



UNIVERSIDADE FEDERAL DE RORAIMA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS NATURAIS

ANIELLE DE SOUSA DA CONCEIÇÃO

**INFLUÊNCIA DO FLORESTAMENTO DE *Acacia mangium* Willd. NO
ESTABELECIMENTO DE ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVAS**

BOAVISTA, RR

2016

ANIELLE DE SOUSA DA CONCEIÇÃO

**INFLUÊNCIA DO FLORESTAMENTO DE *Acacia mangium* Willd. NO
ESTABELECIMENTO DE ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais- PRONAT, da Universidade Federal de Roraima como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Recursos Naturais. Área de concentração: Manejo e conservação de Bacias Hidrográficas.

Orientadora: Carolina Volkmer de Castilho

Co-orientadora: Lidiany Camila da Silva
Carvalho

BOA VISTA, RR

2016

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
Biblioteca Central da Universidade Federal de Roraima

C744i Conceição, Anielle de Sousa da.

Influência do florestamento de *Acacia mangium* Willd. no estabelecimento de espécies arbóreas nativas / Anielle de Sousa da Conceição. – Boa Vista, 2016.

69f. : il.

Orientadora: Carolina Volkmer de Castilho.

Co-orientadora: Lidiany Camila da Silva Carvalho.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Roraima, Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais.

1 – *Acacia mangium*. 2 – Savana. 3 – Serra da Lua. 4 – Regeneração Natural. 5 – Roraima. I – Título. II – Castilho, Carolina Volkmer de (orientadora). III – Carvalho, Lidiany Camila da Silva (orientadora).

CDU - 504-03(811.4)

Anielle de Sousa da Conceição

“Influência do florestamento de *Acacia mangium* no estabelecimento de espécies arbóreas de savanas”

Dissertação apresentada como pré-requisito para conclusão do Curso de Mestrado em Recursos Naturais da Universidade Federal de Roraima, defendida em 30 de agosto de 2016 e avaliada pela seguinte Banca Examinadora:

carolina V. de castilho

Profa. Dra. Carolina Volkmer de Castilho
Orientadora - Embrapa Roraima

Paulo Emilio Kaminski

Prof. Dr. Paulo Emilio Kaminski
Membro - Embrapa Roraima

Haron Xaud

Prof. Dr. Haron Abraham Magalhães Xaud
Membro - Embrapa Roraima.

Andréia Silva Flores

Profa. Dra. Andréia Silva Flores
Membro - Museu Integrado de Roraima

A minha família, por todo apoio e incentivo.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus por me amparar nos momentos de dificuldades e me conceder sabedoria nas escolhas dos melhores caminhos, dotando-me de força para prosseguir diante dos obstáculos.

A minha orientadora Dr^a. Carolina Volkmer de Castilho, por ter me dado essa oportunidade que me fez conhecê-la melhor e admirá-la pela incrível profissional e ser humano que és. Obrigada pela orientação, paciência, compreensão, pelos ensinamentos, troca de conhecimentos e por se manter sempre presente, mesmo quando estava longe.

A minha co-orientadora Dr^a. Lidiany Camila da Silva Carvalho, pela paciência, pelos ensinamentos, por se mostrar sempre disponível em ajudar, por me motivar quando disse que não conseguiria, incentivando-me a não desistir. Muito obrigada!

A CAPES, pela concessão da bolsa de estudo e ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais (PRONAT), pelo apoio logístico nos trabalhos de campo.

A minha mãe, por seu enorme amor, compreensão, pelas palavras carinhosas que ouvi sempre que me senti insegura e por sempre me acolher de braços abertos durante os momentos de dificuldade. Agradeço também por todos os mimos, denges e por fazer-me sentir ser a filha mais amada do mundo.

Ao meu esposo Diego Cardoso, pela compreensão, paciência, companheirismo, por estar sempre ao meu lado durante essa caminhada e por ter sido um ótimo pai quando minha ausência se fez necessária.

A minha filha Maria Eduarda, que sempre me recebia com um abraço apertado todas as vezes que eu voltava do campo. Seu amor, doçura e inocência de criança são as razões que me fazem prosseguir. Perdoe-me por todas as vezes que estive ausente.

A FIT- Manejo Florestal do Brasil Ltda, por me permitir livre acesso aos plantios de acácias dentro de suas fazendas, garantindo, dessa forma, a realização desta pesquisa. Ao Eder Alves de Oliveira, por intermediar minhas idas a campo junto à empresa, pela atenção, paciência e gentileza. Obrigada!

Aos funcionários da fazenda Castelão Norte, principalmente ao Aluísio e Dário (Mineiro), por toda ajuda que me deram na localização das parcelas permanentes e locomoção dentro dos plantios, sem vocês eu estaria literalmente perdida. Agradeço a todos por tornarem minha estadia, durante todo o período de campo, mais agradável e divertida, pelos diversos causos compartilhados e por todos os resgates, quando me vi sem saber onde estava. A vocês, meu muito obrigada. Esse trabalho não seria o mesmo sem vocês.

Aos meus ajudantes de campo, Agnaldo Nogueira de Souza (Caçula) e Wicles Santos Batista, que tanto me ajudaram com as coletas e nas medições das árvores. Obrigada por tornarem o trabalho menos estressante e cansativo, pelos cuidados comigo em campo, pelas brincadeiras e risadas, principalmente enquanto andávamos no lavrado atrás das parcelas, pelas estórias hilárias de vocês, jamais me esquecerei da “goiaba do lavrado”. Muito obrigada meninos, vocês foram os melhores ajudantes de campo que alguém poderia ter.

Ao Sidney Araújo por toda ajuda, tanto em campo quanto na cidade (com as compras dos mantimentos e idas à FIT).

Ao Danverson Chaves, pela ajuda, em algumas parcelas, com as medições de profundidade da serapilheira.

À coordenação do Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais - PRONAT, Prof. Dr. Marcos José Salgado Vital e Prof. Dra. Gardênia Holanda Cabral pela disponibilidade em ajudar todas as vezes que precisei.

A todo o quadro de professores do PRONAT pelo aprendizado repassado durante todo esse período, em especial aos professores Dr. Reinaldo Imbrozio Barbosa e Dr^a. Carolina Volkmer de Castilho. Dr. Reinaldo sempre fazendo de suas aulas verdadeiras “discussões”, sempre muito enriquecedoras e Dr^a. Carolina tornando a ecologia ainda mais bela e interessante, com valiosas contribuições.

A todos os colegas de turma, em especial à Cíntia de Castro pela colaboração em minha pesquisa, passando-me informações que muito me ajudaram.

Por fim, agradeço a todos que participaram de forma direta ou indireta da realização deste trabalho. Meus mais sinceros agradecimentos.

“Existem muitas hipóteses em ciência que estão erradas. Isso é perfeitamente aceitável, elas são a abertura para achar as que estão certas” (Carl Sagan).

RESUMO

Este estudo teve como objetivo avaliar o efeito de alterações ambientais induzidas pelo florestamento de *Acacia mangium* na dinâmica da regeneração natural de espécies arbóreas nativas em áreas originalmente ocupadas por savanas. Os efeitos da abertura de dossel, acúmulo de serapilheira e área basal de *A. mangium* nas taxas de crescimento, recrutamento e mortalidade de espécies nativas estabelecidas no sub-bosque dos plantios foram avaliados em um intervalo de dois anos. Indivíduos arbóreos e arbustivos com diâmetro de base maior ou igual a 2 cm foram medidos em parcelas longas e estreitas (250m x 2m) de 0,05 hectare, sendo 8 parcelas em áreas de savana e 17 em plantios com idade média de 12 anos. A abertura do dossel foi obtida a partir de fotografias digitais e a profundidade da serapilheira foi determinada com o uso do medidor Marimon-Hay. A massa seca da serapilheira e a biomassa de herbáceas foram determinadas pelo método direto. No total, foram encontrados 1436 indivíduos arbóreos e arbustivos distribuídos em 29 famílias e 54 espécies. Espécies de savana encontradas no sub-bosque representaram somente 16,67% dos indivíduos, sendo o sub-bosque dos plantios dominado por espécies florestais (51,85%) e generalistas (29,63%). A estrutura da vegetação não apresentou mudanças significativas ao longo do intervalo de tempo analisado. A regeneração natural no sub-bosque dos plantios de acacia estudados foi caracterizada por indivíduos de espécies nativas com diâmetro de base até 4 cm e altura inferior a 5m. Indivíduos de *Acacia mangium* regenerando nos plantios foram raros. No entanto, após a passagem do fogo, o sub-bosque é rapidamente colonizado por um número elevado de plântulas de *A. mangium*. Não houve diferença significativa entre o crescimento em diâmetro ($F= 2,91$; $p < 0,07$) e altura ($F= 2,35$; $p < 0,25$) de espécies nativas estabelecidas no sub-bosque dos plantios e nas áreas de savana. Não foi encontrada diferença significativa na taxa de recrutamento entre os plantios de acacia e a savana ($t= 0,14$; $p= 0,89$), assim como na mortalidade ($t= 0,86$; $p= 0,39$). O efeito do ambiente na taxa de crescimento relativo de espécies de savana foi dependente da espécie. *Curatella americana* ($t= -8,60$; $p < 0,0001$) e *Bowdichia virgilioides* ($t= -2,43$; $p < 0,03$) apresentaram maior taxa média de crescimento em diâmetro em áreas de savana quando comparado ao plantio. A taxa de mortalidade não foi relacionada com a abertura de dossel ou área basal de *A. mangium*. No entanto, a mesma foi inversamente relacionada ao estoque de serapilheira no solo ($F= 7,43$, $p= 0,01$), indicando que quanto maior o estoque de serapilheira sobre o solo, menor foi a taxa de mortalidade registrada. A biomassa de herbáceas apresentou relação negativa com a área basal de acacia. A elevada dominância de *A. mangium* no dossel e a baixa densidade de indivíduos de espécies nativas regenerando no sub-bosque sugerem que o florestamento de áreas de savana com a espécie tem um papel limitado na catalisação da sucessão secundária.

Palavras chave: *Acacia mangium*. Savana. Serra da Lua. Regeneração Natural. Roraima.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the effects of environmental changes (canopy openness and litter accumulation) induced by the *Acacia mangium* afforestation on the dynamics of native tree species natural regeneration on areas originally occupied by savannas. The effects of canopy openness, litter accumulation, and basal area of *A. mangium* on growth, recruitment, and mortality rates of native species established in the understory of the plantations were studied in a two-year interval. Individuals with base diameter greater or equal to 2 cm were measured in long, narrow plots (250m x 2m) of 0.05 hectare, with 8 plots located in savanna areas and 17 in forest plantations with an average age of 12 years. Canopy openness and litter (depth and dry mass) were obtained to evaluate the effects of these variables in the native tree species annual growth rates, mortality, and recruitment in the understory of the plantations. Canopy openness was obtained from digital photographs and litter depth was determined using the Marimon-Hay meter. The dry mass of litter and herbaceous biomass were determined by the direct method. In total, I found 1,436 individuals belonging to 29 families and 54 species. Savanna species represented only 16.67% of the individuals; the understory was dominated by forest (51.85%) and generalist (29.63%) species. The vegetation structure did not show significant changes over the time interval studied. Natural regeneration in the understory of acacia plantations studied was characterized by individuals of native species with diameter smaller than 4 cm and lower than 5 m in height. Regeneration of *Acacia mangium* in plantations was rare (only 3% of the sapling belonged to this species). However, after fire events, large number of acacia seedlings rapidly colonized the understory. The diameter growth, recruitment, and mortality of native species did not differ significantly between the study environments (savanna and plantation forest). There was no significant difference between the growth in diameter ($F = 2.91$, $p < 0.07$) and height ($F = 2.35$, $p < 0.25$) of native species established in plantations versus savanna, nor in the recruitment rate ($t = 0.14$; $p = 0.89$), and mortality ($t = 0.86$; $p = 0.39$) among acacia plantations and savanna. The effects of environment on relative growth rate of savanna species was dependent on the species. *Curatella americana* ($t = -8.60$, $p < 0.0001$) and *Bowdichia virgilioides* ($t = -2.43$, $p < 0.03$) showed higher average growth rate in diameter in savanna areas, when compared to plantations. Mortality rate was also not related to canopy openness or basal area of *A. mangium*. However, the mortality rate was inversely related to the litter accumulated on the ground ($F = 7.43$, $p = 0.01$), indicating that lower mortality rates were expected in areas with higher amount of litter accumulation. The herbaceous biomass showed a negative relationship with the basal area of acacia ($t = -3.82$, $p < 0.001$). The high dominance of *A. mangium* in the canopy, and the low density of individuals regenerating in the understory suggest that afforestation with *A. mangium* has a limited role in catalyzing secondary succession.

Keywords: *Acacia mangium*. Savana. Natural Regeneration. Serra da Lua. Roraima.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1-	Localização dos módulos e parcelas permanentes RAPELD estabelecidos em um mosaico de plantios de <i>Acacia mangium</i> de diferentes idades, remanescentes de savana, floresta estacional decidual e matas de galeria no município de Bonfim, Roraima, Brasil.....	23
Figura 2-	Desenho esquemático das parcelas permanentes instaladas nos módulos Serra da Lua, município de Bonfim, Roraima, Brasil.....	26
Figura 3-	Quantificação da profundidade da serapilheira com o uso do medidor Marimon-Hay (MARIMON-JÚNIOR; HAY, 2008). O medidor consiste de uma base com 42 dentes que deve ser pressionada sobre a camada de serapilheira (A) para coleta das folhas secas sobre o solo. Em seguida, é feita a medida da espessura da camada de folhas que fica presa na base do coletor (B).....	27
Figura 4-	Esquema indicando os pontos utilizados para obtenção de medida de abertura de dossel, coleta de serapilheira e biomassa de herbáceas em cada parcela amostral.....	28
Figura 5-	Distribuição em classes diâmetrica dos indivíduos das espécies nativas (floresta, floresta/Savana e Savana) e <i>Acacia mangium</i> nas parcelas de plantio nos censos de 2014 (A) e 2016 (B).....	35
Figura 6-	Distribuição em classes de altura dos indivíduos das espécies nativas (floresta, floresta/Savana e Savana) e <i>Acacia mangium</i> nas parcelas de plantio nos censos de 2014 (A) e 2016.....	36
Figura 7-	Distribuição diamétrica das espécies nativas de Savana nas áreas de plantio de <i>Acacia mangium</i> e Savana em 2014 (A) e 2016 (B). Distribuição em classes de altura das espécies nativas de Savana nas áreas de plantio de <i>A. mangium</i> e Savana em 2014 (C) e 2016 (D).....	38
Figura 8-	Taxa de crescimento relativo em diâmetro de <i>Acacia mangium</i> e de espécies nativas de diferentes habitats estabelecidas no sub-bosque dos plantios de <i>A. mangium</i> localizados em Roraima. Os pontos representam a taxa média de crescimento relativo por parcela, o retângulo representa os desvios (± 1 desvio padrão) e a barra, a média.....	41
Figura 9-	Taxa de crescimento relativo em diâmetro de espécies de savana nos plantios de <i>Acacia mangium</i> e na savana. Os pontos representam a taxa média de crescimento relativo por parcela, o retângulo representa os desvios (± 1 desvio padrão) e a barra, a média.....	42

Figura 10-	Taxa média de recrutamento, mortalidade, ganho e perda em área basal para os indivíduos de espécies de savana nos plantios de <i>Acacia mangium</i> e na Savana.....	43
Figura 11-	Taxa de rotatividade de área basal de espécies nativas em plantios de <i>Acacia mangium</i> e savana.....	44
Figura 12-	Taxa de crescimento relativo de indivíduos de <i>Bowdichia virgilioides</i> (n=20), <i>Byrsonima crassifolia</i> (n=37) e <i>Curatella americana</i> (n=139) no sub-bosque de plantios de <i>Acacia mangium</i> e em áreas de savana. Os pontos representam a taxa média de crescimento relativo por parcela, o retângulo representa os desvios (± 1 desvio padrão) e a barra, a média.....	45
Figura 13-	Relação entre a taxa de mortalidade e massa seca de serapilheira no sub-bosque de plantios florestais de <i>Acacia mangium</i> na Amazônia Setentrional.....	47
Figura 14-	Relação entre a biomassa de herbácea e área basal de <i>Acacia mangium</i> em plantios florestais no Bonfim, Roraima, Brasil.....	49

LISTA DE TABELAS

Tabela 1-	Número total de espécies arbóreas e arbustivas registrado no sub-bosque de plantios de <i>Acacia mangium</i> e em áreas de savana adjacentes aos plantios (Bonfim, RR) nos anos de 2014 e 2016. Espécies nativas florestais (Fl), Floresta-Savana (Fl/Sv) e Savana (Sv).....	33
Tabela 2-	Número médio de indivíduos de espécies nativas (N), área basal (AB) e altura (H) nos censos de 2014 e 2016 no sub-bosque dos plantios de <i>Acacia mangium</i> de diferentes idades e na Savana.....	34
Tabela 3-	Crescimento médio em diâmetro (mm.ano ⁻¹) e altura (m.ano ⁻¹) de espécies nativas e <i>Acacia mangium</i> nos plantios de diferentes idades e na Savana.....	40
Tabela 4-	Comparação das médias da taxa de crescimento relativo em diâmetro (cm/cm.ano) e altura (m/m.ano) de espécies de savana crescendo no sub-bosque de plantios de <i>Acacia mangium</i> e em áreas de savana. Os valores em negrito representam diferenças significativas em crescimento nos diferentes ambientes (p<0,05).....	45
Tabela 5-	Matriz de correlação das variáveis preditoras da dinâmica (mortalidade, crescimento e recrutamento) da regeneração natural no sub-bosque dos plantios. Valores em negrito representam correlação estatisticamente significativa (p< 0.001).....	46
Tabela 6-	Resultados das regressões lineares relacionando abertura do dossel, serapilheira (massa seca) e área basal de <i>Acacia mangium</i> no crescimento, recrutamento e mortalidade de indivíduos de espécies nativas estabelecidos no sub-bosque dos plantios.....	48

SUMARIO

1	INTRODUÇÃO.....	15
2	OBJETIVOS.....	21
2.1	OBJETIVO GERAL.....	21
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	21
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	22
3.1	ÁREA DE ESTUDO.....	22
3.2	DELINEAMENTO AMOSTRAL.....	24
3.2.1	Variáveis ambientais: abertura de dossel e serapilheira.....	25
3.2.1.1	Serapilheira.....	26
3.2.1.2	Abertura do dossel.....	27
3.2.2	Biomassa viva de herbáceas.....	28
3.2.3	Crescimento, recrutamento e mortalidade de árvores e arbustos no sub-bosque dos plantios de <i>A. mangium</i> e em áreas de savana.....	29
3.3	ANÁLISE DE DADOS.....	29
3.3.1	Taxa de crescimento e dinâmica das espécies nativas.....	30
3.3.2	Efeito das variáveis ambientais e da área basal de <i>A. mangium</i> sobre a dinâmica da regeneração natural e biomassa de herbáceas no sub-bosque dos plantios.....	30
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	32
4.1	ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO.....	32
4.2	DINÂMICA E CRESCIMENTO DAS ESPÉCIES NATIVAS EM PLANTIOS DE <i>A. MANGIUM</i>	40
4.3	EFEITO DO AMBIENTE DA TAXA DE CRESCIMENTO RELATIVO DE ESPÉCIES DE SAVANA.....	44
4.4	EFEITO DA ABERTURA DO DOSSSEL E DA SERAPILHEIRA NA DINÂMICA DA REGEERAÇÃO NATURAL E NA BIOMASSA DE HERBÁCEAS NO SUB-BOSQQUE DOS PLANTIOS E ÁREAS DE SAVANA.....	46
5	CONCLUSÃO.....	50
	REFERÊNCIAS.....	51
	APÊNDICES.....	58

1 INTRODUÇÃO

Mudanças no uso da terra são uma ameaça global a biodiversidade e as funções ecossistêmicas (FOLEY et al., 2007). O desmatamento de áreas naturais para implantação de pastagens e/ou cultivos agrícolas de ciclo curto resultam na perda dos serviços ecossistêmicos, incluindo a biodiversidade. Outras formas de uso da terra, que não envolvam a remoção total da vegetação nativa têm sido sugeridas como forma de manter a biodiversidade e os estoques de carbono. Neste contexto, as florestas plantadas têm sido apresentadas como uma alternativa para diminuir a pressão sobre áreas florestais nativas e também como forma de recuperação de áreas degradadas para redução das emissões de carbono (BROCKERHOFF et al., 2010).

