mesquita et al., 2001, 2015; Williamson et al., 2012). Em solos com baixa drenagem, saturados de umidade na estação chuvosa e secos e endurecidos na estação seca, condicionam o desenvolvimento de uma vegetação de campinarana, que difere em estrutura e composição da floresta de terra firme (Moser et al., 2014). Nestes solos a regeneração pode ser muito mais complexa, como observado neste estudo. Apesar da braquiária se desenvolver nestes solos com as mesmas características que em solos bem drenados (observação pessoal), uma vez que a área foi gradeada para a restauração, a colonização e ocupação de espécies seguiu uma trajetória bem diferente. Houve 45% de ocupação do solo por duas espécies da família Cyperaceae em apenas quatro meses após o preparo do solo e plantio. Essas espécies são comumente associadas a áreas de alta umidade e possivelmente alagáveis (Souza; Lorenzi, 2008). Nestas áreas, a germinação das sementes, a sobrevivência e o crescimento das mudas plantadas e o recrutamento de indivíduos foram todos muito baixos. As falhas em restauração nestas áreas com solos saturados são observadas comumente em projetos de restauração (E. M. Campos-Filho, informação pessoal sobre áreas de restauração na bacia do Xingu; R. M. de Britez, informação pessoal sobre áreas de restauração em florestas no litoral norte do Paraná). Portanto algumas indicações para melhor eficácia da restauração em áreas de solos mal drenados seriam (i) utilizar espécies que se adequem ao tipo de solo e resistam ao acúmulo de água, como espécies que ocorrem em campinaranas, (ii) observar a melhor

época para plantio quando o solo não está muito encharcado ou muito seco, (iii) realizar o plantio de mudas ou estacas grandes, pois essas tem melhor resistência às flutuações na saturação de água (Observação Pessoal). Infelizmente, projetos de restauração em áreas com essas características são pouco descrito, pois geralmente têm insucesso.

Sucesso dos métodos de restauração na área de terra firme

Foi testada a hipótese que na medida em que se eliminavam gargalos à regeneração natural, o sucesso da restauração florestal aumentava. Primeiramente foi eliminado o capim exótico agressivo (neste estudo a braquiária), um dos principais gargalos para a regeneração de florestas tropicais em áreas agrícolas, pois impede fisicamente a germinação e reduz a sobrevivência o crescimento de plântulas por competição por água, nutrientes e luz (Holl et al., 2000; Parrotta et al., 1997; Shoo e Catterall, 2013). Este trabalho demonstrou que para a região estudada, eliminar as gramíneas exóticas foi a intervenção mais importante para o sucesso da restauração (Figura 8), pois permitiu 100 vezes mais indivíduos regenerantes e 12 vezes mais espécies que a área controle, resultando em cobertura do solo de 20% de árvores em um ano, comparado a ausência de cobertura de árvores na área controle e nenhum recrutamento ao longo do ano. Estes regenerantes são de espécies pioneiras que chegam principalmente pela chuva de sementes após o manejo da área, pois o banco de sementes avaliado teve muito baixa densidade de sementes destas espécies. Provavelmente, a cobertura florestal de cerca de 70% na paisagem local, a presença de florestas em início de sucessão próximas às áreas em restauração (Rocha et al., 2016) e a presença de babaçu em altas densidades nas pastagens (Capítulo 1), facilitam a ampla chegada de propágulos que iniciam a sucessão em áreas apenas gradeadas para o controle do capim agressivo.

Porém, o controle do capim permitiu que a cobertura de espécies arbóreas alcançasse 20% após um ano, o que não garante prontamente o estabelecimento de um dossel que elimine o capim. A semeadura direta de espécies pioneiras aumentou em três vezes a densidade de regenerantes em relação ao tratamento de controle do capim braquiária, mas não elevou a densidade de espécies, como esperado (mas veja que a semeadura direta + plantio de mudas aumentou em duas vezes a densidade de regenerantes). A alta densidade garantiu uma cobertura de árvores de mais de 50% em um ano. Algumas das espécies pioneiras que colonizaram essas áreas já estavam frutificando ao final do primeiro ano, contribuindo para mais recrutamento e atração de dispersores. Com um custo adicional de 400 reais/ha, é possível realizar a semeadura destas espécies pioneiras, o que pode economizar até 60% com herbicida por causa da cobertura 30% maior apenas no primeiro ano. A propagação por semeadura direta dessas espécies precisa ser aprimorada, desde a coleta para não se coletar sementes que ainda não estão suficientemente maduras, o beneficiamento das sementes, principalmente para as espécies com frutos carnosos *S. grandiflorum* e *T. micrantha*, pois as sementes podem apodrecer quando as sementes não são beneficiadas e são armazenadas de forma incorreta (Observação pessoal). É ideal que essas espécies sejam semeadas com densidade alta para garantir maior densidade de plantas, uma vez que as suas sementes pequenas estão mais susceptíveis a eventos de extremos climáticos (Camargo et al., 2002).

