



**ESTRUTURA E RIQUEZA DE FLORESTAS RESTAURADAS POR
SEMEADURA DIRETA AO LONGO
DE 10 ANOS**

MARINA GUIMARÃES FREITAS

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

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

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

“ESTRUTURA E RIQUEZA DE FLORESTAS RESTAURADAS POR
SEMEADURA DIRETA AO LONGO DE 10 ANOS”

MARINA GUIMARÃES FREITAS

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

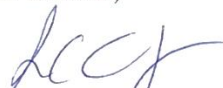
APROVADA POR:



Prof. Dr. DANIEL LUÍS MASCIA VIEIRA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa);
(Orientador)



Prof. Dr. JOSÉ ROBERTO RODRIGUES PINTO (Departamento de Engenharia Florestal – EFL/UnB);
(Examinador Interno)



Prof. Dr. ANA CATARINA CONTE JAKOVAC (Instituto Internacional para Sustentabilidade – IIS);
(Examinador Externo)

Prof. Dr. ALDICIR OSNI SCARIOT (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa).
(Examinador Suplente)

Brasília-DF, 23 de fevereiro de 2018.

FICHA CATALOGRÁFICA

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

FREITAS, M. G. 2018. **Estrutura e riqueza de florestas restauradas por semeadura direta ao longo de 10 anos**. Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais, Publicação PPGEFL DM-xxx/2018. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 63 f.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTORA: Marina Guimarães Freitas

TÍTULO: Estrutura e riqueza de florestas restauradas por semeadura direta ao longo de 10 anos

GRAU: Mestre

ANO: 2018

É concedido à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. A autora reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito da autora.

Marina Guimarães Freitas
maguimaraesfreitas@gmail.com

*Aos meu pais, Scheilla e Daniel,
com todo amor, admiração e
gratidão.*

AGRADECIMENTOS

À minha família, meus pais Scheilla Guimarães da Silva e José Daniel de Freitas Filho e irmãos Laio e Vinício, que mesmo distantes se fizeram presentes diariamente com palavras de apoio, amor e consolo. É uma privilégio ter vocês em minha vida, essa conquista é nossa!

Aos meus avós Maria da Glória Dorilêo Freitas, Dona Branca, e José Daniel de Freitas, pela confiança, carinho e eterno colo amoroso.

Ao meu primo Mario Henrique que primeiro me acolheu em Brasília, sempre com palavras de força e sabedoria.

Aos amigos que foram surgindo durante essa caminhada e aos amigos distantes que me trazem saudades.

À Silvia Rodrigues por me aturar no campo e compartilhar momentos difíceis e alegres nesse caminho do mestrado, irmã de dissertação.

À família da república Tapera do Lago pela convivência, incentivos e ajuda.

A Babi, Leticia, Prof. Luiza, André, Gustavo, João Pena, Sylvia Rabello e Sílvia Laine pelas valorosas sugestões nas análises e correções deste trabalho.

A equipe de campo e companheiros de trabalho da Embrapa e ISA, em especial ao Cleber Marcelino conhecedor das florestas do Xingu.

Ao Instituto Socioambiental e Rede de Sementes do Xingu por ceder as áreas e colaboração, e à *Rufford Foundation* pelo apoio.

Ao meu orientador Daniel, por abrir as portas da Restauração Ecológica para mim, pelos ensinamentos, confiança e conselhos. Gratidão pela oportunidade e experiências!

À banca examinadora, por aceitar colaborar para a melhoria deste trabalho.

Ao Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais da UNB pela formação, à CAPES pela bolsa concedida, e à Embrapa Cenargen pela infraestrutura.

RESUMO

ESTRUTURA E RIQUEZA DE FLORESTAS RESTAURADAS POR SEMEADURA DIRETA AO LONGO DE 10 ANOS

Autora: Marina Guimarães Freitas

Orientador: Prof. Dr. Daniel Luis Mascia Vieira

Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais

Brasília-DF, 23 de fevereiro de 2018.

A semeadura direta se apresenta como alternativa para a restauração de florestas tropicais em larga escala, mas pouco é conhecido sobre os processos sucessionais de áreas em restauração via semeadura. Para validar o método e ampliar sua utilização é necessário compreender as mudanças estruturais e de riqueza da vegetação e o seu papel em moldar a trajetória sucessional, quando comparado aos convencionais métodos de regeneração natural e plantio de mudas. O presente estudo avaliou áreas com até 10 anos de restauração na bacia do rio Xingu, Mato Grosso, Brasil. Os objetivos foram (i) descrever as mudanças na estrutura e riqueza da floresta restaurada ao longo de 10 anos; (ii) comparar a estrutura e riqueza entre os métodos de restauração por semeadura direta, a lanço, em linhas e em covas, plantio de mudas e regeneração natural; (iii) avaliar a influência de fatores ambientais e tipo de semeadura direta na variação da estrutura da floresta restaurada. Os parâmetros investigados foram riqueza de espécies, densidade de indivíduos por classe de tamanho, área basal, altura do dossel, biomassa acima do solo e cobertura do dossel. Foram amostradas 72 áreas de semeadura direta de 1 a 10 anos de idade, cinco áreas de plantio de mudas e cinco de regeneração natural, entre 7 e 9 anos de idade. Árvores adultas (≥ 10 cm DBH) foram medidas em parcelas de 500 m², árvores jovens ($H \geq 1,3$ m e < 10 cm DBH) em subparcelas de 100 m², e regenerantes ($0,3$ m $\leq H < 1,30$ m) em subparcelas de 25 m². As variáveis ambientais avaliadas foram precipitação média anual e o teor de fósforo, porcentagem de areia e saturação por bases do solo. Os atributos estruturais da comunidade cresceram com a idade, com exceção da densidade de regenerantes. As áreas restauradas por semeadura direta formaram dossel aos quatro anos de idade, e espécies não plantadas começaram a colonizar as áreas. As florestas restauradas por semeadura direta são, em geral, estratificadas e possuem altas taxas de biomassa acima do solo. Porém, houve muita variabilidade especialmente após os seis anos de idade. Áreas com mais fósforo tiveram maior desenvolvimento que as demais. Áreas de semeadura direta a lanço tiveram densidade de regenerantes e jovens mais altas que os demais métodos de restauração. Em conclusão, a semeadura direta foi um método de sucesso para a fase inicial da restauração florestal e promove uma estrutura mais similar a áreas resilientes de regeneração natural do que o plantio de mudas.

Palavras chave: sucessão, restauração ecológica, cronosequência, floresta tropical, densidade de árvores, regenerantes, biomassa.

ABSTRACT

STRUCTURE AND RICHNESS OF RESTORED FORESTS BY DIRECT SEEDING OVER 10 YEARS

Author: Marina Guimarães Freitas

Advisor: Prof. Dr. Daniel Luis Mascia Vieira

Post graduate program in Forest Sciences

Brasília-DF, 23 february of 2018

Direct seeding is presented as a feasible alternative to large-scale forest restoration, but little is known on the successional process of forests restored by direct seeding. To validate the method and spreading its use, it must be understood the changes in forest structure and richness and its role in shaping community trajectory, when compared to the ordinary methods of passive restoration and seedling plantation. I evaluated restoration sites up to 10 years-old in the Xingu river basin, Mato Grosso, Brazil. My goal was to (i) understand the changes in the vegetation structure and richness in restored forests over 10 years; (ii) compare the methods of restoration by direct seeding, broadcast seeding, seeding in rows, and in holes, seedling plantation, and natural regeneration; (iii) evaluate the influence of environmental variables and direct seeding technique on the variation of forest structure. I evaluated species richness, density of individuals per size classes, basal area, canopy height, above ground biomass, and canopy cover. I sampled of 72 direct seeded sites between 1 and 10 years old, five seedling planting sites, and 5 natural regeneration sites aged 7 to 9 years old. Adult trees (≥ 10 cm DBH) were measured within 500 m² plots. Saplings ($H \geq 1.3$ m and < 10 cm DBH) were measured in 100 m² subplots, and seedlings ($0.3\text{m} \leq H < 1.30\text{m}$) within 25 m² subplots. I evaluated the environmental factors mean annual precipitation, soil phosphorus content, sand percentage, and soil base saturation. Community structural attributes changed over time, except the density of regenerating individuals. Direct seeding sites formed canopy at age of four years, and non-planted species began to colonize the areas. Direct seeded sites were generally stratified and had high above ground biomass. However, there was much variability especially after the age of six years. Sites with more phosphorous content were more developed than the others. Broadcast seeding sites had higher seedling and sapling densities than other restoration methods. In conclusion, direct seeding was a successful method for the initial phase of forest restoration and promoted a more similar structure to resilient areas of natural regeneration than planting seedlings.

Keywords: succession, ecological restoration, chronosequence, tree density, seedlings, biomass.

RESUMO GRÁFICO

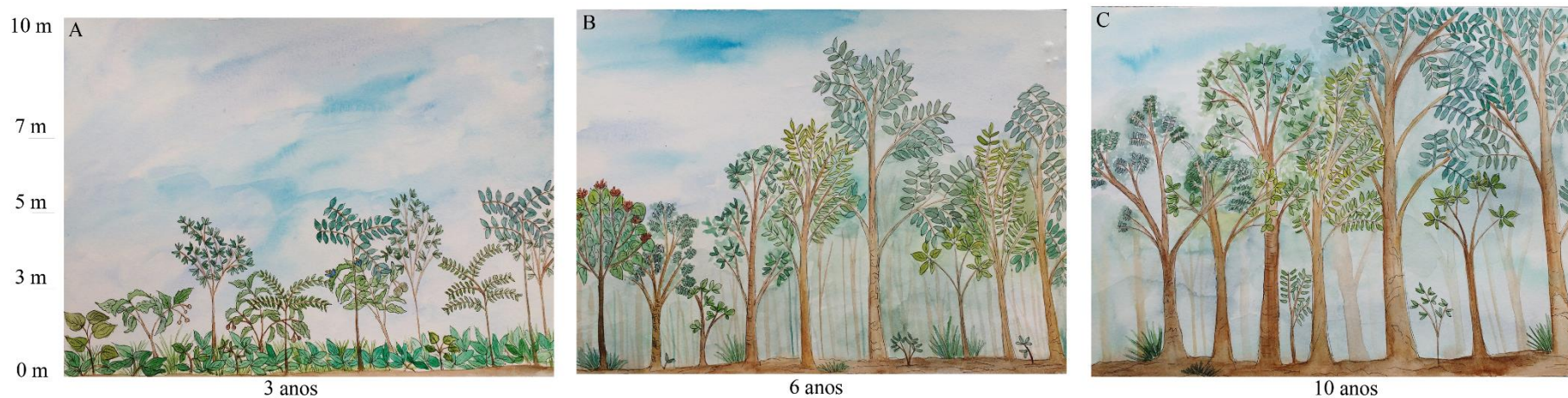


Figura 1. Ilustração das mudanças estruturais da comunidade arbórea em florestas restauradas por semeadura direta (A; B; C) na bacia do rio Xingu, Mato Grosso, Brasil. As áreas eram anteriormente pastagens dominadas por gramíneas exóticas. Ilustrações feitas com base em 72 áreas de semeadura direta amostradas. Em (A) observa-se a alta densidade de regenerantes, com a presença de espécies pioneiras e de adubação verde no estrato baixo; em (B) nota-se a alta densidade de caules estiolados, formando uma estrutura de “capoeira” com a presença marcante de espécies pioneiras plantadas, como a *Bixa orellana* e *Mabea fistulifera*; e em (C) observa-se a estratificação da vegetação e dossel fechado, com menos caules finos, alta biomassa acima do solo e árvores com fuste alongado. Autora Marina Freitas (2018). Aquarela e nanquim sobre papel.

SUMÁRIO

RESUMO	v
RESUMO GRÁFICO	7
LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	x
1. INTRODUÇÃO GERAL	11
2. INTRODUÇÃO	15
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	19
3.1 <i>Área de estudo</i>	19
3.2 <i>Método de semeadura direta utilizado pela Campanha Y Ikatu Xingu.....</i>	21
3.3 <i>Seleção das áreas de restauração</i>	23
3.4 <i>Amostragem da estrutura da vegetação</i>	24
3.5 <i>Variáveis ambientais e dos plantios</i>	27
3.6 <i>Análise dos dados.....</i>	28
3.6.1 <i>Cronossequência da estrutura da vegetação.....</i>	28
3.6.2 <i>Comparação entre os métodos de semeadura direta, mudas e regeneração natural ..</i>	29
3.6.3 <i>Influência das variáveis ambientais e tipo de semeadura</i>	30
4. RESULTADOS.....	32
4.1 <i>Estrutura da vegetação</i>	32
4.2 <i>Comparação entre os métodos de semeadura direta, plantio de mudas e regeneração natural</i>	35
4.3 <i>Influência das variáveis ambientais e tipo de semeadura</i>	38
5. DISCUSSÃO.....	41
6. CONCLUSÕES	47
REFERÊNCIAS.....	48
7. ANEXOS	60

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Ilustração das mudanças estruturais da comunidade arbórea em florestas restauradas por semeadura direta (A; B; C) na bacia do rio Xingu, Mato Grosso, Brasil. As áreas eram anteriormente pastagens dominadas por gramíneas exóticas. Ilustrações feitas com base em 72 áreas de semeadura direta amostradas. Em (A) observa-se a alta densidade de regenerantes, com a presença de espécies pioneiras e de adubação verde no estrato baixo; em (B) nota-se a alta densidade de caules estiolados, formando uma estrutura de “capoeira” com a presença marcante de espécies pioneiras plantadas, como a *Bixa orellana* e *Mabea fistulifera*; e em (C) observa-se a estratificação da vegetação e dossel fechado, com menos caules finos, alta biomassa acima do solo e árvores com fuste alongado. Autora Marina Freitas (2018). Aquarela e nanquim sobre papel. 7
- Figura 2. Localização da área de estudo, alto curso da bacia hidrográfica do Xingu (linha preta), sub-bacia do rio Amazonas. Pontos amarelos indicam as parcelas amostradas. 21
- Figura 3. Esquema do arranjo amostral da parcela (50 x 10 m) e das subparcelas (50 x 2 m e 50 x 0,5 m) utilizadas nas três classes de amostragem da vegetação nas áreas de restauração da bacia do Xingu, Mato Grosso, Brasil. A linha contínua representa o limite da parcela; linhas tracejadas representam os limites das subparcelas (em cinza). 25
- Figura 4. Mudanças estruturais da comunidade arbórea em florestas restauradas por semeadura direta na bacia do rio Xingu, Mato Grosso, Brasil. Pontos representam as parcelas amostradas. Linhas com base em regressão (linha preta) e em regressão de quantílica (percentil 90) (linha vermelha) para $P < 0,001$ e $N = 72$. (*) riqueza de espécies em 500 m² para adultos, 100 m² para jovens e 25 m². 34
- Figura 5. Árvores com alta razão altura diâmetro e sem bifurcação em plantios de restauração via semeadura direta na bacia do Xingu, em Mato Grosso, Brasil. 35
- Figura 6. Características da vegetação nas florestas restauradas por semeadura direta (em lanço, linha e covas), mudas e regeneração natural na bacia do rio Xingu, Mato Grosso, Brasil. (*) em 500 m² para adultos, 100 m² para jovens e 25 m² para regenerantes). Pontos representam parcelas amostradas (N= 29). Grupos com mesma letra ou não seguidos por letras em uma linha não diferem estatisticamente ($p > 0,05$). 37
- Figura 7. Relação entre a biomassa acima do solo, idade da restauração e teor de fósforo do solo em áreas de restauração por semeadura na bacia do rio Xingu, Mato Grosso, Brasil. Cada ponto é uma parcela (N = 39) e o tamanho do ponto representa as quantidades de fósforo (mg dm⁻³). 40