Florestas plantadas são ecossistemas florestais simplificados estabelecidos através do florestamento ou reflorestamento com a introdução de espécies arbóreas de crescimento rápido, em geral exóticas (CARNUS et al., 2006). A maioria dos plantios florestais são monocultivos de espécies dos gêneros *Eucalyptus* ou *Pinus*, manejados de forma intensiva com o objetivo primário de produção de madeira, como uma fonte alternativa à matéria prima oriunda de desmatamentos ilegais, auxiliando desta forma na redução das emissões de gases de efeito estufa (GEE) decorrentes do desflorestamento, que representa cerca de 25% das emissões mundiais (SAE/PR, 2014).

Se, por um lado a expansão das florestas plantadas pode ser vista como positiva para a redução das emissões de gases do efeito estufa, seus efeitos em relação à conservação da diversidade biológica florestal ainda são incertos e frequentemente relacionados a um declínio da biodiversidade. O declínio da biodiversidade nestes habitats modificados pode ter consequências para a produtividade florestal, ciclagem de nutrientes, resiliência do ecossistema a perturbações, entre outros (BROCKERHOFF et al., 2013).

Atualmente, as florestas plantadas ocupam 7% das áreas florestais do mundo (FAO, 2010) e sua expansão é da ordem de cinco milhões de hectares por ano em média (FAO, 2014). O Brasil possui cerca de 9 milhões de hectares de florestas plantadas, sendo 93% desta área coberta por plantios de espécies dos gêneros *Eucalyptus* e *Pinus* (IBGE, 2014). As florestas plantadas ocupam 1,3% do total da área coberta por florestas no Brasil (FAO, 2010), sendo que aproximadamente 10% (623.420 ha) da área de plantios florestais estão na Amazônia, principalmente nos estados do Pará e do Amapá (ABRAF, 2012), com predomínio do uso de espécies do gênero *Eucalyptus*. Uma exceção na Amazônia é Roraima, onde a maioria dos plantios florestais implantados é da espécie *Acacia mangium*. O gênero *Acacia*

(S. L.) pertence à família Leguminosae e possui cerca de 1.380 espécies encontradas em todo o mundo (LORENZO; GOZÁLEZ; REIGOSA, 2010).

A *Acacia mangium* Willd é uma espécie pioneira nativa do Norte do estado de Queensland (Austrália), Papua (Nova Guiné) e das ilhas de Irian Java e Molucas (Indonésia). Ocorre naturalmente nas margens das florestas em pequenos grupos e, apenas ocasionalmente, domina grandes áreas. É considerada uma espécie de crescimento rápido e baixa longevidade (30 a 50 anos), adaptada a uma ampla faixa de solos ácidos (pH 4,5-6,5), inclusive tolerando solos de baixa fertilidade ou com baixa drenagem (JOKER, 2000). O fogo parece desempenhar papel vital para a sua regeneração natural, uma vez que incêndios são comuns em sua área de ocorrência natural e favorecem a germinação e o estabelecimento de plântulas desta espécie (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1983).

A *Acacia mangium* foi introduzida em Roraima pela empresa Ouro Verde Agrossilvopastoril Ltda, em uma área de aproximadamente 1.000 ha, com o objetivo de avaliar seu crescimento nas condições edafoclimáticas da savana (TONINI; HALFELD-VIERA; SILVA, 2010). Resultados experimentais apontaram para a viabilidade da monocultura em áreas de savanas de Roraima e no final da década de 90 a empresa Ouro Verde Agrossilvopastoril Ltda iniciou os plantios comerciais que atualmente ocupam 30.000 ha, distribuídos entre os municípios de Alto Alegre, Boa Vista, Cantá e Bonfim (PROJETO OURO VERDE, 2007).

A referida empresa contou com o apoio da Universidade de Hamburgo (Alemanha), que forneceu consultorias de pesquisas e melhoramento genético, da Universidade Federal de Roraima e da Embrapa Roraima para o estabelecimento dos plantios. As primeiras mudas utilizadas foram enviadas por um consultor da Universidade Federal de Lavras, que forneceu o material genético (500 mudas de acacia) para o estado (Idálio Finch; Michael Vogel, informação verbal). As mesmas foram plantadas no Haras Cunha Pucá, município de Boa Vista, e apresentaram um bom crescimento, mesmo estando em um período mais seco. Em 1999 a empresa Ouro Verde realizou o primeiro plantio comercial com 850 ha e, a partir de 2001, iniciou um trabalho conjunto com a Embrapa Roraima para seleção de áreas adequadas ao plantio da espécie no estado (Michel Vogel, informação verbal).

Inicialmente, o objetivo dos plantios de *A. mangium* (1999 a 2003) visava o fornecimento de matéria-prima para a produção e exportação de pasta de celulose, através da empresa Brancocel Indústria e Comércio de Celulose Ltda. No entanto, devido à deficiência energética do estado o projeto fracassou, diminuindo, dessa forma, a área plantada. Atualmente os plantios de *Acacia mangium* estão sob a responsabilidade da empresa FIT-

Manejo Florestal Ltda, integrante do grupo empresarial F.I.T. Timber Growth Fund, que mantém os plantios para reposição florestal e exporta parte da madeira para Manaus, para produção de sarrafos.

Os plantios florestais de *A. mangium* em Roraima representam uma condição única na Amazônia, pela escolha da espécie, área plantada e implantação em área originalmente coberta por savana, o que constitui uma expansão de áreas de florestas sobre áreas originalmente cobertas por ambientes não-florestais.

As savanas são ambientes não-florestais, situados na faixa tropical do globo terrestre, dominados por vegetação gramíneo-lenhosa e com um estrato arbóreo-arbustivo de baixo a médio porte e com baixa densidade de indivíduos (SARMIENTO,1984). As savanas de Roraima constituem parte da ecorregião “Savanas das Guianas” (BARBOSA; MIRANDA, 2005), o maior bloco contínuo de savanas da Amazônia, e ocupam uma área de cerca de 39.000 km² na fronteira entre Brasil, Guiana e Venezuela (FEARNSIDE; BARBOSA, 2005).

Os plantios de *A. mangium* representam uma séria ameaça para a biodiversidade da savana de Roraima. As características ambientais das savanas amazônicas incluindo solo, luz e fatores climáticos são favoráveis à dispersão e naturalização de *A. mangium*. Além disso, espécies arbóreas nativas localizadas nas proximidades das plantações comerciais podem agir como pontos focais de agentes dispersores, facilitando o estabelecimento de *A. mangium* fora dos plantios (AGUIAR JR et al., 2014). Seu grande potencial invasor é capaz de afetar a estrutura da comunidade de plantas nativas desse ecossistema (AGUIAR JR., 2015), reduzir drasticamente a diversidade de polinizadores nativos (p. ex. abelhas Euglossine; MAIA; SILVA, 2008) e favorecer polinizadores exóticos (p. ex. abelhas africanas *Apis*), causar perdas de água e solo (BARROS et al., 2009) e ser um agente de tensão social, uma vez que a *Acacia* tem invadido roçados localizados nas proximidades dos plantios (NOVA CARTOGRAFIA SOCIAL DA AMAZÔNIA, 2014).

Grandes plantações florestais têm sido alvo de críticas e hostilidade, principalmente quando se trata de biodiversidade, sendo vista, na maioria das vezes, como uma forma indesejável de uso da terra em relação à conservação da natureza (VIANI et al., 2010). Estudos em diversas regiões do mundo têm mostrado que a substituição de áreas nativas por plantios florestais pode provocar profundas mudanças na biodiversidade em escalas locais e regionais (BROCKERHOFF et al., 2001). Por outro lado, também existem evidências que as florestas plantadas podem catalisar a regeneração natural de espécies nativas no sub-bosque, incluindo sustentar espécies raras e endêmicas (PAWSON et al., 2010; VIANI et al., 2010). Segundo Parrotta; Turnbull; Jones (1997), o número de espécies nativas capazes de

coexistirem nos plantios depende de alguns fatores, entre eles: i) da espécie plantada, ii) do manejo adotado, iii) da proximidade das fontes de propágulos (remanescentes florestais) entre outros.

O histórico do uso da terra, em particular, tem papel fundamental para entendimento dos impactos da introdução de plantios florestais. Assim sendo, as consequências de introdução de florestas plantadas em áreas naturalmente cobertas por florestas (reflorestamento) serão bem diferentes dos impactos produzidos pelos plantios em áreas naturalmente não-florestadas (florestamento). É crescente a preocupação com a conversão de áreas não-florestadas em plantios florestais (VELDMAN et al., 2015) porque esta conversão é incompatível com a conservação da biodiversidade de espécies de áreas abertas. Embora existam alguns estudos sobre o efeito da conversão de florestas tropicais diversas em monocultivos florestais (BARLOW et al., 2007), informações dos efeitos das florestas homogêneas em um ambiente de savana são raros. Existem evidências que a conversão de savanas em plantios florestais limita a riqueza e a produtividade de plantas herbáceas heliófitas (VELDMAN et al., 2015) além de reduzir a disponibilidade de habitats para animais adaptados a ambientes abertos (ARAUJO; ALMEIDA-SANTOS, 2011).

Mudanças no uso da terra são cada vez mais frequentes nos trópicos e estão alterando severamente as paisagens naturais, reduzindo e modificando o habitat de muitas espécies (GIBSON et al., 2011). Para entender quais espécies são capazes de sobreviver nos habitats modificados é necessário determinar quais filtros ambientais limitam o estabelecimento destas espécies e como estes filtros são alterados quando o habitat é modificado. Na Amazônia, a conversão de florestas em pastagens ou áreas agrícolas é um dos principais vetores da mudança do uso da terra. A conversão de floresta em pastagens, por exemplo, é acompanhada por profundas alterações microclimáticas e nas características do solo (CERRI et al., 2004) que limitam o estabelecimento de várias espécies (MESQUITA et al., 2015).

A presença de espécies de plantas em uma determinada área é determinada, primariamente, pela disponibilidade de propágulos. Posteriormente, fatores bióticos e abióticos que atuam nos diferentes estágios ontogenéticos das plantas determinam os padrões de recrutamento e estabelecimento das diferentes espécies, definindo quais espécies do conjunto regional são capazes ou não de se estabelecer em escala local (KEDDY, 1992). Em escalas locais, condições climáticas, regime de distúrbios e interações bióticas, por exemplo, podem atuar como filtros, removendo espécies que não apresentam características que permitem a sua persistência sob um determinado conjunto de condições (KEDDY, 1992).

A luz e a temperatura são fatores (filtros) que exercem forte influência no controle da germinação, os quais durante essa fase podem afetar o estabelecimento das comunidades vegetais (DEMUNER et al., 2008) e o crescimento das plantas (POGGIANI et al., 1992). Por ser fonte primária de energia, a luz é essencial para o desenvolvimento das plantas, sendo que variações na qualidade e quantidade, presença ou ausência de luz influenciam direta ou indiretamente grande parte dos processos de crescimento das plantas (ENGEL; POGGIANI, 1990).

Outro fator que pode afetar a regeneração natural é a quantidade de serapilheira acumulada sobre o solo. Os padrões de deposição de serapilheira introduzem heterogeneidade temporal e espacial no ambiente, podendo afetar a estrutura e dinâmica da comunidade de plantas. Fatores de microsítio como luz, temperatura, umidade do solo e disponibilidade de nutrientes estão sujeitos a alterações em decorrência da quantidade de serapilheira depositada, afetando, conseqüentemente, a germinação e o estabelecimento de plântulas. Também influenciam fortemente o recrutamento de plantas através de múltiplos efeitos diretos e indiretos (FACELLI; PICKETT, 1991; MOLOFSKY; AUGSPURGER, 1992). Quantidades moderadas de serapilheira podem favorecer o desenvolvimento da vegetação, melhorando as condições de microsítios, ou seja, diminuindo extremos na umidade e temperatura. No entanto, os efeitos facilitadores são reduzidos, ou mesmo cessados, quando quantidades de serapilheira são muito altas. Uma camada grossa de serapilheira pode reduzir a quantidade de luz e evitar que as sementes atinjam o solo, criando uma barreira física impenetrável para as mesmas (LOYDI et al., 2013).

A introdução de monocultivos florestais, em áreas originalmente cobertas por savanas, modifica, em escalas locais, as condições microclimáticas, regime de distúrbios e as interações bióticas e abióticas. As novas condições impostas pelo plantio podem atuar como filtros, removendo espécies que não apresentam características que permitem a sua persistência sob o conjunto das novas condições bióticas e abióticas. A modificação mais óbvia da conversão de áreas abertas em plantios florestais é a redução da luminosidade, através da formação de um dossel contínuo, o que pode ter efeito negativo sobre as espécies de áreas abertas. A introdução de uma floresta também modifica processos ecossistêmicos como a ciclagem de nutrientes e água. Com relação aos plantios de *Acacia mangium*, é sabido que produzem uma grande quantidade de serapilheira que se acumula sobre o solo devido à baixa velocidade de decomposição dos filódios (BALIEIRO et al., 2005). O acúmulo de serapilheira pode, por exemplo, suprimir o desenvolvimento do sub-bosque. Portanto, a

introdução de plantios florestais em áreas de savana altera a disponibilidade de luz, nutrientes e água com consequentes impactos na biodiversidade e processos ecossistêmicos.

Estudos realizados nos plantios de *A. mangium* no Estado de Roraima mostraram que, apesar de espécies arbóreas e arbustivas nativas serem capazes de colonizar o sub-bosque dos plantios (SOUSA, 2014), a diversidade retida é baixa, com predomínio de espécies florestais em detrimento das espécies de savana que naturalmente ocupavam a área antes da conversão (CRAVO, 2016). A simples presença de espécies nativas no sub-bosque dos plantios não significa que elas serão capazes de se estabelecer e atingir a maturidade reprodutiva. Somente estudos de longo prazo poderão revelar a trajetória da sucessão iniciada no sub-bosque dos plantios.

O presente estudo tem como objetivo avaliar a dinâmica da regeneração natural no sub-bosque dos plantios de *A. mangium* estabelecidos em Roraima. A hipótese deste estudo é que as alterações na disponibilidade de luz no sub-bosque e o acúmulo de serapilheira introduzidos pelos plantios afetam as espécies nativas porque representariam barreiras físicas ao estabelecimento inicial e ao crescimento e sobrevivência de plântulas de espécies de savana. Quanto a dinâmica, no sub-bosque dos plantios espera-se maior crescimento e sobrevivência de espécies arbóreas florestais em relação a espécies arbóreas de savana, as quais estão adaptadas a áreas abertas.

Este estudo é parte do projeto de pesquisa “Valor da conservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos em plantios de *A. mangium* Willd., savanas e florestas nativas no extremo norte da Amazônia” (CNPq Proc. 459735/2014-4) coordenado pelo Prof. Dr. José Júlio de Toledo (UNIFAP), que tem como objetivo entender as mudanças na biodiversidade local e serviços ecossistêmicos em resposta a conversão de savanas amazônicas em plantios florestais.

2 OBJETIVOS

Diante da grande extensão dos plantios com *Acacia mangium* na savana de Roraima, os objetivos dessa pesquisa foram:

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o efeito de alterações ambientais (abertura do dossel e acúmulo de serapilheira) induzidas pelo florestamento de *Acacia mangium* na dinâmica da regeneração natural de espécies arbóreas nativas em áreas de savana no extremo norte da Amazônia (Roraima).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Analisar as mudanças na estrutura da vegetação (distribuição diamétrica, distribuição de altura e área basal), em um intervalo de dois anos, no sub-bosque de monocultivos de *A. mangium* e áreas de savana;
2. Avaliar o crescimento em altura e diâmetro, o recrutamento e a mortalidade de indivíduos arbóreos e arbustivos de espécies nativas de savana e/ou floresta estabelecidas no sub-bosque de monocultivos de *A. mangium* e na savana em um intervalo de dois anos;
3. Avaliar o efeito da abertura do dossel, massa seca, profundidade da serapilheira e área basal de *A. mangium* no crescimento, recrutamento e mortalidade de indivíduos de espécies nativas estabelecidos no sub-bosque dos plantios;
4. Avaliar o efeito da abertura do dossel, massa seca, profundidade da serapilheira e área basal de *A. mangium* na biomassa de plantas herbáceas.

3 MATERIAL E MÉTODOS

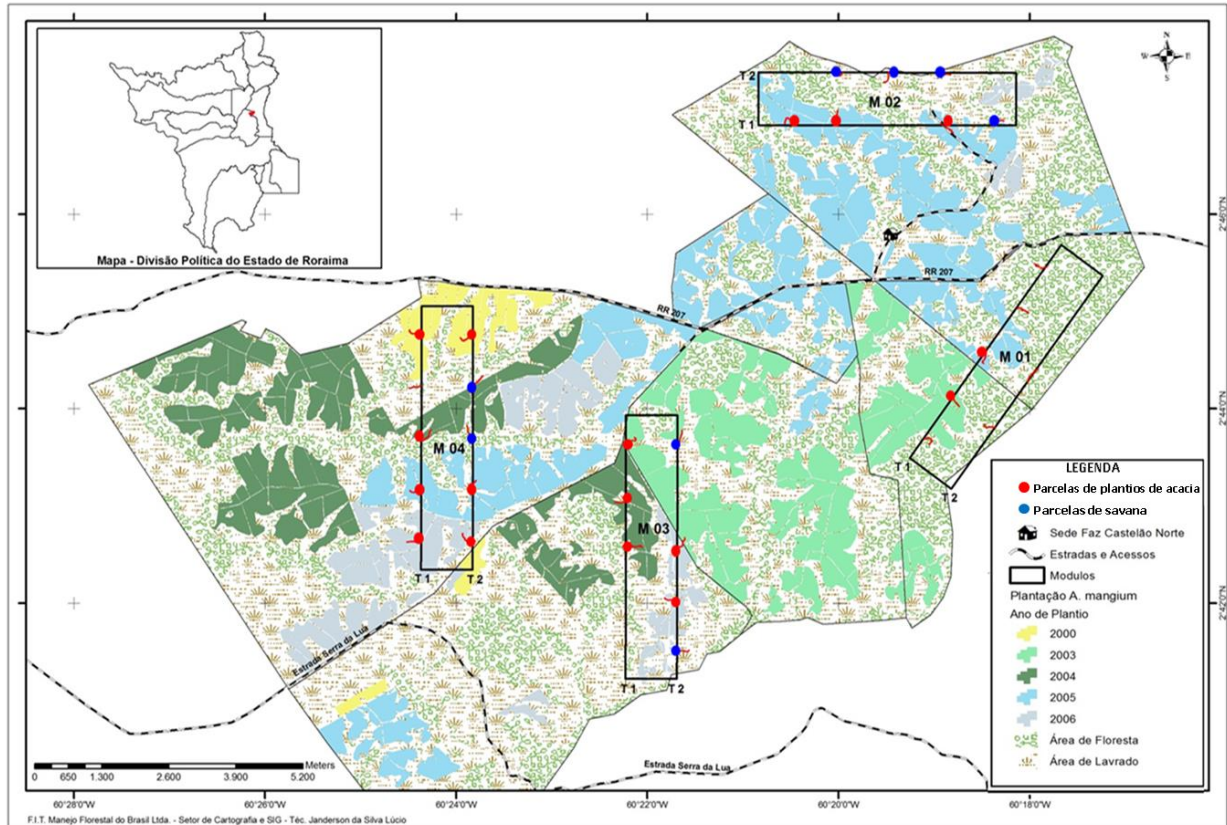
Este estudo foi realizado em uma cronosequência de monocultivos florestais de *Acacia mangium* implantados em áreas originalmente ocupadas por savanas, no nordeste do estado de Roraima, Amazônia Setentrional.

3.1 ÁREA DE ESTUDO

Os plantios de *Acacia mangium* Willd. selecionados para estudo estão localizados na região da Serra da Lua, município de Bonfim (Figura 1), situada a leste do estado de Roraima (60° 24' 0"W e 2° 46' 0"N). A localidade situa-se a 39 km da capital Boa Vista, acesso pela rodovia RR - 207. Os plantios de *A. mangium* estão localizados nas fazendas Acácia Magnífica, Nova Cintra III, Garimpeira, T. D. Araçá, Castelão e Castelão Norte, pertencentes à empresa F.I.T. Manejo Florestal do Brasil Ltda, e compreendem antigos sistemas pastoris de pastagem natural. A área total das fazendas é de 14.868 hectares, caracterizada por florestas plantadas com *A. mangium* com diferentes anos de plantio. As matas de galeria e um corredor ecológico, formado por uma mancha de floresta estacional semidecidual adjacentes aos plantios foram preservados pela empresa.