O plantio de mudas, mesmo sem a semeadura direta, alcançou cobertura de árvores similar à semeadura, mas com menor densidade. A expansão de copas das mudas foi maior que a dos regenerantes, pois as mudas são plantadas no tempo da implantação com em média 60 cm de altura e as espécies pioneiras não formam copa larga e densa, mas a cobertura se dá pela alta densidade de plantas. Além de cobrir o

solo rapidamente, as mudas trouxeram densidade de espécies duas vezes maior que nos tratamentos sem plantio de mudas. Para uma paisagem com grande cobertura florestal, introduzir alta diversidade de espécies não necessariamente implica em maior sucesso da trajetória sucessional, principalmente se a diversidade pode ser alcançada por colonização dessas áreas restauradas (Capítulo 1, Rodrigues et al., 2009; Parrotta et al., 1997). A colonização por pioneiras que frutificam rapidamente e tem ciclo de vida curto pode providenciar uma trajetória sucessional menos arrastada e com menor digital antrópica que o plantio de mudas de espécies secundárias mais longevas, assemelhando com a dinâmica natural de regeneração em floresta. Entretanto, para regiões com baixa cobertura florestal, a colonização é mais improvável e pode ser necessário plantar diferentes classes sucessionais e alta diversidade (Rodrigues et al., 2009). Os custos do plantio de mudas são altos e podem ficar mais altos quando são utilizadas mais espécies (Rodrigues et al., 2011). Um misto de semeadura direta para iniciar a sucessão (cobrir o solo e atrair dispersores) e plantio de sementes e mudas de diversas espécies para garantir a diversidade pode ser uma solução adequada. Num modelo misto as mudas poderiam ser introduzidas em espaçamento de 5×5 ou 10×10 , reduzindo a densidade de plantio entre 4 e 16 vezes e, portanto os custos também.

