



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E ENGENHARIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

KELLY NERY BIGHI

**FIXAÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO E ASPECTOS NUTRICIONAIS EM
POVOAMENTOS DE *Anadenanthera peregrina* var. *peregrina* E *Schizolobium
parahyba* var. *amazonicum* EM FUNÇÃO DA DENSIDADE DE PLANTIO E
CONDIÇÕES AMBIENTAIS**

JERÔNIMO MONTEIRO - ES

2021

KELLY NERY BIGHI

**FIXAÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO E ASPECTOS NUTRICIONAIS EM
POVOAMENTOS DE *Anadenanthera peregrina* var. *peregrina* E *Schizolobium*
parahyba var. *amazonicum* EM FUNÇÃO DA DENSIDADE DE PLANTIO E
CONDIÇÕES AMBIENTAIS**

Tese apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em Ciências Florestais na Área de Concentração Ciências Florestais.

Orientador: Prof. Dr. Marcos Vinicius Winckler Caldeira

Coorientador: Dr. Ranieri Ribeiro Paula;
Prof. Dr. Diego Lang Burak

JERÔNIMO MONTEIRO - ES

2021

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de
Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

B592f BIGHI, KELLY NERY, 1990-
FIXAÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO E ASPECTOS
NUTRICIONAIS EM POVOAMENTOS DE *Anadenanthera*
peregrina var. *peregrina* E *Schizolobium parahyba* var.
amazonicum EM FUNÇÃO DA DENSIDADE DE PLANTIO E
CONDIÇÕES AMBIENTAIS / KELLY NERY BIGHI. - 2021.
116 f. : il.

Orientador: Marcos Vinicius Winckler Caldeira.
Coorientadores: Ranieri Ribeiro Paula, Diego Lang Burak.
Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade
Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Agrárias e
Engenharias.

1. Leguminosas. 2. Adensamento de árvores. 3. Fixação
biológica de N. 4. Acúmulo de nutrientes. 5. Eficiência de uso
de nutrientes. 6. Fatores ambientais. I. Caldeira, Marcos
Vinicius Winckler. II. Paula, Ranieri Ribeiro. III. Burak, Diego
Lang. IV. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de
Ciências Agrárias e Engenharias. V. Título.

CDU: 630*38

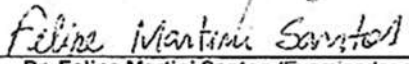
FIXAÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO E ASPECTOS NUTRICIONAIS EM
POVOAMENTOS DE *Anadenanthera peregrina* var. *peregrina* e *Schizolobium*
parahyba var. *amazonicum* EM FUNÇÃO DA DENSIDADE DE PLANTIO E
CONDIÇÕES AMBIENTAIS

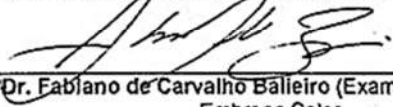
Kelly Nery Bighi


Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em Ciências Florestais na Área de Concentração Ciências Florestais.


Aprovada em 23 de fevereiro de 2021.


Prof. Dr. José Leonardo de Moraes Gonçalves (Examinador externo)
ESALQ/USP – Universidade de São Paulo


Dr. Felipe Martini Santos (Examinador externo)
Instituto Brasileiro de Desenvolvimento e Sustentabilidade


Dr. Fabiano de Carvalho Balleiro (Examinador externo)
Embrapa Solos


Prof. Dr. Mauro Valdir Schumacher (Examinador externo)
Universidade Federal de Santa Maria


Prof. Dr. Marcos Vinicius Winckler Caldeira (Orientador)
Universidade Federal do Espírito Santo

AGRADECIMENTOS

A Deus, por simplesmente tudo que representa na minha eterna evolução;

Ao meu orientador Marcos Vinicius Winckler Caldeira e meus coorientadores Ranieri Ribeiro Paula e Diego Lang Burak, por me receberem de braços abertos, com muito carinho e respeito. Pela confiança, ensinamentos e paciência, o apoio de vocês foi essencial;

A minha mãe e irmã, Maria Olimpia e Kamila, por estarem ao meu lado me apoiando e fortalecendo em minhas escolhas. Amo muito vocês;

A meu noivo, Weslen, por estar ao meu lado sendo minha força nos momentos de fraqueza e minha segurança nos dias de incertezas. Obrigada por todos esses anos me incentivando a ser uma pessoa melhor;

As minhas amigas Elisa Regina, Núbia, Fernanda, Silmara e Marília que sempre estiveram ao meu lado sendo as melhores amigas que eu poderia pedir a Deus;

A minha cunhada, Estefânia, pelas videochamadas nos momentos de tristeza e pela alegria que sempre tenta me transmitir;

A Raquel, por acreditar mais em mim do que eu mesma. Por todo apoio e conversa, por ter passado o início da quarentena ao meu lado e por amar o Loki Astolfo;

Aos amigos de Nupemase, em especial a Naiara, Roberto, Juliana, Emanuel, pelas conversas nos intervalos entre uma tarefa e outra, por fazerem meus dias mais alegres e pela maravilhosa companhia;

A Universidade Federal do Espírito Santo, pela oportunidade concedida;

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de Doutorado que foi de suma importância para realização do curso;

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Espírito Santo (FAPES) pelo apoio financeiro recebido para a realização deste estudo, referente ao Edital N° 011/2013 PPE, Processo N° 65766261/2014, Edital FAPES N° 012/2014, Processo: 71416382 e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) Edital N° 19/2018, Processo: 85425567, Edital MCTIC/CNPq N° 28/2018, Processo: 429985/2018-5.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo – IFES - Campus de Alegre, pela concessão da área de estudo.

RESUMO

BIGHI, Kelly Nery **Fixação biológica de nitrogênio e aspectos nutricionais em povoamentos de *Anadenanthera peregrina* var. *peregrina* e *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* em função da densidade de plantio e condições ambientais**, 2021. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Orientador: Marcos Vinicius Winckler Caldeira Coorientadores: Ranieri Ribeiro Paula e Diego Lang Burak.

Foram estudadas monoculturas de duas espécies de leguminosas amplamente utilizadas em reflorestamento no Brasil, que possuem estratégias de crescimento e sobrevivência contrastantes. O plantio faz parte de um grande experimento estabelecido na Mata Atlântica onde o clima é Aw, com a árvore de crescimento lento e fixadora de N₂, *Anadenanthera peregrina* var. *peregrina* e a espécie de crescimento rápido e não fixadora *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*. Para tanto, 54 parcelas com as espécies foram avaliadas entre 44 e 67 meses de idade em três adensamentos (625; 1111 e 1666 árvores ha⁻¹). O estudo tem três objetivos: 1) a investigação dos pools de N e a fixação biológica de N em *A. peregrina*, usando uma espécie não fixadora como referência, sendo testados dois métodos para estimativa da fixação do N; 2) Estimar os pools de nutrientes e a eficiência de uso dos nutrientes pelas espécies (EUN); e 3) Explorar a relação entre características edáficas e topográficas da área de estudo com o crescimento das espécies. As espécies apresentaram padrões divergentes de assinatura de δ¹⁵N, acúmulo de nutrientes na biomassa e resposta as características do sitio de plantio. A fixação biológica de N₂ foi maior em plantio menos adensados de *A. peregrina*. No entanto, as estimativas de fixação de N₂ dependeram do método utilizado. A espécie fixadora foi menos afetada pela competição intraespecífica, acumulando mais N na biomassa do que *S. parahyba*, em densidade de 1111 e 1666 árvores ha⁻¹. O acúmulo de nutrientes é mais acentuado na madeira de *S. parahyba*, com exceção para N e Ca, que se acumulam em maiores proporções na folha e casca, respectivamente. As estimativas apontam que em *A. peregrina* o maior estoque de nutrientes se localiza nas raízes, mas novos estudo são necessários para corroborar esses achados. Dentre os nutrientes avaliados o N, Ca e K tiveram a EUN relativamente baixa quando comparados a P, Mg e S. Não foi observada um padrão de EUN associado ao adensamento. O adensamento pouco se relacionou com os atributos nutricionais e topográficos do solo. As características edáficas e a nutrição das plantas foram os principais fatores que influenciaram no crescimento e produção de biomassa em *A. peregrina*. A

topografia e características do solo, foram os principais fatores condicionantes da variação dendrométricas em *S. parahyba*.

Palavras-chave: Leguminosas; Competição intraespecífica; Adensamento de árvores; Fixação biológica de N; Acúmulo de nutrientes; Eficiência de uso de nutrientes; Fatores ambientais.

ABSTRAT

BIGHI, Kelly Nery **Biological nitrogen fixation and nutritional aspects in *Anadenanthera peregrina* var. *peregrina* and *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* as a function of planting density and environmental conditions.** Thesis (Doctorate in Forest Sciences) – Federal University of Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Advisor: Marcos Vinicius Winckler Caldeira Co-supervisors: Ranieri Ribeiro Paula and Diego Lang Burak.

Monocultures of two legume species widely used in reforestation in Brazil were studied, which have contrasting growth and survival strategies. The planting is part of a large experiment established in the Atlantic Forest where the climate is Aw, with the slow-growing and N₂-fixing tree, *Anadenanthera peregrina* var. *peregrina* and the fast-growing, non-fixing species *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*. Therefore, 54 plots with the species were evaluated between 44 and 67 months of age in three densities (625; 1111 and 1666 trees ha⁻¹). The study has three objectives: 1) the investigation of N pools and the biological fixation of N in *A. peregrina*, using a non-fixing species as a reference, and two methods were tested to estimate N fixation; 2) Estimate the nutrient pools and the efficiency of species use of nutrients (EUN); and 3) Explore the relationship between edaphic and topographic characteristics of the study area with the growth of species. The species present divergent patterns of δ¹⁵N signature, accumulation of nutrients in the biomass and response to the characteristics of the planting site. The biological fixation of N₂ was greater in less densely planted *A. peregrina*. However, N₂ fixation estimates depend on the method used. The fixing species was less affected by intraspecific competition, accumulating more N in the biomass than *S. parahyba*, in a density of 1111 and 1666 trees ha⁻¹. The accumulation of nutrients is more accentuated in the wood of *S. parahyba*, except for N and Ca, which accumulate in greater proportions in the leaf and bark, respectively. Estimates indicate that in *A. peregrina* the largest stock of nutrients is located in the roots, but further studies are needed to corroborate these findings. Among the evaluated nutrients, N, Ca and K had a relatively low EUN when compared to P, Mg and S. An EUN pattern associated with densification was not observed. The density was little related to the nutritional and topographic attributes of the soil. The edaphic characteristics and plant nutrition were the main factors that influenced the growth and production of biomass in *A. peregrina*. The topography and characteristics of the soil were the main conditioning factors of the dendrometric variation in *S. parahyba*.

Keywords: Legumes; Intraspecific competition; Densification of trees; Biological N fixation; Nutrient accumulation; Efficiency of use of nutrients; Environmental factors.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	12
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
1. Reflorestamento com espécies nativas.....	15
2. Diferenças funcionais entre as espécies de crescimento lento e crescimento rápido....	17
3. Uso de leguminosas fixadoras e não fixadoras de N ₂ em reflorestamentos	18
4. Fatores edáficos e climáticos afetando o desenvolvimento das espécies na paisagem	20
5. Métodos mais usados para avaliação da fixação biológica do N ₂ em florestas.....	21
5.1. Método da diferença.....	21
5.2 Método da abundância natural do ¹⁵ N.....	22
5.3 Método da diluição isotópica.....	23
5.4. Método ureídeo	24
5.5. Método do acetileno	25
6. Referências.....	26
CAPÍTULO I.....	38
Nitrogen pools in tropical plantations of N ₂ -fixing and non-N ₂ -fixing legume trees under different tree stand densities.....	38
1. Introduction.....	38
2. Materials and Methods	41
2.1. Characterization of the study area	41
2.2. N pools in tree biomass	42
2.3. N pools in the soil.....	43
2.4. N pools via biological N ₂ fixation.....	43
2.5. Statistical analysis of the data	44
3. Results	45
3.1. N pools in the biomass and soil.....	45
3.2. N pools via Biological N ₂ fixation	47
4. Discussion	49
4.1. N pools in stands with N ₂ and non-N ₂ fixing species the slow-growing and N ₂ -fixing tree and the fast-growing and non-fixing tree.....	49
4.2. Biological N fixation as a function of tree densities and methods.....	51
5. Conclusions	52
6. References	52
CAPÍTULO II	59
Nutrient pools in legumes trees plantation with contrasting functional traits growing at three stand density	59
1. Introdução.....	59
2. Material e Métodos.....	61
2.1. Local do estudo.....	61

2.2.	Estimativa dos nutrientes estocado nas árvores e eficiência do uso de nutrientes	
	63	
2.3.	Análise estatística dos dados	64
3.	Resultados.....	64
3.1.	Pools de nutrientes na biomassa	64
3.2.	Eficiência do uso de nutrientes na biomassa aérea	68
4.	Discussão	70
4.1.	Teor e estoque de nutrientes na biomassa aérea.....	71
4.2.	Eficiência de uso dos nutrientes.....	74
5.	Conclusão.....	76
6.	Bibliografia	77
CAPÍTULO III		84
Fatores ambientais controlando o desempenho de plantios monoespecíficos de leguminosas, com traços funcionais contrastantes.....		84
1.	Introdução.....	84
2.	Material e Métodos.....	86
2.1.	Área de estudo.....	86
2.2.	Levantamento dos atributos do solo.....	87
2.3.	Atributos dendrológicos e nutricionais das árvores.....	88
2.4.	Identificação de variáveis topográficas	88
2.5.	Análise dos dados	89
3.	Resultados.....	90
3.1.	Variabilidade espacial do desempenho das espécies.....	90
3.2.	Variáveis ambientais relacionadas com o desempenho das espécies nas diferentes densidades de plantio	93
4.	Discussão	94
5.	Conclusão.....	98
6.	Bibliografia	98
CONCLUSÃO GERAL.....		105

INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil possui uma elevada e natural vocação florestal, cujas variações edafoclimáticas e sua extensão, criam condições ideais para o reflorestamento e monocultivos de várias espécies arbóreas (MARTINS et al., 2020). O bioma Mata Atlântica teve um aumento na cobertura florestal, com o novo mapa de cobertura do solo revelando cobertura de 28% da vegetação nativa (REZENDE et al., 2018), 12-17% maior do que as estimativas disponíveis anteriormente (RIBEIRO et al., 2009). O plantio de espécies arbóreas, com finalidade comercial ou de restauração, é importante tanto para diminuir o déficit florestal quanto para a proteção dos remanescentes nativos, estabilização de paisagens e fixação de carbono (HUA et al., 2016; HUANG et al., 2017; NAVE et al., 2019).

É cada vez maior a busca por espécies com potencial florestal, afim de atender às tendências de mercado, (MARTINS et al., 2020). O Brasil possui uma gama de espécies nativas para fins comerciais e de restauração (ROLIM et al., 2019). Dentre elas destaca-se a leguminosa de rápido crescimento *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex. Ducke Barneby), que ocupa cerca de 90.811 ha em floresta plantada no Brasil (IBÁ, 2019), e possui baixa densidade da madeira ($0,30 \text{ g cm}^{-3}$), sendo utilizada para produção de folheados, laminados e fabricação de compensado (IWAKIR et al., 2010). E, a leguminosa de crescimento lento *Anadenanthera peregrina* (L.) Speg., uma espécie amplamente empregada para reflorestamento, com madeira com alta densidade ($0,65 \text{ g cm}^{-3}$) usada na confecção de móveis, esquadrias, no processo de extração de taninos e uso medicinal (GROSS et al., 2004). Ambas espécies são da família Fabaceae, mas apenas *A. peregrina* é capaz de desenvolver simbiose com bactérias fixadoras de N (FARIA, et al., 1984; GROSS et al., 2004). A utilidade e os benefícios dos plantios dessas espécies são encontrados na literatura (MORI et al., 2003; SOUZA et al., 2018). Entretanto, para o conhecimento, não há informações na literatura sobre os pools de nutrientes na biomassa e eficiência de uso para essas espécies crescendo em clima sazonalmente seco, com topografia movimentada e submetidas a diferentes densidades de plantio.

A sustentabilidade das plantações enfrenta desafios relacionados ao crescimento e sobrevivência das árvores afetados por restrições bióticas e abióticas (GONÇALVEZ et al., 2013; GONÇALVEZ et al., 2017). Além disso, o comportamento silvicultural de espécies arbóreas nativas da flora brasileira é menos conhecido do que para espécies comerciais exóticas dos gêneros *Eucalyptus* e *Pinus* (ROLIM et al., 2019, FERREIRA et al., 2020; GAMA-RODRIGUES et al., 2020). A seleção de

espécies adaptadas as diferentes condições edafoclimáticas, demanda conhecimento sobre o comportamento silvicultural e suas exigências nutricionais. Esse conhecimento mitiga as perdas devido a mortalidade, sustentando a produtividade em longo prazo (INAGAKI e TANGE, 2014). Como apontado por alguns autores (REICH, 2014), as características funcionais de rápido e lento crescimento prevê diferenças nas taxas de acúmulo de biomassa, absorção de nutrientes e consumo de água por árvore. Os padrões de acúmulo dos nutrientes nos compartimentos da biomassa são amplamente usados em estudos, direcionados a exportado de nutrientes, produtividade e nutrição florestal (SETTE Jr. et al., 2013; YAN, et al., 2016; GUIMARÃES et al., 2018; HAN e ZHU et al., 2021), mas poucos estudam espécies com diferentes padrões de crescimento (GUIMARÃES et al., 2018; HAN e ZHU, 2021). Ademais, os padrões de acúmulo de nutrientes entre espécies de crescimento rápido e lento (YAN, et al., 2016; HAN e ZHU, 2021) poderiam levar a diferentes impactos devido a exportação de nutrientes com a colheita das árvores.

A produção de biomassa e a sobrevivência das árvores são limitadas pela disponibilidade de N no solo, que está intimamente associada aos reservatórios de matéria orgânica do solo. O N é abundante na atmosfera (N_2) (78%), mas sob esta forma química não está disponível para a maioria das plantas (LI et al., 2013). A utilização de leguminosas arbóreas fixadoras de N_2 , capazes de formar simbiose eficiente com cepas de bactérias diazotróficas, é considerada uma importante estratégia para aumentar a transferência de N da atmosfera para o solo (GEHING et al., 2005; CHAER et al., 2011; NARDOTO et al., 2014; SANTOS et al., 2017; VOIGYLANDER et al., 2019) e por plantas companheiras (MORRE e ISAC, 2014; PAULA et al., 2015). Dessa forma, o uso dessas espécies pode reduzir custos com fertilizantes nitrogenados na restauração florestal ou em plantações comerciais e, ao mesmo tempo, aumentar o acúmulo de matéria orgânica no solo (KAYE et al., 2000; RESH et al., 2002; SANTOS et al., 2017).

A porcentagem de N derivada da atmosfera (% Ndfa), pode oscilar de inexistente a mais de 90% em espécies de árvores, incluindo espécies adaptadas à seca (BODDEY et al., 2000; RUIZ-NAVARRO et al., 2017). A competição intraespecífica pelos recursos é modificada pela densidade de plantio, e pode alterar os padrões de crescimento e sobrevivência das espécies com estratégias de crescimento lento e rápido (BREUGEL et al., 2011; de FARIAS et al., 2016; GUIMARÃES et al., 2018). Além disso, a densidade de plantio das árvores influencia a disponibilidade de água no solo, podendo refletir em mudanças de padrões de

absorção de nutrientes (MEDEIROS et al., 2020).

A manutenção da água no sítio permite maiores taxas de ciclagem de nutrientes e atividade microbiana, conseqüentemente maior nutrição dos solos (SCHLESINGER, PETERJOHN, 1991). Compreender a influência das características edáficas e topográficas é grande importância para o manejo e crescimento florestal, principalmente em locais com relevo acidentado (ZHANG et al., 2016; HORST et al., 2018). No entanto, a relação entre as variáveis do terreno e crescimento das plantas nem sempre são claras, devido à complexidade dessa interação. Conhecer essas informações e incorporá-las no estabelecimento dos plantios florestais é de suma importância para o melhor manejo florestal e aumento da produtividade (SILVA et al., 2020). Estudos que relacionam as características de solo e paisagem são mais comuns em florestas comerciais (AUSTIN e VAN NIEL, 2010; KLIPPEL et al., 2013; HORST et al., 2018) e sua ampliação para espécies nativas auxilia na seleção de áreas com aptidão a manutenção desses povoamentos florestais (BOTREL et al., 2002; LOUZADA et al., 2010; JUCKER et al., 2018).