De acordo com o Projeto Ouro Verde (2007), no manejo adotado pela empresa, a adubação é realizada através de emprego de fertilizantes no solo para suprir a necessidade em nutrientes à cultura da *Acacia mangium*. São realizados três tipos de adubação: adubação no preparo do solo; adubação pós-poda e adubação de recuperação. A empresa utiliza defensivos agrícolas e agroquímicos no controle de pragas, fungos, formigas e ervas daninhas, que prejudicam o desenvolvimento das plantas (PROJETO OURO VERDE, 2007). O combate as plantas daninhas se dá através da capina química, com o objetivo de potencializar a absorção de luz, nutrientes e água pelo plantio, que ocorre em dois pontos distintos: o primeiro entre 8 a 12 meses de idade e o segundo entre 20 e 24 meses após o plantio (F.I.T, 2013). A empresa também relata que o momento ideal para desbaste é definido a partir da área basal e correlação com o raio da copa da árvore (de 9 a 12m²), que seria alcançada em torno de dois a quatro anos de idade do plantio. O desenvolvimento das copas, densidade da cobertura do plantio e respectiva concorrência entre os indivíduos definem o momento para o desbaste (PROJETO OURO VERDE, 2007).

Figura 1- Localização dos módulos e parcelas permanentes RAPELD estabelecidos em um mosaico de plantios de *Acacia mangium* de diferentes idades, remanescentes de savana, floresta estacional decidual e matas de galeria no município de Bonfim, Roraima, Brasil



Fonte: Adaptado de F.I.T. Manejo Florestal do Brasil Ltda

Nas áreas de plantio de *A. mangium* compreendidas pelos módulos deste estudo, segundo a empresa, não foram aplicados herbicidas, não houve desbastes e nem aplicações de técnicas de manejo para a retirada de outras espécies vegetais. No entanto, a empresa não disponibilizou informações detalhadas sobre a adubação adotada e o histórico de fogo nas áreas utilizadas neste estudo. Apesar de a empresa adotar técnicas de controle de incêndios florestais, no período de 2012 a 2013 foram registradas 31 ocorrências de incêndio (F.I.T, 2013). Durante a realização deste estudo pôde-se observar que nove parcelas haviam sido afetadas por incêndios, que ocorreram antes das datas das coletas, sendo: cinco parcelas localizadas em área de plantio e quatro parcelas em área de savana. Porém, é importante ressaltar que durante as coletas para esta pesquisa (janeiro a março de 2016), vários incêndios foram registrados dentro dos plantios de *A. mangium*.

De acordo com Barbosa et al. (2007), a região da Serra da Lua se destaca por ser a única área de transição entre o lavrado, as campinas/campinaranas e as florestas ombrófilas de

Roraima. A área é altamente heterogênea tanto pela existência das zonas de ecótonos, quanto pela proximidade com o complexo rochoso da Serra da Lua, com mais de 1.000 m de altitude. Na região dominada pelas savanas, predominam as tipologias arbóreas e parque com encraves de floresta estacional submontana, ecótono floresta ombrófila densa-savana, e ecótono floresta estacional aluvial savana existentes ao longo do rio Tacutu. Carvalho (2009) descreve que as feições mais comuns na Serra da Lua são de um lavrado francamente aberto, com áreas recobertas por gramíneas, ciperáceas e vegetação arbustiva pouco densa. A fisionomia pode se tornar mais complexa em algumas partes, devido à presença de manchas de arbustos agrupados e arvoretas. Os buritizais são organizados em linhas ou esparsos, sem organização definida. Em alguns igarapés a vegetação é mais encorpada, formando as características matas de galeria.

As classes de solos encontradas na área de estudo são: Neossolos Litólicos; Cambissolos; Argissolos, Gleissolos; Neossolos Quartzarênicos Hidromórficos, Latossolos Amarelos; Latossolos Vermelho Amarelos e Argissolos Amarelos (VALE JUNIOR; SCHAEFER, 2010).

O clima nas savanas de Roraima é do tipo Awí, segundo a classificação de Köpen. O regime de sazonalidade de precipitação determina duas estações bem definidas: uma seca, com pico entre dezembro e março, e outra chuvosa, entre maio e junho. Esta região apresenta pluviosidade média anual de 1600-1700 mm, temperatura média anual de 27-28° C e 70-75% de umidade relativa do ar (BARBOSA, 1997).

3.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL

Para o monitoramento das áreas de savana convertidas em plantios florestais, foi adotado o delineamento amostral RAPELD (MAGNUSSON et al., 2005) que permite a avaliação de longo prazo de processos ecossistêmicos (PELD) e levantamentos rápidos de biodiversidade (RAP) e é adotado pelo Programa de Pesquisas em Biodiversidade (PPBio). Assim sendo foram instalados, entre 2012 e 2013, 4 módulos-padrão RAPELD que compõem o sítio PPBio Serra da Lua (<https://ppbio.inpa.gov.br/sitios/serradalua>). Os módulos foram distribuídos em uma área de cerca de 150 km² e alocados na paisagem de modo a representar a heterogeneidade presente na área, que engloba plantios de *A. mangium* de diferentes idades, remanescentes de savana, floresta estacional decidual e matas de galeria (Figura 1). Cada módulo-padrão é composto por duas trilhas paralelas de 5 km cada, distantes 1 km entre elas.

Ao longo das trilhas foram instaladas parcelas permanentes, sendo cinco parcelas por trilha, totalizando 10 parcelas por módulo. O distanciamento mínimo entre as parcelas é de 1 km.

Cada parcela permanente possui 250 m de comprimento e largura variável, dependendo do grupo biológico de interesse (MAGNUSSON et al., 2005). Neste estudo, foram adotadas parcelas com largura de 2m, totalizando uma área amostral de 500 m²/parcela (Figura 2). As parcelas utilizadas neste estudo seguem a curva de nível do terreno, podendo apresentar um traçado sinuoso. A vantagem deste sistema é que parcelas estreitas e orientadas ao longo de uma curva de nível tendem a manter as condições de solo e a profundidade do lençol freático relativamente homogêneas (COSTA; MAGNUSSON, 2010).

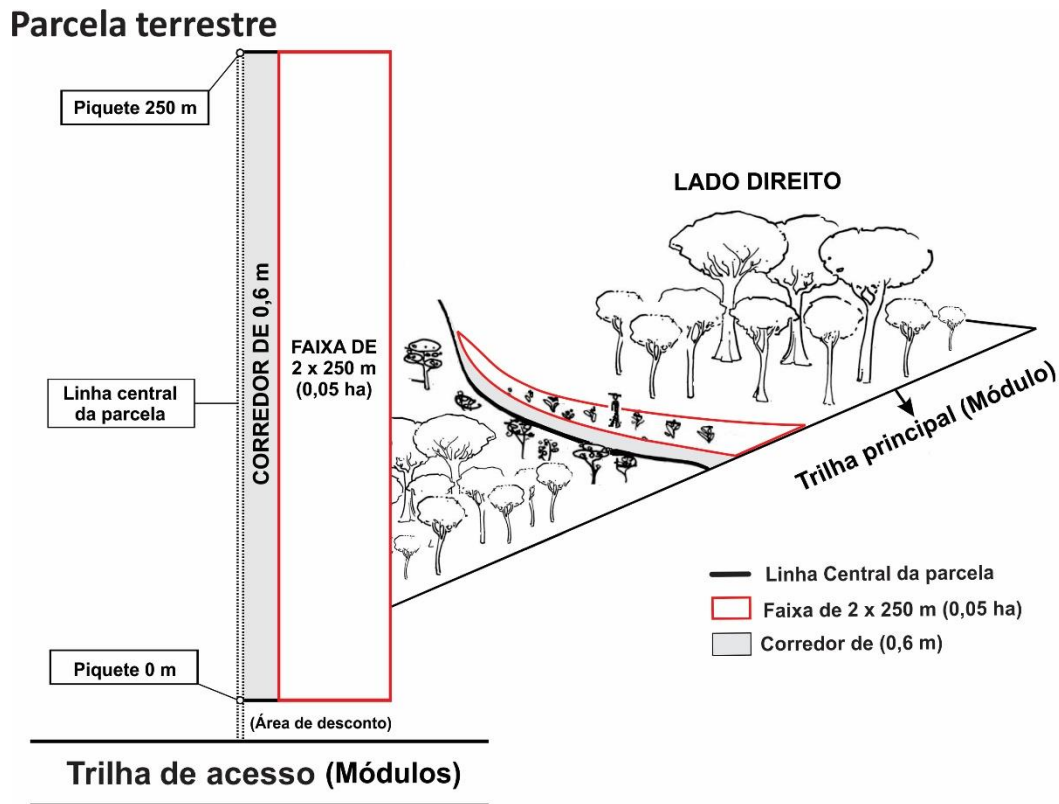
No total, foram amostradas 25 parcelas, sendo 17 instaladas em plantios de *A. mangium* estabelecidos nos anos 2000 (2 parcelas), 2003 (2 parcelas), 2004 (3 parcelas), 2005 (6 parcelas) e 2006 (4 parcelas) e 8 parcelas estabelecidas em remanescentes de savana (Figura 1). Três parcelas foram estabelecidas no contato entre plantio e savana e para efeito de análise só foi utilizada a área coberta por plantio.

Nas parcelas selecionadas foram realizados: (i) medidas de variáveis ambientais (massa seca de serapilheira, profundidade da serapilheira e abertura do dossel), (ii) monitoramento do crescimento e mortalidade de espécies nativas no sub- bosque dos plantios em um intervalo de dois anos e (iii) medidas de biomassa viva de herbáceas.

3.2.1 Variáveis ambientais: abertura de dossel e serapilheira

Medidas diretas de abertura do dossel e serapilheira (profundidade e massa seca) foram realizadas, ao longo da linha central de cada uma das 17 parcelas de plantio, para caracterização do sub-bosque dos plantios e das áreas de savana. A média das medidas de cada uma das variáveis foi utilizada para quantificar a abertura do dossel (%) e a serapilheira presente em cada parcela.

Figura 2- Desenho esquemático das parcelas permanentes instaladas nos módulos Serra da Lua, município de Bonfim, Roraima, Brasil



Fonte: Sousa (2014)

3.2.1.1 Serapilheira

Para quantificação da serapilheira presentes em cada parcela, foram utilizadas medidas de profundidade e massa seca determinadas durante a estação seca (fevereiro de 2016). A profundidade da serapilheira (espessura da camada de folhas secas sobre o solo, em centímetros) foi determinada com o uso do medidor de serapilheira Marimon-Hay (MARIMON-JÚNIOR; HAY, 2008) somente nas parcelas instaladas em plantios. As medidas de profundidade foram feitas a cada 10 m, sempre do lado esquerdo, ao longo da linha central de 250 m, totalizando 25 pontos de medidas por parcela (Figura 3). O medidor Marimon-Hay é composto de duas partes, uma base e um garfo que se cruzam. A base é utilizada na coleta das folhas presentes no chão da floresta (Figura 3a) e o garfo é usado para medir a espessura (Figura 3b). A base é pressionada sobre a serapilheira presente no solo e perfura a camada de folhas. A espessura da camada de folhas presa ao garfo foi medida com um paquímetro. A média das 25 medidas foi utilizada para representar a profundidade da serapilheira de cada parcela.

Figura 3 - Quantificação da profundidade da serapilheira com o uso do medidor Marimon-Hay (MARIMON-JÚNIOR; HAY, 2008). O medidor consiste de uma base com 42 dentes que deve ser pressionada sobre a camada de serapilheira (A) para coleta das folhas secas sobre o solo. Em seguida, é feita a medida da espessura da camada de folhas que fica presa na base do coletor (B)



(A) Coleta das folhas secas sobre o solo



(B) Medição da espessura

Para a determinação da massa seca da serapilheira, foram realizadas cinco coletas por parcela com a utilização de um gabarito de 1m² (1m x 1m) para delimitação da área de coleta da serapilheira. O gabarito foi posicionado a 2m da linha central, do lado esquerdo da parcela (Figura 4). Toda a camada de serapilheira (folhas secas e galhos com diâmetro menor ou igual a 2 cm) presente na área delimitada pelo gabarito foi coletada e seca em estufa a 65 °C até peso constante. Posteriormente o material foi pesado em balança eletrônica, modelo Marte AS 5500C. Com base na massa seca de serapilheira coletada foi calculado o estoque de serapilheira acumulada (kg/ha) nos plantios com diferentes idades e nas áreas de savana.

3.2.1.2 Abertura do dossel

Estimativas de abertura de dossel de cada parcela de plantio de *A. mangium* foram obtidas a partir de fotografias do dossel feitas em sete pontos, distantes 30m um do outro, ao longo da linha central da parcela (Figura 4). As fotos foram obtidas através de um aparelho celular (Samsung Galaxy Gran Duos), apoiado em um tripé a 1m do solo, que foi previamente nivelado e posicionado do lado direito, a 1.50m de distância da linha central da parcela.

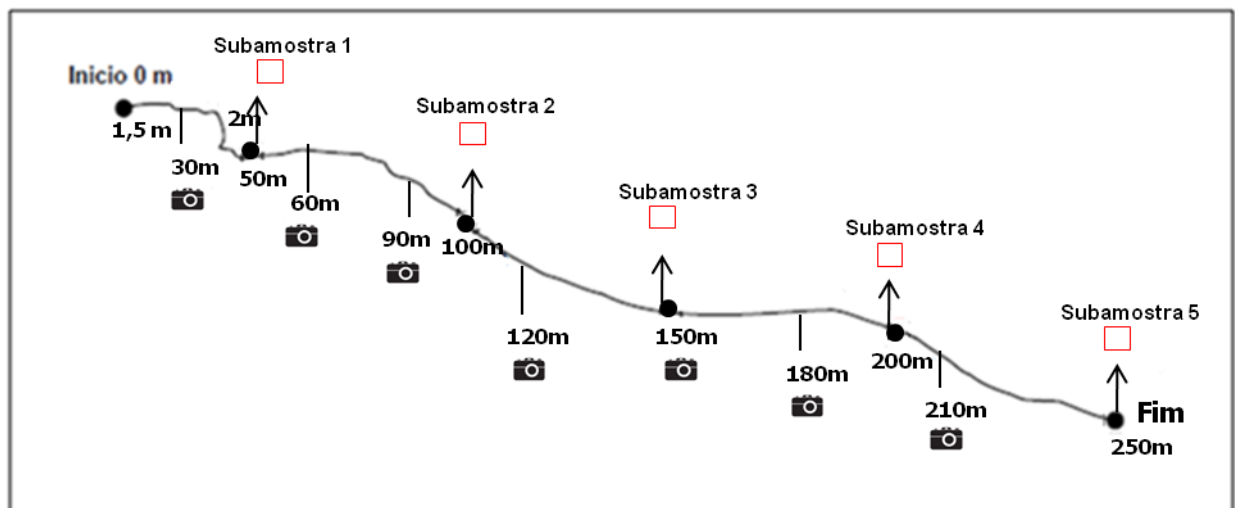
As fotos foram analisadas através do aplicativo Gap Light Analyzer Mobile App - GLAMA¹ versão 3.2 (TICHÝ, 2015). O aplicativo usa sistema operacional Android e permite estimar a abertura do dossel a partir de fotos obtidas com a lente da câmera fotográfica disponível no aparelho celular, desde que o ângulo de visão da mesma seja

¹ Disponível gratuitamente em (<https://play.google.com/store/apps/details?id=com.mobilesglama&hl=ptBR>).

conhecido. A partir da definição do ângulo de visão da lente é possível determinar a parte do hemisfério que não foi fotografada e calcular em pixels o raio do hemisfério completo. Para análise das fotos, utilizou-se o nível de corte sugerido pelo aplicativo para classificar as áreas com e sem vegetação (pixel “branco” x pixel “preto”) e calcular a cobertura do dossel. Os pixels da foto foram convertidos em branco e preto usando apenas o canal azul, porque as folhas tendem a ter menor transmitância nesta região do espectro (TICHÝ, 2015). O ângulo de visão da câmera do celular, utilizado para calcular a cobertura do dossel, foi de 70°.

A média das sete medidas foi utilizada para representar a abertura do dossel de cada parcela.

Figura 4— Esquema indicando os pontos utilizados para obtenção de medidas de abertura de dossel, coleta de serapilheira e biomassa de herbáceas em cada parcela amostral



Fonte: Modificado de Barbosa; Santos (2009)

3.2.2 Biomassa viva de herbáceas

A biomassa viva acima do solo de herbáceas foi estimada pelo método direto em cinco pontos, equidistantes 50m, ao longo da linha central da parcela (Figura 4). Em cada ponto, todas as herbáceas presentes em uma área de 1m^2 ($1\text{m} \times 1\text{m}$) localizada do lado esquerdo e distante 2m da linha central da parcela tiveram a parte aérea removida com o auxílio de tesoura de poda e/ou uma faca de serra. O material coletado foi acondicionado em sacos de papel e seco em estufa a 65°C até peso constante. As amostras foram pesadas em balança com precisão de 0,01g. A média das cinco medidas foi utilizada para determinar a biomassa de herbáceas/parcela (kg/ha).

3.2.3 Crescimento, recrutamento e mortalidade de árvores e arbustos no sub-bosque dos plantios de *A. mangium* e em áreas de savana

O crescimento, a entrada de novos indivíduos (recrutamento) e a mortalidade de indivíduos arbóreos e arbustivos nas parcelas selecionadas foram analisados após aproximadamente dois anos do censo inicial (Apêndice A) conduzido por Sousa (2014).

Para avaliar o crescimento e sobrevivência dos indivíduos marcados no censo de 2014, um novo censo foi realizado entre os meses de Janeiro a Março de 2016, onde foram avaliados o crescimento em altura e diâmetro e a entrada de novos indivíduos (recrutamento). Foram utilizados os mesmos procedimentos amostrais adotados por Sousa (2014) para marcação e medição dos indivíduos presentes nas parcelas, incluindo os indivíduos de *A. mangium*. O diâmetro de base (Db) foi medido a 2 cm do solo e a 30 cm do solo e quando possível, também foi determinado o diâmetro à altura do peito (DAP), medido a 1,30 m do solo. Na presença de irregularidades no tronco, o ponto de medida do diâmetro foi deslocado para secções mais cilíndricas do caule. Para as medidas de diâmetro, foi utilizada fita diamétrica com precisão de ± 1 mm, exceto para indivíduos com diâmetro inferior a seis centímetros, nos quais foi utilizado um paquímetro, posicionando-o no sentido do maior diâmetro no momento da leitura. Todas as medidas de diâmetro foram feitas pela mesma pessoa.

A altura total das árvores foi determinada com o uso de um hipsômetro a laser (Vertex Haglöf) para árvores com altura superior a 2 m, ou com uma trena de graduada, para árvores com altura igual ou inferior a 2 m.

Amostras botânicas de todos os indivíduos recrutados nas parcelas foram coletadas e posteriormente identificadas. Os demais indivíduos analisados são referentes ao material botânico coletado e identificado por Sousa (2014).

3.3 ANÁLISE DE DADOS

As mudanças na estrutura e dinâmica da regeneração natural de espécies nativas no plantio de *A. mangium* e na savana foram avaliadas pela riqueza de espécies (S), abundância (N), área basal (AB) e distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro e de altura analisada por meio de intervalos de classe de amplitude crescente. As classes foram: I (< 4 cm), II (4-6 cm), III (6-8 cm), IV (8-10 cm) e V (> 10 cm) para o crescimento em diâmetro e I (< 2m), II (2-5m), III (5-8m), IV (8-11m) e V (> 11m) para a altura.

3.3.1 Taxa de crescimento e dinâmica das espécies nativas

O crescimento em diâmetro entre os censos foi analisado através do cálculo da taxa de crescimento relativo em diâmetro (TCR, cm/cm/ano), conforme sugerido por Poorter et al. (2008). A vantagem deste método é determinar o aumento do diâmetro relativo ao tamanho inicial do indivíduo em um dado intervalo de tempo. A TCR foi calculada através da fórmula:

$$\text{TCR} = (\ln(D_2) - \ln(D_1)) / t \text{ onde:}$$

D_2 = diâmetro (em cm) em 2016;

D_1 = diâmetro (em cm) em 2014 e

t = intervalo de tempo entre os censos.