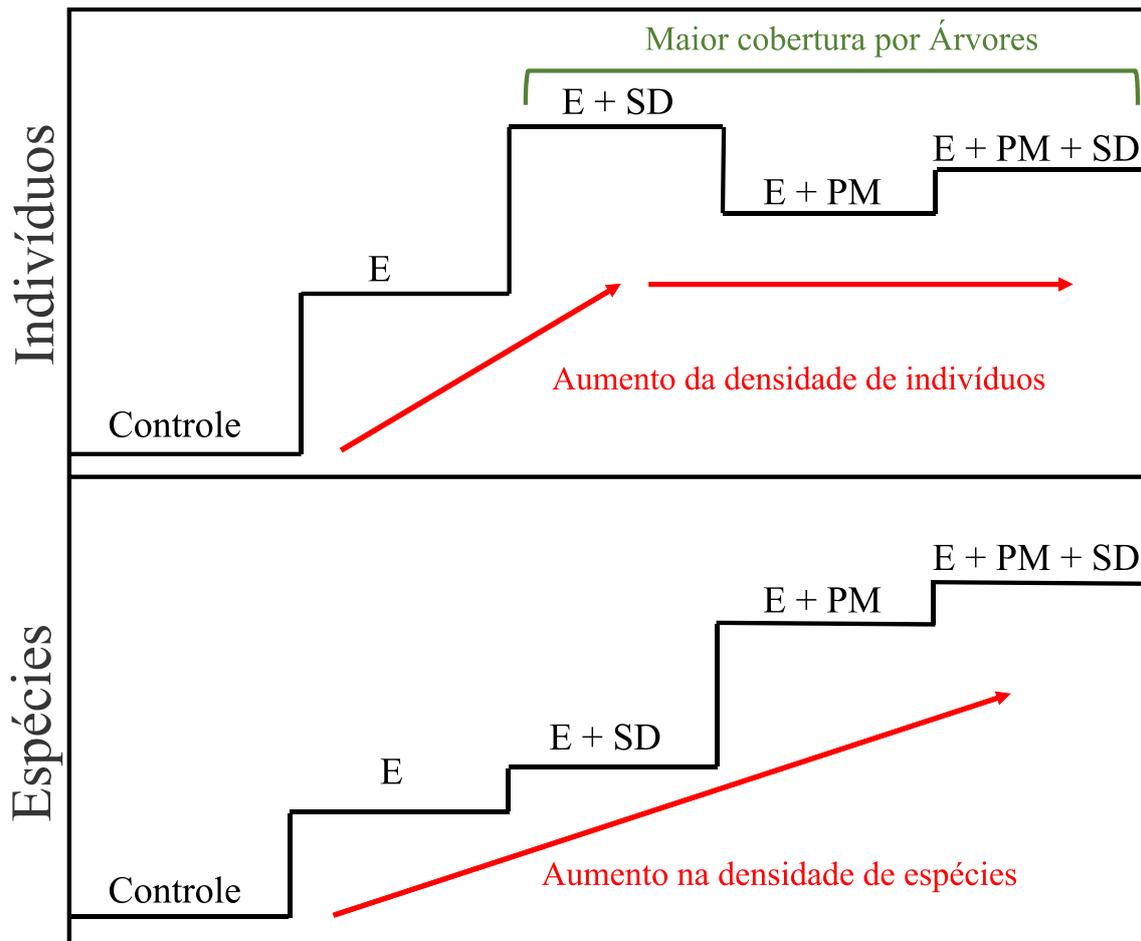


Figura 8. Representação do efeito das intervenções de cada tratamento para restauração ecológica em pastagem abandonada na densidade de indivíduos e densidade de espécies. E = Eliminação de gramíneas; E+SD = Eliminação de gramíneas + Semeadura Direta; E+PM = Eliminação de gramíneas + Plantio de Mudanças; E+SD+PM = Eliminação de gramíneas +Semeadura Direta + Plantio de Mudanças.

Implicações para a prática

- O controle das gramíneas exóticas é a principal ação para permitir a regeneração natural nas florestas de terra firme estudadas. É indicado também o preparo do solo antes do início da estação chuvosa, para que aumente o recrutamento de plantas já nesse período, que é quando há maior recrutamento de indivíduos.
- O plantio de alta densidade de sementes diminui os gastos com controle de gramíneas, por aumentar a cobertura de árvores.

- Esse experimento também mostra a importância de avaliações locais para projetos de restauração ecológica, uma vez que podemos ter fisionomias muito diferentes umas das outras. Com isso a composição de espécies utilizada para a restauração pode não ser adequada para a região, tornando importante caracterizar a estrutura do solo a vegetação, e o histórico das áreas a serem restauradas para indicar a melhor composição de espécies e também o melhor método a ser utilizado.

Referências:

- Abreu, R.C.R. De, Rodrigues, P.J.F.P., Armelin, R.S., 2008. Dinâmica de populações da espécie exótica invasora *Artocarpus heterophyllus* L. (Moraceae) no Parque Nacional da Tijuca - Rio de Janeiro. Diss. Mestrado, Inst. Pesqui. Jard. Botânico do Rio Janeiro, Rio Janeiro - RJ.
- Aguirre, A.G., 2012. Avaliação do potencial da regeneração natural e o uso da semeadura direta e estaquia como técnicas de restauração 168.
- Aguirre, A.G., Lima, J.T., Teixeira, J., Gandolfi, S., 2015. Potencial da semeadura direta na restauração florestal de pastagem abandonada no município de Piracaia, SP, Brasil. *Hoehnea* 42, 629–640. doi:10.1590/2236-8906-04/RAD/2015
- Aide, T., Cavelier, J., 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restor. Ecol.* doi:doi:10.1111/j.1526-100X.1994.tb00054.x
- Aide, T.M., Zimmerman, J.K., Pascarella, J.B., Rivera, L., Marcano-Vega, H., 2000. Forest Regeneration in a Chronosequence of Tropical Abandoned Pastures: Implications for Restoration Ecology. *Restor. Ecol.* 8, 328–338. doi:10.1046/j.1526-100x.2000.80048.x
- Almeida, C.A. de, Coutinho, A.C., Esquerdo, J.C.D.M., Adami, M., Venturieri, A., Diniz, C.G., Dessay, N., Durieux, L., Gomes, A.R., 2016. High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. *Acta Amaz.* 46, 291–302. doi:10.1590/1809-4392201505504
- Bentos, T.V., Mesquita, R.D.C.G., Williamson, G.B., 2008. Reproductive Phenology of Central Amazon Pioneer Trees. *Trop. Conserv. Sci.* 1, 186–203. doi:10.1038/nature09273
- Bernard, E., Fenton, M.B., 2003. Bat mobility and roosts in a fragmented landscape in central Amazonia, Brazil. *Biotropica* 35, 262–277. doi:10.1111/j.1744-7429.2003.tb00285.x
- Brancalion, P.H.S., Lima, L.R., Rodrigues, R.R., 2009. Restauração ecológica como

estratégia de resgate e conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas tropicais, in: Cap. 26. p. 565–587.

- Brokaw, N.V.L., 1985. Gap-Phase Regeneration in a Tropical Forest. *Ecology* 66, 682–687.
- Brooks, M.L., Antonio, C.M.D., Richardson, D.M., Grace, J.B., Keeley, E., Ditomaso, J.M., Hobbs, R.J., Pellant, M., Pyke, D., Brooks, L., Keeley, J.O.N.E., 2004. Effects of Invasive Alien Plants on Fire Regimes. *Bioscience* 54, 677–688.
- Camargo, J.L.C., Ferraz, I.D.K., Imakawa, A.M., 2002. Rehabilitation of Degraded Areas of Central Amazonia Using Direct Sowing of Forest Tree Seeds. *Restor. Ecol.* 10, 636–644.
- Campos-Filho, E.M., Da Costa, J.N.M.N., De Sousa, O.L., Junqueira, R.G.P., 2013. Mechanized Direct-Seeding of Native Forests in Xingu, Central Brazil. *J. Sustain. For.* 32, 702–727. doi:10.1080/10549811.2013.817341
- Carnevale, N.J., Montagnini, F., 2002. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *For. Ecol. Manage.* 163, 217–227. doi:10.1016/S0378-1127(01)00581-3
- Castro, D.C. V., Rodrigues, R.R., 2013. Semeadura direta de espécies arbustivas e de adubação verde como estratégia de sombreamento para restauração de áreas degradadas. Diss. Mestr.
- Cochrane, T.T., Cochrane, T.A., 2010. Amazon Forest & Savanna Lands: A guide to the climates, vegetation, landscapes and soils of central tropical South America.
- Cole, R.J., Holl, K.D., Keene, C.L., Zahawi, R.A., 2011. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. *For. Ecol. Manage.* 261, 1590–1597. doi:10.1016/j.foreco.2010.06.038
- Coulloudon, B., Eshelman, K., Gianola, J., Habich, N., Hughes, L., Johnson, C., Pellant, M., Podborny, P., Rasmussen, A., Robles, B., Shaver, P., Spehar, J., Willoughby, J., 1999. Sampling Vegetation Attributes: Interagency Technical Reference, Bureau of Land Management, Denver, Colorado.
- Engel, V.L., Parrotta, J.A., 2001. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded Á o Paulo state , Brazil lands in central Sa. *For. Ecol. Manage.* 152, 169 – 181.
- Fabricante, J.R., Targino De Araújo, C., Alves De Andrade, L., Viviane, J., Ferreira, A., 2012. Invasão biológica de *Artocarpus heterophyllus* Lam. (Moraceae) em fragmentos de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil: impactos sobre a fitodiversidade e os solos dos sítios invadidos. *Acta bot. bras* 26, 399–407. doi:10.1590/S0102-33062012000200015
- Ferreira, M.C., 2015. Dinâmica da regeneração natural de áreas em restauração pela transposição de solo superficial de cerrado e de floresta estacional. Diss. Mestr.
- Finegan, B., 1984. Forest succession. *Nature* 312, 109–114. doi:10.1038/312109a0
- Florentine, S.K., Westbrooke, M.E., 2004. Evaluation of alternative approaches to rainforest restoration on abandoned pasturelands in tropical North Queensland, Australia. *L. Degrad. Dev.* 15, 1–13. doi:10.1002/ldr.586