Considerando a capacidade de *A. peregrina* em promover simbiose com bactérias fixadoras de N, as diferenças funcionais frente a *S. parahyba*, os monocultivos de ambas espécies serem realizados em local próximo sobre as mesmas densidades de plantio e a variabilidade edáfica e topográfica presente ao longo da paisagem estudada, o presente estudo destaca alguns grades objetivos: Entender melhor a fixação biológica de N em *A. peregrina*, usando como espécie referência *S. parahyba*, assim como os métodos aplicados para tal estimativa; Estudar os pools de nutrientes nos compartimentos das espécies e a eficiência de uso dos nutrientes; e entender melhor a relação das características do solo e da topografia no crescimento da planta.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1. Reflorestamento com espécies nativas

O desmatamento e a degradação de terras agricultáveis é uma preocupação global (HANSEN et al., 2013) e vem gerando impactos negativos no clima, hidrologia e solo (MEYFROIDT; LAMBIN, 2011). Áreas agrícolas desmatadas, abandonadas e erodidas apresentam potencial para plantio florestal de crescimento secundário e restauração com plantio de enriquecimento (LAMB, 2011; RODRIGUES et al., 2011; KLIPPEL et al., 2013; MARTINS et al., 2020). O reflorestamento é uma importante ferramenta para restauração de áreas, conservação da biodiversidade (HUA et al., 2016), estabilização das paisagens erodidas (HUANG et al., 2017) e sequestro de carbono (NAVE et al., 2019). Além de fornecer diversos benefícios ecológicos, como a recuperação e aumento de diversidade (ASHTON et al., 2001; LAMB et al., 2005), criação de corredores ecológicos promovendo a melhoria do habitat de flora e fauna (OLIVEIRA FILHO, 1994, DUARTE et al., 2013; HOOGMOED et al., 2014), além de apresentar um potencial produtivo.

O plantio de espécies arbóreas no Brasil é predominantemente comercial e ocupa cerca de 7,83 milhões de hectares, com maioria composta por espécies exóticas como *Eucalyptus* e *Pinus* (IBÁ, 2019). Diversas espécies nativas apresentam potencial para plantio madeireiro, alimentício e para preservação (SANTOS et al., 2014). Espécies como *Acacia mangium*, *Araucaria angustifolia*, *Hevea brasiliensis*, *Tectona grandis* e *Schizolobium parahyba* apresentam forte expansão em suas áreas de plantios, devido a demanda por seus produtos (ORELLANA e VANCLAY, 2018; IBÁ, 2019). Dentre as espécies nativas mais plantadas no Brasil comercialmente e para fins de reflorestamento, tem-se *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex. Ducke Barneby) que ocupa cerca de 90.811 ha (IBÁ, 2019). A espécie se destaca pelos diversos fins de sua madeira e rápido crescimento, crescendo 30 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ fuste reto, boa adaptabilidade as condições edafoclimáticas diversas e abrangência natural em todo Brasil e América do Sul (SILVA et al., 2011; CORDEIRO et al., 2015). A *Anadenanthera peregrina* (L.) Speg. var. *peregrina*, também é uma espécie arbórea nativa do Brasil com ampla adaptabilidade a locais secos e pouco recursos como o bioma do Cerrado e Catinga (SOUZA et al., 2012). Uma espécie de crescimento lento que além de apresentar potencial de produção madeireiros e não-madeireiros, possui alta densidade de madeira e capacidade de promover simbiose com bactérias fixadoras de N (SOUZA et al., 2020).

A recuperação de áreas degradadas com uso de espécies florestais nativas enfrenta desafios silviculturais iniciando na coleta de sementes, produção de mudas (LUCENA et al., 2016) e adubação inicial dos plantios (NIETSCHE et al., 2004). Devido à dificuldade de obtenção de matrizes, os viveiros florestais geralmente possuem um número limitado de variedades, reduzindo assim a variabilidade genética e a variedade de mudas adaptadas as situações adversas (ZAHAWI e HOLL, 2014). Para muitas espécies de árvores a falta de informações sobre sua biologia reprodutiva impede sua inclusão em projetos de restauração (RODRIGUES et al., 2009). A falta de conhecimento sobre as exigências de cada espécie também se torna um fator problema na produção de mudas de qualidade (SCHEER et al., 2010; VIEIRA et al., 2020). Substratos comerciais nem sempre fornece quantidades satisfatórias de nutrientes conforme a necessidade de cada espécie, portanto, devem ser enriquecidos com fertilizantes ou matéria orgânica, segundo a exigência (SCHEER et al., 2010; ABREU et., 2015). Diversos estudos e pesquisas vêm sendo realizados para definir as melhores metodologias, recipientes, substratos e fertilizações para serem usadas na produção de mudas florestais, de maneira a garantir uma boa adaptação e desempenho após o plantio (ELOY et al., 2013; CABREIRA et al., 2019).

Um dos pontos mais importantes na instalação de povoamentos florestais é a definição do espaçamento a ser usado, por afetar diretamente o crescimento da espécie, competição e qualidade da madeira (NASCIMENTO et al., 2012). A densidade de plantio influencia no recobrimento do solo, manejo de povoamento (LELES et al., 1998; LADEIRA et al., 2001; OLIVEIRA NETO et al., 2003), no custo de implantação e manutenção dos plantios (PIÑA-RODRIGUES et al., 1997). Encontrar o equilíbrio entre competição e crescimento ideal da espécie é um desafio que envolve não apenas o produto final de interesse como também a nutrição da espécie (INOUE et al., 2011; LELES et al., 2011; HARRINGTON et al., 2019). Plantios menos adensados relacionam-se com maior diâmetro do fuste e maior tempo para o fechamento da copa, enquanto plantios mais adensados promove uma maior competição e rápido crescimento longitudinal (MAGALHÃES et al., 2005; INOUE et al., 2011). São encontrados na literatura estudos que avaliam o crescimento das espécies nativas em função do espaçamento (NASCIMENTO et al., 2012; MELO et al., 2014; SOUZA et al., 2020). No entanto, a maioria dos estudos atuais ainda são desenvolvidos com espécies exóticas e comerciais, como o *Pinus* e *Eucalyptus* (HAKAMADA et al., 2017; ERASMUS et al., 2018; CHARLTON et al., 2020; RESQUIN et al., 2020).

2. Diferenças funcionais entre as espécies de crescimento lento e crescimento rápido

Espécies florestais variam amplamente em suas respostas de crescimento quanto à disponibilidade de recursos primários (água, luz e nutrientes), proporção capturada dos recursos e a eficiência no uso (GOODALE et al., 2012; OUÉDRAOGO et al., 2013). Desta forma, negligenciar as características funcionais e estratégias sucessionais intrínsecas a cada espécie na implantação e condução dos plantios pode levar ao insucesso de iniciativas de reflorestamento com espécies nativas para reflorestamento ou plantios comerciais (LAMB et al., 2005; CHAZDON, 2008). As características funcionais das plantas podem auxiliar na compreensão das estratégias ecológicas utilizadas pelas espécies para seu estabelecimento no sítio de plantio (SANTOS JUNIOR et al., 2006; MARTINEZ-GARZA et al., 2013; CAMPOE et al., 2014). Característica funcional pode ser definida como qualquer característica que afete indiretamente o desempenho do indivíduo por influenciar o crescimento, a reprodução e a sobrevivência (VIOLLE et al., 2007; REICH et al., 2014).

Existem relações entre a formação dos compartimentos da planta e sua capacidade de adquirir recursos, que resulta em padrões de crescimento da planta inteira em decorrência de sua história evolutiva (REICH, 2014). Espécies de crescimento lento acumulam mais biomassa em suas folhas e menos em seu xilema do que as espécies de crescimento rápido (PETIT et al., 2016). Espécies capazes de adquirir recursos de forma mais rápida, comumente apresentam baixa densidade de tecidos, alta produção de biomassa e menor vida útil dos tecidos mais ativos, como folha e raízes (WEEMSTRA et al., 2016, HAN e ZHU, 2021). O inverso é verdadeiro para espécies de lenta estratégia de crescimento. Essas características funcionais oferecem predições do comportamento da planta em diferentes sítios (LAVOREL et al., 2010). Por exemplo, espera-se que espécies de crescimento rápido que sejam mais exigentes em luz, estejam inclinadas a maiores taxas de crescimento quando cultivadas em sítios com alta luminosidade, do que espécies mais tolerantes a sombra (VIOLLE et al., 2007). De modo geral, espécies de crescimento rápido possuem maior área foliar específica, são mais tolerantes e mais eficientes no uso de altos níveis de irradiância (FAVARETTO et al., 2011) e são encontradas em lugares com luz abundante (REICH, 2014).

As diferentes características funcionais das espécies, como densidade da

madeira, tamanho da semente, área foliar e estatura adulta, influenciam não apenas no crescimento, mas também demonstram ter relação com as taxas de sobrevivência das plantas (POORTER et al., 2008; PRADO-JUNIOR et al., 2017). Espécies de crescimento rápido apresentam maior taxa de mortalidade, menores massas de sementes e menores densidades de madeira (REICH, 2014; VISSER et al., 2016; SALGADO-LUARTE; GIANOLI, 2017). Densidade alta da madeira é uma das principais características funcionais relacionadas a sobrevivência das taxas demográficas de árvores tropicais (CIELO-FILHO, 2021), provavelmente devido a relação com o maior acúmulo de recursos por unidade de madeira produzida e maior espessura das paredes celulares (CHAVES et al., 2009; MARKESTEIJN et al., 2011). Fatores que juntamente com menores taxa de fotossíntese e transpiração contribuem para manutenção da espécie de crescimento lento em períodos de secas severas (REICH, 2014; CHOAT et al., 2018). Por outro lado, as espécies de madeira mais densa apresentam lenta produção de biomassa (POORTER et al., 2008; BARALOTO et al., 2010; MARKESTEIJN et al., 2011; CIELO-FILHO, 2021).

Existem diferenças sistemáticas na morfologia e arquitetura das raízes de espécies de crescimento rápido e lento. Espécies de crescimento rápido, como *Betula lenta*, *Pinus virginiana* e *Acer negundo*, têm comprimento específico de raiz maior, diâmetros menores, baixa densidade, maior grau de ramificação e concentrações fenólicas mais baixas, quando comparado a espécies de crescimento lento como *Acer scharum*, *Pinus strobus* e *Fagus grandifolia* (COMAS E EISSENSTAT, 2004). As raízes finas das espécies de crescimento rápido ramificam-se rapidamente para uma exploração rápida do solo, no entanto apresentam uma pequena vida útil. Há evidências que raízes de espécies de rápido crescimento apresentam taxas de respiração rápidas, indicando maior atividade metabólica e taxas de absorção de fósforo que do que nas raízes de espécies de crescimento lento (COMAS et al., 2002; HAN e ZHU, 2021). Desta forma, é possível identificar que as características funcionais exercem influência sobre o metabolismo e crescimento vegetal das espécies, e para o maior sucesso dos plantios as características específicas devem ser identificadas (POORTER; BONGERS, 2006; WRIGHT et al., 2010; HÉRAULT et al., 2011).

3. Uso de leguminosas fixadoras e não fixadoras de N₂ em reflorestamentos

O uso de leguminosas no reflorestamento é amplamente aplicado por seus diversos benefícios, que envolvem a melhoria da fertilidade do solo (BALIEIRO et al.,

2008), aumento da cobertura vegetal e rápido fechamento de dossel (SOUCHIE et al., 2006; SILVA et al., 2011). O plantio de leguminosas não fixadoras de rápido crescimento, como *S. parahyba*, pode ser uma alternativa interessante para restaurar áreas degradadas, devido à grande produção de biomassa e rápido restabelecimento da matéria orgânica (SILVA et al., 2011). O acelerado crescimento da espécie facilita a regeneração natural de espécies lenhosas e de sub-bosque, por fornecer melhoria das condições microclimáticas do sub-bosque (ENGEL e PARROTTA, 2001)

A fixação biológica de N é a principal forma natural de inserir esse elemento presente na atmosfera no sistema solo-planta, principalmente em sítios com baixa fertilidade do solo (MUS et al., 2016). A maioria das leguminosas arbóreas são capazes de formar simbiose com bactérias fixadoras de N₂ (FARIA et al., 1984; SPRENT et al., 2017), que amplia a capacidade da planta de absorver nutrientes do solo (SHEFFER et al., 2015), melhora o crescimento (EGAMBERDIEVA et al., 2010) e minimiza o estresse por água e sal (EGAMBERDIEVA et al., 2017). Em regiões tropicais as espécies fixadoras de N, podem fixar grandes quantidades de N₂ (PARROTTA et al. 1996; NYGREN et al. 2012), aumentar a disponibilidade de N no solo e quando plantadas associadas a espécies não fixadoras podem aumentar a produção do sítio (FORRESTER et al., 2014; PAULA et al., 2018). O processo de fixação é regulado por inúmeros fatores relacionados a espécie estudada, idade da planta, competição intraespecífica (HAGAN e JOSE, 2011; PAULA et al., 2018), disponibilidade de água e nutrientes no solo (VOIGTLAENDER et al., 2012; PAULA et al., 2018; SHEFFER et al., 2015), local de cultivo (BARRON et al., 2011; RUIZ-NAVARRO et al., 2016), temperatura e estação do ano (ADAMS e ATTIWILL 1984; OBERHUBER, 2017). E conhecer as estratégias de aquisição e transferência dos nutrientes é necessário para estimular interações positivas em leguminosas fixadoras, a fim de reduzir a aplicação de insumos no sítio de plantio (VOIGTLAENDER et al., 2019).

A adição de leguminosas fixadoras a plantios florestais, principalmente os de reflorestamento, pode ser uma atraente opção para o incremento médio de N e C ao solo e contribuição para seu uso mais sustentável (BALIEIRO et al., 2008). Voigtlaender et al. (2019) observaram um aumento de N no solo de aproximadamente 250 kg ha⁻¹ em plantios mistos de espécie fixadora, *Acacia mangium*, e espécie não fixadora de N, *Eucalyptus*, e 400 kg ha⁻¹ no plantio monoespecíficos da espécie fixadora. Valores superiores ao comumente aplicados em plantios comerciais via fertilização (cerca de 80 kg ha⁻¹) (GONÇALVES et al., 2008). A fixação biológica de N

é uma alternativa no suprimento de N aos solos, considerando que o plantio de leguminosas fixadoras pode aumentar o N presente nos solos, além do baixo custo, aumento da diversidade local e abundância do N na atmosfera (NASCIMENTO et al., 2010). O cultivo de leguminosas em plantios florestais também proporciona aumento no C do solo, via exsudados radiculares na zona da rizosfera e depósito biomassa, foliar e radicular (KUMAR et al., 2018). Além de acelerar o sequestro de C pela atividade microbiana (NAIR et al., 2015).

4. Fatores edáficos e climáticos afetando o desenvolvimento das espécies na paisagem

A forte relação entre clima e vegetação é evidenciada pela existência de diferentes padrões de espécies nas distintas zonas climáticas e biomas. O clima atua como fator limitante ao desenvolvimento das plantas, afetando a distribuição global da vegetação, que variam conforme as diferentes características edafoclimáticas (KLIPPEL et al., 2013). Diferentes modelos foram criados como preditiva a variação da vegetação local, possibilitando identificar as formações vegetais conforme as diferentes características de relevo, temperatura, pluviosidade e irradiação solar (i.e. BIOME de PRENTICE et al., 1992; MAPSS de NEILSON, 1995; CPTEC-PVM de OYAMA e NOBRE, 2004).

O crescimento e manutenção da planta no sítio de cultivo está diretamente relacionada as condições do meio ambiente (SALAZAR et al., 2007). Estudos demonstraram a importância da temperatura (JEFFREE e JEFFREE, 1994), precipitação (GEI et al., 2018), altitude, luminosidade (FACCO et al., 2009), fertilidade e textura do solo (PRADA et al., 2017) no crescimento e manutenção das espécies. A taxa de deposição da serapilheira e a ciclagem de nutrientes em sítios florestais também é afetada por seu posicionamento geográfico. Plantios florestais tropicais apresentam, comumente, maior velocidade na ciclagem da serapilheira depositada, quando comparados a plantios de regiões temperadas (VITOUSEK, 1984).

A alta heterogeneidade espacial associada a gradientes topográficos pode criar diferenças nas taxas e magnitudes dos processos que envolvem a disponibilidade de nutrientes, levando a alta variabilidade no conteúdo espacial que nem sempre é em consequência isolada do povoamento (BOTREL et al., 2002; RUIZ-NAVARRO et al., 2016). Terrenos planos a suave ondulados apresentam melhor trabalhabilidade e maior capacidade de retenção de água e nutrientes, em contrapartida locais com declividade acentuada são comumente caracterizados por

solos rasos e com baixa capacidade de retenção de água (BOTREL et al., 2002). Maior disponibilidade de umidade do solo permite maiores taxas de ciclagem de nutrientes e atividade microbiana, levando ao enriquecimento dos solos (SCHLESINGER, PETERJOHN, 1991) o padrão oposto é encontrado em ecossistemas de terras secas.

5. Métodos mais usados para avaliação da fixação biológica do N₂ em florestas

Diferentes métodos são usados para quantificar a fixação biológica de N₂, uma vez que não há um único método que seja aprimorado para todas as espécies de leguminosas fixadoras e condições de cultivo. Os cinco métodos mais utilizados, segundo Anglade et al. (2015) são: a diferença do N-total, a redução de acetileno, o método do ureídeo, a abundância natural de ¹⁵N e a diluição isotópica do ¹⁵N. Diversos trabalhos tem sido realizados no intuito de comparar os diferentes métodos de estimativa do N fixado, de modo a ratificar o valor encontrado pelas metodologias testadas (MARTENSSON e LJUNGGREN, 1984; ISSAH et al., 2014; MCCAULEY et al., 2012; CHALK et al., 2016; ALONSO et al., 2017; VOIGHTLANDER et al., 2019). De modo geral, os valores obtidos nas comparações apresentam elevada relação, as vezes superestimado ou subestimados, considerando as peculiaridades e acurácia de cada metodologia.

5.1. Método da diferença

A avaliação da fixação biológica pela diferença no sistema solo-planta pode ser usada a partir da diferença de N presente em plantas fixadoras e plantas não fixadoras, cultivadas em mesmo solo (YU et al., 2010). Esta comparação é possível devido ao fato de ambas terem preferência a absorver o N prontamente disponível do solo, uma vez que a fixação gera um gasto energético elevado as plantas (SHEFFER et al., 2015), e que o conteúdo de N presente nas fixadoras é, comumente, maior que o N presente nas não fixadoras. Este método pode ser usado tanto em campo quanto em casa de vegetação, mas para que o mesmo seja aplicado da maneira correta é necessário que a planta referência tenha comportamento e estrutura semelhantes a planta teste (YU et al., 2010; VOIGTLAENDER et al., 2019).

Para melhor estimativa da fixação as plantas devem ser cultivadas em condições de solo semelhantes e sem aplicação fertilizantes nitrogenados, forçando assim a planta a utilizar o N presente no ambiente de cultivo (MARTIN et al., 2007). A técnica é mais eficiente em solos com baixa fertilidade de N, onde as diferenças

na absorção de N no solo são pequenas e a dependência da fixação de N₂ provavelmente será grande (MUS et al., 2016). A diferença entre a planta inoculada e a planta não inoculada proporciona taxas de crescimento, profundidade do sistema radicular e absorção de N diferentes (HAN e ZHU, 2021). Fato que pode superestimar a fixação ocorrida, uma vez que a planta colonizada tende a explorar um volume maior de solo e ter acesso maior acesso aos nutrientes, devido ao seu maior vigor (BEVER et al., 2010). A fixação biológica do N₂ é realizada comparando o pool de N medido na camada superficial do solo e na biomassa das espécies fixadoras de N₂ com as não fixadoras de N₂ (FORRESTER et al., 2007). Na literatura são encontrados diversos trabalhos que abordem a estimativa da fixação de N por meio da diferença do N (KNOWLES, 1980; FORRESTER et al., 2007; VOIGTLAENDER et al., 2019).

5.2 Método da abundância natural do ¹⁵N

O ¹⁵N, assim como o ¹⁴N, são isótopos estáveis do N, e estão presentes na atmosfera em diferentes abundâncias naturais no ar, 0,37% e 99,63% respectivamente. Porém devido aos caminhos catabólicos presentes no interior dos vegetais, o isótopo mais leve (¹⁴N) tem sua liberação favorecida tornando mais fácil a quantificação do isótopo mais pesado (¹⁵N) (PEREIRA e BENEDITO, 2007). Para a quantificação do ¹⁵N nas plantas as folhas são comumente usadas para representar a planta inteira, uma vez que embora exista diferença entre os valores obtidos por folha, caule e raízes, esses valores são, geralmente, pequenos e o custo das análises elevado (PARROTTA et al., 1996; FORRESTER et al., 2007; BOUILLET et al., 2008; VOIGTHLAENDER et al., 2019).

A abundância natural do ¹⁵N, utiliza como alicerce o fato de que o N mineral presente no solo é mais enriquecido com ¹⁵N do que o N presente na atmosfera, devido a fracionamentos ocorrido por processos químicos, físicos e biológicos (UNKOVICH, 2013). Neste contexto, ao usar uma planta não fixadora de N como marcadora do ¹⁵N ou o valor de ¹⁵N presente no N do solo, pode-se determinar se a taxa de fixação pela proporção com que este ¹⁵N foi diluído (VOIGTLAENDER et al., 2019). Plantas não fixadoras tendem a ter teores maiores em sua composição de ¹⁵N, semelhante a encontrada no solo, assim como plantas fixadoras de N tendem a ter teores de ¹⁵N próximos ao da atmosfera (próximos a 0‰) devido a absorção do nitrogênio fixado (CRAINE et al., 2015).