Para calcular a taxa de crescimento relativo em altura, utilizou-se a mesma fórmula substituindo-se o diâmetro pela medida de altura. Para as espécies de savana com mais de 10 indivíduos nos dois ambientes estudados foi calculado a taxa de crescimento relativo em diâmetro e altura.

A dinâmica da comunidade foi analisada pelo cálculo das taxas anuais médias de mortalidade (M), recrutamento (R), perda (P) e ganho (G) em área basal, com base em Sheil et al. (1995, 2000) calculadas por meio das expressões exponenciais:

$$M = \{1 - [(N_0 - m)/N_0]^{1/t}\} \times 100$$

$$R = [1 - (1 - r/Nt)^{1/t}] \times 100$$

$$P = \{1 - [(AB_0 - (AB_m + AB_d))/AB_0]^{1/t}\} \times 100$$

$$G = \{1 - [1 - (AB_r + AB_g)/AB_t]^{1/t}\} \times 100$$

Sendo:

t = o tempo em anos decorrido entre os inventários;

N_0 = número de indivíduos vivos no primeiro inventário;

N_t = número de indivíduos vivos no segundo inventário;

m = número de indivíduos mortos;

r = número de indivíduos que ingressaram no segundo inventário;

AB_0 = área basal inicial (primeiro inventários);

AB_t = área basal final (segundo inventário);

AB_m = área basal dos indivíduos mortos;

AB_r = área basal dos recrutados;

AB_d = perda de área basal por meio de quebra ou perda parcial do tronco;

ABg= incremento em área basal dos indivíduos sobreviventes.

A área basal foi calculada por meio da seguinte fórmula: $\pi \cdot d^2/4$ (utilizando o diâmetro medido a 30 cm do solo).

O *turnover* (rotatividade) foi calculado por meio das seguintes fórmulas: taxa de recrutamento + taxa de mortalidade/ 2 para o número de indivíduos e taxa de ganho de área basal + taxa de perda de área basal/2 para a área basal.

Com base nesses cálculos foram geradas as taxas médias de crescimento em diâmetro, altura, mortalidade, recrutamento, ganho e perda em área basal dos indivíduos de espécies nativas por parcela e posteriormente por idade do plantio. As variáveis calculadas com relação às espécies nativas foram utilizadas para comparações entre os plantios e as áreas naturais (savana) através de teste t ou ANOVA. Na ausência de distribuição normal, testada pelo teste de Shapiro, foram utilizados os testes de Wilcoxon ou Kruskal-Wallis (ver APÊNDICE G para resultados do teste de Shapiro para todas as variáveis utilizadas nas análises).

3.3.2 Efeito das variáveis ambientais e da área basal de *A. mangium* sobre a dinâmica da regeneração natural e biomassa de herbáceas no sub-bosque dos plantios

O efeito das variáveis massa seca e profundidade da serapilheira, abertura do dossel e área basal de *A. mangium* calculada no inventário de 2016 sobre as taxas de crescimento em diâmetro, altura, recrutamento e mortalidade dos indivíduos de espécies nativas estabelecidos no plantio de *A. mangium*, foram testadas por meio de regressão linear simples.

Todas as análises foram realizadas utilizando o software R 3.2.5 (R CORE TEAM, 2016).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em Roraima, cerca de 30.000 hectares de áreas originalmente ocupadas por savanas foram convertidos em plantios florestais de *Acacia mangium*. A conversão de savana em plantio florestal é acompanhada de profundas modificações ambientais como redução da luminosidade, aumento da umidade do solo e exclusão do fogo. Plantios de *A. mangium* acumulam uma espessa camada de folhiço que pode formar uma barreira intransponível à germinação de sementes de áreas abertas.

4.1 ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO

Em um intervalo médio de cerca de dois anos ($749,3 \pm 17,3$ dias; apêndice A) não foram observadas diferenças significativas no número de indivíduos e número de espécies que colonizaram o sub-bosque de monocultivos de *Acacia mangium* e áreas de savanas adjacentes aos plantios (Tabela 1). No primeiro censo, realizado em 2014 foram amostrados 1356 indivíduos, distribuídos em 31 famílias e 60 espécies. No segundo censo, realizado em 2016, foram amostrados 1436 indivíduos (977 vivos; 119 recrutas; 340 mortos), distribuídos em 29 famílias e 54 espécies (Apêndice B). Em ambos os censos, as famílias com o maior número de espécies foram Annonaceae (5), Fabaceae (4) e Burseraceae (3). No segundo censo foi registrado o acréscimo da espécie *Miconia rubiginosa* e o decréscimo das seguintes espécies: *Trattinnickia burserifolia*, *Buchenavia tetraphylla*, *Miconia longifolia*, *Miconia prasina*, *Cupania americana* e *Solanum subinerme*.

A grande maioria das espécies encontradas no sub-bosque dos plantios, em ambos os censos, foi composta por espécies florestais (2014: 53,33%, 2016: 51,85%) e generalistas (2014: 30%, 2016: 29,63%), que ocorrem tanto em savana como em floresta. Espécies de savana representaram somente 13,33% dos indivíduos das espécies encontradas no sub-bosque dos plantios em 2014 e 16,67% dos indivíduos no censo de 2016. Espécies classificadas como indeterminada somam 1,85%. Este resultado indica que as espécies nativas tanto florestais como de savana são capazes de colonizar o sub-bosque dos plantios de *A. mangium*. Em um curto intervalo de tempo (2 anos), a proporção da contribuição das espécies de diferentes habitats no sub-bosque não se alterou, embora tenha se observado um pequeno acréscimo de indivíduos de savana do primeiro para o segundo censo. Do mesmo modo que observado por Sousa (2014), a dominância de espécies florestais e generalistas no sub-bosque dos

monocultivos persistiu ao longo do tempo. Este resultado sugere que, a longo prazo, o florestamento de uma área de savana natural pode ter efeito negativo sobre espécies nativas de áreas abertas.

Tabela 1- Número total de espécies arbóreas e arbustivas registrado no sub-bosque de plantios de *Acacia mangium* e em áreas de savana adjacentes aos plantios (Bonfim, RR) nos anos de 2014 e 2016. Espécies nativas florestais (Fl), Floresta-Savana (Fl/Sv) e Savana (Sv)

			RIQUEZA DE ESPÉCIES NATIVAS							
			Total		Fl		Fl/Sv		Sv	
Vegetação	Plantio	N. de parcelas	2014	2016	2014	2016	2014	2016	2014	2016
Acacia	2000	2	30	27	17	16	8	8	5	3
Acacia	2003	2	22	23	9	10	5	6	8	7
Acacia	2004	3	20	24	9	12	5	7	6	5
Acacia	2005	6	25	22	11	8	6	6	8	8
Acacia	2006	4	12	10	5	3	3	4	4	3
Savana	-	8	12	12	2	2	4	4	6	6

Legenda: Fl= Espécies florestais; Fl/Sv = Espécies encontradas em áreas de florestas e áreas de savana; Sv= Espécies de savana.

Os plantios mais velhos tendem a abrigar mais espécies nativas em relação aos demais. Em relação às espécies de florestas, o plantio mais antigo ainda retém o maior número desses indivíduos, talvez pelo fato de plantios mais antigos apresentarem maior período de desenvolvimento da sucessão secundária no seu sub-bosque. Já nos plantios mais novos esse número é reduzido, com poucas espécies florestais.

A área basal de espécies nativas variou de 0,0 a 3,56 m²/ha nos plantios e de 0,02 a 7,89 m²/ha nas áreas de savana. Os plantios mais antigos (2000) apresentaram os maiores valores de área basal de espécies nativas, 2,02; 3,54 respectivamente (Apêndice C) com média de 2,79 m²/ha (± 1.10) (Tabela 2). Os valores de área basal de espécies nativas encontrados nos plantios foram em média 3,7 vezes menores dos que os encontrados nas áreas de savana (Apêndice C).

Analisando a distribuição diamétrica dos indivíduos de espécies nativas, observa-se que não houve variação significativa ao longo do intervalo de tempo analisado. Para os dois censos, as espécies nativas se concentraram com maior frequência na classe de diâmetro de < 4 cm, com redução nas classes subsequentes (Figuras 5 e 6). Por outro lado, verificou-se um

número muito pequeno de indivíduos de *Acacia mangium* regenerando no sub-bosque dos plantios.

Tabela 2- Número médio de indivíduos de espécies nativas (N), área basal (AB) e altura (H) nos censos de 2014 e 2016 no sub-bosque dos plantios de *Acacia mangium* de diferentes idades e na Savana

Vegetação	Ano do Plantio	N 2014	N 2016	AB 2014 (m ² /ha)	AB 2016 (m ² /ha)	H média 2014 (m)	H média 2016
Acacia	2000	40	35 (±12.02)	2.12 (±0.44)	2.79 (±1.10)	3.71 (±2.41)	6.96 (±6.49)
Acacia	2003	38 (±31.82)	39 (±38.89)	0.73 (±0.54)	1.12 (±1.12)	3.17 (±1.78)	4.54 (±4.50)
Acacia	2004	21 (±5.77)	25 (±6.03)	0.83 (±0.45)	1.30 (±0.54)	3.21 (±3.70)	4.75 (±4.75)
Acacia	2005	14 (±6.24)	15 (±4.47)	0.24 (±0.20)	0.23 (±0.17)	2.61 (±1.30)	3.23 (±3.30)
Acacia	2006	12 (±8.43)	8 (±9.39)	0.16 (±0.12)	0.15 (±0.22)	2.49 (±1.54)	3.54 (±3.54)
Savana		22 (±22.21)	19 (±14.28)	3.21 (±2.95)	3.03 (±2.86)	2.77 (±1.48)	3.10 (±3.08)

A maioria dos trabalhos de estrutura de floresta encontra um padrão de distribuição de espécies no formato de “J invertido”, como foi observado para os indivíduos de espécies nativas, mostrando que os mesmos se encontram distribuídos em maiores quantidades nas menores classes de diâmetro. No entanto para os indivíduos de acacia não foi observado esse padrão e sim o padrão em J, sugerindo que a espécie apresenta problemas de regeneração no sub-bosque sombreado.

Em relação à altura, nota-se um aumento no número de indivíduos de espécies nativas, na classe II (2-5m) no segundo censo. Nas demais classes, houve uma redução no número de indivíduos entre os censos. Nenhum indivíduo de espécies nativas foi encontrado ocupando o dossel dos plantios, o qual permaneceu dominado por *Acacia mangium*.

Figura 5- Distribuição em classes diâmetricas dos indivíduos das espécies nativas (floresta, floresta/Savana e Savana) e *Acacia mangium* nas parcelas de plantio nos censos de 2014 (A) e 2016 (B)

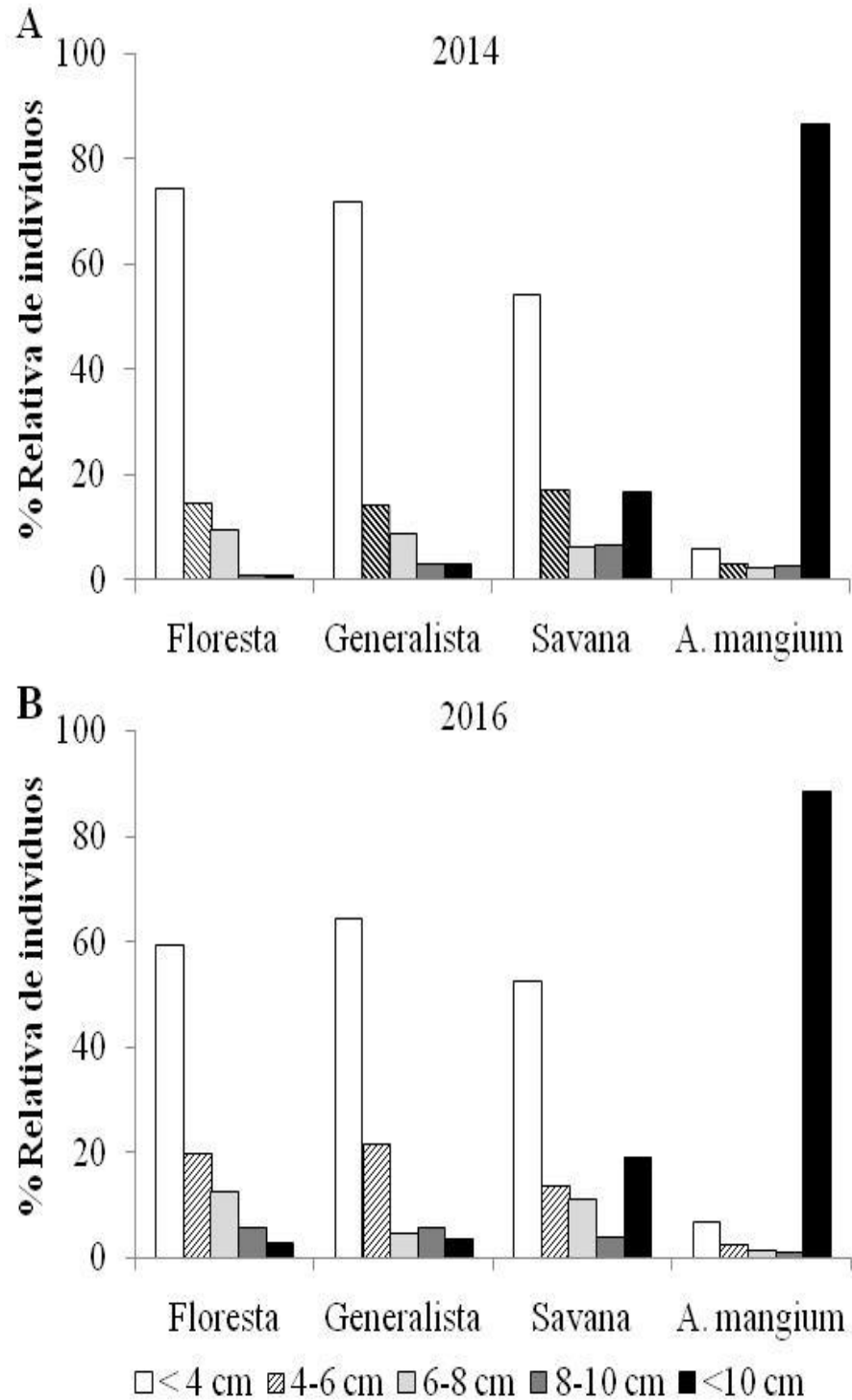
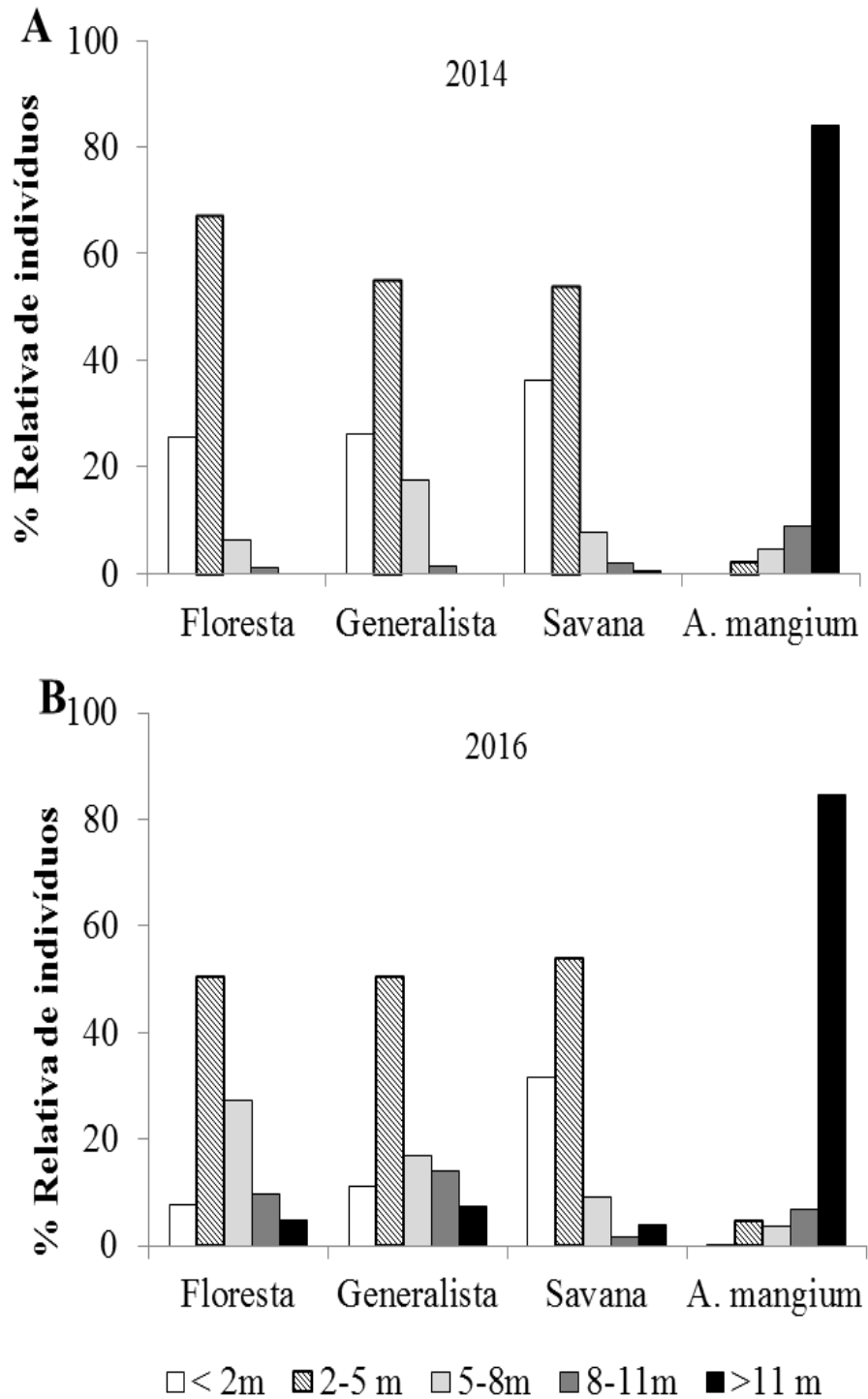


Figura 6- Distribuição em classes de altura dos indivíduos das espécies nativas (floresta, floresta/Savana e Savana) e *Acacia mangium* nas parcelas de plantio nos censos de 2014 (A) e 2016 (B)



A competição por espaço, nutrientes, luz e aspectos funcionais das espécies nativas poderia explicar a baixa frequência de indivíduos de espécies nativas ocupando as maiores classes de diâmetro e altura no sub-bosque dos plantios. Por outro lado, o tempo de regeneração pode não ter sido suficiente para os indivíduos atingirem as maiores classes de diâmetro e altura.

Os plantios foram responsáveis por abrigar maior quantidade de indivíduos com diâmetro até seis centímetros. Enquanto os indivíduos com maior diâmetro (8-10 cm) foram encontrados com maior frequência na savana (Figura 7).

O padrão de distribuição da altura dos indivíduos de espécies de savana foi semelhante para os dois ambientes de estudo e nos dois censos realizados (2014 e 2016). A maioria dos indivíduos de savana, crescendo tanto no plantio como na savana, apresentou altura inferior a 5 m (Figura 7). Indivíduos com altura superior a 11 m só foram registrados nos plantios. Este resultado sugere uma mudança na estratégia de alocação de recursos para crescimento em diâmetro x altura das espécies de savana quando estão submetidas às condições de sombreamento do sub-bosque dos plantios. Embora os maiores diâmetros tenham sido registrados em áreas de savana, as maiores alturas foram registradas no sub-bosque dos plantios. Aparentemente, em condições de baixa luminosidade, as espécies de savana investem no crescimento em altura, em detrimento do crescimento em diâmetro.