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Número de áreas amostradas de acordo com a idade nos diferentes métodos de restauração (Lanço = semeadura a lanço, Linha = semeadura em linhas, Covas = semeadura em covas, Mudanças = plantio de mudas e Reg. Nat. = regeneração natural) na bacia do rio Xingu, Mato Grosso, Brasil.	24
Tabela 2. Média e amplitude das variáveis de vegetação, clima e solo de florestas restauradas com idades entre 6 a 10 anos na bacia do rio Xingu, Mato Grosso, Brasil.	31
Tabela 3. Modelos selecionados ($\Delta AIC < 2$) por biomassa acima do solo (BAS) e riqueza de espécies (RIQ) de comunidades restauradas por semeadura direta de 6 a 10 anos de idade nas nascentes do rio Xingu (N = 39). Os sinais (+) e (-) indicam o tipo de relação entre o atributo da comunidade e as variáveis Idade, Fósforo, Plantio, Precipitação média anual (Precip.) e Saturação por bases (Sat base). GL = grau de liberdade; w_i = Akaike weight; AIC = Critério de Informação de Akaike.	38
Tabela 4. Resumo do modelo geral com significância das médias dos parâmetros para a biomassa acima do solo das áreas restauradas por semeadura direta de 6 a 10 anos de idade nas nascentes do rio Xingu (N = 39). GL = grau de liberdade; AIC = Critério de Informação de Akaike.	39
Tabela 5. Matriz de correlação das variáveis físicas e químicas de solo das florestas restauradas por semeadura direta na bacia do rio Xingu, Mato Grosso, Brasil.	60
Tabela 6. Densidade específica da madeira (g/cm^3) utilizada nas estimativas de biomassa acima do solo das florestas restauradas por semeadura direta na bacia do rio Xingu, Mato Grosso, Brasil.	61

1. INTRODUÇÃO GERAL

A agricultura e a pecuária em larga escala são as principais causas do desmatamento na Amazônia (Macedo et al., 2013; Neill et al., 2013). Uma das regiões mais desmatadas é a fronteira agrícola sul e leste da Amazônia, conhecida como o "arco de desmatamento" (Costa e Pires, 2010). Somente no estado de Mato Grosso, entre os anos de 1988 e 2017, 142.747 km² foram desmatados, equivalente a 33% do desmatamento que ocorreu na Amazônia Legal brasileira no mesmo período (INPE, 2017). O desmatamento atingiu altas taxas entre 1992 e 2005, liderando o *ranking* de área total desmatada no período (INPE, 2017). A partir de 2005 ocorreu redução nessas taxas devido, em parte, a políticas recentes, embargos de comercialização de áreas desmatadas ilegalmente, como a moratória da soja (Gibbs et al., 2015) e da carne bovina (Gibbs et al., 2016), e restrição de crédito para áreas irregulares, como o cadastro ambiental rural – CAR, instrumento de gestão do novo Código Florestal (Ferreira et al., 2015). Muitas dessas áreas desmatadas são abandonadas após uso intensivo e não voltam a ser florestas naturalmente, tornando-se áreas degradadas.

As florestas degradadas em Mato Grosso somaram 5.197 km², equivalente a 49% das florestas degradadas na Amazônia Legal (Fonseca et al., 2017). Essas florestas degradadas estão localizadas em áreas de nascentes ou próximos a cursos d'água. A bacia hidrográfica do rio Xingu no estado de Mato Grosso, equivalente a 34% de toda a bacia, tem 22.291 nascentes mapeadas, sendo que 32,6% estão desmatadas e 16,6% estão alteradas (ISA, 2011). Até o ano de 2009, 315 mil hectares de áreas de preservação permanente (APPs) estavam desmatadas no estado (ISA, 2011).

Para frear e retroceder o desmatamento há uma mobilização global para a restauração de áreas degradadas. A vegetação das áreas em restauração, assim como áreas em sucessão natural, sequestram carbono e fornecem serviços ecossistêmicos

ligados à recuperação da biomassa (Chazdon e Uriarte, 2016; Poorter et al., 2016), sendo considerada uma das soluções efetivas para redução das mudanças climáticas (Suding et al., 2015). O reconhecimento do potencial para reduzir as emissões líquidas de carbono e fornecer outros serviços ecossistêmicos pode ser fator motivador para alcançar metas de restauração (Holl e Zahawi, 2014), pois existe o potencial de financiamento através de pagamentos voluntários de *REDD+* (Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação florestal) ou acordos binacionais (Alexander et al., 2011).

A restauração de ecossistemas degradados é ação prioritária em acordos internacionais (Aronson e Alexander, 2013), como no relatório Florestas - Declaração de ação e planos de ação (Climate Summit, 2014) e nas Iniciativas *Convention on Biology Diversity, 20 × 20* e *Bonn Challenge* (Meli et al., 2017a). Estima-se que, só no Brasil, existam 21 milhões de hectares a serem restaurados em áreas de preservação permanente e reserva legal (Soares-Filho et al., 2014). A restauração florestal em larga escala é questão básica do novo Código Florestal do Brasil e elemento-chave na sua Contribuição Nacionalmente Determinada (*NDC*) para redução de emissões (Nunes et al., 2017), onde o Brasil estabelece a meta de restaurar 12 milhões de hectares até 2030 (Brasil 2015). Mas para cumprir com metas imensas de restauração demanda métodos de restauração de baixo custo, ecologicamente e socialmente efetivos (Campos-Filho et al., 2013; Holl e Aide, 2011; Nunes et al., 2017).

Na Amazônia a regeneração natural tem sido indicada como forma eficaz de restauração (Chazdon e Guariguata, 2016). Tal recomendação se dá pela alta resiliência da floresta em áreas de agricultura e pastagem abandonadas, em sucessão secundária, onde 23% do uso das terras desflorestadas são de florestas secundárias (Almeida et al., 2008). Porém, existem áreas localizadas em paisagens agrícolas altamente modificadas, com longa história de ocorrência de incêndio e uso intensivo da terra (Melo et al., 2013).

Em tais condições, o banco de semente do solo das espécies nativas é reduzido ou inexistente e a chuva de sementes é limitada (Holl e Aide, 2011). Nesse caso a restauração passiva pode levar mais tempo e recursos (Bertacchi et al., 2016; Chazdon and Guariguata, 2016; Gilman et al., 2016), ou até resultar em fracassos, oportunizando dominância de capins exóticos e baixa riqueza de espécies (Brancalion et al., 2016). Assim há necessidade de abordagens de restauração ativa em paisagens tropicais desmatadas e de uso intensivo, onde a regeneração natural é limitada (Holl e Aide, 2011). As intervenções de restauração ativa podem acelerar e aumentar a previsibilidade do sucesso da restauração (Brancalion et al., 2016), dependendo do método e da técnica de restauração adotada.

Na escolha do método de restauração devem ser consideradas as características socioambientais do local e os custos envolvidos. Dentre os métodos de restauração ativa, o plantio de mudas e a semeadura direta são os mais utilizados (Brancalion et al., 2016; Grossnickle e Ivetić, 2017; Palma e Laurance, 2015). O plantio de mudas pode ser um método efetivo para estabelecer rapidamente a cobertura do dossel, porém com elevado custo (Campos-Filho et al., 2013; Palma e Laurance, 2015). Esse método necessita de viveiros, muita mão de obra e transporte das mudas (Rodrigues et al., 2009). A semeadura direta está se expandindo como alternativa viável para restauração ecológica, principalmente em larga escala (Campos-Filho et al., 2013; Grossnickle and Ivetić, 2017). A eficácia deste método está relacionada ao bom preparo do solo e a mecanismos para controle de espécies invasoras (Silva and Vieira, 2017). Os custos de transporte e mão de obra são reduzidos e a semeadura direta não exige maquinário específico e viveiros (Balandier et al., 2009; Campos-Filho et al., 2013; Palma e Laurance, 2015; Silva e Vieira, 2017). Em termo econômicos a semeadura direta custa de 30 a 38% do

custo de plantio de mudas por hectare (Grossnickle e Ivetić, 2017), o que se traduz em vantagem em relação ao método tradicional.

Na bacia do rio Xingu, em Mato Grosso, as características socioambientais, maquinário disponível e baixo custo foram os principais fatores determinantes para a escolha do método de restauração. Em uma comparação feita na região, a semeadura direta custa 36% (US \$ 1.845 ha⁻¹) em relação ao plantio de mudas (US \$ 5.106 ha⁻¹) (Campos-Filho et al., 2013). Diante da falta de mão de obra especializada, viveiros aptos e estradas acessíveis, a semeadura direta foi o método mais apropriado à realidade local, especialmente com o maquinário disponível (Campos-Filho et al., 2013; Durigan et al., 2013).

Reconhecendo o potencial da técnica de semeadura direta de árvores para restauração ecológica, bem como os esforços nesse sentido realizados em Mato Grosso, surge a demanda de pesquisas que visem aprimorar os resultados alcançados com o método. Assim, compreender a estruturação de florestas restauradas via semeadura direta e o seu papel em moldar a trajetória sucessional, poderá contribuir para o aprimoramento deste método e, conseqüentemente, suprir a demanda pela restauração ecológica de baixo custo e ecologicamente viável.

2. INTRODUÇÃO

A semeadura direta de árvores tem registros desde 1870 na Austrália (Carr et al., 2009; Irving, 2004) e hoje se apresenta como alternativa para a restauração ecológica de ecossistemas florestais (Bonilla-moheno e Holl, 2010; Campos-Filho et al., 2013; Pellizzaro et al., 2017; Silva e Vieira, 2017). Além do baixo custo, a semeadura direta é eficaz para a restauração (Grossnickle e Ivetić, 2017; Meli et al., 2017b), sendo indicada para áreas com baixo potencial de regeneração natural. Neste método as espécies são semeadas diretamente no solo e se estabelecem nas condições ambientais locais, com espaçamento irregular e em alta densidade, assemelhando-se a áreas em regeneração natural (Balandier et al., 2009; Sovu et al., 2010). As densidades iniciais de semeadura e de plântulas estão mais próximas das áreas de sucessão secundária precoce (Campos-Filho et al., 2013; Schneemann e Mcelhinny, 2012), recriando interações de competição e facilitação. Porém, a semeadura direta demanda grande quantidade de sementes, pois há baixa conversão de sementes em plantas estabelecidas, já que esta é a etapa mais sensível do ciclo de vida das plantas (Balandier et al., 2009). A diversidade de espécies é baixa, mesmo que o plantio inclua alta diversidade de espécies, excluindo ou desfavorecendo espécies recalcitrantes sensíveis à dessecação, com sementes muito pequenas ou com alta porcentagem de predação (Doust et al., 2008). A semeadura direta pode ser realizada em linhas, a lanço e em covas (Sampaio et al., 2015). Dependendo dos tipos de semeadura, as densidades de sementes plantadas e espaçamentos variam, o que pode refletir na estrutura da comunidade estabelecida (Barnett e Baker, 1991).

Apesar de estudos demonstrarem que o método da semeadura direta tem potencial sucesso, é necessário saber como se desenvolve uma floresta restaurada pela semeadura direta, como ela difere dos demais métodos de restauração e então validar e

adaptar o método para que a digital antrópica seja a menor possível. Entender como os métodos de restauração ativa e passiva restauram a estrutura e diversidade é importante para a escolha do método de restauração, considerando os custos-benefícios dos diferentes métodos (Shoo et al. 2016). Cada método de restauração imprimirá na área características particulares de estrutura, diversidade, composição de espécies e grupos funcionais, e um custo associado (Parrotta e Knowles 2001, Zahawi et al. 2013, Shoo et al. 2016). Em florestas em início de sucessão secundária há rápidas mudanças estruturais durante os primeiros 10 anos, que afetam o futuro desenvolvimento da floresta (Lebrija-trejos et al., 2010; Mesquita et al., 2015). Tratando-se de áreas restauradas por semeadura direta, o processo sucessional é pouco conhecido (Parrotta e Knowles 2001; Schneemann e Mcelhinny, 2012).

A dinâmica sucessional nas florestas tropicais tem sido tipicamente estudada por meio de atributos florestais amplamente utilizados, como a densidade de caules, área basal e riqueza de espécies (Norden et al., 2015) e, mais recentemente, pela sua importância em estimativas de resiliência e taxas de sequestro de carbono, a biomassa acima do solo (Johnson et al., 2016; Poorter et al., 2016; Rozendaal et al., 2017). No Brasil, o sucesso da restauração de florestas é avaliado por meio de indicadores ecológicos, especialmente os atributos estruturais cobertura de dossel, densidade de regenerantes e riqueza de espécies regenerantes (Chaves et al., 2015). Esses parâmetros pretendem indicar que uma área em processo de restauração inicial que alcança um dossel fechado e alta densidade e riqueza de regenerantes continuará sua trajetória sucessional sem mais intervenções (Chaves et al., 2015). De fato, é importante haver parâmetros que indiquem nos primeiros anos da restauração se as áreas restauradas terão sucesso em alcançar um mínimo recobrimento de complexidade ecológica (González et al. 2013).

Estudos em florestas secundárias mostraram que as taxas de crescimento da floresta e de acúmulo de biomassa acima do solo variam com precipitação, fertilidade do solo e intensidade de manejo (Chazdon, 2012; Moran et al., 2000; Poorter et al., 2016). Dentre as variáveis climáticas, em particular a disponibilidade de água, foram os maiores impulsionadores do crescimento das árvores em florestas secundárias (Poorter et al., 2016; Toledo et al., 2011). A maior precipitação anual e a menor duração do período seco ampliam a estação de crescimento, aumentando assim a taxa de acúmulo de biomassa acima de solo (Johnson et al., 2016; Poorter et al., 2016; Rozendaal et al., 2017). A maior fertilidade dos solos também aumenta as taxas de crescimento das árvores e acelera a taxa de acúmulo de biomassa da floresta (Melo e Durigan, 2006; Moran et al., 2000; Toledo et al., 2011). Portanto, o sucesso de um método de restauração florestal sofrerá influência do clima e do solo, que é determinado durante sua gênese e sofre alterações pelo seu histórico de uso.