A porcentagem do átomo presente na amostra é comparada a um padrão

conhecido, do ar. O resultado obtido é uma grandeza adimensional e como os valores comumente são pequenos, eles são regularmente expressos com o símbolo ‰, que é 10^{-3} (JUNK e SVERC, 1958; HOGBERG et al., 1997; COPLEN, 2011). Com dados obtidos pela abundância isotópica é calculada a porcentagem de N derivado da fixação do N_2 (Ndfa‰), utilizando como base de comparação o solo onde a planta testada se encontra ou uma planta não fixadora de nitrogênio cultivada nas mesmas condições que a planta teste e de crescimento semelhante (SHEARER e KOHL, 1986). A quantificação da abundância de ^{15}N é um fator que limita a utilização deste método, uma vez que a diferença encontrada entre o ^{15}N da espécie fixadora e a referência são muito pequenas (geralmente menor que 10‰). Para que este método seja devidamente utilizado é importante que estes valores sejam maiores que 2‰, e o ^{15}N da planta fixadora seja maior do que a concentração do isótopo no ar, caso contrário é inviável a utilização da abundância natural de ^{15}N para quantificar o Ndfa‰ (BODDEY et al., 1999; LOPES et al., 2016). Estudos que utilizam o método da abundância natural do ^{15}N para a estimativa do N fixado são amplamente encontrados na literatura (RUIZ-NAVARRO et al., 2016; ZHOU et al., 2018; XU et al., 2018; VOIGHTLANDER et al., 2019).

5.3 Método da diluição isotópica

A concentração de ^{15}N no solo, geralmente, é superior a abundância deste isótopo na atmosfera, no entanto tal diferença nem sempre é significativa, o que dificulta a estimativa da fixação biológica de N (CHALK e CRASWELL, 2018). Para facilitar tal mensuração o método de diluição isotópica do ^{15}N , consiste na elevação dos teores de ^{15}N no solo, por meio da aplicação de fertilizantes enriquecidos com o isótopo; isso permite que seja calculada a estimativa da absorção de N contida no solo e a fixação biológica do N (CHALK 1985; YANG et al., 2011). Assim como os métodos supracitados, o método de diluição isotópica do ^{15}N utiliza uma planta não fixadora como referência (ALONSO et al., 2017). A planta teste e a planta controle devem ser cultivadas em mesmo solo marcado com o isótopo e sob idênticas condições de manejo, de forma que ambas tenham acesso ao mesmo grau e profundidade da marcação isotópica no solo (PAULA et al., 2018; SCHULTZ et al., 2016)

É necessário que o enriquecimento no solo com o ^{15}N seja relativamente constante ao longo do tempo de permanência da cultura e profundidade do sistema radicular, novamente ressalta-se a importância de a planta de referência apresentar

características próximas a planta teste, quanto aos dois parâmetros citados (UNKOVICH et al., 2008). Existem várias formas estáveis de aplicação do fertilizante marcado no solo, as mais utilizadas são os sais inorgânicos como o sulfato de amônio ((NH₄)₂SO₄), cloreto de amônio (NH₄Cl), nitrato de potássio (KNO₃), nitrato de amônio (NH₄NO₃) ou por ureia (CH₄N₂O) marcados com ¹⁵N (YANG et al., 2011). É importante que o fertilizante marcado consiga penetrar no solo a camadas suficientes para cobrir a área explorada pelas raízes (PARROTTA et al., 1994; UNKOVICH et al., 2008). A análise isotópica segue a mesma metodologia citada no método da abundância natural do ¹⁵N. Na literatura são encontrados diversos estudos com espécies arbóreas que estimam a fixação do N pelo método do enriquecimento com ¹⁵N, seja afim de conhecer os padrões de fixação de diferentes espécies (BUSSE, 2000; ISSAH et al., 2014), identificar as diferenças específicas relacionadas a fixação (PONS et al., 2006; PAULA et al., 2018) e seu comportamento em diferentes ambientes (YANG et al., 2011).

5.4. Método ureídeo

Os ureídeos, assim como a asparagina e glutamina são moléculas que transportam o N fixado via xilema para a parte aérea da planta (MOREIRA et al., 2014; BARAL et al., 2016). Por apresentar baixo gasto energético, é a molécula mais requerida no transporte do N fixado (COLETO et al., 2014; BARAL e IZAGUIRRE-MAYORAL, 2017). Essa preferência associada a baixa concentração dos ureídeos em plantas não fixadoras, permite que o valor fixado seja quantificado pela concentração destas moléculas no interior das plantas em relação a asparagina e glutamina (HAYAT et al., 2008). A facilidade de mensuração destas moléculas é uma das grandes vantagens na utilização do método, uma vez que pode ser realizado sem que haja a decaptação da planta e é analisada por procedimentos simples de laboratório (BARAL et al., 2016).

Para que haja uma correta aplicação do método é importante a manutenção da água no sistema solo-planta. O suprimento ideal de água facilita no transporte interno das moléculas e reduz os erros na quantificação da concentração de ureídeo nos tecidos (ALONSO et al., 2017). Outro fator que deve ser observado é a produção de ureídeo pela espécie fixadora, que se restringe ao grupo de fixadoras produtoras de ureídeos, não podendo ser usado em uma gama de plantas (BARAL et al., 2016). (BARAL e IZAGUIRRE-MAYORAL, 2017). O período de avaliação também deve ser bem determinado, antes do preenchimento das vagens, após esse estágio a

quantidade exudada de seiva diminui substancialmente (HAYAT et al., 2008).

Considerando que a composição da seiva do xilema muda, entre fixadora dominada por ureídeos e não fixadora dominada por nitrato e aminoácidos, a proporção de ureídeos presentes na planta é um indicador confiável da porcentagem de N fixado (KESSEL et al., 1988; MOREIRA et al., 2014), e para observar a influência que a absorção do N mineral exerce no transporte de ureídeos (MOREIRA et al., 2014)

5.5. Método do acetileno

A fixação biológica do N_2 é realizada a partir da conversão do N atmosférico em NH_3 pela atividade catalizadora da enzima nitrogenase. Uma das formas de verificar a atividade desta enzima é através da substituição, em um recipiente fechado, do N_2 por acetileno (C_2H_2), que é reduzido pela nitrogenase em etileno (C_2H_4) (HARDY et al., 1973). O acetileno (C_2H_2) é um gás naturalmente inodoro, incolor e mais leve que o ar atmosférico (FERREIRA et al., 2009). O etileno produzido é usado para indicar as taxas relativas de atividade da nitrogenase, por meio de cromatografia gasosa, este método reflete em uma análise momentânea da atividade da enzima nitrogenase (UNKOVICH et al., 2008). O período de incubação deve ser o mínimo necessário para que a produção do etileno seja detectada (HUNGRIA e ARAUJO, 1994).

Embora a análise realizada seja simples, para que o processo de detecção do etileno seja realizado corretamente deve-se procedê-lo com a planta intacta, uma vez que a perturbação física dos nódulos radiculares pode influenciar a atividade da nitrogenase (HARDY et al., 1973; HUNGRIA e ARAUJO, 1994). A exposição das diazotróficas a um ambiente mais rico em oxigênio, pelo revolvimento do solo reduz a atividade da nitrogenase, uma vez que esses organismos tem uma baixa exigência de O_2 para sua sobrevivência e fixação de nitrogênio (MUS et al., 2016). É importante que durante o ensaio as plantas tenham condições ambientais, como temperatura, pressão, umidade, intensidade luminosa e concentrações de CO_2 e O_2 , semelhantes as que receberam ao longo de todo o período de crescimento e desenvolvimento (MUS et al., 2016).

Embora apresente limitações, a detecção da atividade da nitrogenase pelo método da redução do acetileno apresenta uma alta sensibilidade a presença do etileno e simplicidade na realização das amostras (HARDY et al., 1973). O que possibilita a verificação de um grande número de amostras por dia e não necessita da decaptação

da planta. Diferentemente dos demais métodos, o método de redução do acetileno não consiste na quantificação do N fixado e sim na atividade da enzima nitrogenase. Esse método permite que seja quantificado os mols de etileno produzidos a partir da redução do acetileno por esta enzima.

6. Referências

ABREU, A. H. M. et al. Produção de mudas e crescimento inicial em campo de *Enterolobium contortisiliquum* produzidas em diferentes recipientes. **Revista Floresta**, v. 45, n. 1, p. 141-150, 2015.

ADAMS, M. A.; ATTIWILL, P. M. Role of *Acacia* Spp. in Nutrient Balance and Cycling in Regenerating *Eucalyptus regnans* F. Muell. Forests. Temporal Changes in Biomass and Nutrient Content. **Australian Journal of Botany**, v.32, p. 205-215, 1984.

ANGLADE, J. et al. Relationships for estimating N₂ fixation in legumes: incidence for N balance of legume-based cropping systems in Europe. **Ecosphere**, v. 6, n. 3, p. 1-24, 2015.

ASHTON, P. M. S. et al. Restoration pathways for rain forest in southwest Sri Lanka: a review of concepts and models. **Forest Ecology and Management**, v.154, p.409-430, 2001.

BALIEIRO, F. C. et al. Soil carbon and nitrogen in pasture soil reforested with eucalyptus and guachapele. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, n. 3, p.1253-1260, 2008.

BARAL, B. et al. Early signaling, synthesis, transport and metabolism of ureides. **Journal of Plant Physiology**, v. 193, p. 97-109, 2016.

BARAL, B.; IZAGUIRRE-MAYORAL, M. L. Purine-derived ureides under drought and salinity. **Advances in Agronomy**, v. 146, p. 167-204, 2017.

BARALOTO, C. et al. Decoupled leaf and stem economics in rain forest trees. **Ecology letters**, v. 13, n. 11, p. 1338-1347, 2010.

BARRON, A.R. et al. Facultative nitrogen fixation by canopy legumes in a lowland tropical forest. **Oecologia**, v. 165, n. 2, p. 511-520, 2011.

BEVER, J.D. et al. Rooting theories of plant community ecology in microbial interactions. **Trends in ecology & evolution**, v. 25, n. 8, p. 468-478, 2010.

BODDEY, R.M. et al. Assessment of bacterial nitrogen fixation in grass species. In: Triplett, E.W. (Ed.), **Nitrogen Fixation in Bacteria: Molecular and Cellular Biology**. Horizon Scientific Press, UK. 1999.

BOTREL, R.T. et al. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Brazilian Journal of Botany**, v. 25, n. 2, p. 195-213, 2002.

BOUILLET, J.P. et al Mixed-species plantations of *Acacia mangium* and *Eucalyptus grandis* in Brazil: 2: nitrogen accumulation in the stands and biological N₂ fixation. **Forest Ecology and Management**, v.255, p.3918-3930, 2008.

BUSSE, M. D. Suitability and use of the ¹⁵N-isotope dilution method to estimate nitrogen fixation by actinorhizal shrubs. **Forest Ecology and Management**, v. 136, p. 85-95, 2000.

CABREIRA, G.V. et al. Fertilization and containers in the seedlings production and post-planting survival of *Schizolobium parahyba*. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 4, p. 1644-1657, 2019.

CAMPOE, O. C. et al. Atlantic forest tree species responses to silvicultural practices in a degraded pasture restoration plantation: From leaf physiology to survival and initial growth. **Forest Ecology and Management**, v. 313, p. 233-242, 2014.

CHALK, P. M. Estimation of N₂ fixation by isotope dilution: an appraisal of techniques involving ¹⁵N enrichment and their application. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 17, n. 4, p. 389-410, 1985.

CHALK, P.M. et al. Do techniques based on ¹⁵N enrichment and ¹⁵N natural abundance give consistent estimates of the symbiotic dependence of N₂-fixing plants? **Plant Soil** v. 399, p.415–426, 2016.

CHALK, P. M.; CRASWELL, E. T. An overview of the role and significance of ¹⁵N methodologies in quantifying biological N₂ fixation (BNF) and BNF dynamics in agro-ecosystems. **Symbiosis**, v. 75, p.1–16, 2018.

CHARLTON, R. A. et al. A value chain comparison of *Pinus patula* sawlog management regimes based on different initial planting densities and effect on wood quality. **Forest Policy and Economics**, v. 111, 2020.

CHAVE, J. et al. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology letters**, v. 12, n. 4, p. 351-366, 2009.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, 2008.

CHOAT, B. et al. Triggers of tree mortality under drought. **Nature**, v. 558, n. 7711, p. 531-539, 2018.

CIELO-FILHO, R. Drought severity, disturbance intensity and wood density of dominant and rare tree species in Brazilian seasonally dry semideciduous forests. **Flora**, v. 274, p. 151733, 2021.

COLETO, I. et al. Comparison of inhibition of N₂ fixation and ureide accumulation under water deficit in four common bean genotypes of contrasting drought tolerance. **Annals of botany**, v. 113, n. 6, p. 1071-1082, 2014.

COMAS, L. H.; EISSENSTAT, D. M. Linking fine root traits to maximum potential growth rate among 11 mature temperate tree species. **Functional Ecology**, v.18, n.3, p. 388-397, 2004.

COMAS, L.; BOUMA, T.; EISSENSTAT, D. Linking root traits to potential growth rate in six temperate tree species. **Oecologia**, v. 132, n. 1, p. 34-43, 2002.

COPLEN, T.B. Guidelines and recommended terms for expression of stable-isotope-ratio and gas-ratio measurement results. **Rapid communications in mass spectrometry**, v.25, p.2538-2560, 2011.

CORDEIRO, I. M. C. C. et al. Avaliação de plantios de paricá (*Schizolobium parahyba* var. amazonicum (Huber ex Ducke) Barneby de diferentes idades e sistemas de cultivo no município de aurora do Pará-PA (BRASIL). **Ciência Florestal**, v.25, n. 3, p. 679-687. 2015.

CRAINE, J. et al. Ecological interpretations of nitrogen isotope ratios of terrestrial plants and soils. **Plant and Soil**, v. 396, n. 1-2, p. 1-26, 2015.

FARIA, S. M. et al. New nodulating legume trees from South-East Brazil. **New Phytologist**, v. 98, n 2, p.317-328, 1984.

EGAMBERDIEVA, D. et al. Co-inoculation of *Pseudomonas* spp. with *Rhizobium* improves growth and symbiotic performance of fodder galega (*Galega orientalis* Lam.). **European Journal of Soil Biology**, v. 46, n. 3-4, p. 269-272, 2010.

EGAMBERDIEVA, D. et al. Microbial cooperation in the rhizosphere improves liquorice growth under salt stress. **Bioengineered** v. 8, p. 433-438, 2017.

ELOY, E. et al. Avaliação da qualidade de mudas de *Eucalyptus grandis* utilizando parâmetros morfológicos. **Floresta**, v. 43, n. 3, p. 373-384, 2013.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central Sao Paulo state, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 152, n. 1-3, p. 169-181, 2001.

ERASMUS, J. et al. The effect of planting spacing on *Pinus patula* stem straightness, microfibril angle and wood density. **Forestry: An International Journal of Forest Research** v. 91, n. 3 p. 247-258, 2018.

FACCO, A.G. et al. Saldo de radiação em plantios de eucalipto em áreas de relevo ondulado. **Revista Árvore**, v. 33, n.3, p. 471-480, 2009.

FAVARETTO, V. F. et al. Differential responses of antioxidant enzymes in pioneer and late-successional tropical tree species grown under sun and shade conditions. **Environmental and Experimental Botany**, v. 70, n. 1, p. 20-28, 2011.

FERREIRA, M. et al. **Química orgânica**. Bookman Editora, 2009.

FORRESTER, D. I. et al. Assessing nitrogen fixation in mixed-and single-species plantations of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. **Tree Physiology**, v. 27, p. 1319–1328, 2007.

FORRESTER, D. I. The spatial and temporal dynamics of species interactions in mixed-species forests: From pattern to process. **Forest Ecology and Management**, 312, 282–292, 2014.

GEI, M. et al. Legume abundance along successional and rainfall gradients in Neotropical forests. **Nature Ecology & Evolution**, v. 2, n.7, p.1104-1111, 2018.

GONÇALVES, J. L. M. et al. Assessing the effects of early management on long-term site productivity of fast-growing eucalypt plantations: the Brazilian experience. **Southern Forests: a Journal of Forest Science**, v.70, p. 105-118, 2008.

GOODALE, U. M. et al. Disturbance and tropical pioneer species: Patterns of association across life history stages. **Forest Ecology and Management**, v. 277, p. 54-66, 2012.

HAKAMADA, R. et al. Biomass production and potential water stress increase with planting density in four highly productive clonal Eucalyptus genotypes. **Southern Forests: a Journal of Forest Science**, v. 79, n. 3, p. 251-257, 2017.

HAN, M.; ZHU, B. Linking root respiration to chemistry and morphology across species. **Global Change Biology**, v. 27, n. 1, p. 190-201, 2021.

HANSEN, M. C. et al. High-resolution global maps of 21st century forest cover change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850-853, 2013.

HARDY, R.F.; BURNS, R.C.; HOLSTEN, R.D. Applications of the acetylene-ethylene assay for measurement of nitrogen fixation. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 5, n. 1, p. 47-81, 1973.

HARRINGTON, T. B.; HARRINGTON, C. A.; DEBELL, D. S. Effects of planting spacing and site quality on 25-year growth and mortality relationships of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* var. *menziesii*). **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 1, p. 18-25, 2009.

HAYAT, R. et al. Estimation of N₂-fixation of mung bean and mash bean through xylem uriede technique under rainfed conditions. **Pakistan Journal of Botany**, v. 40, n. 2, p. 723-734, 2008.

HERAULT, B. et al. Functional traits shape ontogenetic growth trajectories of rain forest tree species. **Journal of ecology**, v. 99, n. 6, p. 1431-1440, 2011.

HÖGBERG, P. ¹⁵N natural abundance in soil–plant systems. **New Phytologist**, v.137, p. 179-203, 1997.

HOOGMOED, M., et al. N-fixing trees in restoration plantings: effects on nitrogen supply and soil microbial communities. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 77, p. 203-212, 2014

HUA, F. et al. Opportunities for biodiversity gains under the world's largest reforestation programme. **Nature Communications**, v. 7, n. 1, p. 1-11, 2016.

HUANG, C. et al. Quantificational effect of reforestation to soil erosion in subtropical monsoon regions with acid red soil by sediment fingerprinting. **Environmental Earth Sciences**, v. 76, n. 1, p. 34, 2017.

HUNGRIA, M.; ARAUJO, R.S. **Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola**. Brasília, DF: Embrapa-Serviço de Produção e Informação, 1994.

Indústria Brasileira de Árvores - IBÁ. **Relatório 2019**. 80 p. Disponível em: <<https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/iba-relatorioanual2019.pdf>>. Acesso em: 05 maio 2020.

INOUE, M. T.; FIGUEIREDO FILHO, A.; LIMA, R. Influência do espaço vital de crescimento na altura e diâmetro de *Pinus taeda* L. **Scientia Forestalis**, v. 39, n. 91, p. 377-385, 2011.

ISSAH, G. et al. Quantifying biological nitrogen fixation of agroforestry shrub species using ¹⁵N dilution techniques under greenhouse conditions. **Agroforestry systems**, v. 88, n. 4, p. 607-617, 2014.

JEFFREE, E. P.; JEFFREE, C. E. Temperature and the biogeographical distributions of species. **Functional Ecology**, v. 8, n. 5, p. 640-650, 1994.

JUNK, G.; SVEC, H.V. The absolute abundance of the nitrogen isotopes in the atmosphere and compressed gas from various sources. **Geochimistry Cosmochimical Acta**, v. 14, p.234-243, 1958.

KESSEL, C.V. et a. Ureide production by N₂-fixing and non-N₂-fixing leguminous trees. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 20, n. 6, p. 891-897, 1988.

KLIPPEL, V. H. et al. Zoneamento climático para teca, cedro australiano, nim indiano e pupunha no estado do Espírito Santo. **Floresta**, v. 43, n. 4, p. 671-680, 2013.

KNOWLES, R. **Nitrogen fixation in natural plant communities and soils.** In **Methods for evaluating biological nitrogen fixation.** Edited by F. J. Bergersen. John Wiley & Sons, Ltd., New York. pp. 557-582, 1980.

KUMAR, S. et al. Role of Legumes in Soil Carbon Sequestration. **Legumes for Soil Health and Sustainable Management**, p. 109-138, 2018.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J. A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, v. 310, n. 5754, p. 1628-1632, 2005.

LAVOREL, S. et al. Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. **Journal of Ecology**, v. 99, n. 1, p. 135-147, 2011.

LELES, P. S. S. et al. Crescimento de espécies arbóreas sob diferentes espaçamentos em plantio de recomposição floresta. **Scientia Forestalis**, v. 39, n. 90, p. 231-239, 2011.

LELES, P. S. S. et al. Relações hídricas e crescimento de árvores de *Eucalyptus camaldulensis* e *Eucalyptus pellita* sob diferentes espaçamentos na região de cerrado. **Revista Árvore**, v. 22, n. 1, p. 41-50, 1998.

LOPES, É.C.P.; DE MORAES, A.; LANG, C.R. Estudo do fracionamento isotópico de nitrogênio aplicado à gramíneas e leguminosas forrageiras. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, v. 9, n. 1, 2016.

MAGALHÃES, W. M. et al. Desempenho silvicultural de espécies de *Eucalyptus spp* em quatro espaçamentos de plantio na região noroeste de Minas Gerais. **Floresta e Ambiente**, v. 12, n. 2, p. 01-07, 2005.