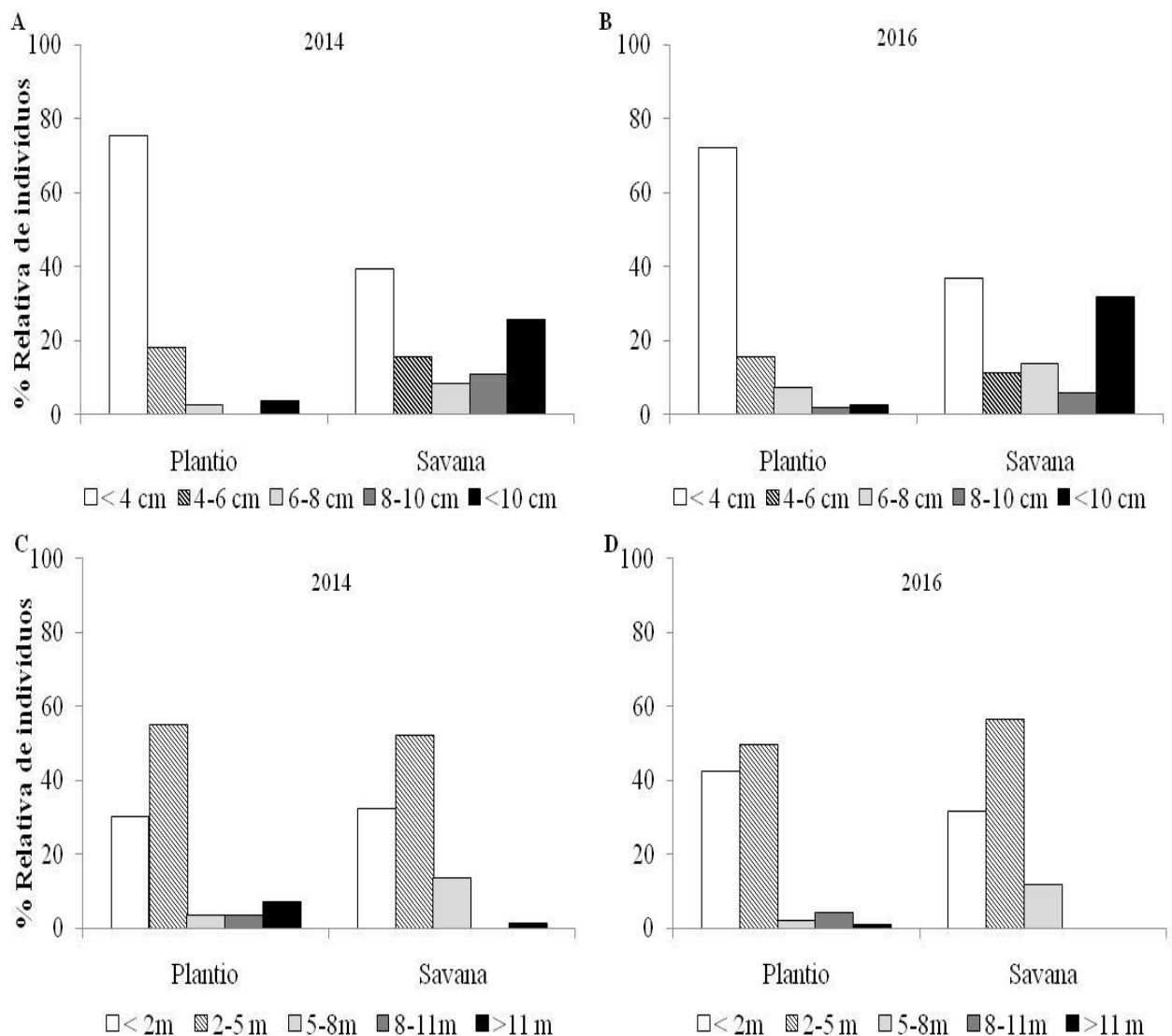
A estrutura da regeneração natural no sub-bosque dos plantios de *Acacia mangium* com idade média de 12 anos reflete os estágios iniciais da sucessão secundária. Florestas secundárias com idade semelhante, estabelecidas em áreas desmatadas ou pastagens abandonadas apresentam distribuição diamétrica e altura semelhante (MESQUITA et al., 2001; ARAUJO et al., 2005).

A área basal encontrada nos plantios ($24,02 \pm 9,58 \text{ m}^2/\text{ha}$) também coincide com a área basal encontrada em florestas secundárias de 10 anos de idade dominadas por *Cecropia* ($23,7 \pm 6,9 \text{ m}^2/\text{ha}$) (MESQUITA et al., 2001). No entanto, enquanto a área basal de *Cecropia* representou 34% da área basal total, a área basal de *Acacia* representou 95,8% da área basal total dos plantios, indicando uma menor densidade de regenerantes nos plantios do que em florestas secundárias de idades semelhantes.

A baixa densidade de plantas nativas no sub-bosque pode ser resultado da limitação na dispersão e/ou na germinação e estabelecimento das plântulas nos plantios. Gorchov et al. (1993) observaram que a maioria das sementes em uma floresta no Peru foram dispersas até uma distância máxima de 12,5 m da planta mãe. Uma distância da floresta nativa superior a

50 m reduziu drasticamente o número de plântulas que colonizaram áreas de floresta secundária na região de Manaus (MESQUITA et al., 2001).

Figura 7- Distribuição diamétrica das espécies nativas de Savana nas áreas de plantio de *Acacia mangium* e Savana em 2014 (A) e 2016 (B). Distribuição em classes de altura das espécies nativas de Savana nas áreas de plantio de *A. mangium* e Savana em 2014 (C) e 2016 (D)



A maioria dos plantios de *A. mangium* estudados (94%) está a uma distância mínima superior a 100 m (SOUSA, 2014), a qual pode representar uma barreira à dispersão primária de sementes florestais.

Outra explicação para a baixa densidade de plantas nativas nos plantios pode estar relacionada a barreiras impostas para a germinação e estabelecimento de plântulas. Plantios de *Acacia mangium* acumulam grande quantidade de serapilheira no sub-bosque devido à baixa velocidade de decomposição dos filódios (SAHARJO; WATANABE, 2000; BALIEIRO et al., 2005). Uma camada grossa de serapilheira pode reduzir a quantidade de luz e evitar que as sementes atinjam o solo, criando uma barreira física impenetrável para as mesmas (LOYDI et al., 2013). Além disso, a partir de extratos de folhas secas caídas de *A. mangium* foi isolada uma substância com ação alelopática capaz de inibir, especialmente em pH ácido, o crescimento da radícula em bioensaios (LUZ et al., 2010). Considerando que os solos das áreas de savana são ácidos, a ação alelopática das folhas de acácia pode estar sendo potencializada e atuando na inibição da germinação e estabelecimento de espécies nativas. A redução da incidência luminosa no sub-bosque dos plantios é outro fator que pode significar uma barreira a germinação e estabelecimentos de espécies, principalmente de savana. Espécies de savana, em geral, possuem baixa taxa de germinação e respostas variáveis com relação à influência da luz na germinação (LIMA et al., 2014).

Embora a ausência de regeneração de *A. mangium* no sub-bosque tenha sido atribuída ao fato da espécie ser pioneira e heliófila (HARJA et al., 2012), estudo realizado por Martins et al. (2012) não verificou efeito das condições de luz na germinação de sementes desta espécie. *Acacia mangium* produz quantidade muito grande de sementes (~ 40 kg/ha/ano) que possuem alta longevidade e taxa de germinação elevada (SAHARJO; WATANABE, 2000). No entanto, as sementes possuem dormência tegumentar e permanecem no banco de sementes do solo por longos períodos. A regeneração da espécie parece estar ligada a ocorrência de distúrbios como a abertura de clareiras ou a passagem do fogo. O fogo atuaria para quebrar a dormência das sementes, desde que as temperaturas não sejam superiores a 150°C (SAHARJO; WATANABE, 1997), e poderia explicar a profusão da regeneração natural de *Acacia mangium* em áreas recentemente desmatadas e queimadas (ADJERS; SRIVASTAVA, 1993). Alguns autores sugerem que os distúrbios (fogo e abertura de clareiras) não seriam necessários para a germinação, mas influenciariam o padrão e a intensidade da competição interespecífica, favorecendo a acácia que seria um competidor mais eficiente do que outras espécies nativas em condições de alta incidência luminosa (OSUNKOYA et al., 2005).

4.2 DINÂMICA E CRESCIMENTO DAS ESPÉCIES NATIVAS EM PLANTIOS DE *A. MANGIUM*

De modo geral, verificou-se que não houve diferença significativa de crescimento em diâmetro (Anova, $F= 2,91$; $p < 0,07$) e altura (Anova, $F= 2,35$; $p < 0,25$) de espécies nativas nos sub-bosque dos plantios e nas áreas de savana (Tabela 3).

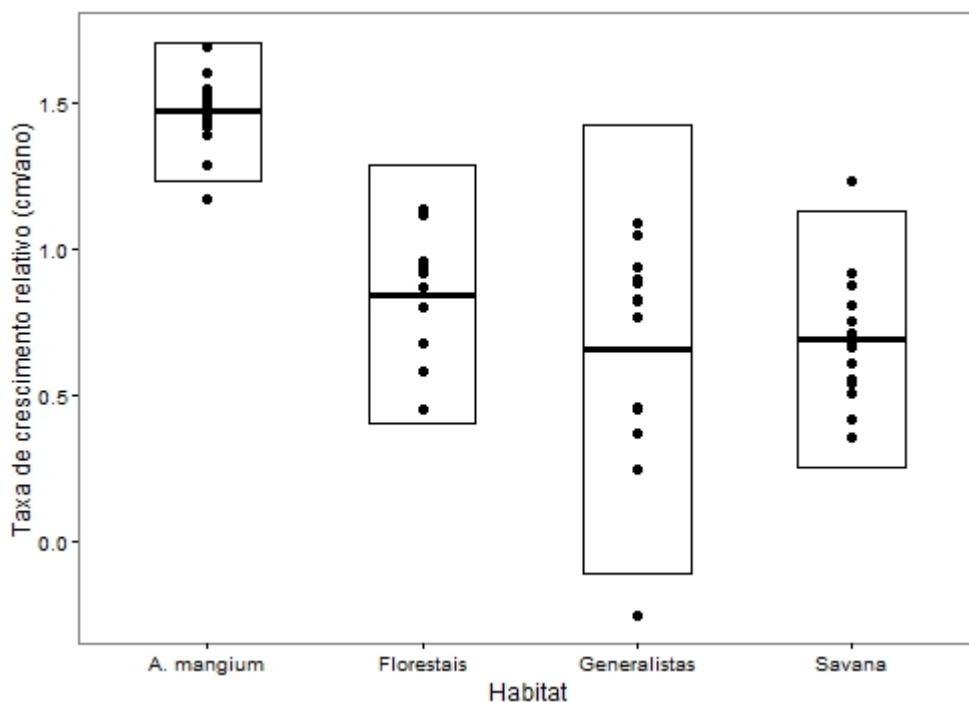
Tabela 3- Crescimento médio em diâmetro (mm.ano^{-1}) e altura (m.ano^{-1}) de espécies nativas e *Acacia mangium* nos plantios de diferentes idades e na Savana

Acacia	Crescimento de nativas em diâmetro mm. ano^{-1}	Crescimento <i>A. mangium</i> em diâmetro mm. ano^{-1}	Crescimento H de nativas (m.ano^{-1})	Crescimento H de <i>A. mangium</i> (m. ano^{-1})
2000	6.42 (± 4.95)	6.04 (± 6.17)	1.92 (± 1.63)	0.96 (± 1.62)
2003	4.34 (± 4.14)	2.60 (± 2.79)	0.76 (± 0.92)	0.34 (± 1.41)
2004	5.01 (± 5.39)	3.07 (± 3.49)	0.90 (± 0.96)	0.19 (± 1.69)
2005	2.14 (± 3.82)	4.47 (± 7.20)	0.42 (± 0.84)	0.28 (± 1.76)
2006	5.41 (± 5.47)	3.35 (± 4.15)	0.75 (± 1.40)	0.67 (± 1.37)
Savana	2.04 (± 3.99)	-	0.13 (± 0.33)	-

Os maiores valores de crescimento médio em diâmetro (6,42 mm/ano) e altura (1,92 m/ano) das espécies nativas foram observados nos plantios de 2000, seguido pelo plantio mais jovem, 2006, com 5,41mm/ano e 0,75m/ano. Apenas no plantio de 2005 o crescimento em diâmetro das acácias foi maior que as espécies nativas.

A taxa média de crescimento relativo em diâmetro dos indivíduos de *Acacia mangium* ($1,47 \pm 0,12 \text{ cm/cm/ano}$) foi quase duas vezes maior do que a taxa média das espécies nativas (teste de Kruskal-Wallis: $\chi^2= 35,46$; $p < 0, 0001$; Figura 8). Entre as espécies nativas, não foram observadas diferenças significativas entre a taxa de crescimento relativo de espécies florestais ($0,85 \pm 0,21 \text{ cm/cm/ano}$), generalistas ($0,67 \pm 0,36 \text{ cm/cm/ano}$) e espécies de savana ($0,81 \pm 0,29 \text{ cm/cm/ano}$). Quanto à taxa de crescimento relativo em altura, foi observada diferença significativa entre o crescimento de indivíduos de *A. mangium* e as espécies nativas (teste de Kruskal-Wallis: $\chi^2= 29,12$; $p < 0, 0001$). Não foi observada diferença na taxa de crescimento em altura quanto ao habitat das espécies nativas. Indivíduos de acácia cresceram em média $1,39 \pm 0,1 \text{ m/m/ano}$, valor quase duas vezes maior do que a taxa média de crescimento em altura de espécies florestais ($0,97 \pm 0,36 \text{ m/m/ano}$), generalistas ($0,87 \pm 0,55 \text{ m/m/ano}$) e de savanas ($0,57 \pm 0,35 \text{ m/m/ano}$).

Figura 8- Taxa de crescimento relativo em diâmetro de *Acacia mangium* e de espécies nativas de diferentes habitats estabelecidas no sub-bosque dos plantios de *A. mangium* localizados em Roraima. Os pontos representam a taxa média de crescimento relativo por parcela, o retângulo representa os desvios (± 1 desvio padrão) e a barra, a média

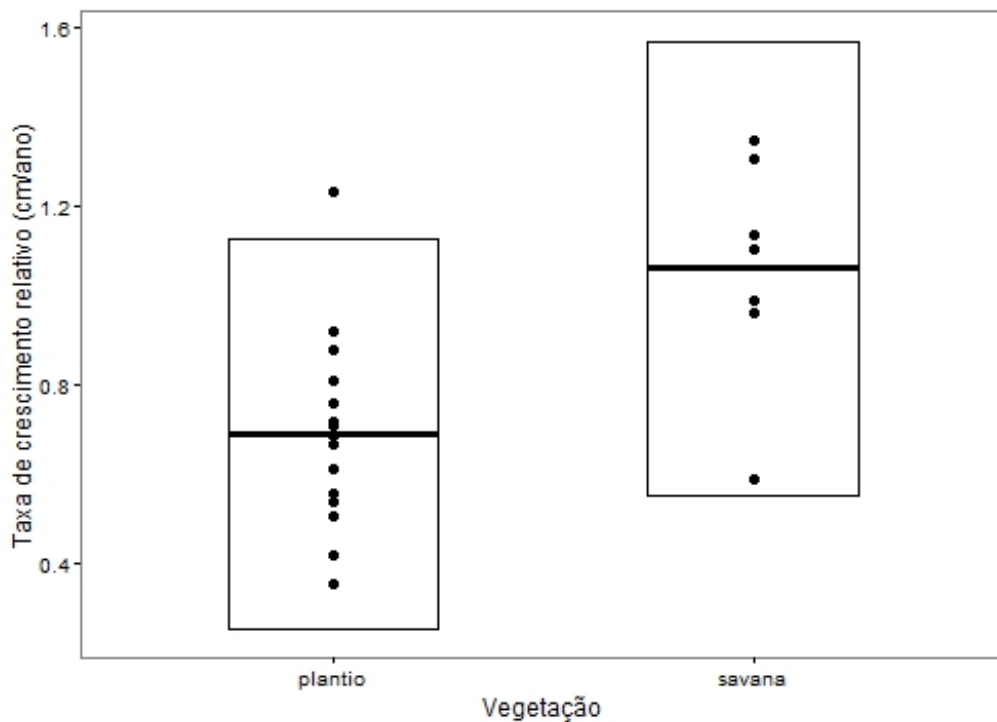


A taxa de crescimento relativo em diâmetro das espécies de savana diferiu entre os ambientes ($t = -3,15$; $p < 0,009$). Espécies de savana estabelecidas em áreas de savana apresentaram taxa de crescimento médio relativo em diâmetro (1,06 cm/cm/ano) 0,67 vezes maior do que espécies de savana estabelecidas em áreas de plantio (0,71cm/cm/ano), conforme figura 9. Não foi observada diferença na taxa de crescimento relativo em altura das espécies de savana em áreas de savana quando comparada com áreas de plantios ($t = -0,43$; $p = 0,67$). Condições ambientais dos plantios reduziram o crescimento em diâmetro, mas não alteraram a taxa de crescimento em altura. As diferenças sugerem mudanças na alometria das plantas de savanas, uma vez que indivíduos com mesma altura no plantio e na savana devem ter diâmetros menores no plantio.

Quanto à área basal, os plantios apresentaram maiores taxas quando comparados à savana (Figura 10). Para alguns plantios (2005 e 2006) o ganho em área basal não superou a perda, os plantios de 2000, 2003 e 2004 apresentaram resultados contrários com ganho de 18,13% ano⁻¹ e perda de -7,89% ano⁻¹ no plantio de 2000, 17,84% ano⁻¹ de ganho e -8,12 % ano⁻¹ de perda no plantio de 2003, 21,73 % ano⁻¹ de ganho e -0,44% ano⁻¹ de perda no plantio de 2004, sendo o plantio com menor taxa de perda de área basal. Não foi encontrada diferença

significativa na taxa de recrutamento entre os plantios de acácia e a savana (teste de Wilcoxon: $w = 75.5$; $p = 0,68$). Não houve diferença significativa na taxa de mortalidade das espécies nativas entre áreas de plantio e savana (teste de Wilcoxon: $t = 80.5$; $p = 0,48$). O plantio de 2004 apresentou a menor taxa $-2,77\% \text{ ano}^{-1}$ seguido do plantio de 2003 com $-8,11\% \text{ ano}^{-1}$.

Figura 9- Taxa de crescimento relativo em diâmetro de espécies de savana nos plantios de *Acacia mangium* e na savana. Os pontos representam a taxa média de crescimento relativo por parcela, o retângulo representa os desvios (± 1 desvio padrão) e a barra, a média

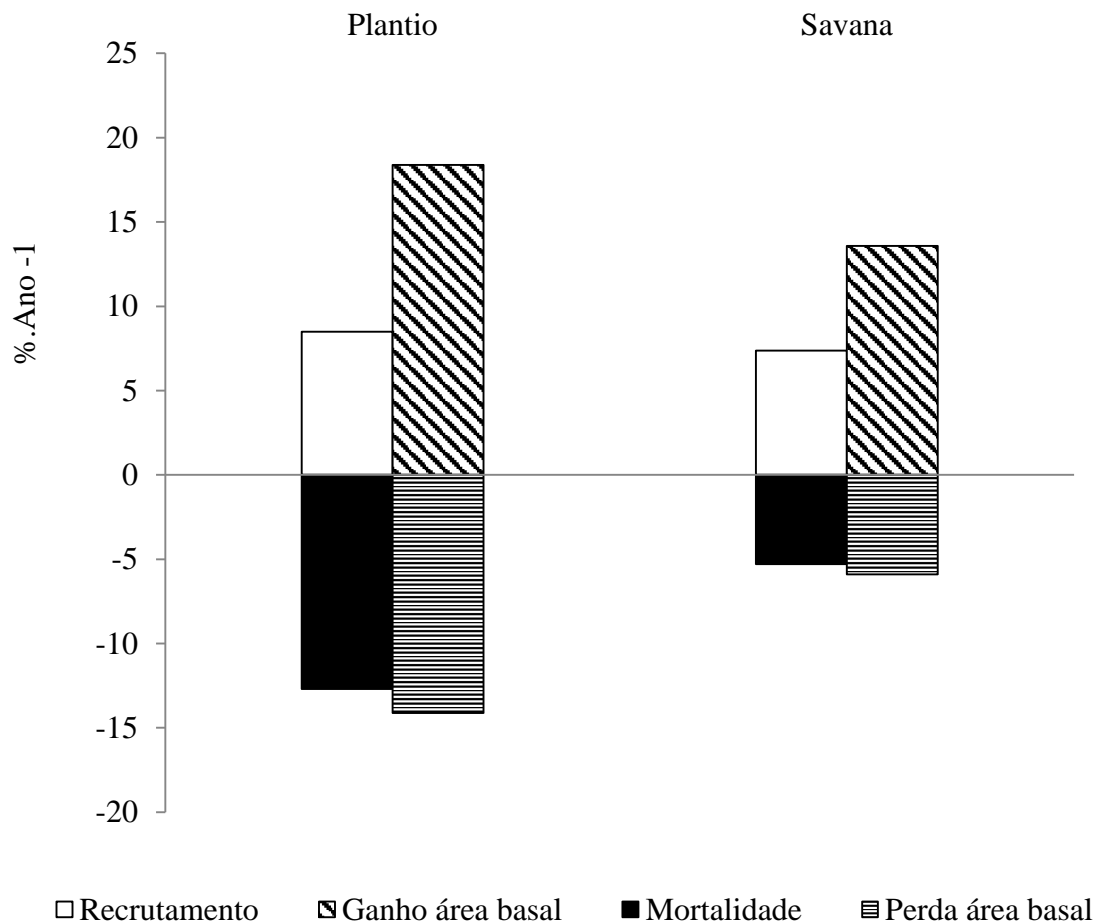


A taxa de mortalidade de espécies nativas variou de 0 a 100% nos plantios e de 0 a 28,73% nas áreas de savana (Apêndice F). O fogo foi uma das principais causas de mortalidade, tanto no plantio como na savana, respondendo por 19% das mortes. Destas, 88,4% eram indivíduos de *A. mangium*, 6,6% de espécies florestais e 5% de espécies de savana. As árvores mortas em pé totalizaram 51,2%; morta em pé queimadas, 15%; morta caída/tombada 23,8% e não encontradas somam 10%. No total, nove parcelas foram afetadas pelo fogo, sendo que uma parcela (M3-T1-500) foi totalmente comprometida.