A iniciativa *Y Ikatu Xingu*, é uma das mais importantes experiências de restauração de floresta tropical em larga escala e utiliza a semeadura direta mecanizada como principal método para restaurar áreas ripárias sem potencial de regeneração natural da bacia do Alto Xingu, no Arco do Desmatamento da Amazônia (Campos-Filho et al., 2013; Durigan et al., 2013). Cerca de 5 mil hectares foram restaurados, oferecendo uma excelente oportunidade de compreender a trajetória de florestas tropicais restauradas com semeadura direta e a influência de fatores ambientais. O presente estudo avaliou 72 áreas de semeadura direta, cinco de plantio de mudas e cinco de regeneração natural com até 10 anos de idade. Os objetivos foram (i) compreender a mudança na estrutura e riqueza de florestas restaurada ao longo de 10 anos; (ii) comparar os métodos de restauração por semeadura direta (a lanço, em linhas e covas), plantio de mudas e regeneração natural; e (iii) avaliar a influência de variáveis ambientais e tipo de

semeadura direta na variação da estrutura florestal. Como hipóteses; (i) espera-se que a densidade de indivíduos regenerantes seja relativamente alta nos primeiros anos e que ao longo dos 10 anos o dossel seja formado e as árvores ocupem os estratos de plântulas, jovens e adultos (Schneemann e Mcelhinny, 2012); (ii) espera-se que a estrutura da vegetação das áreas restauradas por semeadura direta seja mais similar a áreas resilientes em regeneração natural, com alta densidade de caules e estratificação, e diferente das áreas com plantio de mudas com a formação de um estrato predominante de árvores adultas em baixa densidade; e (iii) espera-se que a estrutura da vegetação das áreas restauradas por semeadura direta seja influenciada positivamente com a disponibilidade de água e fertilidade do solo, assim como florestas em sucessão secundária (Moran et al., 2000; Peña-Claros et al., 2012; Poorter et al., 2016; Rozendaal et al., 2017).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

As áreas restauradas estão localizadas nas regiões de cabeceiras do alto curso do rio Xingu, margem direita, no leste do Estado de Mato Grosso (Figura 2). A precipitação média anual na área amostrada varia de 1.491 mm na porção sul a 2.290 mm na porção norte (Hijmans et al., 2005). Mais de 70% da precipitação concentra-se nos meses de dezembro a março (Ivanauskas et al., 2008). A temperatura média anual mantém-se sempre superior a 18 °C, caracterizando clima quente (Ivanauskas et al., 2008). A região possui topografia plana, com predominância de latossolos vermelho e amarelo (Ivanauskas, 2002). Em geral, os solos da bacia hidrográfica do Xingu (BHX) em Mato Grosso são caracterizados pela baixa disponibilidade de nutrientes e elevada toxidez por alumínio (Ivanauskas, 2002). Solos profundos e de melhor drenagem (Latossolo vermelho amarelo de textura média) predominam nas áreas de interflúvio. As áreas de várzea apresentam solos (Neossolo Flúvico de textura argilosa) com maior quantidade de potássio, pouco drenados e com teores de alumínio mais altos (Ivanauskas, 2002). A Bacia do rio Xingu está situada em uma zona de transição entre Amazônia (79%) e Cerrado (20%), abrigando diversas fitofisionomias. Os principais tipos de vegetação na região são: Floresta Ombrófila, Floresta Estacional, Savana Florestada e as áreas de contato. A florestas ripárias de pequenos tributários na região do Alto Xingu é geralmente a Floresta Estacional Sempre-Verde (IBGE, 2012). Os ambientes desta formação são, basicamente, os terrenos sedimentares do Planalto dos Parecis, com altitudes que variam de 300 m a 450 m (IBGE, 2012). A floresta mostra variações, apresentando desde uma estrutura exuberante com dossel emergente e altura superior aos 30 m, até uma estrutura fina, de porte baixo, com dossel uniforme e baixa diversidade (IBGE, 2012). As espécies de maior ocorrência são: *Miconia punctata*; *Miconia*

cuspidata; *Miconia* sp.; *Trattinickia rhoifolia* Willd.; *Aspidosperma carapanauba* Pichon; *Enterolobium schoburgkii*; *Ocotea guianensis*; *Qualea paraensis*; *Jacaranda copaia*; *Xylopia* sp.; *Toulicia* sp.; *Vochysia vismiifolia* Spruce ex Warm; *Virola sebifera*; *Protium* sp.; *Bocageopsis mattogrossensis*; *Humiria balsamifera*; *Maprounea guianensis*; *Licania kunthiana* Hook f.; *Vochysia haenkeana* Mart.; *Myrcia multiflora* [Lam.] DC.; *Copaifera langsdorffii* Desf.; e *Saccoglottis guianensis* (IBGE, 2012).

A paisagem da região é caracterizada por um mosaico formado por extensas áreas agrícolas, cultivadas principalmente com soja e milho, pastagens e fragmentos de vegetação. A estrutura fundiária na BHX em Mato Grosso é composta por propriedades de médio e grande porte, terras indígenas, unidades de conservação estaduais e assentamentos rurais da reforma agrária (ISA, 2011). Na década de 60 o governo brasileiro subsidiou a colonização da região do Alto Xingu por agricultores e fazendeiros sulistas através de incentivos governamentais legais e financeiros (Teixeira e Soares-Filho, 2009). Essa colonização inevitavelmente resultou no desmatamento de vegetação nativa. A partir da década de 90, o cultivo da soja se estabeleceu e vem se expandido sobre as pastagens e áreas florestais (Teixeira e Soares-Filho, 2009). Durante o processo de ocupação, áreas de nascentes e matas ciliares foram desmatadas resultando em extensas áreas degradadas ou alteradas. Hoje, os setores agrícolas e os governos locais, estimulados pela exigência da legislação e pelo senso de preservação da água, têm aderido à restauração das florestas ripárias (ISA, 2011). Desde 2007, o Instituto Socioambiental (ISA) e parceiros vêm restaurando áreas de preservação permanentes e reservas legais na região do Alto Xingu (Garcia et al., 2017; Urzedo et al., 2015).

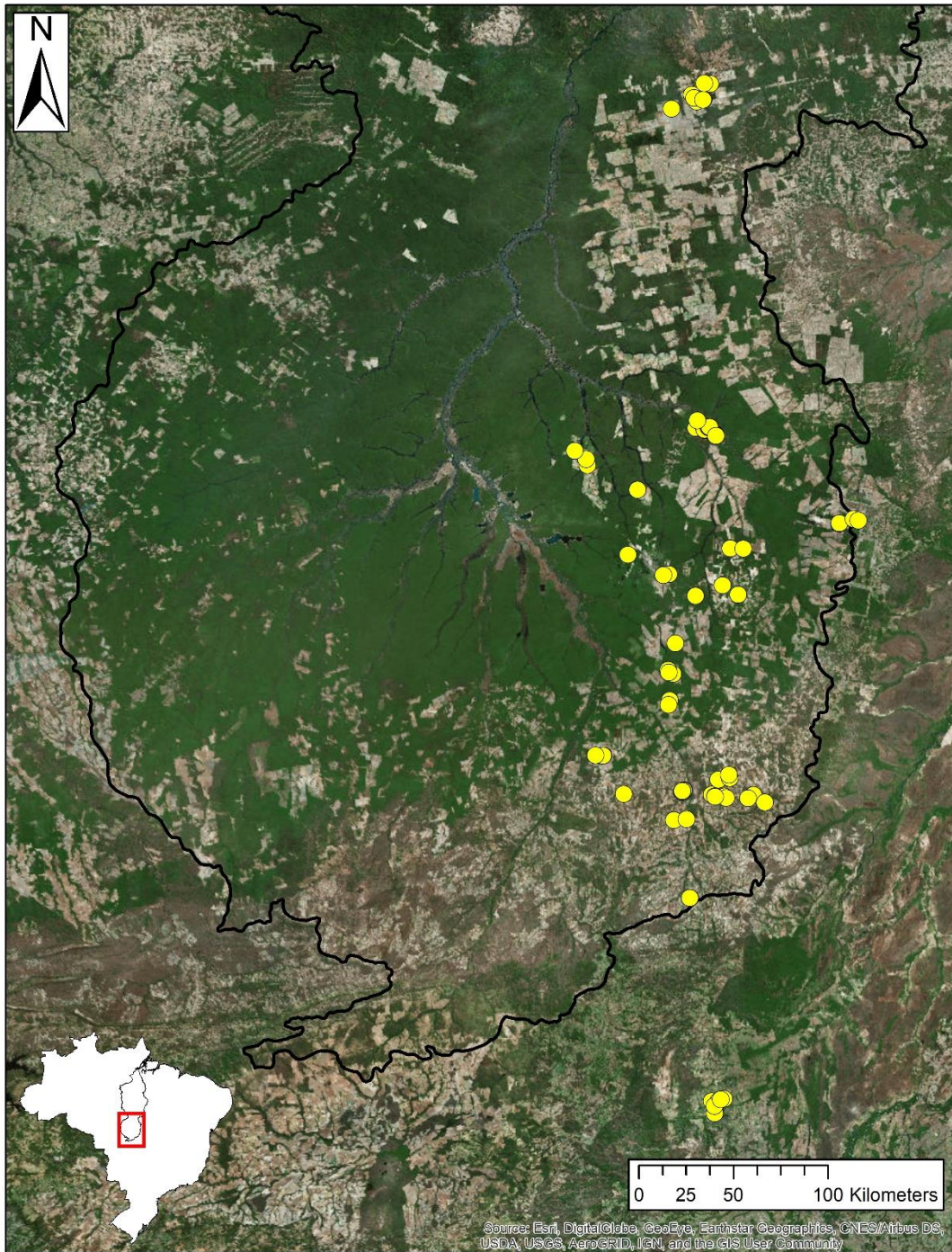


Figura 2. Localização da área de estudo, alto curso da bacia hidrográfica do Xingu (linha preta), sub-bacia do rio Amazonas. Pontos amarelos indicam as parcelas amostradas.

3.2 Método de semeadura direta utilizado pela Campanha Y Ikatu Xingu

A semeadura direta é o método mais comum para a restauração de áreas sem potencial de regeneração natural, enquanto a restauração passiva é utilizada em áreas

com alto potencial de regeneração natural, como no caso das pastagens com muitos regenerantes de árvores. A semeadura direta é realizada a lanço, em linhas e em covas (Guerin et al., 2015). Todos os tipos de semeadura usam a mesma mistura de sementes de espécies arbóreas nativas da região consorciadas com leguminosas de ciclo de vida curto, utilizadas como adubação verde e sombreadoras nos primeiros meses e anos da restauração. São plantadas entre 20 e 40 sementes de árvores nativas e seis sementes de crotalária (*Crotalaria spectabilis* Roth), três de feijão de porco (*Canavalia ensiformis* (L.) DC) e uma de feijão guandu (*Cajanus cajan* (L.) Millsp) por metro quadrado (Guerin et al., 2015). Crotalária e feijão de porco são naturalmente eliminadas das comunidades nos primeiros seis meses após o plantio e o feijão guandu alcança até cinco anos (Guerin et al., 2015). Dentre as sementes de espécies arbóreas, a metade (10 a 15 sementes/m²) é de 15 a 20 espécies que crescem rápido e dominam o dossel e a outra metade é de 50 a 60 espécies tardias, com predominância de espécies com sementes ortodoxas, pois podem ser armazenadas (Rodrigues, 2018). As sementes são adquiridas da Rede de Sementes do Xingu, coletadas na própria região (Urzedo et al., 2015).

O solo é preparado com gradagens a uma profundidade aproximada de 25 cm, para descompactar superficialmente, nivelar e destorroar, e eliminar a cobertura de capins exóticos. A gradagem é realizada cerca de um mês antes do plantio e novamente logo antes do plantio para eliminar as rebrotas e capins recém germinados e preparar o solo para receber as sementes (Campos-Filho et al., 2013). O controle do capim exótico é feito, quando necessário, antes do plantio com *glifosato* e, após o plantio, com herbicida seletivo para capins em pontos localizados (Campos-Filho et al., 2013). Para o plantio as sementes são misturadas de acordo as proporções já estabelecidas, e é realizada a quebra de dormência de sementes de algumas espécies. A semeadura a lanço é feita com espalhador de sementes, ou de forma manual. A semeadura em linhas é realizada com

plantadeiras de grãos; esse tipo de semeadura ocorre geralmente em fazendas produtoras de grãos, que possuem o maquinário e terrenos planos (Campos-Filho et al., 2013). Sementes grandes que não passam pelas máquinas, ou que não podem ser enterradas, são plantadas manualmente. Após a semeadura a lancha ou em linhas, é realizada uma gradagem rápida e superficial apenas para recobrir as sementes. Em terrenos declivosos, ou quando não há maquinário disponível, condições raras naquela região, a semeadura é feita manualmente em covetas ou sulcos, com espaçamentos variados (Guerin et al., 2015).

As áreas restauradas pelo método de plantio de mudas foram plantadas em covas com espaçamento 3×2 m, com uma proporção de 50% de espécies pioneiras, que crescem rápido e tem a função de preenchimento, e 50% de espécies de árvores não pioneiras (Campos-Filho et al., 2013). As áreas de regeneração natural foram cercadas e abandonadas, após a verificação do potencial de regeneração natural.

3.3 Seleção das áreas de restauração

A amostragem ocorreu entre os meses de janeiro e março de 2017, totalizando 82 áreas (Tabela 1). Foram amostradas 72 áreas de semeadura direta de um a 10 anos de idade, dentre 375 áreas restauradas por semeadura direta pela campanha *Y Ikatu Xingu* (<https://www.socioambiental.org/pt-br/tags/campanha-y-ikatu-xingu>). A seleção foi feita de modo a amostrar o gradiente de precipitação e sazonalidade, diferentes tipos de solo e históricos de uso e bem distribuídas entre as idades de restauração. Fazendas que continham maior quantidade de áreas com diferentes idades e com no mínimo 1 ha de área de plantio foram priorizadas na escolha, para facilitar a logística de amostragem. Foram descartadas apenas áreas fracassadas, por causa de um mal preparo do solo ou entrada de gado, que correspondem a três de 375 áreas. Dentre as 118 áreas de

restauração por mudas e 113 áreas de regeneração natural de diferentes idades, foram selecionadas cinco áreas de plantio de mudas e cinco de regeneração natural de idades entre sete a nove anos, para comparações entre os métodos de restauração. A escolha dessas áreas foi feita dentre as áreas consideradas de sucesso; que não apresentaram alta mortalidade ou que não sofreram com presença de fogo e gado. Áreas próximas e com idade mais antigas foram priorizadas.

Tabela 1. Número de áreas amostradas de acordo com a idade nos diferentes métodos de restauração (Lanço = semeadura a lanço, Linha = semeadura em linhas, Covas = semeadura em covas, Mudanças = plantio de mudas e Reg. Nat. = regeneração natural) na bacia do rio Xingu, Mato Grosso, Brasil.

Idade	Lanço	Linhas	Covas	Mudas	Reg. Nat.
1	6	0	0	0	0
2	2	0	1	0	0
3	5	0	1	0	0
4	11	0	0	0	0
5	6	1	0	0	0
6	8	4	2	0	0
7	4	3	1	2	1
8	3	2	3	2	2
9	2	1	1	1	1
10	1	1	3	0	1

3.4 Amostragem da estrutura da vegetação

Uma parcela retangular de 50×10 m (500 m²) foi demarcada em cada área restaurada. As parcelas foram dispostas paralelas às margens dos corpos de água (nascentes, rios, córregos, barragens e lagoas), a distância de cerca de 10 m das bordas das áreas, uma vez que as áreas de restauração de APP são de apenas 30 metros de largura. No caso dos plantios em linhas (plantio de mudas e da semeadura em linhas), as parcelas foram dispostas em sentido diagonal às linhas do plantio, para não coincidir com as linhas ou com as entrelinhas e assim subestimar ou superestimar a densidade de indivíduos. Todos os indivíduos arbóreos, considerando como indivíduo cada caule

distante no mínimo 5 cm de outro caule da mesma espécie, foram medidos de acordo com classes de tamanho dentro de três parcelas (Figura 3). Caules da mesma espécie mais próximos que 5 cm foram considerados o mesmo indivíduo e obtido um diâmetro equivalente (somando-se as áreas basais dos caules), a altura considerada foi a do maior caule em comprimento. Os indivíduos com DAP (diâmetro altura do peito) ≥ 10 cm foram medidos na maior parcela (500 m²) e foram chamados de indivíduos adultos. Indivíduos com DAP < 10 cm e altura maior ou igual a 1,30 m foram amostrados em subparcelas de 50 \times 2 m (100 m²) e chamados de indivíduos jovens. Os indivíduos com altura entre 0,30 m e 1,30 m foram medidos em subparcelas de 50 \times 0,5 m (25 m²) e chamados de indivíduos regenerantes; nesse caso o DAS (diâmetro altura do solo) foi medido (Figura 3).

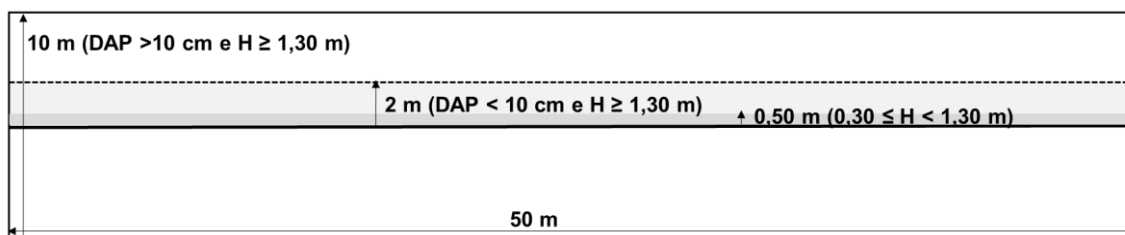


Figura 3. Esquema do arranjo amostral da parcela (50 x 10 m) e das subparcelas (50 x 2 m e 50 x 0,5 m) utilizadas nas três classes de amostragem da vegetação nas áreas de restauração da bacia do Xingu, Mato Grosso, Brasil. A linha contínua representa o limite da parcela; linhas tracejadas representam os limites das subparcelas (em cinza).