- Florentine, S.K., Westbrooke, M.E., 2004. Restoration on abandoned tropical pasturelands—do we know enough? *J. Nat. Conserv.* 12, 85–94. doi:10.1016/j.jnc.2003.08.003
- Ganade, G., Brown, V.K., 2002. Succession in old pastures of central Amazonia: Role of soil fertility and plant litter. *Ecology* 83, 743–754. doi:10.1890/0012-9658(2002)083[0743:SIOPOC]2.0.CO;2
- Guariguata, M.R., Ostertag, R., 2001. Neotropical secondary forest succession: Changes in structural and functional characteristics. *For. Ecol. Manage.* 148, 185–206. doi:10.1016/S0378-1127(00)00535-1
- Hardwick, K., Healey, J.R., Elliott, S., Blakesley, D., 2009. Research needs for restoring seasonal tropical forests in Thailand: accelerated natural regeneration. 285–302. doi:10.1023/B:NEFO.0000022228.08887.d2
- Hartshorn, G., 1980. Neotropical forest dynamics. *Biotropica* 12, 23–30.
- Holl, K.D., 2002. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture 179–187.
- Holl, K.D., 1999. Factors Limiting Tropical Rain Forest Regeneration in Abandoned Pasture: Seed Rain, Seed Germination, Microclimate, and Soil. 31, 229–242.
- Holl, K.D., Loik, M.E., Lin, E.H. V., Samuels, I. a., 2000. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment. *Trop. Mont. For. Restor.* 8, 339–349. doi:10.1046/j.1526-100x.2000.80049.x
- Holl, K.D., Zahawi, R.A., Cole, R.J., Ostertag, R., Cordell, S., 2011. Planting Seedlings in Tree Islands Versus Plantations as a Large-Scale Tropical Forest Restoration Strategy. *Restor. Ecol.* 19, 470–479. doi:10.1111/j.1526-100X.2010.00674.x
- Hooper, E., Legendre, P., Condit, R., 2005. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *J. Appl. Ecol.* 42, 1165–1174. doi:10.1111/j.1365-2664.2005.01106.x
- Howe, H.E., Smallwood, J., 1982. Ecology of Seed Dispersal. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 13, 201–228.
- Kanowski, J., 2010. What have we learnt about rainforest restoration in the past two decades? *Ecol. Manag. Restor.* 11, 2–3. doi:10.1111/j.1442-8903.2010.00506.x
- Lamb, D., 2005. Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. *Science* (80-.). 310, 1628–1632. doi:10.1126/science.1111773
- Martensen, A.C., Ribeiro, M.C., Banks-Leite, C., Prado, P.I., Metzger, J.P., 2012. Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance. *Conserv. Biol.* 26, 1100–1111. doi:10.1111/j.1523-1739.2012.01940.x
- Massoca, P.E. dos S., Jacovak, A.C.C., Bentos, T.V., Williamson, G.B., Mesquita, R.D.C.G., 2012. Dinâmica e trajetórias da sucessão secundária na Amazônia central Dynamics and trajectories of secondary succession in Central Amazonia 7, 235–250.
- McClanahan, T.R., Wolfe, R.W., 1993. Accelerating Forest Succession in a Fragmented Landscape: The Role of Birds and Perches. *Conserv. Biol.* 7, 279–288.