MARKESTEIJN, L. et al. Ecological differentiation in xylem cavitation resistance is associated with stem and leaf structural traits. **Plant, Cell & Environment**, v. 34, n. 1, p. 137-148, 2011.

MÅRTENSSON, A.M.; LJUNGGREN, H. D. A comparison between the acetylene reduction method, the isotope dilution method and the total nitrogen difference method for measuring nitrogen fixation in lucerne (*Medicago sativa* L.). **Plant and soil**, v. 81, n. 2, p. 177-184, 1984.

MARTÍNEZ-GARZA, C.; BONGERS, F.; POORTER, L. Are functional traits good predictors of species performance in restoration plantings in tropical abandoned pastures? **Forest Ecology and Management**, v. 303, p. 35-45, 2013.

MARTINS, T. G. V. et al. Potential planting areas for native tree species in minas gerais state, Brazil, based on environmental variables and wood demand. **Ecological Modelling**, v. 432, 109211, 2020.

MELO, L.E.L. et al. Influence of spacing on some physical properties of *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke). **Scientia Forestalis**, v. 42, n. 104, p. 483-490, 2014.

MEYFROIDT, P.; LAMBIN, E. F. Global forest transition: prospects for an end to deforestation. **Annual review of environment and resources**, v. 36, p. 343-371, 2011.

MOREIRA, V. et al. Características adaptativas da associação simbiótica e da fixação biológica do nitrogênio molecular em plantas jovens de *Lonchocarpus muehlbergianus* Hassl., uma leguminosa arbórea nativa do Cerrado. **Rodriguésia**, v. 65, n. 2, p. 517-525, 2014.

MUS, F. et al. Symbiotic nitrogen fixation and the challenges to its extension to nonlegumes. **Applied and environmental microbiology**, v. 82, n. 13, p. 3698-3710, 2016.

NAIR, R, MEHTA CR, SHARMA S. Carbon sequestration in soils-a review. **Agricultural Reviews**, v. 36, n. 2, p. 81-99, 2015.

NASCIMENTO, D. F. D. et al. Crescimento inicial de seis espécies florestais em diferentes espaçamentos. **Cerne**, v. 18, n. 1, p. 159-165, 2012.

NAVE, L. E. et al. The role of reforestation in carbon sequestration. **New Forests**, v. 50, n. 1, p. 115-137, 2019.

NEILSON, R.P. A model for predicting continental-scale vegetation distribution and water balance. **Ecological Applications**, v.5, p. 362-385, 1995.

NIETSCHE, S. et al. Tamanho da semente e substratos na germinação e crescimento inicial de mudas de cagaiteira. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 28, n. 6, p. 1321-1325,

2004.

NYGREN, P. et al. Symbiotic dinitrogen fixation by trees: an underestimated resource in agroforestry systems? **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.94, p.123-160, 2012.

OBERHUBER, W. Soil water availability and evaporative demand affect seasonal growth dynamics and use of stored water in co-occurring saplings and mature conifers under drought. **Trees**, v. 31, n. 2, p. 467-478, 2017.

OLIVEIRA NETO, S.N. et al. Produção e distribuição de biomassa em *Eucalyptus camaldulensis* Dehn. em resposta à adubação e ao espaçamento. **Revista Árvore**, v. 27, n. 1, p. 15-23, 2003.

ORELLANA, E.; VANCLAY, J. K. Could native Araucaria forests be managed for timber production on small farms in southern Brazil? **Forest ecology and management**, v. 430, n.15, p. 1-9, 2018.

OYAMA, M.D.; NOBRE, C.A. A simple potential vegetation model for coupling with the simple biosphere model (SIB). **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 1, n. 2, p. 203-216, 2004.

PARROTTA, J. A. et al. Aplicação de metodologias de enriquecimento com ¹⁵N para estimar a fixação de nitrogênio em *Casuarina equisetifolia*. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 24, n.2, p. 201–207, 1994.

PARROTTA, J. A. et al. Changes in dinitrogen fixation in maturing stands of *Casuarina equisetifolia* and *Leucaena leucocephala*. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 26, p. 1684-1691, 1996.

PAULA, R.R. et al. Nitrogen fixation rate of *Acacia Mangium* wild at mid rotation in Brazil is higher in mixed plantations with *Eucalyptus Grandis* Hill ex Maiden than in monocultures. **Annals of Forest Science**, v 75, n.14, 2018.

PETIT, G. et al. Interplay of growth rate and xylem plasticity for optimal coordination of carbon and hydraulic economies in *Fraxinus ornus* trees. **Tree Physiology**, v. 36, n. 11, p. 1310-1319, 2016.

PEREIRA, A. et al. Spatial variation in the stable isotopes of ¹³C and ¹⁵N and trophic

position of *Leporinus friderici* (Characiformes, Anostomidae) in Corumbá Reservoir, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 79, n. 1, p. 41-49, 2007.

PIÑA-RODRIGUES, F.C. et al. Sistemas de plantio adensado para a revegetação de áreas degradadas da Mata Atlântica: bases ecológicas e comparações de custo-benefício com o sistema tradicional. **Floresta e Ambiente**, v. 4, p. 30-41, 1997.

PONS, T. L. et al. Symbiotic nitrogen fixation in a tropical rainforest: ¹⁵N natural abundance measurements supported by experimental isotopic enrichment. **New Phytologist**, v. 173, n. 1, p. 154-167, 2007.

POORTER, H. et al. Respiratory energy requirements of roots vary with the potential growth rate of a plant species. **Physiologia Plantarum**, v.83, p. 469-475, 1991.

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.

POORTER, L.; BONGERS, F. Leaf traits are good predictors of plant performance across 53 rain forest species. **Ecology**, v. 87, n. 7, p. 1733-1743, 2006.

PRADA, C.M. et al. Soils and rainfall drive landscape-scale changes in the diversity and functional composition of tree communities in premontane tropical forest. **Journal of Vegetation Science**, v. 28, n. 4, p. 859-870, 2017.

PRADO-JUNIOR, J. A. et al. Functional traits shape size-dependent growth and mortality rates of dry forest tree species. **Journal of Plant Ecology**, v. 10, n. 6, p. 895-906, 2017.

PRENTICE, I.C. et al. A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties, and climate. **Journal of Biogeography**. v.19, p. 117-134, 1992.

QUÉDRAOGO, D. Y. et al. Slow-growing species cope best with drought: evidence from long-term measurements in a tropical semi-deciduous moist forest of Central Africa. **Journal of Ecology**, v. 101, n. 6, p. 1459-1470, 2013.

REICH, P. B. The world-wide 'fast-slow' plant economics spectrum: a traits manifesto. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 2, p. 275-301, 2014.

RESQUIN, F. et al. Influence of age and planting density on the energy content of *Eucalyptus benthamii*, *Eucalyptus dunnii* and *Eucalyptus grandis* planted in Uruguay. **New Forests**, v. 51, n. 4, p. 631-655, 2020.

RUIZ-NAVARRO, A. et al. Plant $\delta^{15}\text{N}$ reflects the high landscape-scale heterogeneity of soil fertility and vegetation productivity in a Mediterranean semiarid ecosystem. **New Phytologist**, v. 212, n. 4, p. 1030-1043, 2016.

SALAZAR, L.F.; NOBRE, C.A.; OYAMA, M.D. Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. **Geophysical Research Letters**, v.34, n.9, 2007.

SALGADO-LUARTE, C.; GIANOLI, E. Shade tolerance and herbivory are associated with RGR of tree species via different functional traits. **Plant Biology**, v. 19, n. 3, p. 413-419, 2017.

SANTOS, U. F. et al. Níveis de sombreamento na produção de mudas de pau-de-balsa (*Ochroma pyramidale*). **Bioscience Journal**, v. 30, n. 1, p. 129-136, 2014.

SCHEER, M. B.; CARNEIRO, C.; SANTOS, K. G. Substratos à base de lodo de esgoto compostado na produção de mudas de *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan. **Scientia Forestalis**, Piracicaba-SP, v.38, n.88, p.637-644, 2010.

SHEARER, G.; KOHL, D.H. N_2 -fixation in field settings: estimations based on natural ^{15}N abundance. **Australian Journal of Plant Physiology**, v. 13, p. 699-756, 1986.

SHEFFER, E. et al. Biome-scale nitrogen fixation strategies selected by climatic constraints on nitrogen cycle. **Nature Plants**, v.1, p. 1-6, 2015.

SILVA, A. K. L., et al. Litter dynamics and fine root production in *Schizolobium parahyba* var. amazonicum plantations and regrowth forest in Eastern Amazon. **Plant Soil**, v. 347, p. 377-386, 2011.

SOUZA, C. O. et al. Pyrolysis of *Anadenanthera peregrina* wood grown in different spacings from a forest plantation in Brazil aiming at the energy production. **Environment, Development and Sustainability**, v. 22, p. 5153–5168, 2020.

SOUZA, P. B. et al. Floristic and diversity of tree species and shrub under a stand of

Anadenanthera peregrina (L.) Speg. **Cerne**, v.18, n. 3, p. 413-421, 2012.

UNKOVICH, M.J. et al. **Measuring plant-associated nitrogen fixation in agricultural systems**. Canberra: Australian Centre for International Agricultural Research, 2008, pp. 258.

UNKOVICH, M. Isotope discrimination provides new insight into biological nitrogen fixation. **New Phytologist**, v.198, p.643-646, 2013.

VIEIRA, L. M. et al. Effect of substrate formulations on seedlings of *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntz, a critically endangered species from Southern Brazil. *Revista Eletrônica Científica Da UERGS*, v. 6, n. 3, p. 239-248, 2020.

VIOLLE, C. et al. Let the concept of trait be functional!. **Oikos**, v. 116, n. 5, p. 882-892, 2007.

VISSER, M. D. et al. Functional traits as predictors of vital rates across the life cycle of tropical trees. **Functional Ecology**, v. 30, n. 2, p. 168-180, 2016.

VITOUSEK, P.M. Litterfall, Nutrient Cycling, and Nutrient Limitation in Tropical Forests. **Ecology**, v.65, n.1, p. 285-298, 1984.

VOIGTLAENDER, M, et al. Introducing *Acacia mangium* trees in *Eucalyptus grandis* plantations: consequences for soil organic matter stocks and nitrogen mineralization. **Plant Soil**, v.352, p. 99-111, 2012.

WRIGHT, S. J. et al. Functional traits and the growth–mortality trade-off in tropical trees. **Ecology**, v. 91, n. 12, p. 3664-3674, 2010.

YU, C. B. et al. An improved nitrogen difference method for estimating biological nitrogen fixation in legume-based intercropping systems. **Biology and fertility of soils** v. 46, n. 3, p. 227-235, 2010.

ZHOU, Y. et al. Vegetation change alters soil profile $\delta^{15}\text{N}$ values at the landscape scale. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 119, p. 110-120, 2018.

CAPÍTULO I

Nitrogen pools in tropical plantations of N₂-fixing and non-N₂-fixing legume trees under different tree stand densities

Abstract: We investigated the nitrogen pools in monocultures of legume species widely used in reforestation in Brazil that have contrasting growth and nitrogen acquisition strategies. The plantations were established with the slow-growing and N₂-fixing tree *Anadenanthera peregrina* var. *peregrina*, and the fast-growing and non-fixing tree *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*. The measurements of N pools in the tree biomass and the soil followed standard methods and were carried out on 54 experimental plots. The N₂ fixation pools was evaluated by abundance natural of ¹⁵N and the N accretion methods. The soil N content was similar magnitude between species and stand densities. The species showed similar amounts of N in the biomass, but divergent patterns of N accumulation, as well as the ¹⁵N signature on the leaves. *S. parahyba* accumulated most N in the stem, while *A. peregrina* accumulated N in the roots and leaves. However, the N accumulation in biomass of *A. peregrina* stand was less constrained by environment than in *S. parahyba* stands. The percentage of N derived from N₂ fixation in *A. peregrina* stands decreased with the increase of stand density. The biological N₂ fixation estimates depended on the method and the response of tree species to environment.

Keywords: Forest plantation; forest restoration; N₂ biological fixation; functional traits; ¹⁵N natural abundance; N balance

1. Introduction

The expansion of forest restoration is expected for this decade in tropical regions, as one important way to improve many ecosystem services (FOLU-GROWING BETTER, 2019; AROSSAN et al., 2020). The Atlantic Forest biome has experienced an increase in forest cover (forest transition), with the new land-cover map revealing the cover of 28% of native vegetation (REZENDE et al., 2018), 12-17% higher than the previously available estimates (RIBEIRO et al., 2009). In addition to socioeconomic drivers such as farm credit and economic development, part of this expansion was attributed to Atlantic Forest remnants, but also the vicinity of eucalyptus plantations (SILVA et al., 2016).

The Brazilian forestry sector has improved planted areas and businesses (IBÁ, 2019). However, the sustainability of plantations faces challenges related to tree growth and survival affected by biotic and abiotic constraints (GONÇALVES et al., 2013; GONÇALVES et al., 2017). Moreover, the silvicultural behaviour of tree species native to the Brazilian flora is less known than for exotic commercial species of the genera *Eucalyptus* and *Pinus* (ROLIM et al., 2019; FERREIRA et al., 2020; GAMA-RODRIGUES et al., 2020). The choice of the tree stand density is a relevant question that directly affects biomass and nutrient accumulation. Furthermore, the response to competition is highly variable as a function of the demands for growth resources (SILVA et al., 2014). As pointed out by some authors (REICH, 2014), the fast-slow plant economics spectrum predicts that faster-growing species has a large biomass accumulation rate per individual trees, and nutrient uptake and water consumption (high rate acquisition resources), while the resistance to environmental stress is in general higher from slow-growing species (with higher tissue density, long tissue lifespan and lower rates of resource acquisition) (REICH, 2014).

The forest expansion in Brazil and other tropical countries have occurred on previous cropland and grassland, and these areas are often degraded (GONÇALVES et al., 2013; SILVA et al., 2016). Biomass production and tree survival are limited by N availability in the soil, which is intimately associated with soil organic matter pools. N is abundant in the atmosphere (78%) but under this chemical form (N₂) is unavailable for most plants (LI et al., 2013). Legume trees are most abundant in the tropics and several tree species are used for wood production and forest restoration. The use of legume tree species capable to form an efficient symbiosis with diazotrophic bacteria strains (N₂-fixing trees), is considered an important strategy to increase N transfer from the atmosphere to the soil (GEHRING et al., 2005; CHAER et al., 2011; NARDOTO et al., 2014; SANTOS et al., 2017; VOIGTLANDER et al., 2019) and for companion plants (MOROE e ISAC, 2014; PAULA et al., 2015). Thus, the use of these species can reduce costs with nitrogen fertilizers in forest restoration or commercial plantations while increasing organic matter accumulation in the soil (SANTOS et al., 2017; KAYE et al., 2000; RESH et al., 2002).

The percentage of N derived from atmosphere (%Ndfa), i.e. biologically fixed, can be affected by soil N availability and plant competition (VITOUSEK et al., 2002; PAULA et al., 2018), also being influenced by stand density (GOURIN et al., 2015) as well as by phosphorus (WANG et al., 2018), iron (CHIKOTI et al., 2020), and other nutrients (PETIT et al., 2016). Furthermore, the growth rate of the species and the age of the

trees are other factors that influence the N₂ fixation rate (HOOGMOED et al., 2014; FARIA et al., 2020). The %Ndfa may oscillate from inexistent to more than 90% in tree species, including drought-adapted species (BODDEY et al., 2000; RUIZ-NAARRO et al., 2017). Many methodologies were developed to estimate biological nitrogen fixation (PEOPLES et al., 1989; FORESTER et al., 2007), each one with its potential and limitations (BODDEY et al., 2000; UNKOVICH et al., 2008; CHALK et al., 2016). The ¹⁵N natural abundance method is the most used technique to estimate the %Ndfa in undisturbed stands and natural forests, being relatively easy to apply and less sensitive to the choice of reference plant than enriched methods (CHALK et al., 2016), besides to show relative good accuracy (RUIZ-NAARRO et al., 2017; ZHOU et al., 2018). Another technique commonly applied for its versatility about the components used (forest floor litter, soil, and biomass) and its low estimation costs is the N accretion method, calculated based on the differences in N accumulated in fixing and non-N₂-fixing species (FORRESTER et al., 2007; YU et al., 2010). Although both methods facilitate quantification, few studies employ both techniques simultaneously (VOIGTLANDER et al., 2019), in Brazilian conditions.

This study aimed to quantify the N accumulated in the biomass and topsoil of monocultures of *Anadenanthera peregrina* (L.) Speg. var. *peregrina* and *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) Barneby grown under three stand densities (625, 1,111, and 1,666 trees ha⁻¹), and to estimate the percentage of N derived from biological N₂ fixation for *A. peregrina* using the ¹⁵N natural abundance and the N accretions methods. These two species are among the most planted in Brazil, for both commercial and restoration purposes, with stands of *S. parahyba* occupying an area of about 90 thousand ha in northern Brazil. This faster-growing species presents a low-density wood (0.30 g cm⁻³), has natural distribution throughout the Amazonian region and Atlantic Forest (CORDEIRO et al., 2015), and belongs to Fabaceae family and Caesalpinioideae subfamily, being considered a non-nodulation species (BARBERI et al., 1998). The slow-growing *A. peregrina* presents a wood of higher density (0.66 g cm⁻³) (SOUZA et al., 2019) and distribution in all Brazil, and belongs to Mimosoideae subfamily, being capable of developing symbiosis with N₂-fixing bacteria (GROSS et al., 2004). The research hypotheses were: (1) The N₂-fixing legume tree species accumulates more N in the biomass and the topsoil layer than the non-N₂-fixing tree species, regardless of stand density; (2) The stand densities affect the N₂ fixation in the *A. peregrina*; (3) The ¹⁵N natural abundance and the N accretions methods generate similar fixed N estimates regardless of stand density.

2. Materials and Methods

2.1. Characterization of the study area

The study was conducted in monospecific stands of *A. peregrina* and *S. parahyba* located within the area of the Federal Institute of Education, Science, and Technology of Espírito Santo (IFES) (20°46'15.46" S and 41°27'13.04" W), municipality of Alegre, state of Espírito Santo, Brazil. The elevation of the region varies from 130 to 205 m.a.s.l., and the climate type is Aw, according to the classification by Köppen. The mean annual temperature and rainfall are 23°C and 1,200 mm, respectively (ALVARES et al., 2013).

This study used data from experimental plots established according to three stand densities, corresponding to 625, 1,111, and 1,666 trees.ha⁻¹ (4 x 4 m², 3 x 3 m² and 3 x 2 m², respectively) for each species. For each stand density and species, nine plots with an area equal to 1500m² each were equally distributed in three blocks for the control of slopes, which ranged between < 15% and 45% (SOUZA, 2018; DELLARMELENA, 2019). The stands were established in June 2011 in an area previously occupied by unmanaged pasture, with the predominance of *Brachiaria* sp. for more than 40 years. For the implantation of the experiment, the cattle were removed and the pasture area was desiccated by applying glyphosate. The seedlings were planted in 30 x 30 x 30 cm planting holes. Despite seedlings of *A. peregrina* were not inoculated with any N₂-fixing bacteria, the subfamily Mimosoideae easily establishes beta-rhizobial symbioses in the field (FARIA and LIMA, 1997; REIS et al., 2010). Each plant received 220g of the NPK 06-30-06 commercial fertilizer and micronutrients (0.2% Cu; 0.2% Zn) per planting hole at planting. Maintenance occurred for 12 months after planting through re-planting, weed control and ant control.

The soils in the study area are Acrisols, Ferralsols, and Cambisols (FAO classification). The chemical attributes of the surface soil layer (0-20 cm) were determined before planting of species (Annex 1) (SOUZA, 2018; DELLARMELENA, 2019). In brief, the mean values for experimental plots were 5.7 for pH, 2.1 mg dm⁻³ for available phosphorus, 73.1 mg dm⁻³ for potassium, been statistically equal between species and blocks. The mean value of cation exchange capacity was slightly higher in *A. peregrina* than in *S. parahyba* blocks, with mean values of 7.9 and 6.2 cmol_c dm⁻³, respectively. The organic matter (OM) was also slightly higher in *A. peregrina* than in *S. parahyba* plots, with mean values of 22.3 and 16.2 g kg⁻¹, respectively.

2.2. N pools in tree biomass

The N pools in aboveground biomass at stand level were estimated using inventory data, biomass equations and N concentration in tree tissues. The forest inventory (*e.g.*, height, diameter, and survival) was carried out at 44 months in all experimental plots; and biomass equations for leaves, branches, stembark, and stem wood were adjusted after selection and harvest of 45 trees by species at 56 months of age at the time of the study conducted by (SOUZA, 2018) and (DELLARMELENA, 2019) (unpublished data). These measures were performed over the rain season (Jan-Mar). The biomass was measured in one medium-diameter tree \pm one standard deviation per plot. The trees felled in the tested densities of 625, 1,111, and 1,666 trees ha⁻¹ showed mean values of diameter at breast height equivalent to 7.4, 7.1, and 6.6 cm for *A. peregrina* and 14.3, 12.0, and 11.3 cm for *S. parahyba*, for the respective densities. The total tree height was 5.9, 6.3, and 6.2 m for *A. peregrina* and 11.4, 10.4, and 13.3 m for *S. parahyba* (details in SOUZA, 2018; DELLARMELENA, 2019). The leaves, live branches and trunk of all felled trees were separated and weighed in the field. One sample per biomass component was retrieved for moisture determination. Discs with bark were sampled, and the bark proportion in the discs was used to estimate the bark biomass. This study used samples collected from nine trees per species and stand density for N analysis (27 trees per species).