Todas as espécies foram identificadas em campo quando possível ou coletadas para posterior identificação no Herbário da Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia (CEN) e da Universidade de Brasília, através de consulta à literatura especializada e a pesquisadores. Para a distinção entre os indivíduos semeados e não semeados foram utilizadas listas de espécies contidas nos relatórios de plantios do ISA.

A estimativa de biomassa acima do solo foi calculada para todas as árvores com diâmetro maior ou igual a 1 cm usando a equação alométrica de Chave et al. (2014) (Equação 1), pelo pacote *BIOMASS* do software *R* (Réjou-Méchain et al. 2017).

$$BAS = 0,0673 \times (\rho \times H \times D^2)^{0,976} \quad (1)$$

Onde D é o diâmetro em cm, H é a altura em m e ρ é a densidade da madeira em g cm^{-3} .

Essa equação é baseada no maior conjunto de dados de árvores de florestas tropicais secundárias e leva em conta a densidade da madeira da espécie (Chave et al., 2014). Os dados de densidade de madeira específica das espécies (g/cm^3) (Anexo; Tabela 3) são de banco de dados neotropicais (Chave et al., 2009; Zanne et al., 2009; ICRAF *Database*). Apenas para a espécie *Tachigali vulgaris* foi utilizada a densidade de madeira de referência local (Farias et al., 2016). As estimativas de densidade coletadas em locais próximos a área de estudo foram priorizadas, e quando não houve informação em nível de espécie foram utilizados valores em nível de gênero ou família, uma vez que a densidade da madeira é conservada filogeneticamente (Chave et al., 2006). Para as espécies não identificadas ou quando não haviam dados, foi utilizada a densidade de madeira específica média do banco de dados das espécies identificadas (Chave et al., 2009; Zanne et al., 2009). Em todas as áreas amostradas, 77% das árvores foram identificadas para o nível de espécie, 14% para o gênero, 4,5% para o nível de família e 4,5% das espécies não foram identificadas. Para o cálculo de estoque de carbono foi considerado que 50% da biomassa acima do solo são constituídas por carbono (Chave et al., 2005).

A partir dos dados coletados, foram geradas as variáveis para representar os atributos das comunidades vegetais estudadas: área basal, biomassa acima do solo ($\text{DAP} \geq 1 \text{ cm}$), densidade de adultos ($\text{DAP} \geq 10 \text{ cm}$), densidade de jovens ($\text{DAP} < 10 \text{ cm}$ e H

$\geq 1,30$ m), densidade de regenerantes ($0,30 \leq H < 1,30$ m), riqueza de espécies (em 500 m² para indivíduos adultos, 100 m² para jovens e 25 m² para regenerantes), riqueza de espécies não plantadas, cobertura de dossel e altura do dossel (média de alturas das 10 árvores mais altas).

3.5 Variáveis ambientais e dos plantios

O tipo de semeadura (plantio em linhas, a lanço ou em covas), a idade da restauração e peculiaridades do manejo foram obtidos através de relatórios técnicos do ISA. O histórico de uso do solo foi informado por meio de entrevistas informais com os proprietários e técnicos de restauração. A presença de gado ou eventos de fogo nas parcelas foi observada em campo. Amostras de solo foram coletadas de 0 a 20 cm de profundidade em três pontos distribuídos na linha central de cada parcela, homogeneizadas e levadas para análise laboratorial físico-química. Foram obtidas 29 variáveis do solo: cálcio trocável (cmolc/dm³), magnésio trocável (cmolc/dm³), acidez trocável (cmolc/dm³), acidez potencial (cmolc/dm³), potássio disponível (cmolc/dm³), potássio disponível (método Mehlich 1 em mg/dm³), fósforo disponível (mg/dm³), matéria orgânica em porcentagem e em g/dm³, carbono (g/dm³), zinco disponível (mg/dm³), capacidade efetiva de troca de cátions (CTC em cmolc/dm³), saturação por bases (%), saturação por alumínio (%), cálcio dividido por magnésio, cálcio dividido por CTC, cálcio dividido por potássio (dois métodos), magnésio dividido por CTC, acidez potencial dividido por CTC, pH do solo em CaCl₂, teor de argila, silte e areia em porcentagem e g kg⁻¹.

Três variáveis climáticas que indicam a disponibilidade de água foram selecionadas para análise; precipitação anual, sazonalidade da precipitação e déficit hídrico climático. Para cada parcela foram coletadas do banco de dados *WorldClim*

(Hijmans et al., 2005) as variáveis climáticas: precipitação anual (*Bio12*; Equação 2) e sazonalidade da precipitação (*Bio15*; Equação 3).

$$Bio\ 12 = \sum_{i=1}^{i=12} PPT_i \quad (2)$$

$$Bio\ 15 = \frac{SD\{PPT_1, \dots, PPT_{12}\}}{1 + (Bio\ 12 / 12)} \times 100 \quad (3)$$

Onde PPT = precipitação mensal total.

O déficit hídrico climático (DHC) é a quantidade de água perdida durante os meses secos (definido como meses em que a evapotranspiração excede as chuvas). O cálculo é feito com a precipitação nos meses secos (mm/ano) menos a evapotranspiração dos meses secos. Este número é sempre negativo e os locais com DHC igual a 0 não têm déficit hídrico (O'Donnell e Ignizio, 2012). Esses valores foram extraídos do banco de dados de árvores tropicais (http://chave.ups-tlse.fr/pantropical_allometry.htm), usando ferramentas do *software* ArcGIS®, bem como a construção de mapas.

3.6 Análise dos dados

3.6.1 Cronossequência da estrutura da vegetação

As 72 áreas de restauração via semeadura direta amostradas formaram uma cronossequência de um a dez anos de idade após o plantio. Para essa análise, a parcela e subparcelas foram extrapoladas para hectare. Para descrever a taxa de restauração ou de estruturação da vegetação, os atributos das comunidades foram tratados como variável resposta e o tempo (idade dos plantios) como variável preditora, e foram ajustados modelos lineares, logarítmicos e polinomiais no programa R (R Core Team, 2017). Para

cada um desses modelos o valor de R^2 foi comparado e foi selecionada a curva de tendência do modelo com maior R^2 (Zar, 1999). Para cada variável resposta, foi selecionado o modelo de melhor ajuste para explicar a trajetória da comunidade em restauração.

Uma vez que áreas em restauração têm alta variabilidade de sucesso (Brançalion et al., 2016), independentemente do método, foi aplicada também uma análise de regressão quantílica, na qual a curva da regressão passa no decíl superior (90%). A regressão linear simples ajusta a linha através do centro da nuvem de pontos e é apropriada para descrever uma relação direta de causa e efeito entre as variáveis. Já a regressão quantílica passa pela região superior ou inferior dos dados para um determinado quantil, é apropriada quando há um fator limitante que estabelece um teto para a variável resposta (Gotelli e Ellison, 2011). Assim, essa regressão passa pelas áreas de maior sucesso de restauração, representando o potencial da restauração por semeadura direta. Os procedimentos de seleção de curvas de tendência para os modelos de regressão quantílica foram os mesmos utilizados para a regressão média.

3.6.2 Comparação entre os métodos de semeadura direta, mudas e regeneração natural

Para detectar diferenças na eficácia da restauração entre os métodos (plantio de mudas, três tipos de semeadura direta e regeneração natural), as variáveis de atributos estruturais foram submetidas à Análise de Variância (ANOVA), após verificação dos pressupostos de normalidade e homocedasticidade. Para atender os pressupostos da análise a densidade de indivíduos adultos, jovens e regenerantes foram transformadas (log e raiz quadrada). Posteriormente, aplicamos o teste Tukey a 5% de probabilidade para identificação das diferenças. Para essa análise foram utilizadas apenas parcelas mais

antigas, pois a vegetação já apresenta estrutura que pode indicar diferenças entre os métodos. As áreas selecionadas para essa análise são de idades mais antigas (sete, oito e nove anos), totalizando nove áreas de semeadura direta a lanço, seis em linhas, cinco em covas; cinco áreas de mudas e quatro áreas de regeneração natural.

3.6.3 *Influência das variáveis ambientais e tipo de semeadura*

Para avaliar a influência das variáveis ambientais (precipitação e solos) e tipo de semeadura na biomassa acima do solo e na riqueza de espécies, foram analisadas as áreas com idade maior ou igual a seis anos, no total de 39 áreas, pois apenas após essa idade houve variação na estrutura da vegetação entre as áreas. Portanto, a partir de seis anos seria possível detectar efeitos do ambiente e do modo de plantio.

Através de matriz de correlação de Pearson (Rodgers e Nicewander 1988) foi verificada a colinearidade das variáveis de propriedades físicas e químicas de solo (Anexo; Tabela 2) e foram removidas as variáveis altamente correlacionadas (coeficiente de correlação superior a 0,8). Assim, foram selecionadas as variáveis saturação por bases (SB), teor de fósforo (P) e porcentagem de areia, que são de fácil interpretação, na representação desse conjunto de dados.

As variáveis de precipitação passaram pelas mesmas análises que as variáveis de solo, onde as duas variáveis, sazonalidade da precipitação e déficit hídrico, apresentaram alta correlação com a precipitação média, -0.85 e 0.68, respectivamente. Além disso, os dados apresentaram pouca precisão local, onde as 39 parcelas foram inseridas em apenas cinco valores (*pixels*). Assim, foi selecionada apenas a variável precipitação anual para representar a disponibilidade de água.

Modelos lineares generalizados (GLM) foram realizados para avaliar a influência de variáveis ambientais (precipitação anual, porcentagem de areia no solo, saturação de

bases, teor de fósforo) e de tipo de semeadura (lanço, linha e covas) na variação da estrutura florestal (biomassa acima do solo e riqueza de espécies) (Tabela 2).

Tabela 2. Média e amplitude das variáveis de vegetação, clima e solo de florestas restauradas com idades entre 6 a 10 anos na bacia do rio Xingu, Mato Grosso, Brasil.

Idade (anos)	Riqueza (ind/m ²)	Biomassa (Mg/ha)	Precipitação (mm/ano)	Fósforo (mg/dm ³)	Sat. Base (%)	Areia (%)
6	11,4 ± 21	20,9 ± 66,2	1705,4 ± 354	1,7 ± 6,1	21,4 ± 43,2	60,5 ± 40
7	14,8 ± 27	37,4 ± 67,9	1659,9 ± 125	2,2 ± 5,9	36,4 ± 43,3	58,5 ± 41
8	14,9 ± 23	42,3 ± 65,8	1665,0 ± 209	2,2 ± 5,1	23,2 ± 52,1	55,6 ± 44
9	11,5 ± 13	38,6 ± 64,1	1665,5 ± 209	1,0 ± 0,7	19,2 ± 35,6	52,8 ± 25
10	16,2 ± 13	39,5 ± 42,7	1636,2 ± 209	1,2 ± 1,3	16,4 ± 16,9	51,2 ± 19

As variáveis teor de fósforo e precipitação anual foram transformadas, usando log para fósforo e 1/precipitação (Poorter et al., 2016), para atender aos pressupostos da análise; homogeneidade das variâncias e a distribuição normal dos resíduos do modelo final (Burnham e Anderson, 2002). O modelo geral com todas as variáveis foi submetido ao teste t para verificar a significância de cada variável. Modelos foram construídos e comparados, sendo ranqueados pelo Critério de Informação de Akaike (AIC) (Burnham e Anderson, 2002). Para estimar a magnitude de evidência de cada modelo, foi calculado o peso de Akaike (w_i), e considerados mais parcimoniosos os modelos com $w_i > 0,9$. Quando nenhum w_i obteve este valor, foram selecionados modelos com $\Delta AIC < 2$, que indica igualdade entre os modelos. Os 10 melhores modelos foram selecionados e a partir deles as variáveis foram selecionadas pela importância relativa, que é dada pela soma dos w_i . As análises foram realizadas utilizando os pacotes *mass* (Venables e Ripley 2002), *rJava* (Urbanek, 2017), *mumin* (Barton, 2011) e *glmulti* (Calcagno, 2013) no programa R (R Core Team, 2017).

4. RESULTADOS

4.1 Estrutura da vegetação

Nas 72 áreas de restauração via semeadura direta foram encontrados 5.163 indivíduos, distribuídos em 155 espécies, 95 gêneros, 42 famílias botânicas, sendo 22 espécies identificadas ao nível de gênero, sete ao nível de família e sete espécies não identificadas. As espécies mais abundantes foram *Mabea fistulifera* (1.309 indivíduos), *Hymenaea courbaril* (414 indivíduos), *Tachigali vulgaris* (346 indivíduos) *Bixa orellana* (338 indivíduos) e *Enterolobium timbouva* (306 indivíduos). A partir das listas de sementes utilizadas nos plantios de semeadura, foram identificadas 68 espécies não plantadas, assim, são espécies novas que estão chegando na comunidade.

A área basal aumentou com a idade, apresentando crescimento polinomial, e aos 10 anos atingiu $12,8 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Figura 4.A). A biomassa acima do solo cresceu linearmente em função da idade, atingindo $46,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ aos 10 anos, com taxa de acumulação de biomassa acima do solo de $5,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ ao ano (Figura 4.B). A cobertura de dossel apresentou crescimento logarítmico e começou a estabilizar próximo aos seis anos (Figura 4.C). A média da altura das árvores mais altas, representando a altura do dossel, seguiu modelo de crescimento logarítmico, com 8,3 m aos 10 anos (Figura 4.D). A densidade de indivíduos adultos cresceu em modelo polinomial, alcançando 316 indivíduos ha^{-1} aos 10 anos (Figura 4.E). A densidade de indivíduos jovens aumentou nos primeiros seis anos e depois decaiu, apresentando crescimento polinomial, atingindo 4.488 indivíduos ha^{-1} aos 10 anos (Figura 4.F). A densidade de regenerantes não apresentou ajuste significativo nos modelos testados (Figura 4.G). A riqueza de espécies aumentou nos primeiros seis anos e depois decresceu até atingir 13 espécies/parcela aos 10 anos (Figura 4.H). O incremento de espécies não plantadas cresceu com a idade, atingindo três espécies novas por parcela aos 10 anos (Figura 4.I). Apesar de haver

regressões significativas entre a os atributos e a idade dos plantios, exceto para densidade de regenerantes, houve muita variabilidade nas áreas especialmente após os seis anos de idade, indicando possível influência de fatores limitantes. Algumas áreas tiveram insucesso, com valores baixos ou nulos para a cobertura de dossel, densidade de indivíduos e espécies. Porém, houve áreas de elevado sucesso na estruturação da floresta (modelados pela regressão quantílica), com área basal de $16,7 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Figura 4.A), biomassa de $71,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Figura 4.B), cobertura do dossel de 97% (Figura 4.C), altura do dossel de 11,7 m (Figura 4.D), densidade de 560 indivíduos adultos ha^{-1} (Figura 4.E), 7.717 jovens ha^{-1} (Figura 4.F) e 6.800 regenerantes ha^{-1} (Figura 4.G) (valor do decil), e riqueza de espécies plantadas de 16,6 (Figura 4.H) e não plantadas 8,2 por parcela (Figura 4.I).