Quanto à dinâmica de espécies de savana, não houve diferença significativa na taxa média de recrutamento entre os plantios ($8,5\% \text{ ano}^{-1}$) e a savana ($7,38\% \text{ ano}^{-1}$). A taxa de mortalidade foi 2,40 vezes maior no plantio ($-12,70\% \text{ ano}^{-1}$) quando comparada à savana ($-5,30\% \text{ ano}^{-1}$), assim como o ganho ($18,38\% \text{ ano}^{-1}$ plantio; $13,57\% \text{ ano}^{-1}$ savana) e perda de

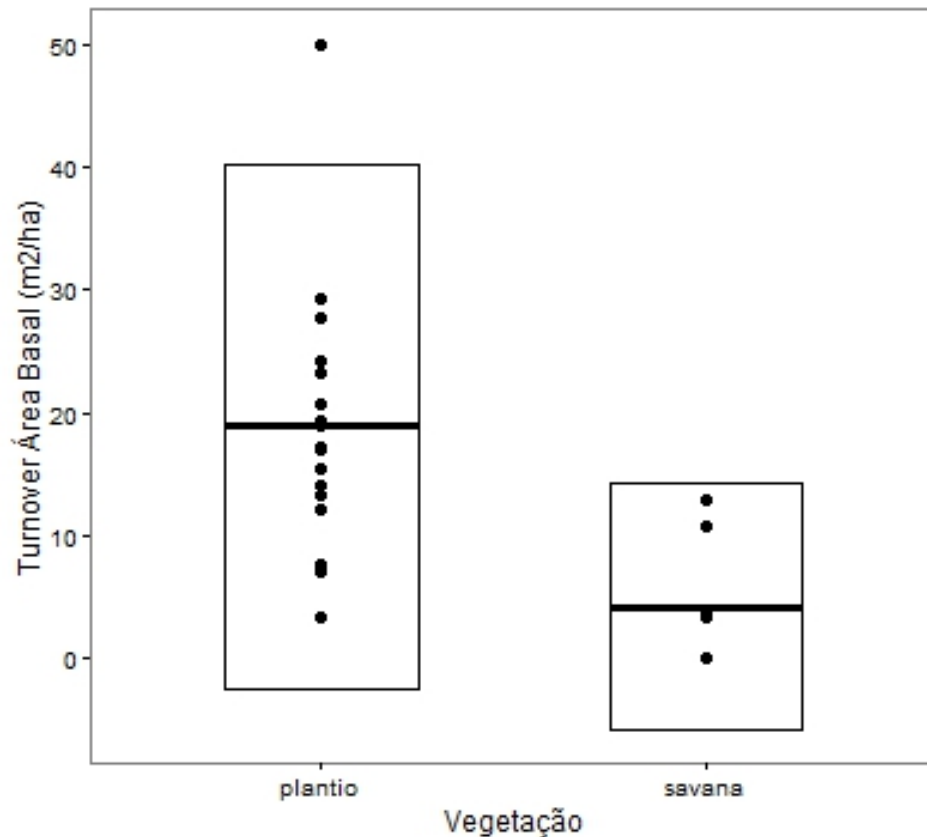
área basal ($-14,12\% \text{ ano}^{-1}$ plantio; $-5,89\% \text{ ano}^{-1}$ savana), sendo 1,35 e 2,39 vezes maiores respectivamente (Figura 10).

Figura 10- Taxa média de recrutamento, mortalidade, ganho e perda em área basal para os indivíduos de espécies de savana nos plantios de *Acacia mangium* e na Savana



A rotatividade (*turnover*) no número de indivíduos no sub-bosque não diferiu entre áreas de savana e plantio (teste de Wilcoxon: $w=78,5$, $p=0,56$). No entanto, com relação à área basal, o *turnover* foi significativamente maior nos plantios do que na savana (teste de Wilcoxon: $w=127$, $p < 0,001$), conforme a figura 11. A taxa média do *turnover* em área basal foi de 18,91% nos plantios e de 4,26% na savana (Apêndice F).

Figura 11- Taxa de rotatividade de área basal de espécies nativas em plantios de *Acacia mangium* e savana



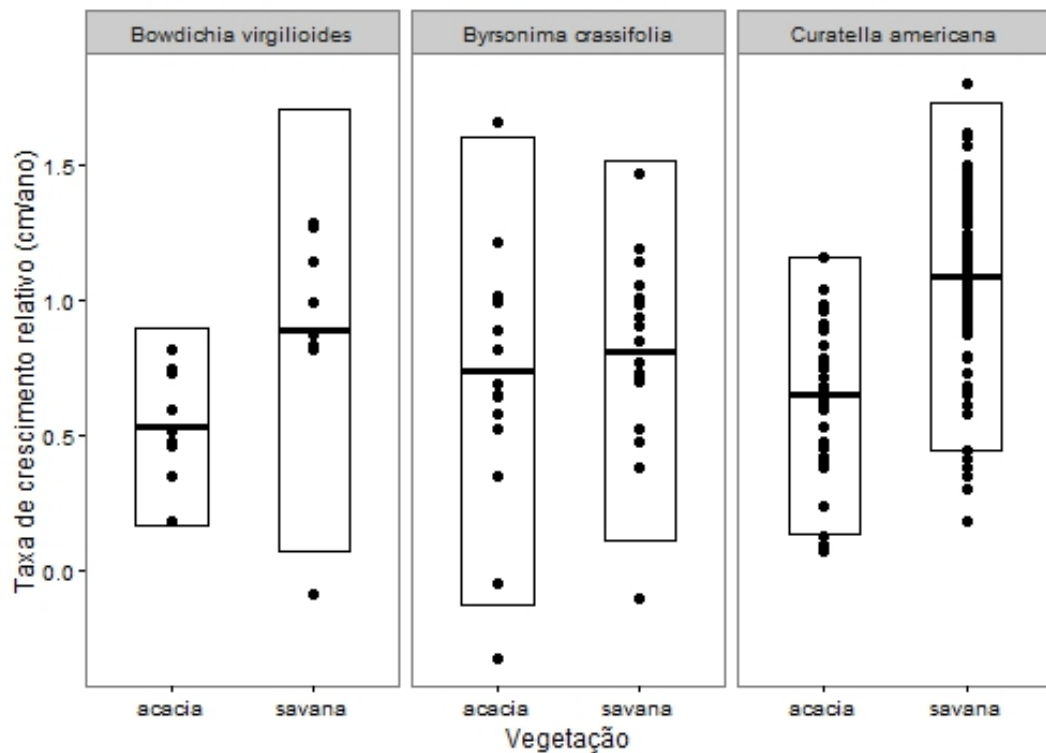
4.3 EFEITO DO AMBIENTE NA TAXA DE CRESCIMENTO RELATIVO DE ESPÉCIES DE SAVANA

O efeito do ambiente na taxa de crescimento relativo em diâmetro e altura de espécies de savana foi dependente da espécie. *Curatella americana* (teste t: diâmetro: $t = -8,60$; $p < 0,00001$, altura: $t = -2,05$; $p = 0,04$) e *Bowdichia virgilioides* (teste t: diâmetro: $t = -2,43$; $p < 0,03$, altura: $t = -2,42$; $p = 0,03$) apresentaram maiores taxa média de crescimento em diâmetro e em altura em áreas de savana quando comparado ao plantio (Tabela 4; Figura 12). Para *Byrsonima crassifolia* não foi observada diferença na taxa de crescimento entre indivíduos estabelecidos em áreas de plantios e em áreas de savana (teste t: diâmetro: $t = -0,61$; $p = 0,55$, altura: $t = 1,61$; $p = 0,12$).

Tabela 4- Comparação das médias da taxa de crescimento relativo em diâmetro (cm/cm.ano) e altura (m/m.ano) de espécies de savana crescendo no sub-bosque de plantios de *Acacia mangium* e em áreas de savana. Os valores em negrito representam diferenças significativas em crescimento nos diferentes ambientes ($p < 0,05$)

Taxa de crescimento relativo	Plantio	Savana	Espécie
Diâmetro	0,74 ($\pm 0,43$)	0,81 ($\pm 0,35$)	<i>Byrsonima crassifolia</i>
Altura	0,81 ($\pm 0,42$)	0,63 ($\pm 0,28$)	
Diâmetro	0,65 ($\pm 0,26$)	1,09 ($\pm 0,32$)	<i>Curatella americana</i>
Altura	0,44 ($\pm 0,39$)	0,59 ($\pm 0,33$)	
Diâmetro	0,53 ($\pm 0,18$)	0,89 ($\pm 0,41$)	<i>Bowdichia virgilioides</i>
Altura	0,34 ($\pm 0,33$)	0,68 ($\pm 0,28$)	

Figura 12– Taxa de crescimento relativo de indivíduos de *Bowdichia virgilioides* (n=20), *Byrsonima crassifolia* (n=37) e *Curatella americana* (n=139) no sub-bosque de plantios de *Acacia mangium* e em áreas de savana. Os pontos representam a taxa média de crescimento relativo por parcela, o retângulo representa os desvios (± 1 desvio padrão) e a barra, a média



4.4 EFEITO DA ABERTURA DO DOSSSEL E DA SERAPILHEIRA NA DINÂMICA DA REGENERAÇÃO NATURAL E NA BIOMASSA DE HERBÁCEAS NO SUB-BOSQUE DE PLANTIOS E ÁREAS DE SAVANA

Devido às correlações significativas entre a abertura do dossel, serapilheira (massa seca e profundidade) e a área basal de *A. mangium* (Tabela 5), as variáveis foram testadas individualmente através de modelos lineares simples, tendo as taxas de recrutamento ou mortalidade como variável dependente. A área basal de acácia foi correlacionada negativamente com a abertura do dossel e positivamente com a serapilheira (massa seca e profundidade). Ou seja, quanto maior a área basal do plantio menor será a abertura do dossel e maior será o estoque a profundidade da serapilheira no sub-bosque.

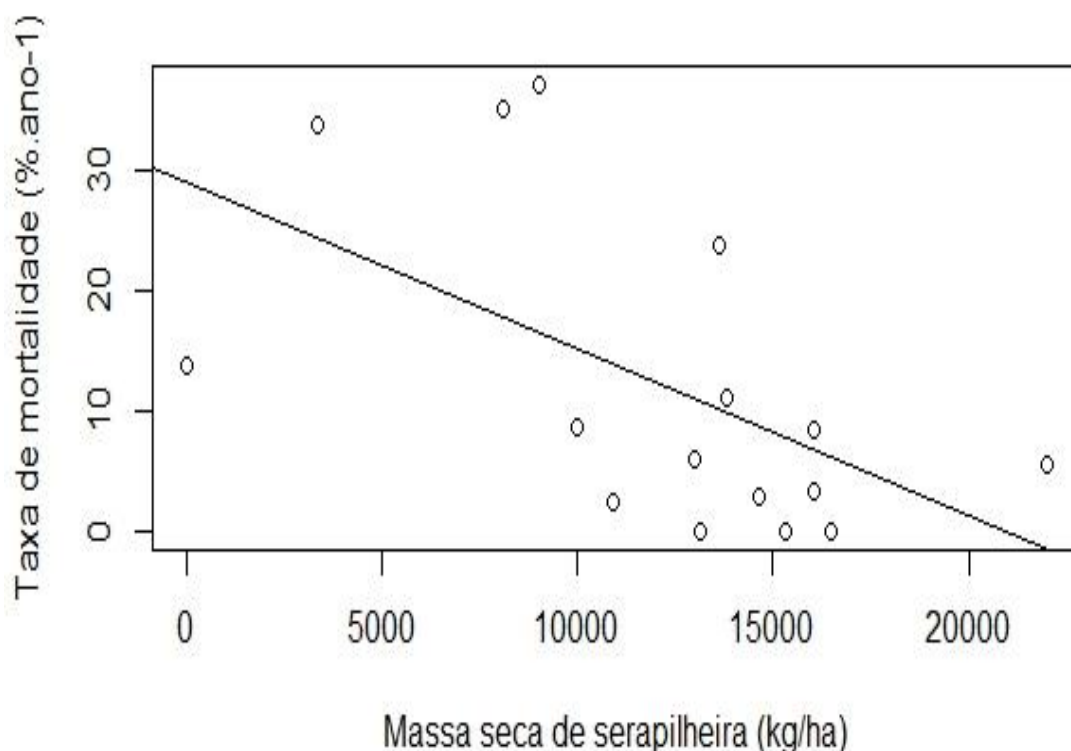
A abertura do dossel, a serapilheira (massa seca e profundidade) e a área basal de *A. mangium* não foram bons preditores das taxas de crescimento e recrutamento de espécies nativas no sub-bosque dos plantios. Não foi observada relação significativa entre taxa de recrutamento e abertura do dossel ou estoque de serapilheira ou área basal de acacia (Tabela 6).

A taxa de mortalidade também não foi relacionada com a abertura de dossel ou área basal de acacia (Tabela 6). No entanto, a taxa de mortalidade foi inversamente relacionada ao estoque de serapilheira no solo ($F=7,43$, $p=0,01$; Figura 13). A massa seca de serapilheira sobre o solo explicou cerca de 30% da variação na taxa de mortalidade das espécies nativas. Quanto maior o estoque de serapilheira sobre o solo, menor foi a taxa de mortalidade registrada.

Tabela 5- Matriz de correlação das variáveis preditoras da dinâmica (mortalidade, crescimento e recrutamento) da regeneração natural no sub-bosque dos plantios. Valores em negrito representam correlação estatisticamente significativa ($p < 0.001$)

	Biomassa de herbáceas	Serapilheira (massa seca)	Serapilheira (profundidade)	Abertura do dossel	Área basal de Acacia
Biomassa de herbáceas	1.00				
Serapilheira (massa seca)	-0.39	1.00			
Serapilheira (profundidade)	-0.43	0.78	1.00		
Abertura do dossel	0.39	-0.76	-0.85	1.00	
Área basal de Acacia	-0.70	0.76	0.82	-0.70	1.00

Figura 13- Relação entre a taxa de mortalidade e massa seca de serapilheira no sub-bosque de plantios florestais de *Acacia mangium* na Amazônia Setentrional



A relação inversa entre massa seca de serapilheira e taxa de mortalidade indica que maiores quantidades de serapilheira contribuíram para a diminuição da taxa de mortalidade no sub-bosque dos plantios no intervalo estudado (Tabela 6; figura 13). De modo geral, a serapilheira propicia melhores condições edáficas. Ganade; Brown (2002) mostraram que a serapilheira acumulada no solo pode criar condições microclimáticas adequadas e reduzir processos erosivos do solo. No caso específico de serapilheira de *Acacia mangium*, há uma contribuição no aumento da fertilidade do solo, com mais nutrientes disponíveis, principalmente nitrogênio, e melhor retenção de água durante a estação seca (XIONG et al., 2008; SIMÕES et al., 2010). A estação seca de 2015-2016 foi muito severa em Roraima e o aumento da umidade do solo conferido pela serapilheira da acácia pode ter favorecido a sobrevivência dos indivíduos estabelecidos no sub-bosque dos plantios onde o acúmulo de serapilheira foi maior.

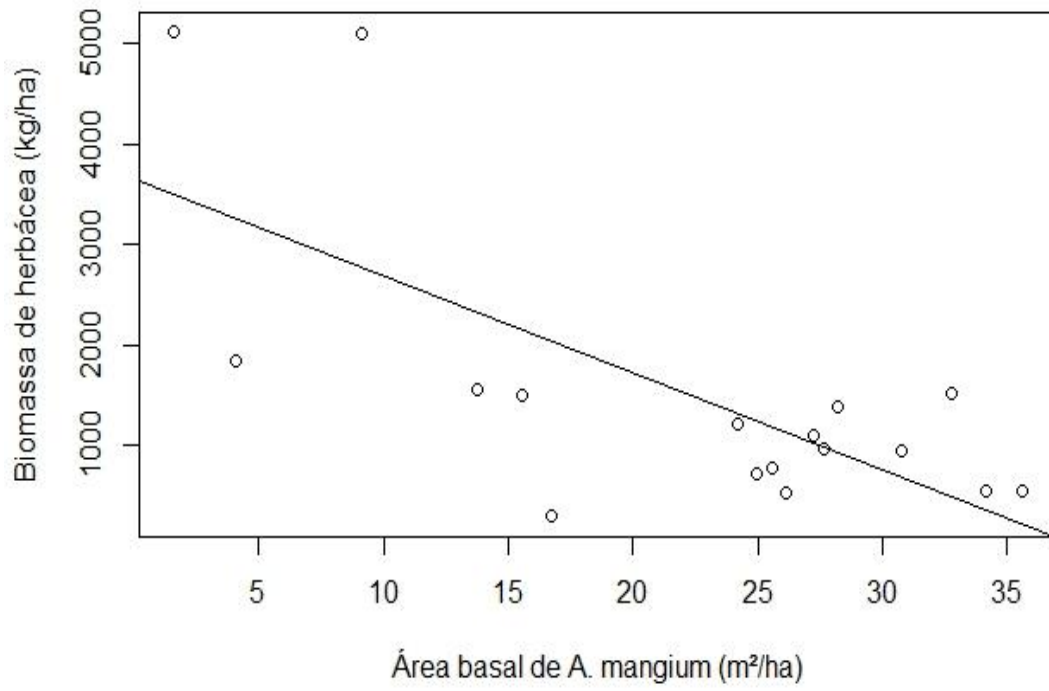
Tabela 6- Resultados das regressões lineares relacionando abertura do dossel, serapilheira (massa seca) e área basal de *Acacia mangium* no crescimento, recrutamento e mortalidade de indivíduos de espécies nativas estabelecidos no sub-bosque dos plantios

Variáveis preditoras	Taxa de mortalidade			Taxa de recrutamento			Crescimento em diâmetro			Crescimento em altura		
	B	t	P	B	t	P	b	T	p	B	T	P
Área Basal de Acacia	-0,37	0,32	0,26	0,02	0,13	0,90	0,005	0,09	0,92	0,001	1,52	0,14
Serapilheira (massa seca)	-0,002	-2,73	0,02	<0,01	0,19	0,85	<0,01	1,09	0,29	<0,01	0,15	0,88
Abertura do dossel	3,52	1,78	0,09	-0,29	0,37	0,71	-0,29	1,41	0,18	-0,02	0,42	0,68

A biomassa de herbáceas não foi relacionada com a massa seca da serapilheira ($t = -1.62$; $p = 0.12$), com a profundidade da serapilheira ($t = 1.85$; $p = 0.08$) ou com a abertura de dossel ($t = -3.82$; $p < 0.001$). A biomassa de herbáceas apresentou relação significativa apenas para a área basal de acacia ($t = 1.65$; $p = 0.12$), indicando que quanto maior a área basal de acacia, menor a biomassa herbácea no sub-bosque dos plantios (Figura 14). Uma vez que a abertura do dossel foi negativamente correlacionada com a área basal do plantio (ver Tabela 5), a diminuição do sombreamento nos plantios com menor área basal pode favorecer a regeneração de gramíneas e outras espécies herbáceas (CARNEVALE; MONTAGNINI, 2002).