The roots of three trees per species and stand density (18 trees in all) were sampled with a backhoe loader in one of the blocks, and there was no separation of roots by size class. The excavation occurred in every projection of the crown and the maximum volume until the total pivoting root was obtained. The roots were separated from the soil using a 1.0 x 1.0 cm² mesh sieve and weighed in the field. The roots were cleaned with a damp cloth, and a composite sample containing roots with different diameters was retrieved species and plot.

All samples were previously dried at 65 °C until constant weight and ground in a Willey mill (1.0 mm sieve). The N concentration was determined using the Kjeldahl method in the samples of leaves, branches, bark, wood, and roots of the trees felled in the three stand densities (243 samples in total).

N accumulation (kg ha⁻¹) in the aboveground biomass was calculated using the data of biomass accumulated in each plot, estimated using the previous equations and data from the inventory (SOUZA, 2018; DELLARMELENA, 2019) (unpublished data) multiplied by the mean N concentration in the biomass components of each stand density (N= 9). Thus, only trees present in the plot were accounted for N accumulation.

The trees survival was subtly larger in *A. peregrina* (73-82%) than *S. parahyba* (65-70%). The mean values of root biomass observed in each stand density and species were converted to hectare using an estimative of the excavated area. The N accumulated in the roots (kg ha^{-1}) was estimated for each stand density and species using the roots biomass multiplied by the mean N content ($N= 3$).

2.3. N pools in the soil

The N pool into 0-5, 5-10 and 10-20 cm soil layers was estimated to 67 months after planting of species. In each plot, six individual soil samples were collected in six different positions and distances to the trees and mixed, according to the methodology adapted from (VOIGTLANDER et al., 2019). One sample per plot and soil layer was retrieved for N analysis. Soil density was determined in each soil layer using a 5-cm diameter metallic ring with a soil sample collected from the central region of each experimental plot. The N concentration was determined in dried, ground, and sieved soil samples according to the Kjeldahl method described by (MENDONÇA and MATOS, 2005). The samples used for density determination were dried at 105°C for 72 hours and weighed on a precision balance.

We calculated N pools for topsoil (0-20 cm soil depth) using the weighted value of N concentration in each plot ($N=54$) and the corrected values of soil mass determined in each block per species ($N=9$). The soil density was statistically equal between the stand density of the *A. peregrina* and *S. parahyba* in our study area (CAMPANHARO, 2017).

2.4. N pools via biological N_2 fixation

2.4.1 ^{15}N natural abundance method

The natural abundance of ^{15}N was determined in samples of the leaves collected for biomass evaluation at 56 months. For each tree species and stand density, we mixed leaf samples of three trees in the three plots of each block. Thus, the number of repetitions per species was nine, been three repetitions per stand density. The $\delta^{15}\text{N}$ values (COPLEN et al., 2011) were determined with a Hydra 20-20 isotope ratio mass spectrometer connected to an ANCA-GSL automatic analyser (Sercon Co., Krewe, United Kingdom), and approximately 10 mg of leaves were used in each analysis. The precision of isotopic measurements was $0.0001\% \times (^{15}\text{N})$ (HOGBERG et al., 1997). The percentage of N derived from fixation ($\% \text{Ndfa}$) was estimated using the values of $\delta^{15}\text{N}$ in the leaves of *A. peregrina* and *S. parahyba* in each stand density (Equation 1) (SHEARER et al., 1986):

$$\%Ndfa = \frac{\delta^{15}N \text{ } S. \textit{parahyba} - \delta^{15}N \text{ } A. \textit{peregrina}}{\delta^{15}N \text{ } S. \textit{parahyba} - B} \times 100 \quad (1)$$

Where: $\delta^{15}N$ *S. parahyba* (reference plant) is the mean value of $10^3\delta^{15}N$ in the leaves samples of each stand density with *S. parahyba* (N=3); $\delta^{15}N$ *A. peregrina* is the mean value of $10^3\delta^{15}N$ in the leaves samples of each stand density with *A. peregrina* (N=3). Only the leaves were used for the estimates of the %Ndfa, as suggested in other studies (PARROTTA et al., 1996). It was assumed that the species assessed soil N with a similar abundance of $\delta^{15}N$ (ZHOU et al., 2018). In the study, the value B was assumed to be zero. The B value represents the isotopic fractionation that occurs during the biological N fixation, and it is unknowledgeable for *A. peregrine*.

2.4.2. N accretion method

The estimative of biological N₂ fixation in *A. peregrina* stands was also performed using the N accretion method (EVRANS et al., 1987), by comparing the N pool in topsoil and the biomass of the N₂-fixing species with the non-N₂-fixing species (Equation 2).

$$N_2 \text{ fixed} = (N \text{ bio } A. \textit{peregrina} - N \text{ bio } S. \textit{parahyba}) + (N \text{ soil } A. \textit{peregrina} - N \text{ soil } S. \textit{parahyba}) \quad (2)$$

Where: N bio and N soil refer to the mean values of N pools (kg ha⁻¹) in the aboveground and belowground biomass and the topsoil, in each stand density with *A. peregrina* and *S. parahyba*. The N pools in the forest floor, in understory vegetation and deep soil layer is not examined here. These N pools were not easy to assess since the presence of understory vegetation difficult sampling of forest floor and the understory was unequal among species and stand density (CAMPANHARO, 2017 unpublished data].

2.5. Statistical analysis of the data

We initially tested the effect of stand density and blocks on the N accumulated in the soil and biomass of each species using a two-way ANOVA. We disregarded the effect of the block in the comparisons between species for the N accumulated in the total biomass, as well as the $10^3 \delta^{15}N$. Therefore, for each stand density, the differences between species for the N accumulated in the aboveground biomass and the $10^3 \delta^{15}N$ values were tested using a paired sample T-test. No statistical analysis was applied for the N content in the roots biomass, Total N of species and %Ndfa due to the reduced number of replications. The data were subjected to the test of homogeneity of variances and the Shapiro-Wilk normality test. The statistical analysis

was performed with the software SigmaPlot® version 14.0 (software Systat, Inc), with a statistical threshold value of $P = 0.05$.

3. Results

3.1. N pools in the biomass and soil

The mean values of N concentration were in general larger for all tissues of *A. peregrina* than *S. parahyba*, with noticeable differences for leaves (22.3 versus 13.3 g kg⁻¹), bark (4.0 versus 1.8 g kg⁻¹) and roots (9.0 versus 3.9), and smaller differences for branches (5.8 versus 3.6) and wood (1.8 versus 1.7). The N concentration and content in the biomass of each species were not affected by stand density (data not shown).

The species showed contrasting patterns of biomass allocation independently of stand density (Figure 1). Aboveground N pools were larger in roots and leaves and roots of *A. peregrina*, while it was larger in stem of *S. parahyba*. Furthermore, proportion of N allocation in biomass was more affect by stand density in *A. peregrina* than *S. parahyba*.

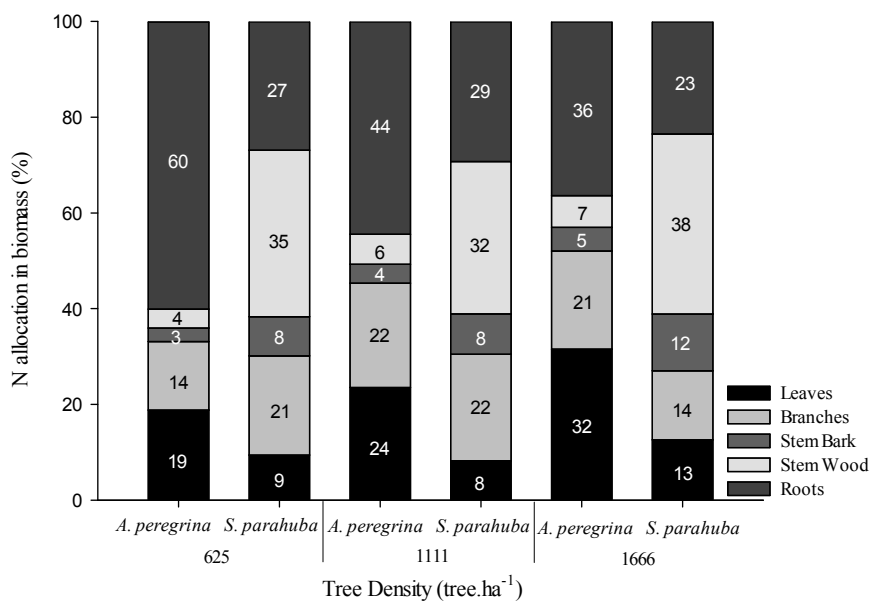


Figure 1. N pools in the leaves, branches, bark and wood of *A. peregrina* and *S. parahyba* under different stand densities.

The N pools at 0-20 cm soil depth were statistically equal between the stand density of the *A. peregrina* and *S. parahyba*, although soil N pools were smaller in the stand with 1666 trees ha⁻¹ of both species (Table 1).

The N pools in the aboveground biomass were larger in *S. parahyba* than in *A. peregrina* for the density of 625 trees ha⁻¹ (Table 1). However, N accumulation tended to be larger in denser stands of *A. peregrina* than in *S. parahyba*, with gains of 44 % and 49 % in N for the densities of 1,111 and 1,666 trees ha⁻¹, respectively. Although no significant difference was observed, the N accumulated in the belowground biomass of *A. peregrina* was 1.4, 1.8, and 2.8 times higher than in *S. parahyba* for the densities of 625, 1,111, and 1,666 trees ha⁻¹.

We observed soil N pools were affected by experimental blocks, with smaller values in one block to the other two for both species (Table 2). Moreover, the species showed contrasting responses related to N pools in the soil. The mean amount of N in the aboveground biomass of *S. parahyba* was lower in the block with a lower soil N amount, while the contrary was observed for *A. peregrina*.

Table 1 - Mean values (\pm standard deviation) of N pools (kg ha⁻¹) at 0-20 cm soil depth, and in aboveground and belowground biomass of *A. peregrina* and *S. parahyba* at the three stand densities. The significant difference in the mean values between stand densities. The significant difference in the mean values between stand densities for each species is indicated by different upper-case and lower-case, respectively.

Species	Density (trees ha ⁻¹)	Soil N	Aboveground N	Belowground N	Total N
		----- (kg ha ⁻¹) -----			
<i>A. peregrina</i>	625	4,902.8 \pm 1,088 a	74.7 \pm 43.6 b	43.9 \pm 33.2	5,019.4
	1,111	4,997.5 \pm 1,093 a	143.1 \pm 55.9 a	71.7 \pm 38.3	5,211.4
	1,666	4,464.7 \pm 1,113 a	174.7 \pm 52.2 a	99.7 \pm 26.3	4,741.8
<i>S. parahyba</i>	625	4,954.4 \pm 1,117 a	87.5 \pm 53.4 b	32.1 \pm 14.2	5,074.8
	1,111	4,906.7 \pm 1,111 a	98.9 \pm 55.1 b	40.9 \pm 17.0	5,043.5
	1,666	4,499.1 \pm 1,100 a	115.8 \pm 53.4 a	35.5 \pm 11.17	4,650.3

Table 2 - Effect of stand density (D, trees ha⁻¹), block (B), and interaction (D x B) on the soil N pools (N_{soil}, kg ha⁻¹) and the N content of the aboveground biomass (N_{bio}, kg ha⁻¹) in monospecific stands of *A. peregrina* and *S. parahyba*. Significant differences

in the mean values are indicated by different letters.

Species		P-value			Mean per block (n=9)		
		Density	Block	D x B	1	2	3
<i>A. peregrina</i>	Nsoil	0.507	0.01	0.963	5,233.3 a	5,247.5 a	3,884.3 b
	Nbio	< 0.0001	< 0.0001	0.827	125.1 b	84.3 b	183.2 a
<i>S. parahyba</i>	Nsoil	0.347	< 0.0001	0.392	3,479.8 b	5,298.6 a	5,582.0 a
	Nbio	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	56.6 c	138.6 a	109.5 b

3.2. N pools via Biological N₂ fixation

The mean values of $\delta^{15}\text{N}$ were smaller in *A. peregrina* than in the non-fixing species *S. parahyba*, varying from 0.8 to 6.3, 1.9 to 5.6, and 2.8 to 5.4 for the respective densities of 625, 1,111, and 1,666 trees ha⁻¹ (Figure 2 A). Furthermore, the values of $\delta^{15}\text{N}$ in the species *S. parahyba* tended to decrease between the lowest and the highest stand density, while in the N₂-fixing species *A. peregrina* there was an upward trend in the values of $\delta^{15}\text{N}$ with the increase in stand density. Thus, the proportion of N₂ derived from fixation tended to decrease between the lowest and the highest density in the stands of *A. peregrina*, with mean values of 85, 59, and 36 % for the densities of 625, 1,111, and 1,666 trees ha⁻¹ (Figure 2 B).

The total N pools in both soil and biomass were lower in *A. peregrina* than *S. parahyba* only when stand density was 625 trees ha⁻¹ (Table 1). This result prevented the quantification of the N fixed in the lower density by the accretion method (Figure 3). In contrast, the total N pools were higher in N₂-fixing than non-N₂-fixing trees for the remaining densities (Table 1). Moreover, according to with accretion method, the biological N₂ fixation may improve about 167.8 and 91.4 kg ha⁻¹ for the densities of 1,111 and 1,666 trees ha⁻¹ of *A. peregrine*, respectively (Table 1; Figure 3).

The mean amounts of N biologically fixed in the aboveground and belowground biomass of *A. peregrina* were similar in the three stand densities by the ¹⁵N natural abundance method, with values varying across 99, 125 and 101 kg ha⁻¹. Thus, the N₂ fixing rate in aboveground biomass of *A. peregrina* was remarkably similar for in the three stand densities ranging between 21 and 27 kg ha⁻¹year⁻¹. The accretion method estimates N₂ fixation values 45 % higher than the natural abundance for the density of 1,111 trees ha⁻¹ and 6 % lower for the density of 1,666 trees ha⁻¹. Besides, the N₂ fixing

rate was different for the density of 1,111 (36 kg ha⁻¹ year⁻¹) but similar for 1,666 trees ha⁻¹ (20 kg ha⁻¹ year⁻¹).

The %Ndfa in *A. peregrina* could be higher using only the two blocks with higher soil N pools (i.e. B1Ap; B2Ap and B2Sp; B3Sp). In this case, the %Ndfa was 100.0%, 73.4% and 53.2% for the stand density of 626, 1,111 and 1,666 trees ha⁻¹. In contrast, the %Ndfa could be lower using only the block with the lower soil N pools (i.e. B3Ap and B1Sp), with 55.3%, 54.5%, and 37.1%. The use of the accretion method was unfeasible for blocks with the higher soil N pools lead to a negative estimative of N fixation for all the stand densities. Moreover, the accretion method applied to block with the lower soil N pools leads to larger N₂ fixation, with 236; 1169 and 426 kg N ha⁻¹ for densities 625, 1,111, and 1,666 trees ha⁻¹, respectively.

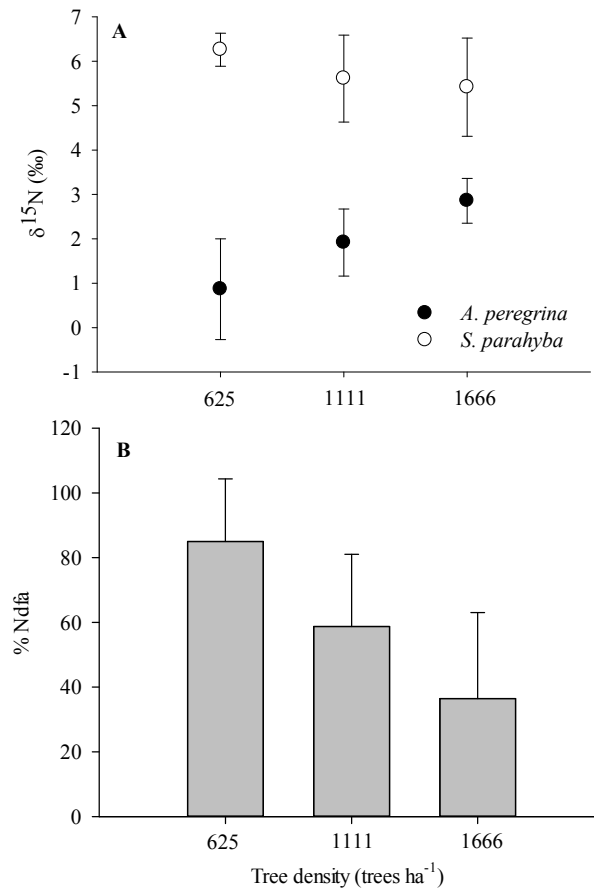


Figure 2. (A) δ¹⁵N (‰) in leaves of *A. peregrina* and *S. parahyba* under three different stand densities, and (B) Percentage of N₂ derived from fixation (%Ndfa) by *A. peregrina*, under three different stand densities. Vertical bars indicate the standard deviation of the mean (N=3).

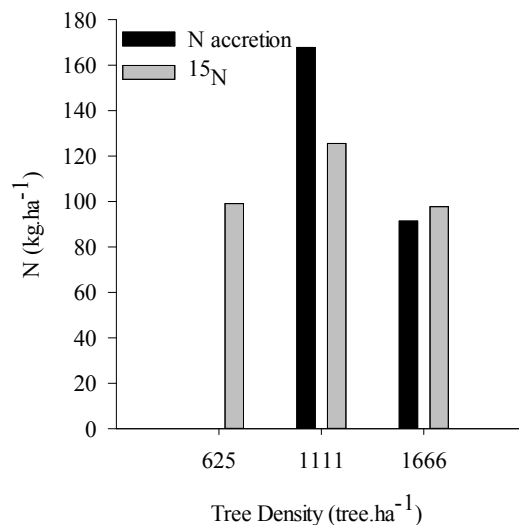


Figure 3. N fixed (kg ha⁻¹) by *A. peregrina* in three stand densities estimated by the N accretion (black columns) and by ¹⁵N natural abundance (grey columns) methods.

4. Discussion

4.1. N pools in stands with N₂ and non-N₂ fixing species the slow-growing and N₂-fixing tree and the fast-growing and non-fixing tree

Slow-growing species allocate a large proportion of biomass in leaves and branches, while fast-growing species allocate more biomass in stem wood (REICH, 2014; PETIT et al., 2016). The larger leaf biomass of *A. peregrina* may explain larger root production to uptake water and nutrients to sustain physiological processes in the canopy (MOSHILION et al., 2014). The lack of statistical significance for N pools in the biomass between species prevents us from accepting the first hypothesis in full. Moreover, different explanations can justify these patterns, as the natural variability of N pools in the study area and by the exclusion of the belowground N of the analysis. Also, the larger N pools in the canopy and roots biomass of *A. peregrina* are counterbalanced by smaller stem wood biomass than in *S. parahyba* (SOUZA, 2018; DELLARMELENA, 2019 unpublished data). Furthermore, studies with the species *S. parahyba* have suggested that wider spacings, such as 4x4 m, provide better development and final production (RONDON, 2002), which corroborates with our data. On the other hand, the *S. parahyba* trees are more sensitive to environmental stresses. A mortality of trees was subtly larger for *S. parahyba* than for *A. peregrina* in the study area, been related to wind-breaking, rainfall variability, and attack by pests and diseases (SOUZA, 2018; DELLARMELENA, 2019 unpublished data). *S. parahyba* tree was also more sensitive regarding soil fertility and tree competition than *A. peregrina*. The soil proprieties were in general similar between species and

experimental blocks. However, in B1 of *S. parahyba* showed the most depleted soil fertility parameters and lower N accumulation in biomass, and for B3 of *A. peregrina*, which showed less concentration of Ca and Mg, the biomass N accumulation was larger [CAMPANHARO, 2017 unpublished data]. This pattern suggests soil properties were likely more limiting to *S. parahyba* than *A. peregrina* growth independently of stand density. The response of trees for the availability of nutrients in the soil is usually greater in fast-growing than in slow-growing species (REICH, 2014; PETIT et al., 2016). Further studies are necessary to assess the environmental factors affecting the growth of *A. peregrina* and *S. parahyba* in our study area.

The amount about four times higher of N in the leaf biomass and roots of *A. peregrina* compared with *S. parahyba* should be an important input of N to the soil. However, we observed no statistical difference between species regarding soil N pools, although a significant effect of the block was verified on the N pools. These patterns indicate that soil N pools are affected mainly by soil attributes on a local scale, as clay mineralogy and soil granulometry (FELLER and BEARE, 1997). Furthermore, the relatively young age of the stands could explain the lack of differences between species for the N accumulated in the topsoil. Although N₂-fixing species tend to provide greater N availability in the soil (RESH et al., 2002; CHAER et al., 2011; HOOGMOED et al., 2014; VOIGTLANDER et al., 2019), the changes in the total soil N status could not be seen in the short-term, when trees are planted in pastures (SHI et al., 2016), and even in forestry stands (VOIGTLANDER et al., 2019). Such processes not measured as leaching and denitrification may influence those patterns of N accumulation. We suspect that nitrification may be favoured in plots of *A. peregrina*, as observed in other sites with N₂-fixing species in Brazil (RACHID et al., 2013; VOIGTLANDER et al., 2019). This process could minimize differences between *S. parahyba* and *A. peregrina* plots. Also, we do not know the causes of the tendency to decrease soil N pools in the highest stand density in both species. An explanation may be the about three times higher inputs of N via fertilizer in stand density of 1666 than 625 trees ha⁻¹ overplanting, that associated to inputs of litter could cause a priming effect (SHEFFER et al., 2015) [61]. These patterns suggest OM decay is affected by other environmental factors than only differences between leaves and roots biomass (GHOLZ et al., 2000).