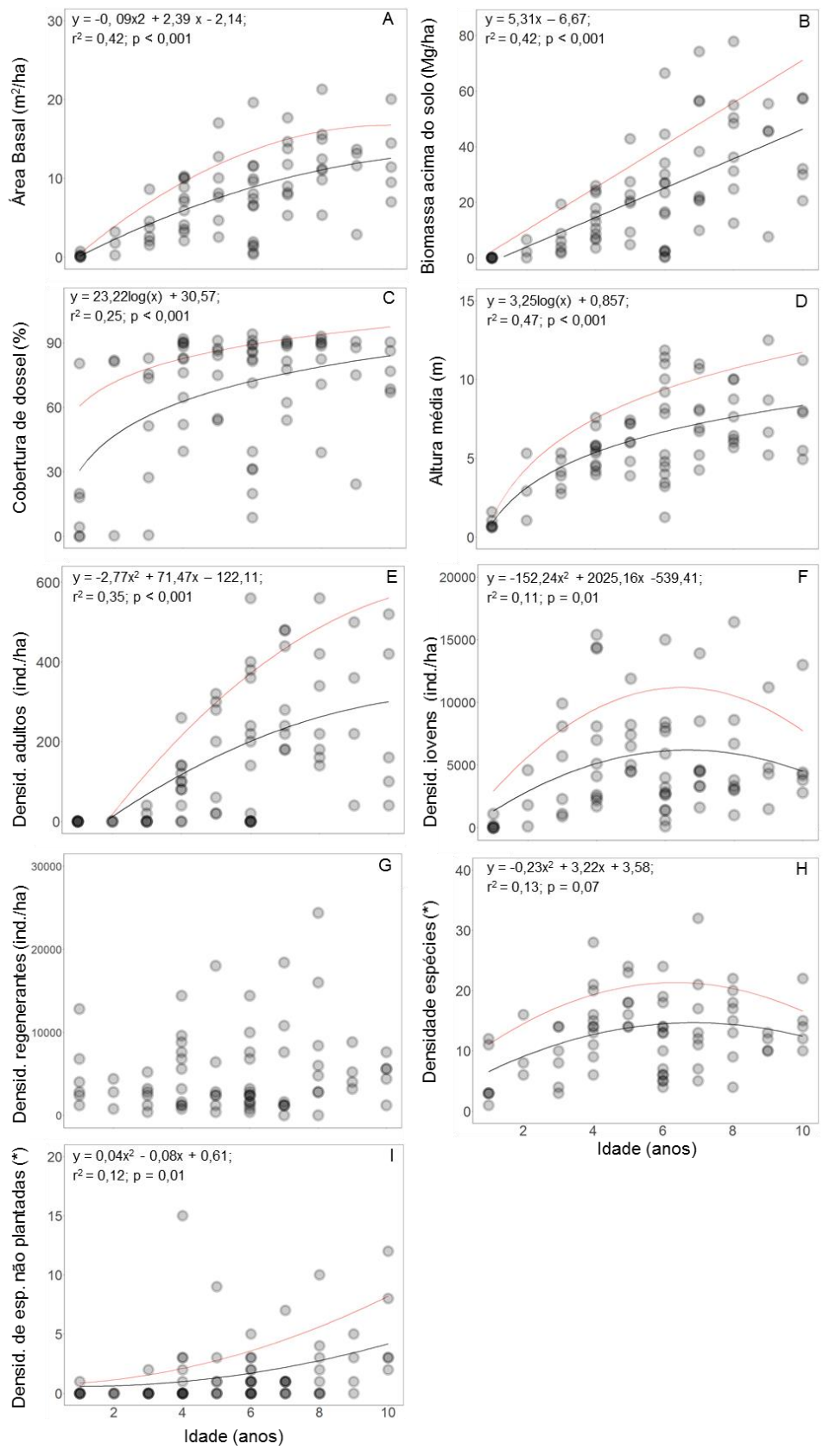


Figura 4. Mudanças estruturais da comunidade arbórea em florestas restauradas por semeadura direta na bacia do rio Xingu, Mato Grosso, Brasil. Pontos representam as parcelas amostradas. Linhas com base em regressão (linha preta) e em regressão de quantílica (percentil 90) (linha vermelha) para $P < 0,001$ e $N = 72$. (*) riqueza de espécies em 500 m² para adultos, 100 m² para jovens e 25 m².

As características que se destacam em campo das áreas restauradas por semeadura direta são principalmente a alta densidade de árvores jovens e estioladas, o solo coberto de serapilheira e fustes longos (sem bifurcação) (Figura 5). Entre 6 a 10 anos as árvores adultas apresentam fuste alto com $8,97 \pm 2,26$ m de altura (média e desvio padrão), a maioria (70%) sem bifurcação, e, quando bifurcadas, a bifurcação tem em média 4 ± 2 m de altura.



Figura 5. Árvores com alta razão altura diâmetro e sem bifurcação em plantios de restauração via semeadura direta na bacia do Xingu, em Mato Grosso, Brasil.

4.2 Comparação entre os métodos de semeadura direta, plantio de mudas e regeneração natural

Nos cinco plantios de mudas foram amostrados 202 indivíduos de 47 espécies e nas cinco áreas em regeneração natural foram amostrados 245 indivíduos e 65 espécies. Algumas áreas de semeadura direta a longo prazo tiveram densidade de regenerantes e jovens consideravelmente altas em relação aos demais métodos de restauração, mas também

houveram áreas de semeadura a lanço com valores similares aos demais métodos, diferindo estatisticamente apenas a densidade de jovens entre semeadura a lanço e plantio de mudas (Figura 6.E). Foi observado em campo que grande parte dos indivíduos jovens e regenerantes nas áreas de semeadura direta são de espécies pioneiras do gênero *Mabea*, e quando retirados da análise as médias não diferem entre os métodos (Figura 6 F; H). Considerando todos os tipos de semeadura, a densidade de regenerantes e jovens parece ser muito alta, com mediana 4.400 para ambas as densidades e amplitude 24.400 e 15.500, respectivamente (Figura 6 E; G). As duas áreas de mudas com alta densidade de regenerantes foram áreas com alto potencial de regeneração natural, e que mesmo assim tiveram restauração ativa.

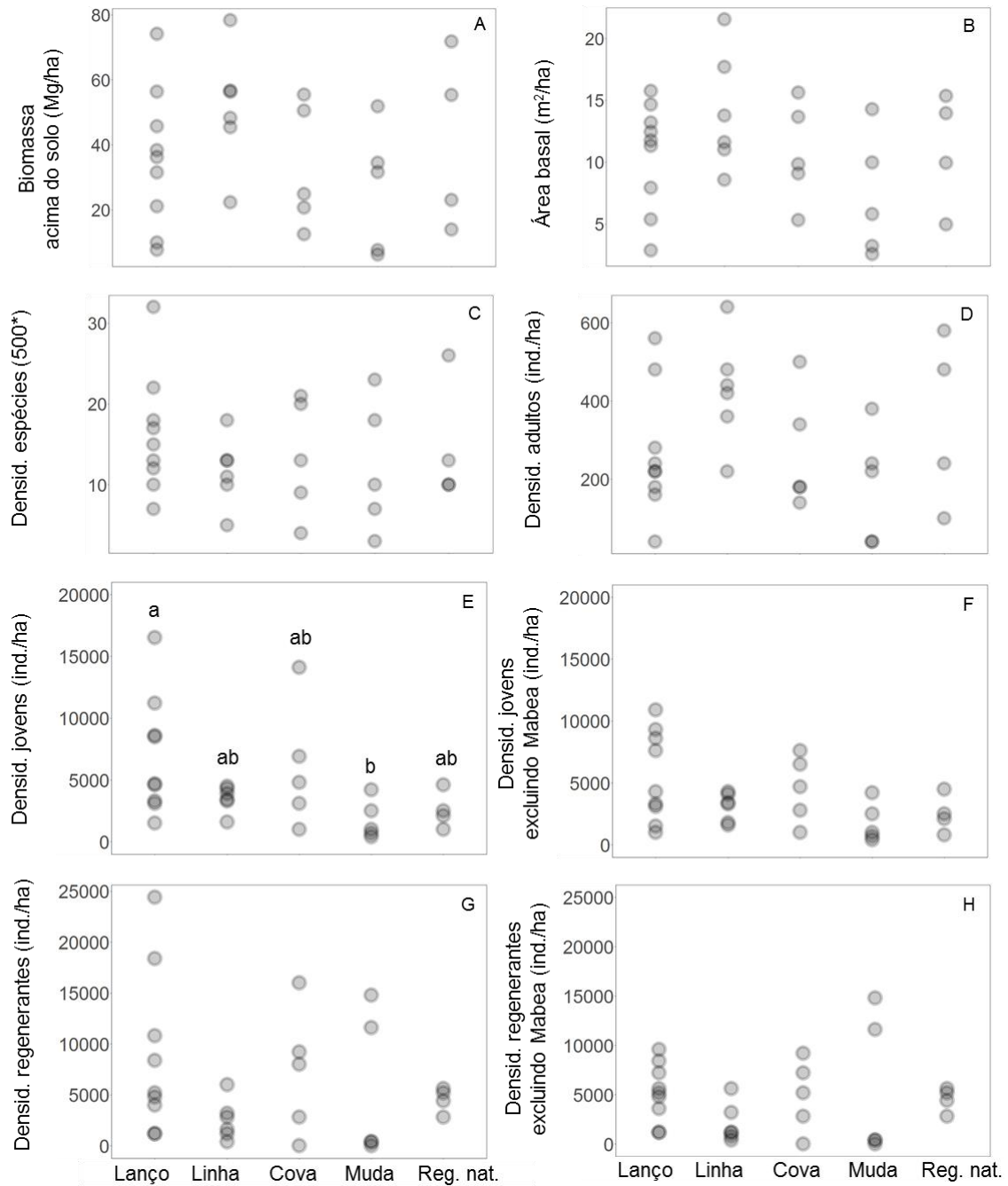


Figura 6. Características da vegetação nas florestas restauradas por semeadura direta (em lanço, linha e covas), mudas e regeneração natural na bacia do rio Xingu, Mato Grosso, Brasil. (*) em 500 m² para adultos, 100 m² para jovens e 25 m² para regenerantes). Pontos representam parcelas amostradas (N= 29). Grupos com mesma letra ou não seguidos por letras em uma linha não diferem estatisticamente (p >0,05).

4.3 Influência das variáveis ambientais e tipo de semeadura

Para as variáveis dependentes, biomassa acima do solo e riqueza de espécies (espécies por 500 m² e subparcelas), 10 modelos foram selecionados (Tabela 3) para avaliação pela importância relativa e significância das médias dos parâmetros (Tabela 4).

Tabela 3. Modelos selecionados ($\Delta AIC < 2$) por biomassa acima do solo (BAS) e riqueza de espécies (RIQ) de comunidades restauradas por semeadura direta de 6 a 10 anos de idade nas nascentes do rio Xingu (N = 39). Os sinais (+) e (-) indicam o tipo de relação entre o atributo da comunidade e as variáveis Idade, Fósforo, Plantio, Precipitação média anual (Precip.) e Saturação por bases (Sat base). GL = grau de liberdade; wi = Akaike weight; AIC = Critério de Informação de Akaike.

Modelo	GL	AIC	ΔAIC	wi
BAS				
Idade + Fósforo	4	342,0	0,00	0,207
Idade + Fósforo + Plantio Li	6	342,2	0,23	0,184
Idade + Fósforo + Sat base	5	343,3	1,29	0,108
Idade + Fósforo + Precip.	5	343,3	1,33	0,107
Idade + Fósforo – Areia	5	343,7	1,72	0,088
Idade + Fósforo + Plantio + Precip.	7	343,9	1,94	0,078
Idade + Fósforo + Plantio – Areia	7	344,2	2,17	0,070
Idade + Fósforo + Plantio + Sat base	7	344,2	2,21	0,068
Idade + Fósforo + Sat base + Precip.	6	344,9	2,95	0,047
Idade + Fósforo + Sat base – Areia	6	345,2	3,20	0,042
RIQ				
Precip. + Plantio	5	251,7	0,00	0,157
Precip.	3	251,9	0,15	0,146
Precip. + Areia	4	252,2	0,47	0,124
Precip. + Areia – Fósforo	5	252,7	0,93	0,099
Precip. – Fósforo	4	252,7	0,96	0,097
Precip. + Areia + Plantio	6	252,7	1,02	0,095
Precip. + Idade + Plantio	6	253,1	1,33	0,081
Precip. – Fósforo + Plantio	6	253,1	1,38	0,079
Precip. + Areia + Plantio + Idade	7	253,6	1,86	0,062
Precip. – Sat bases + Plantio	6	253,7	1,95	0,059

A riqueza de espécies não apresentou variáveis significativas no modelo geral. Para a biomassa acima do solo somente as variáveis idade dos plantios e teor de fósforo

do solo foram significativas (Tabela 4), e, dentre os modelos, apresentaram importância relativa de 0,87 e 0,95, respectivamente. Essas variáveis foram relacionadas positivamente com a biomassa dentro dos modelos (Tabela 3).

Tabela 4. Resumo do modelo geral com significância das médias dos parâmetros para a biomassa acima do solo das áreas restauradas por semeadura direta de 6 a 10 anos de idade nas nascentes do rio Xingu (N = 39). GL = grau de liberdade; AIC = Critério de Informação de Akaike.

Coefficientes	GL	Estimativa	Erro padrão	t	P
(Intercepto)	31	-5,232e+01	7,969e+01	-0,657	0,5163
Precipitação	31	5,607e+04	1,265e+05	0,443	0,6606
Saturação por Bases	31	-1,298e-02	2,409e-01	-0,054	0,9574
Areia	31	-3,645e-02	3,232e-01	-0,113	0,9109
Fósforo	31	1,148e+01	4,937e+00	2,325	0,0268 *
Idade	31	5,690e+00	2,502e+00	2,274	0,0300 *
Plantio a lanço	31	1,009e+01	8,315e+00	1,214	0,2339
Plantio em linha	31	1,440e+01	9,398e+00	1,532	0,1357
Desvio Nulo	38	17046			
Desvio Residual	31	10773			
AIC: 347,91					

*Valores significativos para $P < 0,05$

A Figura 7 é a representação gráfica da relação entre a variável resposta e as variáveis explicativas, onde a biomassa acima do solo aumenta com o maior teor de fósforo no solo e com a idade da restauração. A análise sobre a influência das variáveis ambientais (precipitação e solos) e de plantio na riqueza de espécies não teve efeito significativo.

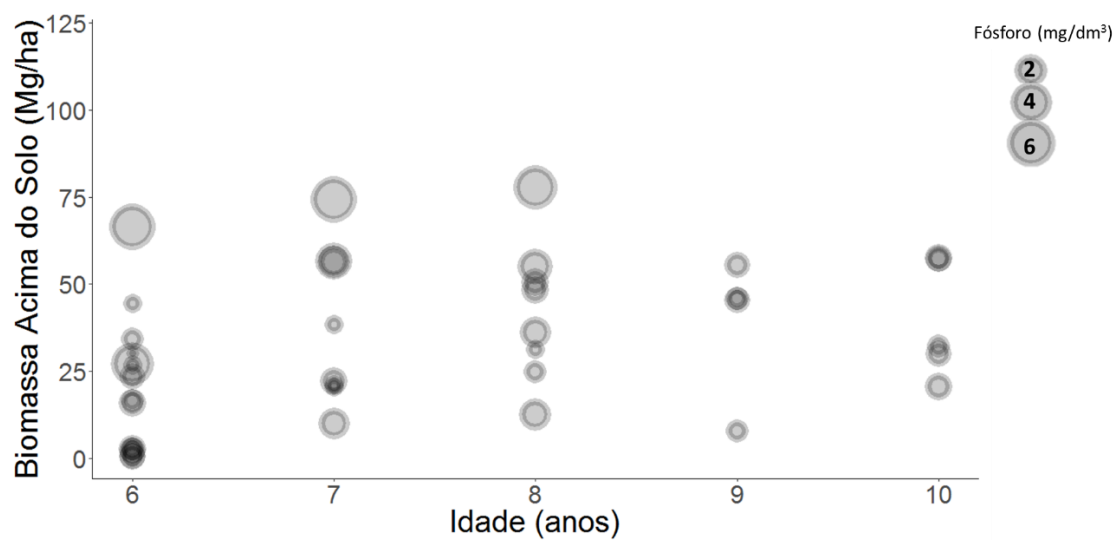


Figura 7. Relação entre a biomassa acima do solo, idade da restauração e teor de fósforo do solo em áreas de restauração por semeadura na bacia do rio Xingu, Mato Grosso, Brasil. Cada ponto é uma parcela (N = 39) e o tamanho do ponto representa as quantidades de fósforo (mg dm^{-3}).