doi:10.1046/j.1523-1739.1993.07020279.x

- Melo, A.C.G. De, Durigan, G., Gorenstein, M.R., 2007. Efeito do fogo sobre o banco de sementes em faixa de borda de Floresta Estacional Semidecidual, SP, Brasil. *Acta Bot. Brasilica* 21, 927–934. doi:10.1590/S0102-33062007000400017
- Mesquita, R.C.G., Ickes, K., Ganade, G., Williamson, G.B., 2001. Alternative successional pathways in the amazon basin. *J. Ecol.* 89, 528–537.
- Mesquita, R.D.C.G., Massoca, P.E.D.S., Jakovac, C.C., Bentos, T.V., Williamson, G.B., 2015. Amazon Rain Forest Succession: Stochasticity or Land-Use Legacy? *Bioscience* 65, 849–861. doi:10.1093/biosci/biv108
- Mitja, D., Ferraz, I.D.K., 2001. Establishment of Babassu in Pastures in Pará, Brazil. *Palms J.* 45, 138–147.
- Montagnini, F., 2005. Selecting tree species for plantation, *Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees.* doi:10.1007/0-387-29112-1_38
- Moser, P., 2013. Vegetação arbórea e sua relação com fatores ambientais e espaciais em florestas de terra firme no nordeste de Rondônia, Brasil. *Diss. Mestr.*
- Moser, P., Oliveira, W.L., Medeiros, M.B., Pinto, J.R., Eisenlohr, P. V., Lima, I.L., Silva, G.P., Simon, M.F., 2014. Tree Species Distribution along Environmental Gradients in an Area Affected by a Hydroelectric Dam in Southern Amazonia. *Biotropica* 46, 367–376. doi:10.1111/btp.12111
- Muscarella, R., Fleming, T.H., 2007. The role of frugivorous bats in tropical forest succession. *Biol. Rev.* 82, 573–590. doi:10.1111/j.1469-185X.2007.00026.x
- Norden, N., Chazdon, R.L., Chao, A., Jiang, Y.H., Vélchez-Alvarado, B., 2009. Resilience of tropical rain forests: Tree community reassembly in secondary forests. *Ecol. Lett.* 12, 385–394. doi:10.1111/j.1461-0248.2009.01292.x
- Norden, N., Mesquita, R.C.G., Bentos, T. V., Chazdon, R.L., Williamson, G.B., 2011. Contrasting community compensatory trends in alternative successional pathways in central Amazonia. *Oikos* 120, 143–151. doi:10.1111/j.1600-0706.2010.18335.x
- Palma, A.C., Laurance, S.G.W., 2015. A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: What do we know and where should we go? *Appl. Veg. Sci.* 18, 561–568. doi:10.1111/avsc.12173
- Palmer, M. a., Ambrose, R.F., Poff, N.L.R., 1997. Ecological theory and community restoration ecology. *Restor. Ecol.* 5, 291–300. doi:10.1046/j.1526-100X.1997.00543.x
- Parrotta, J.A., Henry, O., Wunderle, J.M., 1997. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forest on bauxite .PDF 99, 21–42.
- Parrotta, J.A., Knowles, O.H., 1999. Restoration of tropical moist forests on bauxite-mined lands in the Brazilian amazon. *Restor. Ecol.* 7, 103–116. doi:10.1046/j.1526-100X.1999.72001.x
- Prates, R.C., Bacha, C.J.C., 2011. Os processos de desenvolvimento e desmatamento da Amazônia. *Econ. e Soc.* 20, 601–636.
- Quesada, C.A., Lloyd, J., Anderson, L.O., Fyllas, N.M., Schwarz, M., Czimczik, C.I.,