4.2. Biological N fixation as a function of tree densities and methods

The stand density affected the %Ndfa in the *A. peregrina* confirming our second hypothesis. The intraspecific competition could increase $\delta^{15}\text{N}$ abundance in the leaves

due to the probably greater uptake of N from the soil. The soil N availability may be higher in the largest stand density due to microclimate and input of N via litterfall and root, and this may contribute to ^{15}N fractionation in the leaves (GOURIN et al., 2015). The larger roots biomass in denser stands improves soil N uptake to sustain the larger canopy biomass. Studies have indicated that biological fixation is more expensive in terms of ATP than the uptake of mineral N from the soil (SHEFFER et al., 2015). However, the metabolic cost explains partially the %Ndfa since larger %Ndfa was observed in the smallest stand density. Also, when we look at the fixation within the blocks with the highest amounts of N in the soil, the %Ndfa values were increased in all stand densities in a proportion like that observed for the general average showed in Fig 2. In contrast, the % Ndfa values were reduced and less affected by intraspecific competition when we used only the two blocks with the lowest soil N stock. The regulation trend of biological N_2 fixation with stand density is reasonable since biogeochemistry cycling and competition were likely intensive. However, an important bias of this discussion is related to the number of repetitions to compare the $\delta^{15}\text{N}$ and the %Ndfa simultaneously between stand density and blocks. Besides, the effect of rhizobium and mycorrhizal status on N_2 fixing were not evaluated here (FORRESTER et al., 2007). We did not find articles to subsidize any conclusion related to ^{15}N natural abundance values found in leaves of native species as a function of stand density and symbionts status. The possibility of them accessing different N sources may cause fractionation as stressed by some authors (HOGBERG et al., 1997; FORRESTER et al., 2007; VOIGTLANDER et al., 2019). Although some authors argue that reference plant may differ in $\delta^{15}\text{N}$ (lower) than 5‰ in the leaves of fixing (HOGBERG et al., 1997), the difference between the means obtained in our study was 3.88‰, similar to other studies that reported the N fixation estimative (YU et al., 2010; FARIA et al., 2020). Other explanations for small differences in $\delta^{15}\text{N}$ are the absence of inoculation with specific strains, and the natural microbiota of the soil, which is different from the original region (CHAER et al., 2011).

The N accretion method indicated gains by biological fixation at the density of 1,111 trees ha^{-1} and an equivalent value to the ^{15}N natural abundance method at the density of 1,666 trees ha^{-1} . This method requires accurate quantification of N pools because the input and output of N should be similar between fixing and non-fixing species (HOGBERG et al., 1997). Furthermore, the method could involve measurements of the litter accumulated on the soil and deeper soil (YU et al., 2010), which was not evaluated in the present study. In contrast, the ^{15}N natural abundance

was not applicable in several studies that showed noticeable inputs of N by N₂ fixing legumes trees using the N accretion method (FORRESTER et al., 2007; VOIGTLANDER et al., 2019). The use of the accretion method was unfeasible for blocks with the higher soil N pools lead to a negative estimative of N fixation for all the stand densities. These patterns may be explained by the positive response of fast-growing and non-N₂-fixing *S. parahyba* to soil conditions. Moreover, the very larger amounts of N₂ fixation estimative by accretion method applied to block with the lower soil N pools and other soil fertility parameter, reinforce the divergent patterns of species response to soil proprieties and stand densities, as well as the positive impact of N₂-fixing to improve N for the legume trees.

5. Conclusions

The species showed divergent patterns of the N pools in the biomass despite no significant differences in aboveground N. *S. parahyba* accumulated most N mainly in the stem, while *A. peregrina* accumulated N in the canopy and roots. *A. peregrina* was less affected by intraspecific competition, accumulating larger N in biomass in stand density of 1,111 and 1,666 trees ha⁻¹ than *S. parahyba*. Soil N pools were statistically equal between the studied species and their respective densities. However, differences of soil N among experimental blocks highlighted contrasting patterns of response between N₂-fixing and non-N₂-fixing. On the other hand, the N pools in biomass of *A. peregrina* were not depleted by soil N or other soil fertility indicators, while the opposite behaviour was observed for *S. parahyba*. Furthermore, differences in δ¹⁵N suggested more soil N dependence and lower %Ndfa by *A. peregrina* in higher stand density than in lower stand density. The methods used showed a similar magnitude of biological N₂ fixation only in the largest stand density with 1,666 trees ha⁻¹. The biological N₂ fixation estimates depended on the method and the response of tree species to environment.

6. References

ALVARES, C.A. et al. Modeling monthly mean air temperature for Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 113, n. 3, p. 407- 427, 2013.

ARONSON, J. et al. A world of possibilities: six restoration strategies to support the United Nation's Decade on Ecosystem Restoration. **Restoration Ecology**, v. 28, p. 730-736, 2020.

BARBERI, A. et al. Nodulação em leguminosas florestais em viveiros no sul de Minas Gerais. **Cerne**, v. 4, n. 1, p. 145-153, 1998.

BODDEY, R.M. et al. Use of the ^{15}N natural abundance technique to quantify biological nitrogen fixation by woody perennials. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 57, p. 235-270, 2000.

CAMPANHARO, I. F. Mudanças edáficas após plantio de leguminosas arbóreas em pastagem no sul do Espírito Santo. Monografia, Universidade Federal do Espírito Santo, 2017.

CHAER, G.M. et al. Nitrogen-fixing legume tree species for the reclamation of severely degraded lands in Brazil. **Tree Physiology**, v. 31, n. 2, p. 139–149, 2011.

CHALK, P.M. et al. Do techniques based on ^{15}N enrichment and ^{15}N natural abundance give consistent estimates of the symbiotic dependence of N_2 -fixing plants? **Plant Soil**, v. 399, p. 415-426, 2016.

CHIKOTI, Y.F. et al. Effect of ferritin on nitrogen fixation in *Lotus japonicus* nodules under various iron concentrations. **Journal of Plant Physiology**, v. 252, p. 153247, 2020.

COPLEN, T.B. Guidelines and recommended terms for expression of stable-isotope-ratio and gas-ratio measurement results. **Rapid communications in mass spectrometry**, v. 25, p. 2538-2560, 2011.

CORDEIRO, I.M.C.C. et al. Avaliação de plantios de paricá (*Schizolobium parahyba* var. amazonicum (Huber ex Ducke) Barneby de diferentes idades e sistemas de cultivo no município de aurora do Pará-PA (BRASIL). **Ciência Florestal**, v. 25, n. 3, p. 679-687, 2015.

FARIA, S.M. et al. Additional studies of the nodulation status of legume species in Brazil. **Plant and Soil**, v. 200, p. 185-192, 1998.

DELLARMELINA, W.M. Biomassa e carbono em plantios de *Schizolobium parahyba* var. amazonicum sob diferentes espaçamentos em área de pastagem. Tese de doutorado Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo. 2019.

Evans, J.; Taylor, A. Estimating dinitrogen (N₂) fixation and soil accretion of nitrogen by grain legumes. **Journal of the Australian Institute of Agricultural Science**, v. 53, p. 78-82, 1987.

FARIA, S.M. et al. Biological Nitrogen Fixation (BNF) in Mixed-Forest Plantations. In: Cardoso, E.J.B.N. et al. (Org.). Mixed Plantations of Eucalyptus and Leguminous Trees: Soil, Microbiology and Ecosystem Services. 01ed. Cham: **Springer**, v. 1, p. 103-135, 2020.

FELLER, C.; BEARE, M.H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. **Geoderma**, v. 79, n. 1-4, p. 69-116, 1997.

FERREIRA, T.M.C. et al. How long does the Amazon rainforest take to grow commercially sized trees? An estimation methodology for *Manilkara elata* (Allemão ex Miq.) Monach. **Forest Ecology and Management**, v. 473, p. 118333, 2020.

FOLU. Growing Better: **Ten Critical Transitions to Transform Food and Land Use**. The Global Consultation Report of the Food and Land Use Coalition. 2019. 237p.

FORRESTER, D.I. et al. Assessing nitrogen fixation in mixed-and single-species plantations of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. **Tree Physiology**, v. 27, p.1319-1328, 2007.

GAMA-RODRIGUES, A.C. et al. Multifunctional Mixed-Forest Plantations: The Use of Brazilian Native Leguminous Tree Species for Sustainable Rural Development. In: Elke Jurandy Bran Nogueira Cardoso, José Leonardo de Moraes Gonçalves, Fabiano de Carvalho Balieiro, Avílio Antônio Franco. (Org.). Mixed Plantations of Eucalyptus and Leguminous Trees. 1ed.: **Springer International Publishing**, p. 241-256, 2020.

GEHRING, C. et al. Biological nitrogen fixation in secondary regrowth and mature rainforest of central Amazonia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 111, p. 237-2452, 2005.

GHOLZ, H.L. et al. Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. **Global Change Biology**, v. 6, p. 751-765, 2000.

GONÇALVES, J.L.M. et al. Eucalyptus plantation management in regions with water stress. **Southern Forests**, v. 79, p. 169-183, 2017.

GONÇALVES, J.L.M. et al. Integrating genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 6-27, 2013.

GOURION, B. et al. Rhizobium–legume symbioses: the crucial role of plant immunity. **Trends in plant science**, v. 20, n. 3, p. 186-194, 2015.

GROSS, E. et al. Nodulação e micorrização em *Anadenanthera peregrina* var. falcata em solo de cerrado autoclavado e não autoclavado. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 28, n. 1, p. 95-101, 2004.

HÖGBERG, P. ¹⁵N natural abundance in soil–plant systems. **New Phytologist**, v. 137, p. 179-203, 1997.

HOOGMOED, M. et al. N-fixing trees in restoration plantings: effects on nitrogen supply and soil microbial communities. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 77, p. 203-212, 2014.

IBÁ (INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES). Relatório 2019. 80 p. Available in: <https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/iba-relatorioanual2019.pdf> Accessed on: 05 May. 2020.

KAYE, J.P. et al. Nutrient and Carbon Dynamics in a Replacement Series of *Eucalyptus* and *Albizia* Trees. **Ecology**, v. 81, p. 3267–3273, 2000.

LI, S.X. et al. Responses of crop plants to ammonium and nitrate N. In **Advances in agronomy**, v. 118, p. 205 – 397, 2013.

MENDONÇA, E.S.; MATOS, E.S. **Matéria orgânica do solo: Métodos de análises**. UFV, Viçosa. 2005. 107 p.

MOSHELION, M. et al. Role of aquaporins in determining transpiration and photosynthesis in water-stressed plants: crop water-use efficiency, growth and yield. **Plant, Cell & Environment**, v. 38, n. 9, p. 1785-1793, 2014.

MUNROE, J.W.; ISAAC, M.E. N₂-fixing trees and the transfer of fixed-N for sustainable agroforestry: a review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 34, p. 417-427, 2014.

NARDOTO, G.B. et al. Basin-wide variations in Amazon forest nitrogen-cycling characteristics as inferred from plant and soil ^{15}N : ^{14}N measurements. **Plant Ecology and Diveristy**, v. 7, p. 173-187, 2014.

PARROTTA, J.A. et al. Changes in dinitrogen fixation in maturing stands of *Casuarina equisetifolia* and *Leucaena leucocephala*. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 26, p. 1684-1691, 1996.

PAULA, R.R. et al. Evidence of short-term belowground transfer of nitrogen from *Acacia mangium* to *Eucalyptus grandis* trees in a tropical planted forest. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 91, p. 99-108, 2015.

PAULA, R.R. et al. Nitrogen fixation rate of *Acacia Mangium* wild at mid rotation in Brazil is higher in mixed plantations with *Eucalyptus Grandis* Hill ex Maiden than in monocultures. **Annals of Forest Science**, v. 75, n. 14, 2018.

PEOPLES, M.B. et al. **Methods for evaluating nitrogen fixation by nodulated legumes in the field**. 1989, pp. 76.

PETIT, G. et al. Interplay of growth rate and xylem plasticity for optimal coordination of carbon and hydraulic economies in *Fraxinus ornus* trees. **Tree Physiology**, v. 36, n. 11, p. 1310-1319, 2016.

RACHID, C.T.C.C. et al. Mixed plantations can promote microbial integration and soil nitrate increases with changes in the N cycling genes. **Soil Biol Biochem**, v. 66, p. 146–53, 2013.

REICH, P.B. et al. The world-wide ‘fast–slow’ plant economics spectrum: a traits manifesto. **Journal of Ecology**, v. 102, p. 275-301, 2014.

REIS JUNIOR, F.B. et al. Nodulation and nitrogen fixation by *Mimosa* spp. in the Cerrado and Caatinga biomes of Brazil. **New Phytologist**, v. 186, p. 934-946, 2010.

RESH, S.C. et al. Greater Soil Carbon Sequestration under Nitrogen-fixing Trees Compared with Eucalyptus Species. **Ecosystems**, v. 5, p. 217–231, 2002.

REZENDE, C.L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, p. 208–214, 2018.

RIBEIRO, M.C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

ROLIM, S.G. et al. Research Gaps and Priorities in Silviculture of Native Species In Brazil. Working Paper. **WRI Brasil** Available online at <https://wribrasil.org.br/pt/publicacoes>, 2019.

RONDON, E.V. Produção de biomassa e crescimento de árvores de *Schizolobium amazonicum* (Huber) Ducke sob diferentes espaçamentos na região de mata. **Revista Árvore**, v. 26, p. 573-576, 2002.

RUIZ-NAVARRO, A. et al. Plant $\delta^{15}\text{N}$ reflects the high landscape-scale heterogeneity of soil fertility and vegetation productivity in a Mediterranean semiarid ecosystem. **New Phytologist**, v. 212, n. 4, p. 1030-1043, 2016.

SANTOS, F.M. et al. Nutrient cycling over five years of mixed-species plantations of Eucalyptus and Acacia on a sandy tropical soil. **Forest Ecology and Management**, v. 384, p. 110-121, 2017.

SHEARER, G.; KOHL, D.H. N_2 -fixation in field settings: estimations based on natural ^{15}N abundance. **Australian Journal of Plant Physiology**, v. 13, p. 699-756, 1986.

SHEFFER, E. et al. Biome-scale nitrogen fixation strategies selected by climatic constraints on nitrogen cycle. **Nature Plants**, v. 1, p. 1-6, 2015.

SHI, S. et al. A global meta-analysis of changes in soil carbon, nitrogen, phosphorus and sulfur, and stoichiometric shifts after forestation. **Plant Soil**, v. 407, p. 323-340, 2016.

SILVA, P.S.L. et al. Biomassas de espécies arbóreas em resposta a densidades de plantio e à competição interespecífica. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 319-329, 2014.

SILVA, R.F.B. et al. Drivers of land change: Human-environment interactions and the Atlantic forest transition in the Paraíba Valley, Brazil. **Land Use and Policy**, v. 58, p. 133-144, 2016.

SOUZA, C.O. et al. Pyrolysis of *Anadenanthera peregrina* wood grown in different spacings from a forest plantation in Brazil aiming at the energy production. **Environment, Development and Sustainability**, v. 22, p. 5153-5168, 2019.

SOUZA, P.H. Biomassa e estoque de carbono em povoamento de *Anadenanthera peregrina* (L.) spreg sob diferentes espaçamentos. Tese de doutorado Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo. 2018.

UNKOVICH, M.J. et al. **Measuring plant-associated nitrogen fixation in agricultural systems**. Canberra: Australian Centre for International Agricultural Research, 2008; pp. 258.

VITOUSEK, P.M. et al. Towards an ecological understanding of biological nitrogen fixation. **Biogeochemistry**, v. 57, p. 1-45, 2002.

VOIGTLAENDER, M. et al. Nitrogen cycling in monospecific and mixed-species plantations of *Acacia mangium* and *Eucalyptus* at 4 sites in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 436, p. 56-67, 2019.

WANG, Q. et al. Influence of nitrogen and phosphorus additions on N₂-fixation activity, abundance, and composition of diazotrophic communities in a Chinese fir plantation. **Science of the Total Environment**, v. 619, p. 1530-1537, 2018.

YU, C.B. et al. An improved nitrogen difference method for estimating biological nitrogen fixation in legume-based intercropping systems. **Biology and fertility of soils**, v. 46, n. 3, p. 227-235, 2010.

ZHOU, Y. et al. Vegetation change alters soil profile $\delta^{15}\text{N}$ values at the landscape scale. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 119, p. 110-120, 2018.

CAPÍTULO II

Nutrient pools in legumes trees plantation with contrasting functional traits growing at three stand density

Resumo: O objetivo do presente estudo foi estimar o conteúdo de nutrientes presente na biomassa e a eficiência do uso de nutrientes em monocultivos de *A. peregrina* e *S. parahyba*, com três diferentes densidades de plantio. Para tanto, as espécies foram avaliadas aos 56 meses de idade em três adensamentos (625; 1111 e 1666 árvores ha⁻¹), foi quantificado o teor e estimado o conteúdo dos nutrientes (N, P, K, Ca, Mg e S) nos compartimentos da biomassa aérea, como folha, casca, galho, madeira e raiz, e calculado a eficiência do uso de nutrientes (EUN) total. O aumento na densidade de plantio não afetou significativamente os teores de nutrientes na biomassa aérea, para a maioria dos nutrientes e compartimentos estudados, em ambas espécies, as espécies de modo geral apresentaram resultados similares do teor de nutrientes, com exceção do N, que foi encontrado em maiores concentrações na espécie fixadora de N. O maior conteúdo de nutrientes ocorreu em maiores densidades de plantio, com diferentes padrões de absorção entre as espécies. O acúmulo de nutrientes é mais acentuado na madeira de *S. parahyba*, com exceção para N e Ca, que se acumulam em maiores proporções na folha e casca, respectivamente. Em *A. peregrina* o maior acúmulo de nutrientes se localiza nas raízes. A madeira de *A. peregrina* foi mais eficiente no uso de nutrientes, quando comparado a madeira de *S. parahyba*. Dentre os nutrientes avaliados o N, Ca e K tiveram a EUN relativamente baixa quando comparados a P, Mg e S. A EUN total decresceu na seguinte ordem em *A. peregrina*: S > P > Mg > K > N > Ca, e Mg > S > P > K > Ca > N em *S. parahyba*. Não foi observada um padrão de tendência a maiores EUN associado ao adensamento.

Palavra-chave: Adensamento de árvores; Acúmulo de nutrientes; Eficiência de uso de nutrientes.

1. Introdução

Os nutrientes desempenham papel essencial no metabolismo das plantas, participando da estrutura básica de compostos orgânicos, como proteínas (N e S), ácido nucleico (N e P), clorofilas (N e Mg), ATP (P, N), controle osmótico (K), dentre outras funções (TAIZ e ZEIGER, 2017). A absorção de nutrientes está diretamente

relacionada com os processos internos da planta, como respiração, crescimento e manutenção de suas atividades fisiológicas. A respiração é a atividade que demanda mais nutrientes (POORTER et al., 1991). Entretanto, as exigências nutricionais das espécies florestais podem variar amplamente de acordo com os traços funcionais (REICH, 2014). Espécies de crescimento lento têm custos respiratórios mais altos para crescimento do que espécies de crescimento rápido, podendo levar a maior absorção de nutrientes (POORTER et al., 1991; REICH, 2014).

A seleção de espécies arbóreas adaptadas as diferentes condições edafoclimáticas, demanda conhecimento sobre o comportamento silvicultural das espécies e suas exigências nutricionais. Esse conhecimento mitiga as perdas devido a mortalidade de plantas, sustentando produtividade em longo prazo (INAGAKI e TANGE, 2014). A eficiência do uso de nutrientes (EUN) representa a relação entre biomassa produzida e o nutriente acumulado pelas espécies, e permite comparar os padrões de utilização e tem sido amplamente utilizada na avaliação da economia de dos nutrientes da planta (TURNER, 2020; HAN e ZHU et al., 2021). Os padrões de acúmulo dos nutrientes nos compartimentos da biomassa são amplamente usados em estudos relacionando produtividade e nutrição de espécies florestais (e.g. SETTE Jr. et al., 2013; YAN, et al., 2016; GUIMARÃES et al., 2018; HAN e ZHU et al., 2021), mas poucos estudos comparam espécies com diferentes padrões de crescimento (GUIMARÃES et al., 2018; HAN e ZHU, 2021). Na literatura existem diversos estudos que avaliam a EUN para selecionar espécies ou clones florestais (FERREIRA et al., 2016; ROSIM et al., 2016; TURNER, 2020), e estudar a dinâmica dos nutrientes na formação de biomassa (BÜNDCHEN et al., 2013; BEHLING et al., 2014; LAFETÁ et al., 2018; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO et al., 2018). Ademais, os padrões de acúmulo de nutrientes entre espécies de crescimento rápido e lento (YAN, et al., 2016; HAN e ZHU, 2021) poderiam levar a diferentes impactos devido a exportação de nutrientes com a colheita das árvores. Entretanto, poucos estudos foram feitos no Brasil acessando a EUN em leguminosas nativas, as quais apresentam diferentes traços funcionais.