5. DISCUSSÃO

As áreas restauradas por semeadura direta formaram dossel aos quatro anos de idade e espécies não plantadas começaram a colonizar, fechando a fase de gatilho da restauração. As florestas são estratificadas, especialmente as áreas com semeadura do tipo a lanço, com valores de biomassa acima do solo ao menos similar a florestas com a mesma idade restauradas por plantio de mudas ou regeneração natural avaliados neste estudo. Alguns estudos advogam pelo uso da semeadura direta, pelo seu baixo custo (Campos-Filho et al., 2013; Engel e Parrotta, 2001; Palma e Laurance, 2015), e por ter vantagens ecológicas, especialmente pela densidade inicial de plântulas serem mais próximas a áreas com potencial de regeneração natural em sucessão secundária (Campos-Filho et al., 2013; Meli et al., 2017b; Silva et al., 2015; Sovu et al., 2010). Neste estudo foi possível confirmar a efetividade ecológica da semeadura direta, considerando 72 áreas em uma grande amplitude ambiental, até os 10 anos de idade, considerando áreas de sucesso alto e moderado. Quando apenas áreas de grande sucesso são consideradas, a semeadura direta surpreende nos valores dos atributos fitossociológicos. Aos 3 anos, considerando o decil superior do conjunto de áreas em restauração, as florestas atingiram 4.200 regenerantes ha^{-1} , valor 4 vezes maior que os encontrados em programas de restauração por mudas de mesma idade ($1.042 \text{ ind ha}^{-1}$) (Brançalion et al., 2016). A área basal aos 10 anos ($16,7 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) é similar a áreas em sucessão secundária na Amazônia com alto potencial de regeneração natural (Peña-Claros, 2003), considerando uma latitude próxima à do presente estudo.

As áreas restauradas por semeadura direta neste estudo tiveram grande potencial para mitigação de carbono. O ganho de biomassa de $5,31 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ corresponde a uma absorção líquida anual de carbono de $2,65 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, e quando considerados apenas indivíduos com $\text{DAP} \geq 5 \text{ cm}$, é de $2,60 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Esse valor é similar as

taxas de absorção de florestas secundárias úmidas na Amazônia ($2,35 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), com idades entre 5 e 15 anos (Rozendaal et al., 2017), e a florestas tropicais em regeneração 20 anos após o abandono de atividades agrícolas ($3,05 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) (Poorter et al., 2016). É preciso considerar ainda que as áreas avaliadas neste estudo estavam em condição de estabilidade com capins de pastagens exóticas, sem possibilidade de se regenerarem naturalmente no prazo de até 10 anos. O reconhecimento desse potencial pode motivar maior adoção do método e facilitar o atingimento das metas nacionais para a restauração florestal (Holl e Zahawi, 2014; Poorter et al., 2016).

Tão importante quanto saber se um método de restauração funciona, é entender como ele funciona, ou qual é seu papel em moldar a trajetória da comunidade em formação (Shoo et al., 2016). Diferentemente do esperado, a estrutura da vegetação não diferiu significativamente entre os métodos de restauração, com exceção da densidade de indivíduos jovens nas áreas de semeadura a lanço. Dois dos cinco plantios de mudas avaliados tinham alto potencial de regeneração natural, apresentando também alta densidade de regenerantes. Esses regenerantes são provenientes de rebrotas ou de espécies requerentes de luz que provavelmente recrutaram logo nos primeiros meses dos plantios. Com esse alto potencial de regeneração natural não havia necessidade de realizar restauração ativa, apenas facilitar a regeneração natural. Nas áreas em que não havia potencial de regeneração natural ocorreu o bosqueamento, caracterizado pela dominância de capim exótico e baixa densidade de regenerantes. O plantio de mudas em linhas intercaladas de espécies pioneiras de cobertura e espécies de diversidade visa estabelecer o dossel nos primeiros dois a quatro anos, sombrear as gramíneas invasoras e melhorar as condições ambientais (Rodrigues et al., 2011, 2009). Porém, em alguns casos o bosqueamento, ou ausência de estratificação, ocorre pelo controle constante das gramíneas nos primeiros anos e pela preparação do solo apenas nas covas de plantio. Isto

resultaria em intervenções posteriores de enriquecimento e abertura de dossel para a restauração do local. O método de restauração passiva, ou regeneração natural, em áreas com alto potencial de regeneração natural produz uma estrutura de tamanho mais variada, devido à heterogeneidade do sítio, como manchas de solo e de espécies invasoras e tempos distintos de colonização de espécies, promovendo, em alguns casos, maior estratificação. Em outros casos, há a formação de um dossel monodominante, que pode ser transitório, e extremamente sombreado, especialmente em áreas com potencial de regeneração natural muito alto (Chazdon e Uriarte, 2016; Mesquita et al., 2015).

Na semeadura direta com alta densidade, diversidade de espécies e grupos sucessionais, há estratificação e alta densidade de indivíduos, as árvores têm alta relação altura/diâmetro e não bifurcam nos primeiros anos, formando uma capoeira alta. O dossel atinge altos valores de cobertura (>80%), promovendo um ambiente propício para espécies de crescimento lento. A densidade de indivíduos regenerantes começa baixa, pois com um ano de idade os indivíduos estão germinando e crescendo; estes não foram detectados com o critério de inclusão de 30 cm de altura. Aos seis anos, as áreas atingem valores máximos de regenerantes, com mais de 10.000 indivíduos ha⁻¹, dos quais, 2.800 indivíduos ha⁻¹ são da espécie pioneira *Mabea fistulifera*. Essa espécie é plantada em alta densidade e os indivíduos adultos produzem grandes quantidade de sementes. Descontando essa espécie, ainda assim a densidade de regenerantes é alta considerando que o dossel já fechou com árvores adultas, com áreas de sete anos chegando a 9.600 indivíduos ha⁻¹ excluindo *Mabea* spp.. A alta densidade de indivíduos regenerantes se deu pela alta densidade de sementes plantadas. Além disso, as espécies de adubação verde plantadas e o herbicida reduziram a infestação de gramíneas exóticas e provavelmente facilitaram o estabelecimento das espécies semeadas (Balandier et al., 2009; Campos-Filho et al., 2013; Silva et al., 2015). A riqueza de espécies aumenta nos

primeiros anos, à medida em que as espécies de crescimento lento crescem e ingressam nas classes de tamanho mínimo da amostragem (>30cm). Ressalta-se que o tipo de sementeira não interferiu na estrutura da floresta de até 10 anos, portanto a escolha deve ser feita considerando o maquinário disponível e características do local (solo e relevo), a fim de diminuir custos.

A alta variabilidade nos atributos estruturais da vegetação dentro e entre os métodos de sementeira direta, de plantio de mudas e de regeneração natural mostra que independentemente do método, existem áreas com resultados ótimos até áreas ruins. Essa variabilidade dos métodos de restauração ocorre devido a fatores ecológicos e de manejo, tanto de fatores locais, tipo e duração das atividades agrícolas, propriedades do solo, quanto da conectividade da paisagem (Holl e Zahawi, 2014; Brancalion et al., 2016) (Brancalion et al., 2016). A taxa de sucessão secundária em áreas em regeneração natural também tem alta variabilidade, dependendo de variáveis ambientais, estrutura da paisagem e histórico de perturbação (Jakovac et al., 2015). Somente com o avanço do monitoramento dos atributos da vegetação restaurada, relacionada às variáveis ambientais e de manejo, será possível aprimorar a restauração para que ela tenha menos riscos de insucesso.

Uma vantagem da sementeira direta é que ela possibilita uma avaliação rápida dos resultados iniciais; a densidade de indivíduos estabelecidos em áreas de sementeira direta pode ser avaliada com poucos meses após o plantio (Meli et al., 2017b). Esse período pode ser suficiente para avaliar o sucesso da sementeira direta e também para decidir se são necessárias outras intervenções. Nas áreas em que há baixa riqueza de espécies pode-se considerar plantios de enriquecimento usando mudas de espécies de crescimento lento ou sementes que não passam pelo filtro da sementeira. Nos casos em que a cobertura de gramíneas é alta e a densidade de indivíduos regenerantes também é

alta, controlar o capim exótico seria a recomendação. Esse manejo pode garantir o sucesso da semeadura direta (Grossnickle e Ivetic, 2017). O uso de herbicidas seletivos é uma opção, porém a aplicação deve ser localizada e quando as espécies semeadas já estiverem estabelecidas (entre três a quatro anos de idade) (Campos-Filho et al., 2013).

Era esperado que áreas com maior precipitação anual, período seco mais curto e menos intenso as árvores cresceriam mais e assim haveria maior taxa de acumulação de biomassa acima do solo, porém os resultados não confirmaram esta hipótese. As áreas estão distribuídas em um gradiente ambiental onde a amplitude de variação da precipitação anual é de 1519 a 1957 mm. Nessa escala e nessa região, variações na estrutura de comunidades dificilmente são atribuídas às condições climáticas e sim às condições edáficas e à disponibilidade de nutrientes (Ivanauskas et al., 2008). Era esperado que a biomassa acima do solo seria maior em áreas com menor teor de areia, maior saturação por bases e teor de fósforo. Porém, algumas variáveis edáficas podem ser reflexo da vegetação formada já nos primeiros 10 anos, o que explicaria a falta de efeito da variável saturação por bases na estrutura da vegetação. O crescimento de árvores tanto afeta quanto é afetado pelas concentrações de nutrientes, tornando impossível a diferenciação entre causa e efeito (Holl e Zahawi, 2014). Outros estudos mostram que a área basal aumentou significativamente com o teor de areia em floresta estacional, mas não estava relacionado à textura na floresta úmida (Peña-Claros et al., 2012). O fósforo limita o crescimento de árvores em solos tropicais altamente degradados e lixiviados, além de estar correlacionado com a produtividade de florestas amazônicas de idade antiga (Quesada et al., 2012). Nesse estudo o fósforo foi a única variável ambiental medida que explicou a variação em biomassa acima do solo. Parcelas com alta biomassa acima do solo possuem histórico de uso anterior de cultivo de grãos com alta tecnificação, o que envolve correção com calcário e fertilização. Essa

fertilização provavelmente acelerou o crescimento das árvores, aumentando a biomassa acima do solo nos plantios de restauração.

6. CONCLUSÕES

- As florestas restauradas por semeadura direta se estruturam relativamente rápido. Aos 10 anos são estratificadas, com alta densidade de indivíduos, têm o dossel fechado e árvores sem bifurcação.
- A restauração florestal por semeadura direta resulta em taxas de absorção de carbono ($2,65 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) em áreas com baixo potencial de regeneração natural.
- A estrutura de florestas restauradas por semeadura direta se diferenciou de outros métodos de restauração (plantio de mudas e regeneração natural) apenas na densidade de indivíduos jovens.
- A disponibilidade de fósforo aumenta o crescimento das árvores e a biomassa acima do solo (estoque de carbono).

RECOMENDAÇÕES

- As árvores provenientes de florestas restauradas com semeadura direta não são bifurcadas, apresentando altura de fuste comercial aos seis anos de idade. Futuramente, o potencial de produção de madeira nessas florestas pode ser investigado onde a legislação permitir.
- Este estudo também confirma a importância da fertilidade do solo na restauração de florestas e deve estimular novas investigações nesse sentido. A produtividade da floresta também é limitada por nitrogênio (Davidson et al., 2007). Essa variável não foi medida nesse estudo. Talvez, o efeito da fertilidade do solo seja ainda mais forte na biomassa acima do solo ao considerar o teor de nitrogênio junto com o teor de fósforo e assim, indicar com mais clareza a fertilização antes do plantio de semeadura direta.

REFERÊNCIAS

- Alexander, S., Nelson, C.R., Aronson, J., Lamb, D., Cliquet, A., Erwin, K.L., Finlayson, C.M., De Groot, R.S., Harris, J.A., Higgs, E.S., Hobbs, R.J., Robin Lewis, R.R., Martinez, D., Murcia, C., 2011. Opportunities and Challenges for Ecological Restoration within REDD+. *Restor. Ecol.* 19, 683–689. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00822.x>
- Almeida, C.A. De, Coutinho, A.C., César, J., Mora, D., Adami, M., Venturieri, A., Diniz, C.G., Dessay, N., Durieux, L., Gomes, A.R., 2008. 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.
- Aronson, J., Alexander, S., 2013. Ecosystem restoration is now a global priority: Time to roll up our sleeves. *Restor. Ecol.* 21, 293–296. <https://doi.org/10.1111/rec.12011>
- Balandier, P., Frochot, H., Sourisseau, A., 2009. Improvement of direct tree seeding with cover crops in afforestation: Microclimate and resource availability induced by vegetation composition. *For. Ecol. Manage.* 257, 1716–1724. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.032>
- Barnett J.P., Baker J.B., 1991. Regeneration Methods, in: Duryea M.L., Dougherty P.M. (Eds), *Forest Regeneration Manual*, Forestry Sciences, 36, Springer, Dordrecht, pp. 35-50. https://doi.org/10.1007/978-94-011-3800-0_3
- Barton, K. 2011. MuMIn: multi-model inference. <http://CRAN.Rproject.org/package>
- Bertacchi, M.I.F., Amazonas, N.T., Brancalion, P.H.S., Brondani, G.E., de Oliveira, A.C.S., de Pascoa, M.A.R., Rodrigues, R.R., 2016. Establishment of tree seedlings in the understory of restoration plantations: Natural regeneration and enrichment plantings. *Restor. Ecol.* 24, 100–108. <https://doi.org/10.1111/rec.12290>
- Bonilla-Moheno, M., Holl, K.D., 2010. Direct Seeding to Restore Tropical Mature-Forest Species in Areas of Slash-and-Burn Agriculture. *Restor. Ecol.* 18, 438–445. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00580.x>
- Brancalion, P.H.S., Schweizer, D., Gaudare, U., Mangueira, J.R., Lamonato, F., Farah, F.T., Nave, A.G., Rodrigues, R.R., 2016. Balancing economic costs and ecological

- outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. *Biotropica* 48, 856–867. <http://dx.doi.org/10.1111/btp.12383>
- Brazil, 2015. Intended nationally determined contribution towards achieving the objective of the United Nations framework convention on climate change. www4.unfccc.int/submissions/indc/
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer, New York.
- Calcagno, V., 2013. Package ‘glmulti’ : Model selection and multimodel inference made easy. <https://cran.r-project.org/web/packages/glmulti/glmulti.pdf> (R package version 1.7.2)
- Campos-Filho, E.M., Costa, J.N.M.N. Da, Sousa, O.L. De, Paulo, S., 2013. Mechanized Direct-Seeding of Native Forests in Xingu, Central Brazil Mechanized Direct-Seeding of Native Forests in Xingu, Central Brazil 37–41. <https://doi.org/10.1080/10549811.2013.817341>
- Carr, D., Bonney, N., Huxtable, D., Bartle, J., 2009. Improving Direct Seeding for Woody Crops in Temperate Australia: a review. *Rural Ind. Res. Dev. Corp.* 47.
- Chave, J. et al., 2009. Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecol. Lett.* 12,351–366.
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M.A., Chambers, J.Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J.P., Nelson, B.W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B., Yamakura, T., 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145, 87–99. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>
- Chave, J., Muller-Landau, H.C., Baker, T.R., Easdale, T.A., Steege, H.T., Webb, C.O., 2006. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. *Ecol. Appl.* 16, 2356–2367. https://repository.si.edu/bitstream/handle/10088/18433/stri_Chave_et_al_2006_EcolAps_wood_density.pdf
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M.S., Delitti, W.B.C., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P.M., Goodman, R.C., Henry, M., Martínez-