O componente herbáceo no sub-bosque, especialmente em áreas de savanas, constitui um extrato que exibe grande riqueza e diversidade (INÁCIO; JARENKOW, 2008). E ainda, o extrato herbáceo pode influenciar o processo de regeneração de espécies arbóreas, auxiliando também na conservação de nutrientes do solo (LIMA; GANDOLFI, 2009).

Figura 14- Relação entre a biomassa de herbácea e área basal de *Acacia mangium* em plantios florestais no Bonfim, Roraima, Brasil



5 CONCLUSÃO

Plantios de *Acacia mangium* com idades variando entre 10 a 16 anos apresentam estrutura diamétrica e de altura semelhante a florestas secundárias nos estágios iniciais de sucessão. No entanto, a elevada dominância de *A. mangium* no dossel e a baixa densidade de indivíduos e espécies regenerando no sub-bosque sugerem que o florestamento de áreas de savana com a espécie tem um papel limitado na catalisação da sucessão secundária. A distância de fontes de propágulos e/ou modificações ambientais induzidas pelos plantios (aumento do sombreamento, formação de camada espessa de serapilheira), além do potencial alelopático da serapilheira de *A. mangium* podem estar atuando como barreiras ao estabelecimento inicial (germinação) de plântulas de espécies nativas.

A taxa de crescimento relativo em diâmetro e altura de indivíduos de *A. mangium* foi cerca de duas vezes maior do que o crescimento das espécies nativas, independente do habitat das espécies (florestal x generalista x savana). No entanto, para espécies de savana foi verificado efeito espécie-específico do ambiente no crescimento em diâmetro e altura. Em geral, observou-se redução do crescimento em diâmetro nas plantas de savana estabelecidas nos plantios. Com relação à altura não houve diferença, indicando que indivíduos de savana estabelecidos nos plantios tendem a investir em crescimento em altura em detrimento do crescimento em diâmetro.

Uma vez que os indivíduos de espécies nativas estão estabelecidos no sub-bosque dos plantios, as modificações ambientais decorrentes do florestamento como diminuição da abertura de dossel e acúmulo de serapilheira de acácia não tiveram efeito nas taxas de crescimento e recrutamento. No entanto, a serapilheira (massa seca e profundidade) teve efeito significativo na redução da mortalidade de espécies nativas.

O estrato herbáceo, importante componente da biodiversidade de ecossistemas de áreas abertas, também foi afetado pelo florestamento. A biomassa de herbáceas foi negativamente relacionada com a área basal de *A. mangium* dos plantios.

O florestamento de áreas de savanas amazônicas com *A. mangium* tem capacidade limitada para promover o avanço da regeneração natural de espécies nativas. A baixa densidade, elevado *turnover* da área basal de espécies nativas e a persistência da dominância de *A. mangium* no dossel, mesmo após os plantios terem atingido a meia vida, sugerem que a espécie não tem um papel facilitador na sucessão secundária por espécies arbóreas e arbustivas nativas.

REFERÊNCIAS

ABRAF - Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas. **Anuário Estatístico da ABRAF: ano base 2012**. Disponível em: <<http://www.abraflor.org.br/>>. Acesso em: 20 fev. 2015.

ADJERS, G.; SRIVASTAVA, P. B. L. Nursery practices. In: AWANG, K.; TAYLOR, D. (Eds.) "*Acacia mangium, Growing and Utilisation*". Winrock International and FAO, Bangkok, MPTS Monograph Series, 1993, n. 3, p. 75-99.

ARAUJO, C. O.; ALMEIDA-SANTOS, S. M. Herpetofauna de um remanescente de cerrado no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 3, p. 47-62, 2011.

ARAUJO, M. M et al. Padrão e processo sucessionais em florestas secundárias de diferentes idades na Amazônia Oriental. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 15, n. 4, p. 343-357, 2005.

AGUIAR JR, A. **Invasão de *Acacia mangium* Willd. (Fabaceae) a partir de plantios silviculturais em áreas de savanas do norte da Amazônia brasileira**. 2015. 110p. Dissertação (Mestrado em Agroecologia) - UERR, Universidade Estadual de Roraima, Boa Vista, 2015.

AGUIAR JR, A. et al. Invasion of *Acacia mangium* in Amazonian savannas following planting for forestry. **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 1-2, p.359-369, 2014.

BALIEIRO, F. C. et al. Acúmulo de nutrientes na parte aérea, na serapilheira acumulada sobre o solo e decomposição de filódios de *Acacia mangium* Willd. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 14, n.1, p. 59-65, 2005.

BARBOSA, R. I. et al. The “Lavrados” of Roraima: Biodiversity and Conservation of Brazil’s Amazonian Savannas. **Functional Ecosystems and Communities**, Global Science Books, v. 1, n. 1, p. 29 -41, mar. 2007.

BARBOSA, R. I.; MIRANDA, I. S. Fitofisionomias e diversidade vegetal das savanas de Roraima. In: BARBOSA, R. I.; XAUD, H. A. M.; COSTA E SOUZA, J. M. (Eds.). **Savanas de Roraima: etnoecologia, biodiversidade e potencialidades agrossilvopastoris**. Boa Vista: FEMACT, 2005. p. 61-78.

BARBOSA, R. I. Distribuição das chuvas em Roraima. In: BARBOSA, R. I; FERREIRA, E. J. G; CASTELLON, E. G. **Homem, ambiente e ecologia no estado de Roraima**. Manaus: INPA, 1997, p. 325-335.

BARBOSA, R. I.; SANTOS, J. R. S. **Biomassa de raízes em ecossistemas de savana (Protocolo, versão 2)**. Boa Vista, Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio), Núcleo Regional de Roraima. 16p. Disponível em: <https://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/Protocolo%20Raizes_Savanas_PPBio.pdf>. Acesso em: 02 set. 2016.

BARROS, L. et al. Perdas de solo e água em plantio de *Acacia mangium wild* e savana em Roraima, norte da Amazônia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 2, p. 447-454, abril, 2009.

BARLOW, J. et. al. “Quantifying the Biodiversity Value of Tropical Primary, Secondary, and Plantation Forests.” **The National Academy of Sciences**, v. 104, n. 47, p. 8555–18560, nov. 2007.

BRASIL- Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República. **Florestas Plantadas: bases para a política nacional**. 2014. Disponível em: <<http://www.iba.org/shared/destaque/nota-tecnica-SAE-final.pdf>>. Acesso em: 10 maio de 2015.

BROCKERHOFF, E. G. et al. Biodiversity in New Zealand plantation forests: Policy trends, incentives, and the state of our knowledge. **NZ Journal of Forestry**, 2001. Disponível em: <http://www.nzjf.org/free_issues/NZJF46_1_2001/6ED63E2B-878C-4E49-84DBF93ADE12361F.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2016.

BROCKERHOFF, E. G. et al. “Biodiversity of Plantation Forests and Its Relevance for Ecosystem Functioning.” In: KOIZUMI, T. et al (Eds). **Proceedings of International Symposium for the Convention on Biological Diversity**, Tokyo: Forestry and Forest Products Research Institute , 2010. p. 62–70.

BROCKERHOFF, E. G. et al. “Role of Eucalypt and Other Planted Forests in Biodiversity Conservation and the Provision of Biodiversity-Related Ecosystem Services.” **Forest Ecology and Management**, v.301, p. 43–50, 2013.

CARVALHO, C. M. O lavrado da Serra da Lua em Roraima e perspectivas para estudos da herpetofauna na região. **Revista Geográfica Acadêmica**, v.3, n.1, p. 4-7, abr. 2009.

CARNEVALE, N.; MONTAGNINI, F. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 163, p. 217-227, 2002.

CARNUS, J. M. et al. Planted forests and biodiversity. **Journal of Forestry**, v. 104, n. 2, p. 65-77, mar. 2006.

CERRI, C. E. P. et al. Modeling changes in soil organic matter in Amazon forest to pasture conversion with the Century model. **Global Change Biology**, v. 10, n. 5, p. 815-832, 2004.

CRAVO, J. S. **Efeito do plantio de *Acacia mangium* Willd. sobre a colonização de espécies semidecíduais em áreas originalmente ocupadas por savanas em Roraima**. 2016. 71p. Dissertação (Mestrado em Agroecologia) – UERR, Universidade Estadual de Roraima, Boa Vista, 2016.

COSTA, F. R. C.; MAGNUSSON, W. E. The Need for Large-Scale, Integrated Studies of Biodiversity – the Experience of the Program for Biodiversity Research in Brazilian Amazonia. **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 3-12, jul. 2010.

DEMUNER, A. J. et al. Germinação de sementes de *Erythrina verna* (Leguminosae, Papilionoideae). **Museu de Biologia Professor Mello Leitão**, n. 24, p. 101-110, dez. 2008.

ENGEL, V. L.; POGGIANI, F. Influência do sobreamento sobre o crescimento de mudas de algumas essências nativas e suas implicações ecológicas e silviculturais. n.43/44, p.1-10, jan./dez.1990.

FACELLI, J. M.; PICKETT, S. T. A. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review**, v. 57, p.1-32, 1991.

FAO- Food and Agriculture Organization Corporate Statistical database – 2014. Disponível em: <<http://faostat3.fao.org/faostat-gateway/go/to/download/F/FO/E>>. Acesso em: 09 maio 2015.

FAO- Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Planted forests in sustainable Forest management: a statement of principles** – 2010. Disponível em: <www.fao.org.br/forestry/plantedforests>. Acesso em: 09 maio 2015.

FEARNSIDE, P. M.; BARBOSA, R. I. Accelerating deforestation in Brazilian Amazonia: towards answering open questions. **Environmental Conservation**, v. 31, n. 1, p. 7-10, mar. 2004.

F.I.T.- Manejo Florestal do Brasil. **Resumo público plano de manejo florestal**. 2013. Disponível em: <<http://www.fitmanejo.com.br/files/Resumo%20Publico%202013.pdf>>. Acesso em: 14 jun. 2016.

FOLEY, J. A. et al. Amazonia Revealed: Forest Degradation and Loss of Ecosystem Goods and Services in the Amazon Basin. **Front Ecol Environ**, v.5, n. 1, p. 25–32, 2007.

GANADE, G.; BROWN, V. K. Succession in old pastures of central Amazonia: role of soil fertility and plant litter. **Ecology**, v. 83, n.3, p. 743-754, mar. 2002.

GIBSON, L. et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 378-381, 2011.

GORCHOV, D. L. et al. The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon. **Vegetatio**, v. 107, n. 1, p. 339-349, 1993.

HARJA, D. et al. Tree shape plasticity in relation to crown exposure. **Trees**, v. 26, n. 4, p. 1275-1285, mar. 2012.

INÁCIO, C. D; JARENKOW, J. A. Relações entre a estrutura da sinússia herbácea terrícola e a cobertura do dossel em floresta estacional no Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, n. 1, p.41-51, jan.-mar. 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Produção da extração vegetal e da silvicultura**. Rio de Janeiro, v. 29, p. 1-56, 2014.

JOKER, D. *Acacia mangium* Willd. **Seed Leaflet**, Danida Forest Seed Centre, Denmark, n. 3, 2000. Disponível em: <http://curis.ku.dk/ws/files/20646029/acacia_mangium_int_001.pdf>. Acesso em: 27 fev. 2015.

KEDDY, P. A. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. **Journal of Vegetation Science**, v.3, n. 2, p. 157-164, abr. 1992.

LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S. Structure of the herb stratum under different light regimes in the Submontane Atlantic Rain Forest. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 289, 2009.

LIMA, Y. B. C. et al. “Germinação de 15 Espécies Vegetais Do Cerrado Sob Diferentes Condições de Luz.” **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 30, n. 6, p. 1864–1872, nov/dez. 2014.

LORENZO, P.; GONZÁLEZ, L.; REIGOSA, M. J. The genus *Acacia* as invader: the characteristic case of *Acacia dealbata* Link in Europe. **Annals of Forest Science**, v. 67, n. 1, p. 1-11, jan.2010.

LOYDI, A. et al. Effects of litter on seedling establishment in natural and semi-natural grasslands: a meta-analysis. **Journal of Ecology**, n. 101, p. 454 – 464, mar. 2013.

LUZ, S. M. et al. Allelopathic activity of chemical substances isolated from *Acacia mangium* and its variations in function of PH. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 28, n. 3, p. 479-487, 2010.

MAGNUSSON, W. E. et al. RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-termecological research sites. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 5, n. 2, p. 19-24, jul. 2005.

MAIA, S. F. T; SILVA, S. J. R. Análise faunística de abelhas Euglossina (Hymenoptera: Apidae) em ambientes de floresta nativa e plantios de *Acacia mangium* no Estado de Roraima. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 2, n. 2, p. 42-50, jul-dez., 2008.

MARIMON-JUNIOR, B. H.; HAY, J. D. A new instrument for measurement and collection of quantitative samples of the litter layer in forests. **Forest Ecology and Management**, v. 255 p. 2244–2250, 2008.

MARTINS, C. C. et al. Efeito do sombreamento e do substrato sobre a germinação e o crescimento de plântulas de *Acacia mangium* e *Acacia mearnsii*. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 22 n. 2, p. 283–293, 2012.

MESQUITA, R. C. G. et al. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, v.89, n.4, p.528-537, 2001.

MESQUITA, R. C. G. et al. Amazon Rain Forest Succession: Stochasticity or Land-Use Legacy?. **BioScience**, v. 65, n. 9, p. 849-861, 2015.

MOLOFSKY, J.; AUGSPURGER, C. K. The effect of litter on early seedling establishment in a tropical forest. **Ecology**, v. 3, p.68-77, 1992.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Mangium and Other fast-growing Acacias for the Humid tropics**. Washington, D.C: National Academy Press, 1983. 57p.

NOVA CARTOGRAFIA SOCIAL DA AMAZÔNIA. **Invasão da *Acacia mangium* nas Terras Indígenas de Roraima.** 2014. Disponível em: <http://www.google.com.br/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=5&cad=rja&uact=8&ved=0CD4QFjAE&url=http%3A%2F%2Fnovacartografiasocial.com%2F%3Fwpdma ct%3Dprocess%26did%3DMTc3LmhvdGxpbms%3D&ei=2E9yVZyoKfWasQS_w4AI&usg =AFQjCNFWM5irL93eJrU084zQUSnBE9kFAQ&bvm=bv.95039771,d.cWc> Acesso em: 30 maio 2015.

OSUNKOYA, O. O.; OTHMAN, F. E.; KAHAR, R. S. Growth and competition between seedlings of an invasive plantation tree, *Acacia mangium*, and those of a native Borneo heath-forest species, *Melastoma beccarianum*. **Ecological Research**, v. 20, n. 2, p. 205-214, 2005.

PAWSON, S. M. et al. New Zealand's Exotic Plantation Forests as Habitats for Threatened Indigenous Species. **New Zealand Journal of Ecology**, v. 34, n. 3, p. 342-355, 2010.

POGGIANI, F.; BRUNI, S.; BARBOSA, E. S. Q. Efeito do sombreamento sobre o crescimento de mudas de três espécies florestais. **Revista do Instituto Florestal de São Paulo**, v.4, n.2, p.564-569, 1992.

POORTER, L. et al. Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five neotropical forests. **Ecology**, v. 89, n. 7, p. 1908-1920, 2008.

PROJETO OURO VERDE. **Plano de Manejo Florestal. Resumo Público, 2007.** Disponível em: <<http://www.uel.br/pos/economia/material/2%20ECO%20121/Manejo%20florestal.pdf>>. Acesso em: 14 jun. 2016.

R CORE TEAM. **R - Project.** Versão 3.2.5. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, 2016.

SARMIENTO, G. **The Ecology of Neotropical Savannas.** Cambridge, Harvard University Press, 1984, 235 p.

SAHARJO, B. H.; WATANABE, H. The effect of fire on the germination of *Acacia mangium* in a plantation in South Sumatra, Indonesia. **The Commonwealth Forestry Review**, p. 128-131, 1997.

SAHARJO, B. H.; WATANABE, H. Estimation of Litter Fall and Seed Production of *Acacia Mangium* in a Forest Plantation in South Sumatra, Indonesia. **Forest Ecology and Management**, v. 130, p. 265-268, 2000.

SIMÕES, S. M. O. et al. Carbono orgânico e biomassa microbiana do solo em plantios

de *Acacia mangium* no Cerrado de Roraima. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 40, n. 1, p. 23-30, 2010.

SOUSA, S. A. **Efeito do plantio de *Acacia mangium* Willd. (FABACEAE) sobre a diversidade arbórea em áreas de savana na Amazônia Setentrional**. 2014. 41p. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais) - Universidade Federal de Roraima, Boa Vista, 2014.

SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P.; ALDER, D. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Ecology**, London, v. 83, n. 2, p. 331-333, abril. 1995.

SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Bundongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 16, n. 1, p. 765-800, jan. 2000.

TICHÝ, L. Field test of canopy cover estimation by hemispherical photographs taken with a smartphone. **Journal of Vegetation Science**, n. 2, v. 27, p. 427-435, 2015.

TONINI, H.; HALFELD-VIERA, B. A.; SILVA, S. J. R. ***Acacia mangium*: Características e seu cultivo em Roraima**. Brasília DF: Embrapa Informação Tecnológica; Boa Vista: Embrapa Roraima, 2010. 145 p.

VALE JÚNIOR, J. F.; SCHAEFER, C. E. G. R. **Solos sob savanas de Roraima: gênese, classificação e relações ambientais**. Boa Vista: Gráfica Ioris, 2010. 219 p.

VELDMAN, J. W. et al. Tyranny of Trees in Grassy Biomes. **Science**, New York, v. 347, n. 6221, p. 484-485, jan. 2015a.

VELDMAN, J. W. et al. Where Tree Planting and Forest Expansion Are Bad for Biodiversity and Ecosystem Services. **BioScience**. 2015b. Disponível em: <<<http://bioscience.oxfordjournals.org/>>>. Acesso em: 27 jun. 2016.

VIANI, R. A. G. et al. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 3, p. 533-552, jul.-set. 2010.

XIONG, Y. et al. Impacts of litter and understory removal on soil properties in a subtropical *Acacia mangium* plantation in China. **Plant and Soil**, v. 304, n. 1, p. 179-188, 2008.