A competição intraespecífica pelos recursos é modificada pela densidade de plantio, e pode alterar os padrões de crescimento e sobrevivência das espécies com estratégias de crescimento lento e rápido (BREUGEL et al., 2011; de FARIAS et al., 2016; GUIMARÃES et al., 2018). Além disso, a densidade de plantio das árvores influencia a disponibilidade de água no solo, podendo refletir em mudanças de padrões de absorção de nutrientes (MEDEIROS et al., 2020). Plantios mais

adensados geralmente resultam em maiores estoques de biomassa, conseqüentemente maior exportação de nutrientes (POORTER et al., 2012). Entretanto, são escassos os estudos que relacionam a EUN com a densidade de plantio (MEDEIROS et al., 2020), e os diferentes compartimentos da planta (LEITE et al., 2011).

O Brasil possui uma gama de espécies nativas para fins comerciais e de restauração (ROLIM et al., 2019). Dentre essas espécies destaca-se a leguminosa de rápido crescimento *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex. Ducke Barneby), a qual ocupa cerca de 90.811 ha em floresta plantada no Brasil (IBÁ, 2019), e possui baixa densidade da madeira ($0,30 \text{ g cm}^{-3}$), sendo utilizada para produção de folheados, laminados e para fabricação de compensado (IWAKIR et al., 2010). E, a leguminosa de crescimento lento *Anadenanthera peregrina* (L.) Speg., uma espécie amplamente usada para reflorestamento, a qual possui madeira com alta densidade ($0,65 \text{ g cm}^{-3}$) usada na confecção de móveis, esquadrias, no processo de extração de taninos e uso medicinal (GROSS et al., 2004). Ambas espécies são da família Fabaceae, mas apenas *A. peregrina* é capaz de desenvolver simbiose com bactérias fixadoras de N (FARIA, et al., 1984; GROSS et al., 2004). A utilidade e os benefícios dos plantios dessas espécies são encontrados na literatura (MORI et al., 2003; SOUZA et al., 2018). Entretanto, para o nosso conhecimento, não há informações na literatura sobre os pools de nutrientes na biomassa, a alocação de nutrientes e a eficiência de uso para essas espécies crescendo em clima sazonalmente seco e submetidas a diferentes densidades de plantio intraespecífica.

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi investigar os padrões de acúmulo de nutrientes na biomassa e a EUN total e no tronco das leguminosas *A. peregrina* var. *peregrina* e *S. parahyba* var. *amazonicum* crescendo em três diferentes densidades de plantio (i.e. 625, 1111 e 1666 árvores ha^{-1}). Nossa hipótese é que a estratégia de crescimento lento de *A. peregrina* leve a padrões contrastantes com o crescimento rápido de *S. parahyba*, quanto ao acúmulo de nutrientes em diferentes compartimentos da biomassa e conseqüentemente diferenças na eficiência de uso dos nutrientes.

2. Material e Métodos

2.1. Local do estudo

O estudo foi realizado em plantios monoespecíficos de *A. peregrina* e *S.*

parahyba estabelecidos na área do Instituto Federal do Espírito Santo (IFES) (20°46'15.46" S e 41°27'13,04" W). O clima do local é Aw (estação chuvosa no verão e seca no inverno), de acordo com a classificação de Köppen, com altitude variando de 130 e 205 m. A temperatura e precipitação média anual é de 23° C de 1.200 mm, respectivamente (ALVES et al., 2013).

O experimento foi instalado em uma área anteriormente ocupada por pastagem (*Brachiaria* sp.), sem histórico de correção da acidez e aplicações de fertilizantes a pelo menos 40 anos. Para a implantação do experimento os bovinos foram removidos e a pastagem foi dessecada pela aplicação de glifosato. O experimento foi implantado em junho de 2011, seguindo um delineamento em blocos ao acaso, com três blocos por espécie e três parcelas por densidade de árvores dentro de cada bloco. Foram testadas três densidade de plantio, 625; 1111 e 1666 árvores ha⁻¹, que correspondem aos espaçamentos de 4 m x 4 m, 3 m x 3 m e 3 m x 2 m. Totalizando 27 parcelas por espécie (detalhes em Souza, 2018; Dellarmelina, 2019) (Anexo I). Cada parcela tem área de 1500 m². As mudas foram plantadas em covas de 30 x 30 x 30 cm e não foram inoculadas com cepas de rizóbio. Cada planta recebeu 220g de fertilizante comercial NPK 06-30-06 e micronutrientes (0,2% Cu; 0,2% Zn), no momento do plantio. A manutenção ocorreu durante 12 meses após o plantio, com replantio, coroamento e controle de formigas.

Doze meses antes da implantação do experimento, o solo foi amostrado em diferentes locais para cada espécie, totalizando 8 amostras compostas de solo em cada bloco para avaliação da fertilidade na camada superficial do solo (0-20 cm). Os solos da área de estudo são Argissolos, Latossolos e Cambissolos. Em resumo, os valores médios de pH em H₂O, P e K, foram similares para as áreas com plantio de *A. peregrina*, 5,76, 2,03 mg dm⁻³ e 70,13 mg dm⁻³ respectivamente, já em plantios de *S. parahyba* os resultados variaram de 5,2-6,1, 0,2-2,7 mg dm⁻³, 42,3 e 95,4 mg dm⁻³, respectivamente (Anexo V). O valor médio da capacidade de troca catiônica foi ligeiramente maior em blocos de *A. peregrina* do que em blocos de *S. parahyba*, com valores médios de 7,9 e 6,2 cmolc dm⁻³, respectivamente. A matéria orgânica (MO) também foi ligeiramente superior em *A. peregrina* do que nas parcelas de *S. parahyba*, com valores médios de 22,3 e 16,2 g kg⁻¹, respectivamente.

2.2. Estimativa dos nutrientes estocado nas árvores e eficiência do uso de nutrientes

Para esse estudo, foram usados dados coletados a partir de 9 árvores por espécie e densidade de plantio, selecionadas e abatidas aos 56 meses de idade durante o estudo de Souza (2018) e Delarmelina (2019) (dados não publicados). Foram amostradas árvores de diâmetro médio \pm um desvio padrão por parcela, selecionadas a partir de inventário florestal realizado em toda área experimental aos 44 meses de idade. As folhas, galhos vivos, e fuste das árvores abatidas foram separados e pesados em campo. As raízes foram amostradas em três árvores por espécie, seguindo a escavação em toda projeção da copa, em um dos blocos. Com o auxílio de retroescavadeira pneumática as raízes foram removidas e não houve separação por classe de tamanho. As raízes foram separadas do solo por meio de peneira com malha de 1,0 x 1,0 cm² e pesadas em campo. As raízes foram limpas com pano úmido, e uma amostra composta contendo raízes com diferentes diâmetros foi recuperada. Uma amostra de cada componente da biomassa foi retirada para determinação da umidade. Discos com casca foram amostrados e a proporção de casca foi usada para estimar a sua biomassa. Essas informações foram usadas para o ajuste de modelos da estimativa da biomassa para os componentes em função do diâmetro e da altura das árvores (Souza, 2018; Delarmelina 2019) (Anexo VIII).

Os teores dos nutrientes foram determinados nas amostras de todos os componentes (i.e. folha, galhos, casca, madeira e raízes) das árvores abatidas nas três densidades de plantio (27 árvores por espécie), 243 amostras no total. As amostras foram previamente secas a 65 °C até peso constante e moídas em moinho tipo Willey (malha de 1,0 mm). O teor de N foi determinado usando o método de Kjeldahl, com digestão úmida (Malavolta et al., 1989), o P por espectrofotometria em extrato nítrico-perclórico, Ca e Mg foram determinadas por espectrofotometria de absorção atômica, K e S por espectrofotometria de chama (Malavolta et al., 1989).

O estoque dos nutrientes (kg ha⁻¹) na biomassa das árvores foi contabilizado usando dados da biomassa acumulada em cada parcela, que foi estimada usando as equações e dados de inventário (Souza, 2018; Delarmelina 2019) (dados não publicados) multiplicados pelos teores médios dos nutrientes na biomassa de cada densidade de plantio (N=9 repetições por componente da biomassa). Os valores médios da biomassa de raízes observados em cada densidade de plantio e espécie foram convertidos para hectare usando a área média escavada. O estocado de

nutrientes nas raízes (kg ha^{-1}) foi estimado para cada densidade de plantio e espécie, usando a biomassa de raízes multiplicado pelo teor médio de cada nutriente ($N = 3$ repetições). As dificuldades logísticas impossibilitaram a realização do inventário na mesma época das coletas da biomassa durante o estudo de Souza (2018) e Delarmelina (2019). Dessa forma, está sendo assumido que os teores de nutrientes na biomassa foram similares entre 44 e 56 meses de idade. A eficiência de uso dos nutrientes (EUN) foi calculada para a biomassa total e tronco, usando a razão entre a biomassa e o conteúdo de nutriente, conforme metodologia proposta por Barros et al. (1986).

2.3. Análise estatística dos dados

Inicialmente foi testado o efeito da densidade de plantio e do bloco sobre o teor, estoque e EUN na biomassa para cada espécie e compartimento da biomassa separadamente usando ANOVA de fator duplo (densidade x bloco). Nosso objetivo foi checar a variabilidade entre blocos. Observando a não significância dos blocos, nós desconsideramos o seu efeito nas comparações do teor e estoque de nutrientes, assim como na EUN na biomassa total e na madeira, usando ANOVA de fator duplo (espécie x densidade). Ao indicar efeito significativo, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey, com significância de 0,05. Não foi possível realizar análise estatística para o teor e estoque de nutrientes na biomassa radicular, devido ao número reduzido de repetições. Os dados foram submetidos ao teste de homogeneidade de variâncias e normalidade, por meio dos testes de Shapiro-Wilk, respectivamente, ao nível de 5% de probabilidade. A análise estatística foi realizada no SigmaPlot® versão 14.0 (software Systat, Inc), com valor de limiar estatístico de $P = 0,05$.

3. Resultados

3.1. Pools de nutrientes na biomassa

O teor dos nutrientes na biomassa foi afetado pelas diferenças interespecíficas. Em ambas espécies, o teor de nutrientes foi em geral mais alto nas folhas, seguido por galho e casca, e em menores concentrações na madeira (Tabela 3). As diferenças interespecíficas para os teores de nutrientes foram principalmente observadas nos tecidos lenhosos (galhos, casca e madeira), independentemente da densidade de plantio. O N foi o único elemento que apresentou valores

consideravelmente diferente entre as espécies em todos tecidos, exceto na madeira. O teor de cada nutriente varia conforme o compartimento estudado, de modo que se tenha encontrado mais N, P, K, Mg e S nas folhas e Ca na casca. Os teores dos nutrientes analisados foram similares nas raízes das duas espécies, exceto para o N, onde a espécie fixadora apresentou um pouco mais que o dobro. (Tabela 3). A densidade de plantio pouco afetou o teor de nutrientes nas espécies. Em nenhuma das espécies foram observados sintomas visuais de deficiência de nutrientes.

Tabela 3– Teor de nutrientes (g kg⁻¹) dos compartimentos de monocultivos de *A. peregrina* e *S. parahyba* cultivados em diferentes adensamentos, aos 56 meses.

Espécie	Adensamento (árvores.ha ⁻¹)	Folha	Galho	Casca	Madeira	Raiz
<i>Nitrogênio</i>						
<i>A. peregrina</i>	625	22,36 Aa	5,29 Ab	9,62 Ab	1,67 Ab	8,9 ± 0,4
	1111	22,16 Aa	6,63 Aa	10,72 Aa	2,08 Aa	8,08 ± 1,1
	1666	22,50 Aa	5,45 Ab	10,11 Aab	1,76 Ab	10,1 ± 0,8
<i>S. parahyba</i>	625	13,46 Ba	3,53 Ba	4,49 Ba	1,80 Aa	3,37 ± 0,5
	1111	13,26 Ba	3,43 Bb	4,47 Ba	1,83 Aa	4,3 ± 0,3
	1666	13,26 Ba	3,91 Ba	4,45 Ba	1,68 Aa	4,0 ± 0,7
<i>Fósforo</i>						
<i>A. peregrina</i>	625	1,24 Aa	0,46 Ba	0,79 Aa	0,43 Ba	0,8 ± 0,1
	1111	1,31 Aa	0,57 Ba	0,78 Aa	0,54 Ba	0,8 ± 0,2
	1666	1,18 Aa	0,62 Ba	0,75 Aa	0,57 Ba	1,1 ± 0,1
<i>S. parahyba</i>	625	1,19 Aa	0,78 Aa	0,69 Ba	1,28 Aa	0,7 ± 0,1
	1111	1,32 Aa	0,83 Aa	0,58 Ba	1,40 Aa	0,8 ± 0,1
	1666	1,24 Aa	0,86 Aa	0,54 Ba	1,40 Aa	0,6 ± 0,1
<i>Potássio</i>						
<i>A. peregrina</i>	625	4,87 Aab	3,04 Ba	3,34 Ba	1,55 Ba	2,4 ± 0,3
	1111	4,23 Ab	2,68 Ba	3,31 Ba	0,64 Bc	3,9 ± 0,8
	1666	5,21 Aa	3,00 Ba	2,86 Ba	1,33 Bb	4,1 ± 0,5
<i>S. parahyba</i>	625	4,08 Aa	5,15 Aa	5,21 Aa	2,63 Aa	2,4 ± 0,6
	1111	3,40 Aa	4,07 Ab	3,94 Ac	1,90 Ab	3,4 ± 0,3
	1666	4,87 Aa	5,78 Aa	4,19 Ab	2,97 Aa	2,4 ± 0,3
<i>Cálcio</i>						
<i>A. peregrina</i>	625	14,19 Aa	9,35 Aa	16,88 Ab	2,59 Aab	5,6 ± 0,5
	1111	11,66 Aa	9,45 Aa	14,43 Ac	2,15 Ab	6,0 ± 0,4
	1666	12,11 Aa	9,17 Aa	19,16 Aa	2,90 Aa	6,1 ± 0,6
<i>S. parahyba</i>	625	14,03 Aa	6,62 Ba	15,46 Aa	1,27 Bab	8,1 ± 1,3
	1111	11,52 Aa	5,95 Ba	12,77 Ab	1,06 Bb	8,3 ± 1,3
	1666	12,67 Aa	6,37 Ba	12,59 Ab	1,36 Ba	6,6 ± 1,5
<i>Magnésio</i>						
<i>A. peregrina</i>	625	2,01 Ab	0,67 Aa	0,43 Bb	0,20 Ba	0,4 ± 0,1
	1111	2,49 Aa	0,84 Aa	0,65 Ba	0,16 Bb	0,7 ± 0,2
	1666	2,11 Aab	0,60 Aa	0,47 Bb	0,20 Ba	0,6 ± 0,1
<i>S. parahyba</i>	625	2,41 Aa	0,68 Ab	0,65 Ab	0,25 Aa	0,4 ± 0,1
	1111	2,59 Aa	0,93 Aa	0,87 Aa	0,33 Aa	0,5 ± 0,2

	1666	2,62 Aa	0,69 Ab	0,72 Aab	0,28 Aa	0,3 ± 0,1
<i>Enxofre</i>						
A. <i>peregrina</i>	625	0,88 Aa	0,47 Ba	0,62 Aa	0,37 Ba	0,6 ± 0,1
	1111	0,83 Aa	0,39 Ba	0,49 Ab	0,33 Ba	0,6 ± 0,1
	1666	0,91 Aa	0,47 Ba	0,58 Aa	0,38 Ba	0,6 ± 0,1
S. <i>parahyba</i>	625	1,09 Aa	0,82 Ab	0,50 Aa	0,73 Aa	0,5 ± 0,1
	1111	0,95 Aa	0,88 Ab	0,47 Aa	0,86 Aa	0,5 ± 0,1
	1666	1,09 Aa	1,08 Aa	0,51 Aa	0,91 Aa	0,5 ± 0,1

Valores seguidos de mesma letra, pertencem ao mesmo grupo pelo teste de Tukey a 5%. Letras maiúsculas refere-se à comparação entre plantios de *A. peregrina* e *S. parahyba* e letras minúsculas aos adensamentos testados dentro de cada espécie.

O maior número de plantas levou a um maior acúmulo de nutrientes por unidade de área de *A. peregrina* em todos os nutrientes avaliados. A densidade de árvores não teve forte influência no conteúdo de nutrientes estocados em *S. parahyba* (Tabela 4). As espécies apresentaram diferenças nos padrões de acúmulo de nutrientes. A biomassa de *A. peregrina* se destacou pelo maior acúmulo de N e Ca na folha e galho, respectivamente. O acúmulo de nutrientes foi superior na espécie de crescimento rápido nos compartimentos lenhosos (casca e madeira) em todos os nutrientes avaliados.

Table 4 - Estoque de nutrientes (kg ha⁻¹) dos compartimentos de monocultivos de *A. peregrina* e *S. parahyba* cultivados em diferentes adensamentos, aos 56 meses.

Espécie	Adensamento (árvores.ha ⁻¹)	Folha	Galho	Casca	Madeira	Raiz
<i>Nitrogênio</i>						
A. <i>peregrina</i>	625	35,23 Ac	26,85 Ab	5,29 Bc	7,38 Bb	43,9 ± 33,3
	1111	60,67 Ab	56,26 Aa	10,22 Bb	16,14 Ba	71,7 ± 38,4
	1666	86,59 Aa	59,50 Aa	13,55 Ba	18,15 Ba	99,8 ± 26,3
S. <i>parahyba</i>	625	11,25 Ba	24,81 Ba	9,80 Ab	41,62 Aa	32,2 ± 14,2
	1111	11,51 Ba	31,09 Ba	11,77 Aab	44,51 Aa	40,9 ± 17,0
	1666	19,07 Ba	21,82 Ba	17,98 Aa	56,94 Aa	35,6 ± 11,2
<i>Fósforo</i>						
A. <i>peregrina</i>	625	1,92 Ab	2,19 Ab	0,44 Bb	1,89 Ba	3,3 ± 1,7
	1111	3,59 Aa	5,08 Aa	0,72 Bab	4,21 Ba	7,0 ± 4,0
	1666	4,52 Aa	6,70 Aa	0,99 Ba	6,08 Ba	11,0 ± 3,6
S. <i>parahyba</i>	625	1,04 Ba	6,09 Aa	1,91 Aa	32,72 Aa	6,3 ± 4,2
	1111	1,13 Ba	5,38 Aa	1,43 Aa	33,26 Aa	7,4 ± 2,4
	1666	1,82 Ba	4,88 Aa	2,25 Aa	50,94 Aa	5,0 ± 1,5
<i>Potássio</i>						
A. <i>peregrina</i>	625	7,40 Ab	15,59 Ab	1,86 Bb	7,22 Bb	10,9 ± 6,4
	1111	11,34 Ab	23,08 Aab	3,16 Bb	5,09 Bb	30,0 ± 10,9
	1666	20,27 Aa	31,73 Aa	3,79 Ba	13,49 Ba	40,7 ± 13,1
S. <i>parahyba</i>	625	3,26 Bb	35,74 Aa	13,42 Aab	63,24 Aab	20,1 ± 8,0
	1111	2,74 Bb	23,34 Aa	7,39 Ab	44,28 Ab	32,4 ± 14,0
	1666	6,60 Ba	32,28 Aa	16,80 Aa	101,49 Aa	21,8 ± 8,2

		Cálcio				
A. <i>peregrina</i>	625	19,51 Ab	40,46 Ab	8,97 Bb	10,88 Bb	27,3 ± 19,3
	1111	29,27 Ab	72,36 Aab	13,33 Bb	15,76 Bb	47,8 ± 20,2
	1666	45,54 Aa	93,68 Aa	24,80 Ba	29,13 Ba	60,7 ± 17,5
S. <i>parahyba</i>	625	13,23 Ba	52,68 Ba	42,04 Aa	32,03 Aa	70,5 ± 30,0
	1111	10,50 Ba	40,03 Ba	34,25 Aa	26,02 Aa	75,5 ± 17,3
	1666	19,94 Ba	35,55 Ba	51,58 Aa	50,80 Aa	61,4 ± 27,6
		Magnésio				
A. <i>peregrina</i>	625	3,11 Ab	2,83 Ab	0,24 Bb	0,94 Bb	2,3 ± 2,0
	1111	6,91 Aa	7,55 Aa	0,65 Ba	1,28 Bb	5,1 ± 2,5
	1666	8,27 Aa	6,41 Aa	0,63 Ba	2,12 Ba	5,7 ± 1,8
S. <i>parahyba</i>	625	2,06 Ba	4,86 Aa	1,51 Ab	6,12 Aa	3,0 ± 1,2
	1111	2,18 Ba	6,41 Aa	2,30 Aab	7,61 Aa	4,8 ± 1,4
	1666	3,86 Ba	4,23 Aa	2,90 Aa	10,08 Aa	2,3 ± 1,2
		Enxofre				
A. <i>peregrina</i>	625	1,39 Ac	2,46 Ab	0,35 Bb	1,73 Bb	2,6 ± 1,6
	1111	2,30 Ab	3,30 Ab	0,48 Bb	2,66 Bb	4,5 ± 2,0
	1666	3,54 Aa	5,05 Aa	0,78 Ba	3,95 Ba	6,4 ± 2,7
S. <i>parahyba</i>	625	0,94 Ba	6,01 Aa	1,20 Aa	16,27 Ab	4,8 ± 2,6
	1111	0,87 Ba	6,22 Aa	1,23 Aa	20,70 Aab	4,5 ± 2,3
	1666	1,59 Ba	6,03 Aa	2,05 Aa	32,12 Aa	4,7 ± 1,8

Valores seguidos de mesma letra, pertencem ao mesmo grupo pelo teste de Tukey a 5%. Letras maiúsculas refere-se à comparação entre plantios de *A. peregrina* e *S. parahyba* e letras minúsculas aos adensamentos testados dentro de cada espécie.