- Yrizar, A., Mugasha, W.A., Muller-Landau, H.C., Mencuccini, M., Nelson, B.W., Ngomanda, A., Nogueira, E.M., Ortiz-Malavassi, E., Péliissier, R., Ploton, P., Ryan, C.M., Saldarriaga, J.G., Vieilledent, G., 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Glob. Chang. Biol.* 20, 3177–3190. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
- Chaves, R.B., Durigan, G., Brancalion, P.H.S., Aronson, J., 2015. On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). *Restor. Ecol.* 23, 754–759. <https://doi.org/10.1111/rec.12267>
- Chazdon, R.L., 2012. Regeneração de florestas tropicais. *Bol. do Mus. Para. Emílio Goeldi. Ciênc. Nat.* 7, 195–218.
- Chazdon, R.L., 2016. Renascimento de florestas: regeneracao na era do desmatamento/ Robin L. Chazdon; [tradução Nino Amazonas, Ricardo Cesar], São Paulo; Oficina de Textos.
- Chazdon, R.L., Guariguata, M.R., 2016. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica* 48, 716–730.
- Chazdon, R.L., Uriarte, M., 2016. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. *Biotropica* 48, 709–715. <https://doi.org/10.1111/btp.12409>
- Climate Summit, 2014. FORESTS - Action Statements and Action Plans. <http://www.un.org/climatechange/summit/wp-content/uploads/sites/2/2014/07/New-York-Declaration-on-Forest-%E2%80%93-Action-Statement-and-Action-Plan.pdf> Acessado em 30 de janeiro de 2018.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.038>
- Costa, M.H., Pires, G.F., 2010. Effects of Amazon and Central Brazil deforestation scenarios on the duration of the dry season in the arc of deforestation. *Int. J. Climatol.* 30, 1970–1979. <https://doi.org/10.1002/joc.2048>
- Davidson, E.A., de Carvalho, C.J.R., Figueira, A.M., Ishida, F.Y., Ometto, J.P.H., Nardoto, G.B., Martinelli, L.A., 2007. Recuperation of nitrogen cycling in

- Amazonian forests following agricultural abandonment. *Nature* 447, 995.
<https://doi.org/10.1038/nature05900>
- Doust, S.J., Erskine, P.D., Lamb, D., 2008. Restoring rainforest species by direct seeding: Tree seedling establishment and growth performance on degraded land in the wet tropics of Australia. *For. Ecol. Manage.* 256, 1178–1188.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.06.019>
- Durigan, G., Guerin, N., Nicola, J., Neves, M., B, P.T.R.S., Martorano, N., Durigan, G., Guerin, N., 2013. Ecological restoration of Xingu Basin headwaters: motivations , engagement , challenges and perspectives. *Trans. R. Soc. London B Biol. Sci.* 368, 20120165
- Engel, V.L., Parrotta, J.A., 2001. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. *For. Ecol. Manage.* 152, 169–181.
[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00600-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00600-9)
- Farias, J. de, Marimon, B.S., Silva, L. de C.R, Petter, F.A., Andrade, F.R., Morandi, P.S., Marimon-Junior, B.H., 2016. Survival and growth of native *Tachigali vulgaris* and exotic *Eucalyptus urophylla* × *Eucalyptus grandis* trees in degraded soils with biochar amendment in southern Amazonia. *For. Ecol. Manage.* 368, 173–182.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.03.022>
- Ferreira, M.D.P., Coelho, A.B., 2015. Desmatamento Recente nos Estados da Amazônia Legal: uma análise da contribuição dos preços agrícolas e das políticas governamentais. *Rev. Econ. e Sociol. Rural* 53, 91–108.
<https://doi.org/10.1590/1234-56781806-9479005301005>
- Fonseca, A., Justino, M., Cardoso, D., Ribeiro, J., Salomão, R., Souza Jr., C., & Veríssimo, A., 2017. Boletim do desmatamento da Amazônia Legal (outubro de 2017) SAD (p. 1). Belém: Imazon.
- Garcia, E., Sampaio, F., Ramos, V., Mallmann, G.M., 2017. Costs, Benefits and Challenges of Sustainable Livestock Intensification in a Major Deforestation Frontier in the Brazilian Amazon. *Sustainability* 9, 158.
<https://doi.org/10.3390/su9010158>
- Gibbs, H.K., Munger, J., L’Roe, J., Barreto, P., Pereira, R., Christie, M., Amaral, T., Walker, N.F., 2016. Did Ranchers and Slaughterhouses Respond to Zero-

- Deforestation Agreements in the Brazilian Amazon? *Conserv. Lett.* 9, 32–42.
<https://doi.org/10.1111/conl.12175>
- Gibbs, H.K., Rausch, L., Munger, J., Schelly, I., Morton, D.C., Noojipady, P., Soares-Filho, B., Barreto, P., Micol, L., Walker, N.F., 2015. Brazil's Soy Moratorium. *Science*. 347, 377–378. <https://doi.org/10.1126/science.aaa0181>
- Gilman, A.C., Letcher, S.G., Fincher, R.M., Perez, A.I., Madell, T.W., Finkelstein, A.L., Corrales-Araya, F., 2016. Recovery of floristic diversity and basal area in natural forest regeneration and planted plots in a Costa Rican wet forest. *Biotropica* 48, 798–808. <https://doi.org/10.1111/btp.12361>
- González, E., Rochefort, L., Boudreau, S., Hugron, S., & Poulin, M. (2013). Can indicator species predict restoration outcomes early in the monitoring process? A case study with peatlands. *Ecological indicators*, 32, 232-238.
- Gotelli, N.J., Ellison, A.M., 2016. *Princípios de estatística em ecologia*. Artmed.
- Grossnickle, S.C., Ivetić, V., 2017. Direct Seeding in Reforestation – A Field Performance Review. *Reforesta*. 4, 94–142
- Guerin, N.; Isernhagen, I.; Vieira, D.L.M.; Campos-Filho, E.M.; Campos, R.J.B. Avanços e próximos desafios da semeadura direta para restauração ecológica. In: Martins, S.V. (Ed.). *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. 2. ed. Viçosa: UFV, 2015.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25, 1965–1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>
- Holl, K.D., Aide, T.M., 2011. When and where to actively restore ecosystems? *For. Ecol. Manage.* 261, 1558–1563. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>
- Holl, K.D., Zahawi, R.A., 2014. Factors explaining variability in woody above-ground biomass accumulation in restored tropical forest. *For. Ecol. Manage.* 319, 36–43. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.01.024>
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012. *Manuais Técnicos em Geociências número 1: Manual Técnico da Vegetação Brasileira Sistema fitogeográfico*, Rio de Janeiro.

- ICRAF - Tree Functional Attributes and Ecological Database.
<http://db.worldagroforestry.org/>
- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais e Embrapa. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária., 2017. Projeto PRODES - Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite.
<http://www.obt.inpe.br/prodes/dashboard/prodes-rates.html> Acessado em 30 de janeiro de 2018.
- Irving, F., 2004. A history of direct seeding. *Vic Landcare Catchment Manag.* 31, 6-7.
- ISA – Instituto Socioambiental, 2011. <https://www.socioambiental.org/pt-br>. Acesso em 30 de janeiro de 2018.
- Ivanauskas, N.M., 2002. Estudo da vegetação na área de contato entre formações florestais em Gaúcha do Norte-MT. 201 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.
- Ivanauskas, N.M., Monteiro, R., Rodrigues, R.R., 2008. Classificação fitogeográfica das florestas do Alto Rio Xingu *Phytogeographical classification of the Upper Xingu River forest.* *Acta Amaz.* 38, 387–402.
- Jakovac, C.C., Peña-Claros, M., Kuyper, T.W., Bongers, F., 2015. Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. *J. Ecol.* 103, 67–77.
<https://doi.org/10.1111/1365-2745.12298>
- Johnson, M.O., Galbraith, D., Gloor, M., Deurwaerder, H.D.E., Guimberteau, M., Rammig, A., Monteagudo, A., Phillips, O.L., Brienen, R.J.W., Vos, V.A., 2016. Variation in stem mortality rates determines patterns of above-ground biomass in Amazonian forests: implications for dynamic global vegetation models. *Glob. Chang. Biol.* 22, 3996–4013. <https://doi.org/10.1111/gcb.13315>
- Lebrija-trejos, E., Meave, J.A., Poorter, L., Pérez-garcía, E.A., Bongers, F., 2010. Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 12, 267–275.
<https://doi.org/10.1016/j.ppees.2010.09.002>
- Macedo, M.N., Coe, M.T., DeFries, R., Uriarte, M., Brando, P.M., Neill, C., Walker, W.S., 2013. Land-use-driven stream warming in southeastern Amazonia. *Philos.*

- Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 368, 20120153–20120153.
<https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0153>
- Meli, P., Herrera, F.F., Melo, F., Pinto, S., Aguirre, N., Musálem, K., Minaverri, C., Ramírez, W., Brancalion, P.H.S., 2017a. Four approaches to guide ecological restoration in Latin America. *Restor. Ecol.* 25, 156–163.
<https://doi.org/10.1111/rec.12473>
- Meli, P., Isernhagen, I., Brancalion, P.H.S., Isernhagen, E.C.C., Behling, M., Rodrigues, R.R., 2017b. Optimizing seeding density of fast-growing native trees for restoring the Brazilian Atlantic Forest. *Restor. Ecol.* 1–8. <https://doi.org/10.1111/rec.12567>
- Melo, A.C.G. de, Durigan, G., 2006. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil Carbon sequestration by planted riparian forests in Paranapanema Valley, SP, Brazil. *Sci. For.* 71, 149–154.
- Melo, F. P., Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Martínez-Ramos, M., & Tabarelli, M. (2013). On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in ecology & evolution*, 28(8), 462-468.
- 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. <https://doi.org/10.1093/biosci/biv108>
- Moran, E.F., Brondizio, E.S., Tucker, J.M., Clara, M., Mccracken, S., Falesi, I., 2000. Effects of soil fertility and land-use on forest succession in Amazonia. *For. Ecol. Manage.* 139, 93–108.
- Neill, C., Coe, M.T., Riskin, S.H., Krusche, A. V., Elsenbeer, H., Macedo, M.N., McHorney, R., Lefebvre, P., Davidson, E.A., Scheffler, R., Figueira, A.M. e. S., Porder, S., Deegan, L.A., 2013. Watershed responses to Amazon soya bean cropland expansion and intensification. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 368, 20120425–20120425. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0425>
- Norden, N., Angarita, H.A., Bongers, F., Martínez-ramos, M., Granzow-de, I., 2015. Successional dynamics in Neotropical forests are as uncertain as they are predictable. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112, 8013–8018.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1500403112>

- Nunes, F.S.M., Soares-Filho, B.S., Rajão, R., Merry, F., 2017. Enabling large-scale forest restoration in Minas Gerais state, Brazil. *Environ. Res. Lett.* 12, 44022. <https://doi.org/https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa6658>
- O'Donnell, M.S., and Ignizio, D.A., 2012, Bioclimatic predictors for supporting ecological applications in the conterminous United States: U.S. Geological Survey Data Series 691, 10 p.
- 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. <https://doi.org/10.1111/avsc.12173>
- Parrotta, J. A., & Knowles, O. H. (2001). Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: examples from the Brazilian Amazon. *Ecological Engineering*, 17(2-3), 219-239.
- Pellizzaro, K.F., Cordeiro, A.O.O., Alves, M., Motta, C.P., Rezende, G.M., Silva, R.R.P., Ribeiro, J.F., Sampaio, A.B., Vieira, D.L.M., Schmidt, I.B., 2017. “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. *Brazilian Journal of Botany*, 40(3), 681-693. <https://doi.org/10.1007/s40415-017-0371-6>
- Peña-Claros, M., 2003. Changes in Forest Structure and Species Composition during Secondary Forest Succession in the Bolivian Amazon. *Biotropica* 35, 450–461.
- Peña-Claros, M., Poorter, L., Alarcón, A., Blate, G., Choque, U., Fredericksen, T.S., Justiniano, M.J., Leño, C., Licona, J.C., Pariona, W., Putz, F.E., Quevedo, L., Toledo, M., 2012. Soil Effects on Forest Structure and Diversity in a Moist and a Dry Tropical Forest. *Biotropica* 44, 276–283.
- Poorter, L., Bongers, F., Aide, T.M., Almeyda Zambrano, A.M., Balvanera, P., Becknell, J.M., Boukili, V., Brancalion, P.H.S., Broadbent, E.N., Chazdon, R.L., Craven, D., De Almeida-Cortez, J.S., Cabral, G.A.L., De Jong, B.H.J., Denslow, J.S., Dent, D.H., DeWalt, S.J., Dupuy, J.M., Durán, S.M., Espírito-Santo, M.M., Fandino, M.C., César, R.G., Hall, J.S., Hernandez-Stefanoni, J.L., Jakovac, C.C., Junqueira, A.B., Kennard, D., Letcher, S.G., Licona, J.C., Lohbeck, M., Marín-Spiotta, E., Martínez-Ramos, M., Massoca, P., Meave, J.A., Mesquita, R., Mora, F., Muñoz, R., Muscarella, R., Nunes, Y.R.F., Ochoa-Gaona, S., De Oliveira, A.A., Orihuela-

- Belmonte, E., Penã-Claros, M., Pérez-García, E.A., Piotto, D., Powers, J.S., Rodríguez-Velázquez, J., Romero-Pérez, I.E., Ruíz, J., Saldarriaga, J.G., Sanchez-Azofeifa, A., Schwartz, N.B., Steininger, M.K., Swenson, N.G., Toledo, M., Uriarte, M., Van Breugel, M., Van Der Wal, H., Veloso, M.D.M., Vester, H.F.M., Vicentini, A., Vieira, I.C.G., Bentos, T.V., Williamson, G.B., Rozendaal, D.M.A., 2016. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature* 530, 211–214. <https://doi.org/10.1038/nature16512>
- Quesada, C.A., Phillips, O.L., Schwarz, M., Czimczik, C.I., Baker, T.R., Patiño, S., Fyllas, N.M., Hodnett, M.G., Herrera, R., Almeida, S., Alvarez Dávila, E., Arneeth, A., Arroyo, L., Chao, K.J., Dezzeo, N., Erwin, T., Di Fiore, A., Higuchi, N., Honorio Coronado, E., Jimenez, E.M., Killeen, T., Lezama, A.T., Lloyd, G., López-González, G., Luizão, F.J., Malhi, Y., Monteagudo, A., Neill, D.A., Núñez Vargas, P., Paiva, R., Peacock, J., Peñuela, M.C., Peña Cruz, A., Pitman, N., Priante Filho, N., Prieto, A., Ramírez, H., Rudas, A., Salomão, R., Santos, A.J.B., Schmerler, J., Silva, N., Silveira, M., Vásquez, R., Vieira, I., Terborgh, J., Lloyd, J., 2012. Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. *Biogeosciences* 9, 2203–2246. <https://doi.org/10.5194/bg-9-2203-2012>
- R Core Team, 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Réjou-Méchain, M. et al., 2017. Biomass: an r package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests. *Methods in Ecology and Evolution* 8, 1163-1167.
- Rodgers, J. L., Nicewander, W. A., 1988. Thirteen ways to look at the correlation coefficient, *The American Statistical* 42, 59-66.
- Rodrigues, R.R., Gandolfi, S., Nave, A.G., Aronson, J., Barreto, T.E., Vidal, C.Y., Brancalion, P.H., 2011. Forest Ecology and Management Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *For. Ecol. Manage.* 261, 1605–1613. <https://doi.org/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. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>
- Rodrigues, S. B., 2018. Espécies semeadas e colonizadoras garantem a trajetória da restauração de florestas na bacia do Alto Xingu. Dep. Ecologia, Univ. Brasília.
- Rozendaal, D.M.A., Chazdon, R.L., Arreola-Villa, F., Balvanera, P., Bentos, T. V., Dupuy, J.M., Hernández-Stefanoni, J.L., Jakovac, C.C., Lebrija-Trejos, E.E., Lohbeck, M., Martínez-Ramos, M., Massoca, P.E.S., Meave, J.A., Mesquita, R.C.G., Mora, F., Pérez-García, E.A., Romero-Pérez, I.E., Saenz-Pedroza, I., van Breugel, M., Williamson, G.B., Bongers, F., 2017. Demographic Drivers of Aboveground Biomass Dynamics During Secondary Succession in Neotropical Dry and Wet Forests. *Ecosystems* 20, 340–353. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-0029-4>
- Ruiz-Jaén, M.C., Aide, T.M., 2005. Vegetation structure , species diversity , and ecosystem processes as measures of restoration success. *For. Ecol. Manage.* 218, 159–173. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.07.008>
- Sampaio, A.B. et al., 2015. Guia de restauração do Cerrado: volume 1: semeadura direta. Brasília: Universidade de Brasília, Rede de Sementes do Cerrado, 40 p.
- Schneemann, B.B., McElhinny, C., 2012. Shrubby today but not tomorrow ? Structure, composition and regeneration dynamics of direct seeded revegetation. *Ecol. Manag. Restor.* 13, 284–289. <https://doi.org/10.1111/emr.12007>
- Shoo, L. P., Freebody, K., Kanowski, J., & Catterall, C. P. (2016). Slow recovery of tropical old-field rainforest regrowth and the value and limitations of active restoration. *Conservation Biology*, 30(1), 121-132.
- Silva, R.P., Vieira, D.L.M., 2017. Direct seeding of 16 Brazilian savanna trees: responses to seed burial, mulching and an invasive grass. *Appl. Veg. Sci.* 20, 410–421. <https://doi.org/10.1111/avsc.12305>
- Silva, R.R.P., Oliveira, D.R., da Rocha, G.P.E., Vieira, D.L.M., 2015. Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. *Restor. Ecol.* 23, 393–401. <https://doi.org/10.1111/rec.12213>