2011. Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. *Biogeosciences* 8, 1415–1440. doi:10.5194/bg-8-1415-2011
- Reis, A., Bechara, F.C., Espíndola, M.B. De, Vieira, N.K., Souza, L.L. De, 2003. Restauração de áreas degradadas : a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Nat. e Conserv.* 1, 28–36.
- Rocha, G.P.E., 2014. Regeneração natural inicial rápida em pastagens abandonadas após o uso prolongado no sudoeste da amazônia brasileira. Diss. Mestrado, Programa Pós-graduação em Botânica, Univ. Brasília 52. doi:10.1017/CBO9781107415324.004
- Rocha, G.P.E., Vieira, D.L.M., Simon, M.F., 2016. Fast natural regeneration in abandoned pastures in southern Amazonia. *For. Ecol. Manage.*
- Rodrigues, R.R., Brancalion, P.H.S., Isernhagen, I., 2009. Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal.
- Rodrigues, R.R., Gandolfi, S., Nave, A.G., Aronson, J., Barreto, T.E., Vidal, C.Y., Brancalion, P.H.S., 2011. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *For. Ecol. Manage.* 261, 1605–1613. doi:10.1016/j.foreco.2010.07.005
- Rodrigues, R.R., Lima, R.A.F., Gandolfi, S., Nave, A.G., 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biol. Conserv.* 142, 1242–1251. doi:10.1016/j.biocon.2008.12.008
- Shoo, L.P., Catterall, C.P., 2013. Stimulating natural regeneration of tropical forest on degraded land: Approaches, outcomes, and information gaps. *Restor. Ecol.* 21, 670–677. doi:10.1111/rec.12048
- Sousa, A. de P., 2016. Avaliação de um programa de restauração na bacia do rio São Bartolomeu: Fatores técnicos e envolvimento dos proprietários. *Dep. Eng. Florestal, Univ. Brasília.*
- Uhl, C., 1988. Vegetation Dynamics in Amazonian Treefall Gaps. *Ecol. Soc. Am.* 69, 751–763.
- Uhl, C., 1987. Factors Controlling Succession Following Slash-and-Burn Agriculture in Amazonia. *J. Ecol.* 75, 377–407. doi:10.2307/2260425
- Uhl, C., Buschbacher, R., Serrao, E.A.S., 1988. Abandoned Pastures in Eastern Amazonia . I. Patterns of Plant Succession. *J. Ecol.* 76, 663–681.
- Walker, L.R., Chapin, F.S., 1987. Interactions among processes controlling successional change. *Oikos* 50, 131–135.
- Williamson, G.B., Bentos, T. V., Longworth, J.B., Mesquita, R.C.G., 2012. Convergence and divergence in alternative successional pathways in Central Amazonia. *Plant Ecol. Divers.* 7, 341–348. doi:10.1080/17550874.2012.735714
- Young, T.P., Chase, J.M., Huddleston, R.T., 2001. Community Succession and Assembly Comparing , Contrasting and Combining Paradigms in the Context of EcolNcal Restoration. *Ecol. Restor.* 19, 5–18. doi:10.3368/er.19.1.5

Anexo 1

Espécies de mudas utilizadas nos plantios para restauração da APP do rio Madeira.

Espécie	Família
<i>Acacia</i> sp.	Leguminosae
<i>Adenanthera pavonina</i> L.	Leguminosae
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Anacardiaceae
<i>Annona muricata</i> L.	Annonaceae
<i>Artocarpus integer</i> (Thunb.) Merr.	Moraceae
<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	Moraceae
<i>Artocarpus incisus</i> (Thunb.) L.f.	Moraceae
<i>Bauhinia</i> sp.	Leguminosae
<i>Bixa orellana</i> L.	Bixaceae
<i>Byrsonima</i> sp.	Malpighiaceae
<i>Caesalpinia echinata</i> Lam.	Leguminosae
<i>Cariniana micrantha</i> Ducke	Lecythidaceae
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae
<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Malvaceae
<i>Citrus</i> sp.	Rutaceae
<i>Cordia goeldiana</i> Huber	Boraginaceae
<i>Couratari guianensis</i> Aubl.	Lecythidaceae
<i>Dialium guianense</i> Willd.	Leguminosae
<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd.	Leguminosae
<i>Eriotheca globosa</i> (Aubl.) A.Robyns	Malvaceae
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Myrtaceae
<i>Euterpe oleracea</i> Mart.	Arecaceae
<i>Genipa americana</i> L.	Rubiaceae
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Bignoniaceae
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Bignoniaceae
<i>Hevea guianensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae
<i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce ex Müll.Arg.) Woodson	Apocynaceae
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Leguminosae
<i>Inga edulis</i> Mart.	Leguminosae
<i>Inga</i> sp.	Leguminosae
<i>Jacaranda</i> sp.	Bignoniaceae
<i>Licania</i> sp.	Chrysobalanaceae
<i>Mangifera indica</i> L.	Anacardiaceae
<i>Senna</i> sp.	Leguminosae
<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb.	Malvaceae
<i>Ormosia amazonica</i> Ducke	Leguminosae
<i>Parkia igneiflora</i> Ducke	Leguminosae

Continua ...