APÊNDICES

APÊNDICE A- Intervalo de tempo (número de dias) entre os censos realizados em 2014 e 2016 nas parcelas permanentes instaladas nos módulos Serra da Lua, município de Bonfim, Roraima

Código da parcela	Data inicial	Data final	Data inicial	Data final	Intervalo de tempo (dias)
M4_T2_4500	13/12/2013	13/12/2013	11/02/2016	12/02/2016	791
M4_T1_500	14/01/2014	14/01/2014	01/02/2016	02/02/2016	749
M4_T1_2550	14/01/2014	15/01/2014	03/02/2016	05/02/2016	752
M4_T1_3500	15/01/2014	15/01/2014	23/02/2016	23/02/2016	769
M4_T1_4500	15/01/2014	16/01/2014	25/02/2016	25/02/2016	771
M4_T2_3500	16/01/2014	16/01/2014	24/02/2016	24/02/2016	769
M4_T2_2500	17/01/2014	17/01/2014	04/02/2016	04/02/2016	748
M4_T2_1500	17/01/2014	17/01/2014	03/02/2016	03/02/2016	747
M4_T2_500	17/01/2014	18/01/2014	02/03/2016	02/03/2016	775
M3_T1_500	19/01/2014	19/01/2014	22/02/2016	22/02/2016	764
M3_T1_1550	20/01/2014	20/01/2014	03/02/2016	03/02/2016	744
M3_T1_2550	20/01/2014	21/01/2014	26/02/2016	26/02/2016	767
M2_T1_500	21/01/2014	21/01/2014	22/01/2016	22/01/2016	731
M2_T1_1500	21/01/2014	21/01/2014	21/01/2016	21/01/2016	730
M2_T1_3500	22/01/2014	22/01/2014	22/01/2016	22/01/2016	730
M2_T1_4500	22/01/2014	22/01/2014	09/02/2016	09/02/2016	748
M1_T1_2500	23/01/2014	23/01/2014	15/02/2016	15/02/2016	753
M1_T1_3500	23/01/2014	23/01/2014	16/02/2016	16/02/2016	754
M3_T2_3500	10/02/2014	10/02/2014	18/02/2016	18/02/2016	738
M3_T2_4500	11/02/2014	12/02/2014	23/02/2016	23/02/2016	742
M3_T2_500	13/02/2014	13/02/2014	17/02/2016	17/02/2016	734
M3_T2_2500	14/02/2014	14/02/2014	18/02/2016	18/02/2016	734
M2_T2_1450	14/02/2014	14/02/2014	11/02/2016	11/02/2016	727
M2_T2_3550	14/02/2014	15/02/2014	24/02/2016	24/02/2016	740
M2_T2_2500	15/02/2014	15/02/2014	10/02/2016	10/02/2016	725

APÊNDICE B - Lista das famílias e espécies amostradas em 25 parcelas nos módulos Serra da Lua (Bonfim, Roraima) nos censos realizados em 2014 e 2016. As espécies foram classificadas por Hábitat (HA)- (Sav = Savana; Flor = Floresta; Sav/Flor = Savana e Floresta; Flor/Exo = Floresta e Exótica), Estágio Sucessional (ES) - (PI = Pioneira; SE = Secundária; CL = Clímax), Síndrome de Dispersão (SD) - (Zoo = Zoocórica, Ane = Anemocórica; Aut = autocórica) e FO = Frequência de Ocorrência (número de parcelas com a presença da espécie/número total de parcelas) das espécies arbóreas e arbustivas nas parcelas

FAMÍLIA/ESPÉCIE	Censo 2014	Censo 2016	HA	ES	VOUCHER	FO_2014 (%)	FO_2016 (%)
Anacardiaceae							
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	X	X	Sav/Flor	PI	-	16	16
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	X	X	Flor	PI	-	4	4
Annonaceae							
<i>Guatteria cf. schomburgkiana</i> Mart.	X	X	Flor	CL	UFRR 4778	20	20
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	X	X	Sav	SE	-	16	12
<i>Xylopia cf. frutescens</i> Aubl.	X	X	Flor	PI	-	8	8
<i>Xylopia discreta</i>	X	X	Flor	SE	-	24	16
<i>Indeterminada</i>	X	X				8	8
Apocynaceae							
<i>Himatanthus articulatus</i> (Vahl) Woodson	X	X	Sav/Flor	PI	-	24	24
Araliaceae							
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin	X	X	Sav/Flor	SE	-	4	4
Boraginaceae							

<i>Cordia</i> sp.	X	X	Flor	SE	-	8	8
Burseraceae							
<i>Protium sagotianum</i> Marchand	X	X	Sav/Flor	SE	-	4	4
<i>Trattinnickia burserifolia</i> Mart.	X		Sav/Flor	SE	-	4	0
<i>Trattinnickia rhoifolia</i> Willd.	X	X	Flor	SE	-	16	16
<i>Trattinnickia</i> sp.	X	X	Flor	SE	-	4	4
Calophyllaceae							
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	X	X	Flor	SE	-	12	12
Chrysobalanaceae							
<i>Parinari campestris</i> Aubl.	X	X	Flor	SE	-	16	16
Combretaceae							
<i>Buchenavia tetraphylla</i> (Aubl.) R.A. Howard	X		Flor	CL	-	4	0
Dilleniaceae							
<i>Curatella americana</i> L.	X	X	Sav	PI	UFRR 4800	76	76
Erythroxylaceae							
<i>Erythroxylum suberosum</i> A. St.-Hil.	X	X	Sav	PI	UFRR 4782	24	24
Euphorbiaceae							
<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	X	X	Flor	PI	UFRR 4817	12	12
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	X	X	Flor	SE	-	8	8

<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. exBaill.	X	X	Sav/Flor	SE	-	4	4
Fabaceae							
<i>Acacia mangium</i> Willd.	X	X	Flor/Exo	PI	-	68	68
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	X	X	Sav	PI	-	4	4
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	X	X	Sav	PI	-	44	44
<i>Ormosia</i> sp.	X	X	Flor	SE	-	8	8
<i>Peltogyne paniculata</i> Benth.	X	X	Flor	CL	-	4	4
Goupiaceae							
<i>Goupia glabra</i> Aubl.	X	X	Flor	PI	-	4	4
Hypericaceae							
<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers.	X	X	Sav/Flor	PI	UFRR 4812	8	8
<i>Vismia macrophylla</i> Kunth	X	X	Sav/Flor	PI	-	4	4
Lauraceae							
<i>Endlicheria</i> sp.	X	X	Flor	SE	-	4	4
<i>Ocotea bracteosa</i> (Meisn.) Mez	X	X	Flor	SE	-	12	12
Malpighiaceae							
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	X	X	Sav	PI	UFRR 4779	60	60
Melastomataceae							
<i>Miconia alata</i> (Aubl.) DC.	X	X	Sav/Flor	SE	-	4	4

<i>Miconia longifolia</i> (Aubl.) DC.	X		Flor	SE	-	4	0
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	X		Sav/Flor	SE	-	4	0
<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC.		X	Sav		-	0	4
<i>Tococa guianensis</i> Aubl.	X	X	Flor	PI	UFRR 4789	4	4
Moraceae							
<i>Brosimum</i> sp.	X	X	Flor	SE	-	4	4
Myristicaceae							
<i>Virola</i> sp.1	X	X	Flor	SE	-	16	16
<i>Virola</i> sp.2	X	X	Flor	SE	-	12	12
Myrtaceae							
<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	X	X	Sav	PI	UFRR 4814	4	4
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	X	X	Sav/Flor	SE		4	4
<i>Psidium guyanense</i> Pers.	X	X	Sav	SE	UFRR 4810	8	8
Ochnaceae							
<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	X	X	Flor	PI	-	4	4
Rubiaceae							
<i>Genipa americana</i> L.	X	X	Sav/Flor	PI	UFRR 4777	4	4
Salicaceae							
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	X	X	Sav/Flor	PI	-	4	4
<i>Casearia mariquitensis</i> Kunth	X	X	Sav/Flor	SE	-	4	4

<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	X	X	Sav/Flor	PI	UFRR 4783	20	20
Sapindaceae							
<i>Cupania americana</i> L.	X		Flor	SE	-	4	0
<i>Cupania</i> cf. <i>rubiginosa</i> (Poir.) Radlk.	X	X	Flor	PI	-	4	4
Sapotaceae							
cf. <i>Chrysophyllum</i> sp.	X	X	Flor	CL	-	8	8
<i>Chrysophyllum argenteum</i> Jacq.	X	X	Flor	SE	-	8	8
Simaroubaceae							
<i>Simaba cedron</i> Planch.	X	X	Flor	SE	-	8	8
Siparunaceae							
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	X	X	Sav/Flor	PI	UFRR 4784	24	24
<i>Siparuna</i> sp.	X	X	Sav/Flor	PI	-	4	4
Solanaceae							
<i>Solanum subinerme</i> Jacq.	X		Flor	PI	UFRR 4811	4	0
Urticaceae							
<i>Cecropia ficifolia</i> Warb. exSnethl.	X	X	Flor	PI	-	4	4
<i>Cecropia palmata</i> Willd.	X	X	Sav/Flor	PI	-	4	4
Vochysiaceae							
<i>Vochysia</i> sp.	X	X	Flor	SE	-	4	4

Legenda: HA= Habitat; ES= Estágio Sucessional; PI= Pioneira; SE= Secundária; CL= Clímax; Flor= Floresta; Sav= Savana; Exo= Exótica; FO= Frequência de Ocorrência.

APÊNDICE C- Valores de Área basal (m²/ha) total, de *Acacia mangium* e espécies nativas amostradas nos censos 2014 e 2016

Vegetação	Plantio	Parcela	Área basal (m ² /ha) 2014			Área basal (m ² /ha) 2016		
			Total	A. <i>mangium</i>	Nativas	Total	A. <i>mangium</i>	Nativas
acacia	2000	M4_T1_500	29.3097	27.5003	1.8095	15.7666	13.7521	2.0145
acacia	2000	M4_T2_500	41.1393	38.7094	2.4299	29.7089	26.1435	3.5653
acacia	2003	M1_T1_3500	31.6159	30.4989	1.1170	26.0952	24.1858	1.9094
acacia	2003	M3_T1_500	15.0275	14.6809	0.3465	1.9039	1.5797	0.3242
acacia	2004	M3_T1_1550	28.0614	27.6546	0.4069	28.0970	27.2291	0.8679
acacia	2004	M3_T1_2550	27.3847	26.0776	1.3070	30.1367	28.2299	1.9067
acacia	2004	M4_T1_2550	26.3708	25.5897	0.7811	28.7626	27.6307	1.1319
acacia	2005	M1_T1_2500	24.2200	23.8933	0.3267	19.4249	19.0362	0.3887
acacia	2005	M2_T1_1500	32.5214	32.3712	0.1502	33.0188	32.7503	0.2685
acacia	2005	M2_T1_3500	34.0198	33.9022	0.1176	35.7307	35.5800	0.1507
acacia	2005	M2_T1_4500	30.9513	30.3528	0.5985	31.2812	30.7803	0.5009
acacia	2005	M4_T1_3500	24.8191	24.7627	0.0565	16.7752	16.7266	0.0485
acacia	2005	M4_T2_3500	26.4270	26.2214	0.2056	25.1200	24.9338	0.1863
acacia	2006	M3_T2_2500	37.7356	37.4381	0.2975	5.6846	5.6846	0.0000
acacia	2006	M3_T2_3500	33.3070	33.2982	0.0087	34.2005	34.1664	0.0341
acacia	2006	M4_T1_4500	25.3362	25.1948	0.1414	25.7253	25.6152	0.1102
acacia	2006	M4_T2_4500	21.7428	21.5256	0.2172	20.9251	20.4774	0.4477
savana	-	M2_T1_500	0.9044	0.0000	0.9044	1.1586	0.0000	1.1586
savana	-	M2_T2_1450	4.1506	0.0000	4.1506	3.7006	0.0000	3.7006
savana	-	M2_T2_2500	6.5440	0.0000	6.5440	6.5728	0.0000	6.5728
savana	-	M2_T2_3550	8.0304	0.0000	8.0304	7.8952	0.0000	7.8952
savana	-	M3_T2_4500	3.7064	0.0000	3.7064	2.2664	0.0178	2.2487
savana	-	M3_T2_500	2.0922	0.0000	2.0922	2.2210	0.0000	2.2210
savana	-	M4_T2_1500	0.0058	0.0000	0.0058	0.0177	0.0000	0.0177
savana	-	M4_T2_2500	0.2523	0.0000	0.2523	0.4057	0.0000	0.4057

APÊNDICE D- Valores de biomassa de herbácea (kg/ha), massa seca de serapilheira (kg/ha), profundidade de serapilheira (cm) e abertura do dossel (%) nas parcelas do sub-bosque dos plantios de *A. mangium* e os respectivos eventos de fogo (0= ausência; 1= presença)

Vegetação	Plantio	Parcela	Biomassa herbáceas (kg/ha)	Massa seca serapilheira (kg/ha)	Profundidade serapilheira (cm)	Abertura do dossel (%)	Eventos de fogo
plantio	2005	M1_T1_2500	5095,54	136246, 6667	2, 44	8,39	0
plantio	2003	M1_T1_3500	1204	109040, 2	2, 66	7, 45	0
plantio	2005	M2_T1_1500	1521,34	160511,4	2, 55	8, 37	1
plantio	2005	M2_T1_3500	540,62	164865,6	2, 96	7, 36	0
plantio	2005	M2_T1_4500	942,86	16063,94	2, 42	8, 88	0
plantio	2004	M3_T1_1550	1104,8	146433,2	2, 45	10, 15	0
plantio	2004	M3_T1_2550	139,13	131472	2,5	10,21	0
plantio	2003	M3_T1_500	5115,48	0	0	18, 97	1
plantio	2006	M3_T2_2500	1851,08				1
plantio	2006	M3_T2_3500	553,86	153057	3, 02	8, 45	0
plantio	2004	M4_T1_2550	966,6	22013, 392	1, 78	10, 12	0
plantio	2005	M4_T1_3500	289,46	80996	1,6	12, 97	0
plantio	2006	M4_T1_4500	772,16	137981,6	2, 05	8, 51	0

plantio	2000	M4_T1_500	1559,04	33247,9	1, 02	11, 26	1
plantio	2005	M4_T2_3500	710,42	90208	1, 96	11,86	0
plantio	2006	M4_T2_4500	1504,54	130063,75	2, 19	10,99	1
plantio	2000	M4_T2_500	527,82	99774	2,2	13,08	0
savana	0	M2_T1_500	2975,66				0
savana	0	M2_T2_1450	1829,12				1
savana	0	M2_T2_2500	534,26				1
savana	0	M2_T2_3550	1093,68				1
savana	0	M3_T2_4500	240, 972				0
savana	0	M3_T2_500	2166,6				1
savana	0	M4_T2_1500	12537,5				0
savana	0	M4_T2_2500	2646,96				0

APÊNDICE E- Taxa de crescimento relativo (TCR: cm/cm.ano) em diâmetro de espécies nativas e *A. mangium* nas parcelas do sub-bosque dos plantios e nas áreas de savana

Vegetação	Parcela	TCR_Total	TCR_Nativas	TCR_Acacia	TCR_Floresta	TCR_Generalista	TCR_Savana
plantio	M1_T1_2500	1,37	0,90	1,52	0,96		0,88
plantio	M1_T1_3500	1,07	0,80	1,51	0,74	0,82	0,81
plantio	M2_T1_1500	1,28	0,61	1,49	0,87	0,46	0,54
plantio	M2_T1_3500	1,35	0,50	1,53		0,37	0,51
plantio	M2_T1_4500	1,27	0,73	1,54	0,80	0,94	0,69
plantio	M3_T1_1550	1,31	0,89	1,48	1,12	0,77	0,71
plantio	M3_T1_2550	1,17	0,72	1,47	0,68	0,83	0,76
plantio	M3_T1_500	0,84	0,62	1,39		-0,25	0,72
plantio	M3_T2_2500	1,60		1,60			
plantio	M3_T2_3500	1,47	0,78	1,50	1,14		0,42
plantio	M4_T1_2550	1,25	0,66	1,41	0,58	0,90	0,67
plantio	M4_T1_3500	1,50		1,50			
plantio	M4_T1_4500	1,32	0,51	1,43		0,25	0,56
plantio	M4_T1_500	1,12	1,00	1,17	0,92	1,05	1,23
plantio	M4_T2_3500	1,38	0,41	1,69		0,46	0,36
plantio	M4_T2_4500	1,26	0,82	1,45	0,45	1,09	0,61
plantio	M4_T2_500	1,10	0,94	1,28	0,94	0,88	0,92
savana	M2_T1_500	0,99	0,99				0,99
savana	M2_T2_1450	1,10	1,10				1,10
savana	M2_T2_2500	1,31	1,31				1,31
savana	M2_T2_3550	1,14	1,14				1,14
savana	M3_T2_4500	0,63	0,63		0,97	0,70	0,59
savana	M3_T2_500	0,96	0,96				0,96
savana	M4_T2_1500	0,86	0,86			0,86	
savana	M4_T2_2500	1,35	1,35				1,35

APÊNDICE F- Valores médios de crescimento em diâmetro (cm), crescimento em altura (m), taxa de recrutamento (%), taxa de mortalidade (%), *turnover* de espécies nativas (%) e *turnover* de área basal de espécies nativas (%) nos plantios de *A. mangium* e na Savana, na Serra da Lua

Parcela	Vegetação	Cres_diam	Cresc_altura	Tx_Recrutamento	Tx_mortalidade	Turnover N	Turnover AB
M1_T1_2500	plantio	5,21	0,58	10,25	23,76	17,01	19,54
M1_T1_3500	plantio	4,87	0,94	6,16	2,45	4,31	13,17
M2_T1_1500	plantio	3,00	0,26	11,81	3,39	7,60	13,94
M2_T1_3500	plantio	0,91	0,14	8,01	0,00	4,01	12,38
M2_T1_4500	plantio	3,17	0,85	2,35	8,51	5,43	21,88
M3_T1_1550	plantio	7,14	1,15	2,77	2,77	2,77	15,90
M3_T1_2550	plantio	4,62	1,24	6,16	0,00	3,08	8,26
M3_T1_500	plantio	0,24	-0,09	4,07	13,77	8,92	12,79
M3_T2_2500	plantio	0,00	0,00	0,00	100,00	50,00	50,00
M3_T2_3500	plantio	6,92	0,62	0,00	0,00	0,00	0,00
M4_T1_2550	plantio	3,34	0,01	17,86	5,56	11,71	9,12
M4_T1_3500	plantio	0,00	0,00	0,00	28,04	14,02	20,50
M4_T1_4500	plantio	1,35	-0,15	6,13	11,22	8,67	23,39
M4_T1_500	plantio	5,85	1,66	30,07	33,83	31,95	14,96
M4_T2_3500	plantio	4,48	0,13	25,00	37,22	31,11	37,87
M4_T2_4500	plantio	6,53	1,17	3,13	5,98	4,55	24,18
M4_T2_500	plantio	6,06	1,98	1,13	8,92	5,03	11,07
M2_T1_500	savana	5,16	-0,16	7,41	10,54	8,98	12,62
M2_T2_1450	savana	0,55	0,15	5,74	5,74	5,74	3,86
M2_T2_2500	savana	0,22	0,07	5,76	0,00	2,88	0,00
M2_T2_3550	savana	4,18	0,12	11,39	0,00	5,69	0,00
M3_T2_4500	savana	1,92	0,18	0,00	19,23	9,61	13,50
M3_T2_500	savana	4,14	0,20	0,00	7,38	3,69	8,79

M4_T2_1500	savana	6,84	0,09	28,73	28,73	28,73	38,01
M4_T2_2500	savana	13,42	1,26	0,00	0,00	0,00	10,34

APÊNDICE G- Resultados do teste de normalidade (teste de Shapiro) das variáveis utilizadas nas análises. Valores em negrito indicam variáveis com distribuição normal (≥ 0.05).

Variável	W	P
Biomassa de herbáceas (kg/ha)	0.60	< 0.0001
Serapilheira (massa seca)	0.24	< 0.0001
Serapilheira (profundidade)	0.86	0.015
Abertura de dossel	0.87	0.025
Área basal de <i>Acacia mangium</i>	0.84	0.001
Distância da floresta mais próxima	0.94	0.151
Distância da savana mais próxima	0.86	0.003
Taxa de crescimento (diâmetro)	0.91	0.029
Taxa de crescimento – espécies florestais	0.92	0.245
Taxa de crescimento – espécies generalistas	0.87	0.045
Taxa de crescimento – espécies de savana	0.90	0.026
Taxa de crescimento (altura)	0.86	0.003
Taxa de crescimento – espécies florestais	0.89	0.145
Taxa de crescimento – espécies generalistas	0.91	0.168
Taxa de crescimento – espécies de savana	0.79	0.0004
Taxa de recrutamento	0.80	0.0002
Taxa de recrutamento – espécies florestais	0.69	0.0001
Taxa de recrutamento – espécies generalistas	0.67	< 0.0001
Taxa de recrutamento – espécies de savana	0.77	0.0001
Taxa de mortalidade	0.25	< 0.0001
Taxa de mortalidade – espécies florestais	0.73	0.0004
Taxa de mortalidade – espécies generalistas	0.65	< 0.0001
Taxa de mortalidade – espécies de savana	0.51	<0.0001
Taxa de ganho de área basal	0.92	0.053
Taxa de ganho de área basal-espécies florestais	0.88	0.43
Taxa de ganho de área basal- espécies generalistas	0.89	0.44
Taxa de ganho de área basal- espécies de savana	0.91	0.40
Taxa de perda de área basal	0.67	<0.0001
Taxa de perda de área basal-espécies florestais	0.71	0.0002
Taxa de perda de área basal- espécies generalistas	0.64	0.00002
Taxa de perda de área basal- espécies de savana	0.57	<0.0001
<i>Turnover</i> de espécies (número de indivíduos)	0.75	0.0004
<i>Turnover</i> de espécies (área basal)	0.91	0.029