- Soares-Filho, B., Rajão, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., Rodrigues, H., Alencar, A., 2014. Cracking Brazil's Forest Code. *Science*. 344, 363–364. <https://doi.org/10.1126/science.1246663>
- Sovu, A., Savadogo, P., Tigabu, M., Odén, P.C., 2010. Restoration of Former Grazing Lands in the Highlands of Laos Using Direct Seeding of Four Native Tree Species. *Mt. Res. Dev.* 30, 232–243.
- Suding, B.K., Higgs, E., Palmer, M., Callicott, J.B., Anderson, C.B., Gutrich, J.J., Hondula, K.L., Lafavor, M.C., Larson, B.M.H., Randall, A., Ruhl, J.B., Schwartz, K.Z.S., 2015. Committing to ecological restoration. *Science*. 348, 638–640.
- Suganuma, M.S., Durigan, G., 2014. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restor. Ecol.* 23, 238–251. <https://doi.org/10.1111/rec.12168>
- Teixeira, G.G., Soares-Filho, B.S., 2009. Simulação da tendência do desmatamento nas Cabeceiras do Rio Xingu, Mato Grosso - Brasil. *An. XIV Simpósio Bras. Sensoriamento Remoto, Natal, Bras.* 5483–5490.
- Toledo, M., Poorter, L., Peña-Claros, M., Alarcón, A., Balcázar, J., Leño, C., Licona, J.C., Llanque, O., Vroomans, V., Zuidema, P., Bongers, F., 2011. Climate is a stronger driver of tree and forest growth rates than soil and disturbance. *J. Ecol.* 99, 254–264. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01741.x>
- Urbanek, S. 2017. Package 'rJava': Low-Level R to Java Interface. <https://cran.microsoft.com/web/packages/rJava/rJava.pdf> (R package version 1.7.2)
- Urzedo, D.I., Vidal, E., Sills, E.O., Pina-Rodrigues, F.C.M., Junqueira, R.G.P., 2015. Tropical forest seeds in the household economy : effects of market participation among three sociocultural groups in the Upper Xingu region. *Environ. Conserv.* 43, 13–23. <https://doi.org/10.1017/S0376892915000247>
- Venables, W. N., Ripley, B. D., 2002. *Modern Applied Statistics with S*. Springer, New York.
- Vieira, D.L.M., Sartorelli, P., Sousa, A.D.P., Rezende, G., 2017. Avaliação de indicadores da recomposição da vegetação nativa no Distrito Federal e em Mato Grosso. *Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia. Nota Técnica/Nota*

Científica. INPUT. (Aliança Cerrado).

Zahawi, R. A., Holl, K. D., Cole, R. J., & Reid, J. L. (2013). Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), 88-96.

Zanne, A.E. et al., 2009. Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum. Dryad Digital Repository. <http://dx.doi.org/10.5061/dryad.234>

Zar, J.H., 1999. *Biostatistical analysis*. 4. ed. New Jersey, Prentice-Hall, Inc., 663 p.

7. ANEXOS

Tabela 5. Matriz de correlação das variáveis físicas e químicas de solo das florestas restauradas por semeadura direta na bacia do rio Xingu, Mato Grosso, Brasil.

	Ca	Mg	Al	HAl	K	P	Matéria Orgânica	Zn	CTC	Saturação Base	Al trocável	pH Ca	Argila	Silte	Areia
Ca	1,000	0,879	-0,771	-0,295	0,354	0,305	0,376	0,344	0,490	0,937	-0,888	0,804	0,252	0,256	-0,258
Mg	0,879	1,000	-0,709	-0,234	0,460	0,088	0,398	0,093	0,535	0,891	-0,820	0,763	0,228	0,242	-0,235
Al	-0,771	-0,709	1,000	0,560	-0,021	-0,378	-0,343	-0,168	-0,087	-0,851	0,924	-0,874	0,027	0,000	-0,022
HAl	-0,295	-0,234	0,560	1,000	0,263	-0,011	0,045	-0,045	0,671	-0,501	0,383	-0,416	0,243	0,217	-0,243
K	0,354	0,460	-0,021	0,263	1,000	-0,134	0,020	0,131	0,592	0,323	-0,262	0,166	0,369	0,313	-0,365
P	0,305	0,088	-0,378	-0,011	-0,134	1,000	0,205	0,476	0,145	0,246	-0,406	0,303	-0,234	-0,147	0,222
Matéria Orgânica	0,376	0,398	-0,343	0,045	0,020	0,205	1,000	-0,045	0,333	0,383	-0,428	0,457	0,078	0,093	-0,082
Zn	0,344	0,093	-0,168	-0,045	0,131	0,476	-0,045	1,000	0,151	0,232	-0,227	0,187	-0,140	-0,146	0,144
CTC	0,490	0,535	-0,087	0,671	0,592	0,145	0,333	0,151	1,000	0,288	-0,341	0,251	0,416	0,396	-0,420
Saturação Base	0,937	0,891	-0,851	-0,501	0,323	0,246	0,383	0,232	0,288	1,000	-0,938	0,878	0,149	0,173	-0,157
Al trocável	-0,888	-0,820	0,924	0,383	-0,262	-0,406	-0,428	-0,227	-0,341	-0,938	1,000	-0,908	-0,091	-0,123	0,099
pH Ca	0,804	0,763	-0,874	-0,416	0,166	0,303	0,457	0,187	0,251	0,878	-0,908	1,000	0,078	0,108	-0,086
Argila	0,252	0,228	0,027	0,243	0,369	-0,234	0,078	-0,140	0,416	0,149	-0,091	0,078	1,000	0,879	-0,996
Silte	0,256	0,242	0,000	0,217	0,313	-0,147	0,093	-0,146	0,396	0,173	-0,123	0,108	0,879	1,000	-0,920
Areia	-0,258	-0,235	-0,022	-0,243	-0,365	0,222	-0,082	0,144	-0,420	-0,157	0,099	-0,086	-0,996	-0,920	1,000

Tabela 6. Densidade específica da madeira (g/cm³) utilizada nas estimativas de biomassa acima do solo das florestas restauradas por semeadura direta na bacia do rio Xingu, Mato Grosso, Brasil.

Família	Espécie	Densidade da madeira (g/cm ³)	Base de dados
Anacardiaceae	<i>Anacardium nanum</i>	0,4544	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Anacardiaceae	<i>Anacardium occidentale</i>	0,4465	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Anacardiaceae	<i>Astronium fraxinifolium</i>	0,8500	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Anacardiaceae	<i>Myracrodruon urundeuva</i>	1,0321	ICRAF
Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i>	0,3914	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i>	0,4570	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Annonaceae	<i>Annona</i> sp	0,5188	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Annonaceae	<i>Cardiopetalum</i> sp1	0,6450	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Annonaceae	<i>Cardiopetalum</i> sp2	0,6450	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Annonaceae	<i>Duguetia</i> sp	0,7289	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Annonaceae	<i>Duguetia</i> sp2	0,7289	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Annonaceae	<i>Annona coriacea</i>	0,5188	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Annonaceae	<i>Xylopiya aromatica</i>	0,5613	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Apocynaceae	<i>Aspidosperma</i> sp	0,7505	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Apocynaceae	<i>Aspidosperma subincanum</i>	0,8200	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Apocynaceae	<i>Hancornia speciosa</i>	0,5929	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Apocynaceae	<i>Himatanthus sucuuba</i>	0,4620	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i>	0,4559	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Bignoniaceae	<i>Cybistax antisiphilitica</i>	0,5900	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Bignoniaceae	<i>Jacaranda cuspidifolia</i>	0,4725	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Bignoniaceae	<i>Tabebuia aurea</i>	0,7600	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Bignoniaceae	<i>Tabebuia impetiginosus</i>	0,9115	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Bignoniaceae	<i>Tabebuia ochracea</i>	0,8700	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Bignoniaceae	<i>Tabebuia roseoalba</i>	0,7623	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Bignoniaceae	<i>Tabebuia serratifolius</i>	0,7623	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Bixaceae	<i>Bixa orellana</i>	0,3600	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Bixaceae	<i>Cochlospermum orinocense</i>	0,2240	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Burseraceae	<i>Tetragastris</i> sp	0,7301	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Burseraceae	<i>Trattinnickia rhoifolia</i>	0,4511	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i>	0,5891	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i>	0,3190	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Caryocaraceae	<i>Caryocar brasiliense</i>	0,6500	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Celastraceae	<i>Hippocratea</i> sp	0,6082	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella glandulosa</i>	0,9250	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i>	0,7280	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Combretaceae	<i>Buchenavia macrophylla</i>	0,7454	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Combretaceae	<i>Buchenavia tetraphylla</i>	0,6173	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009

Combretaceae	<i>Buchenavia tomentosa</i>	0,7454	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Combretaceae	<i>Terminalia argentea</i>	0,8100	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Compositae	<i>Vernonia polyanthes</i>	0,3300	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Connaraceae	<i>Connarus perrottetii</i>	0,5000	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Dilleniaceae	<i>Curatella americana</i>	0,6500	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Ebenaceae	<i>Diospyros hispida</i>	0,6200	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i>	0,8212	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Euphorbiaceae	<i>Mabea angustifolia</i>	0,6082	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Euphorbiaceae	<i>Mabea fistulifera</i>	0,6082	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Euphorbiaceae	<i>Mabea pohliana</i>	0,6082	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianensis</i>	0,5880	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp	0,7553	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp1	0,7553	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp2	0,7553	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Inga</i> sp	0,5781	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Senegalia</i> sp	0,7045	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Senna</i> sp	0,6029	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Adenanthera pavonina</i>	0,7124	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i>	0,8661	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Anadenanthera peregrina</i>	0,8833	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Anadenanthera</i> sp	0,8698	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Andira cujabensis</i>	0,7739	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Andira vermifuga</i>	0,7739	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Apuleia leiocarpa</i>	0,7993	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Bauhinia rufa</i>	0,7553	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Bowdichia virgilioides</i>	0,9100	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Chloroleucon mangense</i>	0,9900	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Copaifera langsdorffii</i>	0,6500	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Copaifera marginata</i>	0,6591	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Dialium guianense</i>	0,8952	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Dimorphandra mollis</i>	0,7871	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Dipteryx alata</i>	0,9775	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Dipteryx odorata</i>	0,9228	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Enterolobium maximum</i>	0,4067	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Enterolobium schomburgkii</i>	0,6989	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Enterolobium timbouva</i>	0,5310	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i>	0,7923	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Hymenaea martiana</i>	0,8250	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	0,9000	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Inga heterophylla</i>	0,5600	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Inga thibaudiana</i>	0,5781	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009

Fabaceae	<i>Machaerium acutifolium</i>	1,1200	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Machaerium quinata</i>	0,7325	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i>	0,8409	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Ormosia excelsa</i>	0,6100	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Parkia pendula</i>	0,5212	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Plathymenia reticulata</i>	0,4967	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Samanea tubulosa</i>	0,5367	ICRAF
Fabaceae	<i>Senegalia mattogrossensis</i>	0,7045	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Senegalia polyphylla</i>	0,6293	ICRAF
Fabaceae	<i>Senna alata</i>	0,6029	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Senna silvestris</i>	0,6029	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Stryphnodendron adstringens</i>	1,1900	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Tachigali bracteosa</i>	0,5767	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Fabaceae	<i>Tachigali vulgaris</i>	0,5200	Farias et al. 2016
Fabaceae	<i>Vatairea macrocarpa</i>	0,7850	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Humiriaceae	<i>Humiriastrum dentatum</i>	0,6901	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Hypericaceae	<i>Vismia brasiliensis</i>	0,6400	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Hypericaceae	<i>Vismia guianensis</i>	0,4750	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Lauraceae	-	0,6349	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Lauraceae	<i>Endlicheria</i> sp	0,4959	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Lauraceae	<i>Nectandra</i> sp	0,5624	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Lauraceae	<i>Endlicheria</i> sp2	0,4954	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Lythraceae	<i>Physocalymma scaberrimum</i>	0,8500	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Malpighiaceae	<i>Byrsonima arthropoda</i>	0,6200	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Malpighiaceae	<i>Byrsonima cydoniifolia</i>	0,6487	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Malpighiaceae	<i>Byrsonima intermedia</i>	0,6487	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Malpighiaceae	<i>Byrsonima pachyphylla</i>	0,6487	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Malpighiaceae	<i>Byrsonima verbascifolia</i>	0,7500	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Malpighiaceae	<i>Malpighia emarginata</i>	0,6109	ICRAF
Malvaceae	<i>Apeiba tibourbou</i>	0,2000	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i>	0,3920	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	0,5188	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i>	0,5630	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Malvaceae	<i>Sterculia striata</i>	0,4048	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp	0,6292	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Meliaceae	-	0,5880	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Moraceae	<i>Brosimum gaudichaudii</i>	0,6400	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i>	0,7945	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Moraceae	<i>Morus nigra</i>	0,5170	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Moraceae	<i>Pseudolmedia macrophylla</i>	0,6603	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Moraceae	<i>Pseudolmedia</i> sp	0,6723	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009

Myrtaceae	sp1	0,8022	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Myrtaceae	sp2	0,8022	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Myrtaceae	sp3	0,8022	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Myrtaceae	<i>Campomanesia eugenioides</i>	0,8400	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Myrtaceae	<i>Eugenia dysenterica</i>	0,8022	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Myrtaceae	<i>Myrcia lingua</i>	0,8155	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i>	0,6520	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
NI 1	-	0,6349	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
NI 2	-	0,6349	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
NI 3	-	0,6349	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
NI 4	-	0,6349	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
NI 5	-	0,6349	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
NI 6	-	0,6349	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
NI 7	-	0,6349	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Opiliaceae	<i>Agonandra brasiliensis</i>	0,8178	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Peraceae	<i>Pera heteranthera</i>	0,6655	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Rubiaceae	-	0,6663	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Rubiaceae	<i>Alibertia</i> sp	0,7325	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Rubiaceae	<i>Alibertia</i> sp2	0,7325	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Rubiaceae	<i>Alibertia edulis</i>	0,7600	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i>	0,6338	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	0,5693	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Salicaceae	<i>Casearia</i> sp	0,6476	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Sapindaceae	-	0,7664	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Sapindaceae	<i>Matayba</i> sp	0,7713	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i>	0,6700	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Sapindaceae	<i>Magonia pubescens</i>	0,7700	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Sapindaceae	<i>Matayba arborescens</i>	0,6967	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Sapindaceae	<i>Matayba guianenses</i>	0,7713	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Sapotaceae	<i>Pouteria</i> sp	0,7113	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i>	0,3833	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Simaroubaceae	<i>Simarouba versicolor</i>	0,4382	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i>	0,6618	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Solanaceae	<i>Solanum lycocarpum</i>	0,4119	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Urticaceae	<i>Cecropia</i> sp	0,3378	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i>	0,4100	Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009