Espécie	Família
<i>Parkia multijuga</i> Benth.	Leguminosae
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Walp.	Leguminosae
<i>Psidium guajava</i> L.	Myrtaceae
<i>Rollinia</i> sp.	Annonaceae
<i>Schizolobium amazonicum</i> Ducke	Leguminosae
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	Leguminosae
<i>Spondias lakonensis</i> Pierre	Anacardiaceae
<i>Stryphnodendron guianense</i> (Aubl.) Benth.	Leguminosae
<i>Swartzia amazonica</i> S.Moore	Leguminosae
<i>Swietenia macrophylla</i> King	Meliaceae
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	Myrtaceae
<i>Syzygium malaccense</i> (L.) Merr. & L.M.Perry	Myrtaceae
<i>Theobroma cacao</i> L.	Malvaceae

Anexo 2

Espécies registradas na regeneração natural nos nove plantios de restauração ecológica na APP do rio Madeira.

Espécie	Família
<i>Alibertia</i> sp.	Rubiaceae
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Anacardiaceae
<i>Andira parviflora</i> Ducke	Leguminosae
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	Malvaceae
<i>Tabernaemontana</i> sp.	Apocynaceae
<i>Astrocaryum aculeatum</i> G.Mey.	Arecaceae
<i>Bauhinia</i> sp.	Leguminosae
<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana	Melastomataceae
<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	Lecythidaceae
<i>Capirona decorticans</i> Spruce	Rubiaceae
<i>Carica papaya</i> L.	Caricaceae
<i>Casearia javitensis</i> Kunth	Salicaceae
<i>Cecropia distachya</i> Huber	Urticaceae
<i>Cecropia purpurascens</i> C. C. Berg	Urticaceae
<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	Urticaceae
<i>Chrysobalanus</i> sp.	Chrysobalanaceae
<i>Cochlospermum</i> sp.	Bixaceae
<i>Copaifera</i> sp.	Leguminosae
<i>Cordia nodosa</i> Lam.	Boraginaceae
<i>Couratari macrosperma</i> A. C. Sm.	Lecythidaceae
<i>Croton matourensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae
<i>Ficus</i> sp.	Moraceae
<i>Hevea guianensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae
<i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce ex Müll. Arg.)	Apocynaceae
<i>Inga edulis</i> Mart.	Leguminosae
<i>Isertia hypoleuca</i> Benth.	Rubiaceae
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	Bignoniaceae
<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler	Salicaceae
<i>Mabea</i> sp.	Euphorbiaceae
<i>Matayba arborescens</i> (Aubl.) Radlk.	Sapindaceae
<i>Miconia poeppigii</i> Triana	Melastomataceae
<i>Mimosa guilandinae</i> DC.	Leguminosae
<i>Muntingia calabura</i> L.	Muntingiaceae
<i>Myrcia</i> sp.	Myrtaceae
Myrtaceae 1	Myrtaceae
Myrtaceae 2	Myrtaceae
Myrtaceae 3	Myrtaceae

Continua ...

Espécie	Família
Myrtaceae 4	Myrtaceae
<i>Attalea speciosa</i> Mart. Ex Spreng.	Arecaceae
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Euphorbiaceae
<i>Perebea mollis</i> (Poepp. & Endl.) Huber	Moraceae
<i>Piper umbellatum</i> L.	Piperaceae
<i>Psidium guajava</i> L.	Myrtaceae
<i>Rauvolfia duckei</i> Markgr.	Apocynaceae
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodin	Araliaceae
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	Leguminosae
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	Leguminosae
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Simaroubaceae
<i>Solanum grandiflorum</i> Ruiz & Pav.	Solanaceae
<i>Solanum subinerme</i> Jacq.	Solanaceae
<i>Swartzia arborescens</i> (Aubl.) Pittier	Leguminosae
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae
<i>Tibouchina</i> sp.	Melastomataceae
<i>Trattinnickia rhoifolia</i> Willd.	Burseraceae
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae
<i>Vernonia</i> sp.	Asteraceae
<i>Vismia gracilis</i> Hieron.	Hypericaceae
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	Hypericaceae
<i>Vismia sandwithii</i> Ewan	Hypericaceae
<i>Vitex triflora</i> Vahl	Lamiaceae
<i>Vochysia</i> sp.	Vochysiaceae