Os nutrientes acumulados em maiores quantidades na biomassa aérea por ambas as espécies foram N, K e Ca. *S. parahyba* apresentou maior acúmulo de P, K, Mg e S na biomassa aérea do que a espécie de crescimento lento, *A. peregrina*. A exceção foi em relação aos nutrientes N e Ca, os quais não se diferenciaram entre as espécies. O maior adensamento refletiu em maiores conteúdo apenas para N e K, em *S. parahyba* (Figura 4).

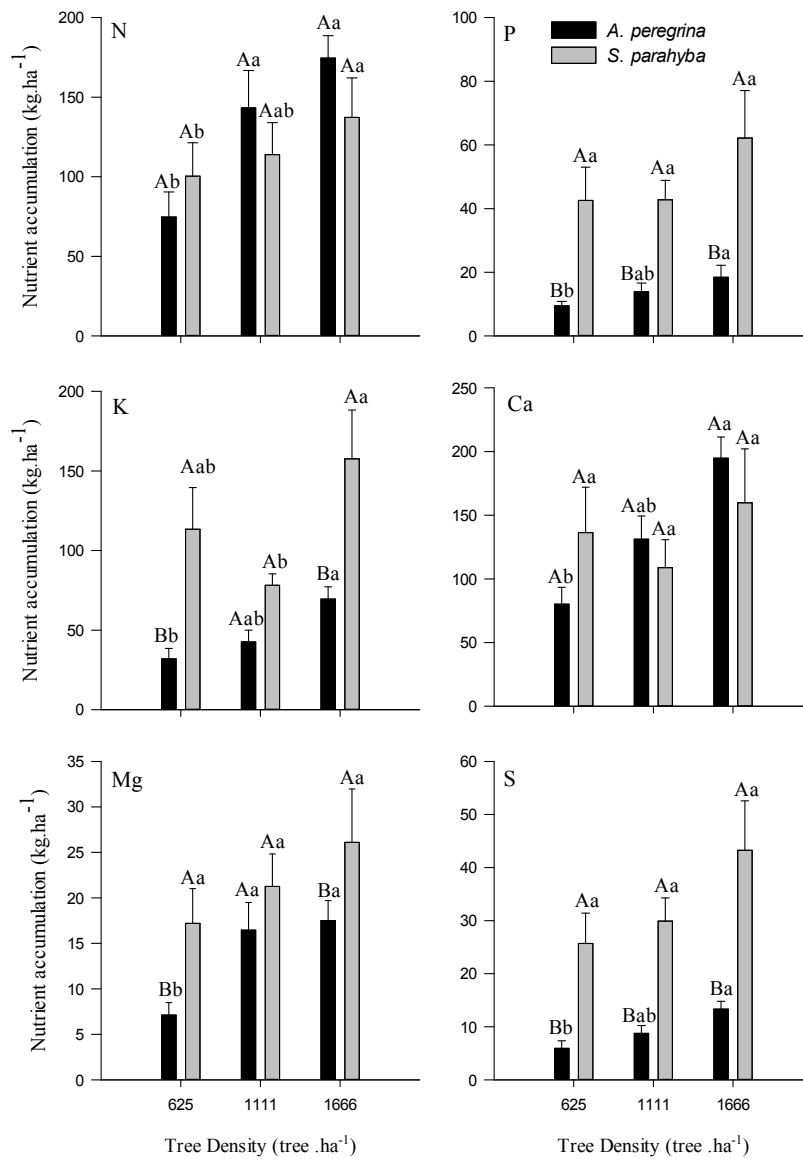


Figure 4 – Estoque total de nutrientes na biomassa aérea de monocultivos de *A. peregrina* e *S. parahyba* em função do adensamentos (625; 1111 e 1666 árvores.ha⁻¹), aos 56 meses.

Valores seguidos de mesma letra, pertencem ao mesmo grupo pelo teste de Tukey a 5%. Letras maiúsculas refere-se à comparação entre plantios de *A. peregrina* e *S. parahyba* e letras minúsculas aos adensamentos testados dentro de cada espécie.

3.2. Eficiência do uso de nutrientes na biomassa aérea

Os resultados obtidos na EUN na madeira (Tabela 5) pouco variou em função do espaçamento, independente da espécie estudada. De modo geral, a madeira de *A. peregrina* é mais eficiente no uso dos nutrientes quando comparada a *S. parahyba*, com exceção apenas para o N, onde a EUN da madeira foi similar a *S. parahyba* e

Ca, onde a espécie *S. parahyba* apresentou maior EUN.

Tabela 5 - Eficiência do uso de nutrientes (EUN) da madeira em monocultivos de *A. peregrina* e *S. parahyba* cultivados em diferentes adensamentos (625; 1111 e 1666 árvores.ha⁻¹), aos 56 meses.

Nutriente	<i>A. peregrina</i>			<i>S. parahyba</i>		
	625	1111	1666	625	1111	1666
N	602,57 Aa	487,43 Ab	569,41 Aa	577,84 Aab	549,82 Ab	608,34 Aa
P	2630,47 Aa	1922,62 Aa	2339,05 Aa	864,42 Ba	754,02 Ba	824,47 Ba
K	654,11 Ab	1573,61 Aa	762,52 Ab	393,91 Bb	541,31 Ba	357,17 Bb
Ca	402,66 Bab	482,32 Ba	354,52 Bb	869,58 Aab	1011,68 Aa	777,95 Ab
Mg	4935,03 Ab	6210,07 Aa	4939,00 Ab	3983,02 Ba	3317,00 Ba	3621,57 Ba
S	2781,73 Aa	3026,52 Aa	2717,80 Aa	1422,51 Ba	1155,50 Ba	1194,04 Ba

Valores seguidos de mesma letra, pertencem ao mesmo grupo pelo teste de Tukey a 5%. Letras maiúsculas refere-se à comparação entre plantios de *A. peregrina* e *S. parahyba* e letras minúsculas aos adensamentos testados dentro de cada espécie.

As duas espécies apresentaram diferenças significativas quanto à eficiência do uso de nutrientes na biomassa total para todos os elementos (Figura 5). Enquanto a espécie de crescimento rápido *S. parahyba* foi 2,3 vezes mais eficiente para o uso de N, 2,5 vezes para o Ca e 1,3 vezes para o Mg, a espécie de crescimento lento *A. peregrina* foi 1,9 vezes mais eficiente para o uso de P e 1,7 vezes para o S. A eficiência de uso do K diferiu entre as espécies apenas no adensamento 1666 árvores ha⁻¹, sendo que a maior EUN foi da espécie fixadora de N. A influência dos diferentes adensamentos na EUN foi mais evidente nos plantios de *A. peregrina*, com exceção do P e Ca. No entanto não foi observado um padrão associando a EUN com o adensamento para ambas as espécies. Apesar disto, os adensamentos de árvores testados nos plantios de *S. parahyba* influenciaram apenas na eficiência de uso de K, Mg e S evidenciando que plantios menos adensados apresentam, geralmente, maiores EUN.

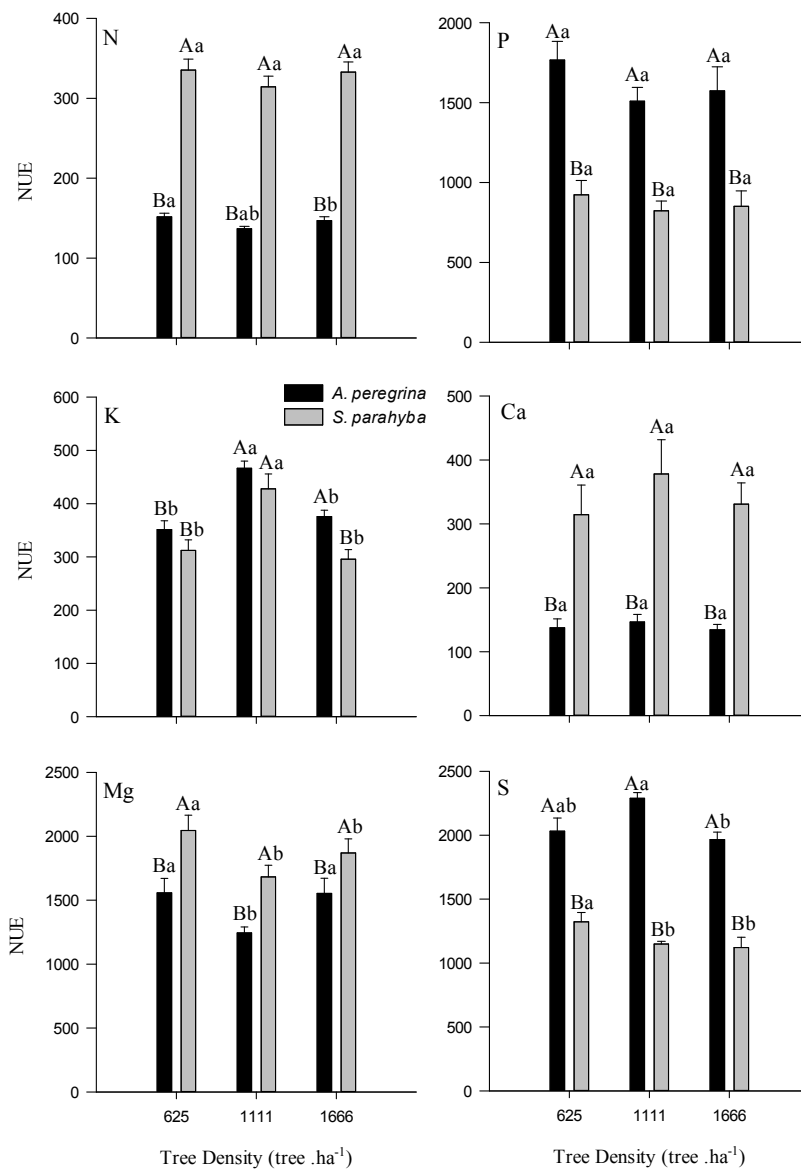


Figure 5- Eficiência do uso de nutrientes total da biomassa aérea de monocultivos de *A. peregrina* e *S. parahyba* cultivados em diferentes adensamentos (625; 1111 e 1666 árvores.ha⁻¹), aos 56 meses.

Valores seguidos de mesma letra, pertencem ao mesmo grupo pelo teste de Tukey a 5%. Letras maiúsculas refere-se à comparação entre plantios de *A. peregrina* e *S. parahyba* e letras minúsculas aos adensamentos testados dentro de cada espécie.

4. Discussão

Os resultados do estudo enfatizam a importância de se conhecer o componente nutricional de cada compartimento da biomassa aérea, que poderá ser exportada via colheita florestal. A biomassa nos componentes das árvores, seu teor e acúmulo de

nutrientes são dados importantes para ajudar a entender e melhorar o manejo florestal e avaliar o potencial de remoção da área (ACHAT et al., 2015). O teor dos nutrientes nos componentes da biomassa é uma variável importante que se relaciona com os processos evolutivos da espécie e condições ambientais (YAN et al., 2016; GUIMARÃES et al., 2018). As diferenças observadas entre as espécies no teor de nutrientes, acúmulo na biomassa e EUN podem estar associadas às suas diferentes características funcionais (POORTER et al., 2012; YAN et al., 2016). A taxa de crescimento, mortalidade e densidade da madeira das espécies relacionam-se diretamente com a quantidade de nutriente estocado. Espécies de crescimento lento com densidade alta de madeira investem mais recurso por unidade de área (POORTER et al., 1991). No entanto, as altas taxas de fotossíntese e respiração associadas ao crescimento acelerado das espécies de crescimento rápido induzem a um maior acúmulo de nutrientes devido à maior biomassa total produzida (REICH, 2014).

4.1. Teor e estoque de nutrientes na biomassa aérea

Os teores de nutrientes foram diferentes entre as espécies principalmente nos tecidos lenhosos. Foi observado maiores teores de nutrientes nas folhas de ambas as espécies, seguido pela casca, raiz, galho e madeira. A ordem de exigência das plantas quanto ao teor de nutrientes nos compartimentos da biomassa é variável e se relaciona com a ciclagem interna de cada espécie e disponibilidade do nutriente no solo (GAMA-RODRIGUES et al., 2008; MIATTO et al., 2016). Compartimentos com maior atividade metabólica, como folha e raiz, possuem de forma geral teores mais elevados dos nutrientes (GUIMARÃES et al., 2018), a folha pode apresentar de 20% a 86% a mais de nutrientes do que os demais compartimentos das árvores (POORTER et al., 2012; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO et al., 2018). Raízes de *A. peregrina* apresentaram de 16 a 60% a mais de nutriente do que raízes de *S. parahyba*. Embora espécies de crescimento rápido apresentem maior atividade metabólica, a raiz da espécie de crescimento lento possui maiores teores dos nutrientes devido à maior taxa de respiração radicular (POORTER et al., 1991; HAN e ZHU, 2021). A deciduidade foliar é outro fator que afeta o maior teor de nutrientes nas folhas. Plantas decíduas, como as do estudo, precisam maximizar o período com folhas para explorar o máximo de luz e atividade fotossintética durante os meses de chuva (POORTER et al., 2012, THAPA et al., 2020). Esse mecanismo de compensação durante a estação de crescimento permite que espécies decíduas

equilibrem a absorção e se adapte a processos internos de ciclagem de nutrientes (DU et al., 2017).

O maior teor dos nutrientes no tecido foliar além de ser associado a necessidade metabólica do tecido também possui um importante papel na ciclagem interna dos nutrientes, uma vez que a maioria das retranslocações internas ocorreram durante a senescência foliar (LACLAU et al., 2010). A deciduidade foliar de ambas as espécies durante um período do ano requer investimentos na ciclagem bioquímica. Os nutrientes devem ser destinados a tecidos de armazenamento como galhos e madeiras, ou toda economia de nutrientes será comprometida (BARNT e CHEN, 2015). O N, em particular, está presente na maioria das reações e compostos metabólicos, os quais tem seu sitio de atividade nos tecidos foliares, sendo exigido em maior proporção principalmente em espécies leguminosas (RAZA et al., 2020). Diferente do N, o Ca apresenta baixa mobilidade nas plantas e foi encontrado em maior concentração em tecidos estruturais e senescentes (COLIN-BELGRAND et al., 1996; KUBOV et al., 2019), uma vez que são importantes componentes da parede celular (LAMPORTE et al., 2018). O maior teor de Ca na casca e folha está relacionado a resistência mecânica dos tecidos, junção das células, controle da pressão de turgência e proteção contra agressões físicas e químicas e corroboram com o observado por Paré et al. (2013) e Rocha et al. (2016).

A. peregrina tem histórico evolutivo relacionado a ambientes mais secos como os observados nos biomas Caatinga e Cerrado, e com lenta absorção de nutrientes (CHAPIN 1991). Em contrapartida, *S. parahyba* é naturalmente encontrada em regiões mais úmidas e sazonalmente secas da Amazônia e da Mata Atlântica, com rápido crescimento e maior produção de biomassa. Espécies de crescimento rápido apresentam maior produção inicial de biomassa e, conseqüentemente, absorção mais rápida de nutrientes, bem como o fluxo do elemento entre os órgãos e tecidos das árvores (REICH, 2014). Plantas de crescimento lento apresentam menor conteúdo de nutriente quando comparada a plantas de crescimento rápido (PETIT et al., 2016). Embora a espécie de crescimento rápido se destaque em produção inicial de biomassa, a *A. peregrina* é uma espécie fixadora de N₂ (CHAER et al., 2011) e possui maior capacidade de absorver e acumular N em sua biomassa. A associação com bactérias fixadoras permite que espécie fixadoras de N absorva altas taxas de N via fixação, podendo passar de 100 kg ha ano⁻¹ (BINKLEY e GIARDINA, 1997), e se destaque quando comparadas a espécie não fixadoras no teor e acúmulo de N na biomassa (MENGE e CHAZDON, 2015).

A biomassa aérea de *A. peregrina* e *S. parahyba* possui maiores conteúdos de N, K e Ca em comparação ao P, Mg e S. É comum encontrar na literatura trabalhos onde essa diferença entre os conteúdos dos macronutrientes no interior da planta seja observada (BÜNDCHEN et al., 2013; ROCHA et al., 2016). A quantidade de cada nutriente absorvido está relacionada a necessidade de suprir a atividade metabólica de cada tecido e a disponibilidade do elemento no sítio (WRIGHT et al., 2011; CASTLER e NEFF, 2013; YAN et al., 2016). As diferenças de conteúdo de nutrientes entre as espécies, relacionam-se diretamente com a biomassa produzida e a importância destes elementos no metabolismo e nutrição das plantas (WRIGHT et al., 2011; PARÉ et al., 2013; GOLAY et al., 2016). Espécies de crescimento lento absorvem nutrientes de forma lenta, essa característica lhes confere baixa capacidade de absorver fósforo, mas não as limitam quanto ao N e sua capacidade de fotossintetizar (CHAPIN, 1991).

As espécies se comportaram de forma diferente quanto ao estoque de nutrientes na biomassa. Enquanto *S. parahyba* estocou mais nutrientes na madeira, o sistema radicular de *A. peregrina* foi o compartimento que apresentou o maior estoque. As diferentes características de crescimento das espécies influenciam diretamente na estratégia de aquisição e acúmulo desses recursos (POORTER et al., 1991; HAN e ZHU, 2021). Espécies de crescimento lento investem em formação de raízes estruturais, mais grossas e com maior aporte de biomassa quando comparada a espécies de crescimento rápido (POORTER et al., 1991; COMAS e EISSENSTAT, 2004). Em contraste, espécies de crescimento rápido têm maior grau de ramificação de raízes, diâmetros menores e concentrações fenólicas mais baixas, sendo estabelecidas para uma exploração rápida do solo (COMAS e EISSENSTAT, 2004). O contrário se aplica a produção de biomassa do fuste e consequente acúmulo de nutrientes. Plantios de *S. parahyba* possuem maior produção de biomassa do fuste (madeira + casca), correspondendo a 77%, 79% e 84%, para 625, 1111 e 1666 árvores há⁻¹. Enquanto *A. peregrina* a porcentagem de fuste corresponde a 40,9%, 40,8% e 40,9% da biomassa aérea para os mesmos adensamentos (dados não publicados). A resposta dos plantios de *A. peregrina* e *S. parahyba* foi coerente com nossa hipótese de que as espécies têm padrões contrastantes de acúmulo de nutrientes na biomassa, conforme a descrição de espécies de crescimento lento e espécies de crescimento rápido (Reich, 2014), respectivamente.

A diferença no acúmulo dos nutrientes entre os compartimentos das espécies estudadas, pode ser usada como base para a aplicação de técnicas de manejo durante

a colheita e manutenção florestal. A exportação de nutrientes via colheita florestal pode variar conforme a espécie, idade de plantio e manejo de resíduos florestais (MOMOLLI e SCHUMACHER, 2019). A permanência das folhas nos sítios de plantio de *A. peregrina* e *S. parahyba* equivalem a manutenção de 34 e 21% de macronutrientes, respectivamente, e 41 e 4% pelos galhos. Se promovido o descasamento em campo durante a colheita de *A. peregrina* e *S. parahyba*, cerca de 7 e 21% dos macronutrientes deixarão de ser exportados nas cascas. A casca apresenta altos teores de Ca em sua estrutura que associados a baixa retranslocação do nutriente na planta (VERGUTZ et al., 2012) enfatiza a importância do descasamento em campo. A manutenção desses resíduos florestais em campo amplia a ciclagem de nutrientes pelo acúmulo de material orgânico, criando um micro-habitats propícios ao desenvolvimento da fauna do solo (VOS et al., 2013).

4.2. Eficiência de uso dos nutrientes

A determinação da EUN está diretamente relacionada com a disponibilidade do elemento no stand (TURNER, 2014). Altos valores de EUN são, normalmente, observados para nutrientes com reduzida disponibilidade no solo, assim como o inverso é verdadeiro (TURNER, 2020). Dentre os nutrientes avaliados o N, Ca e K tiveram a EUN relativamente baixa quando comparados a P, Mg e S. No presente estudo o teor de N, Ca, K e Mg no solo foram considerados de médio a altos, enquanto o teor de P foi baixo (detalhes em CAMPANHARO, 2017). Os nutrientes são diferentemente disponibilizados no solo, tão pouco a planta os absorve igualmente. Assim, a eficiência de uso de um nutriente não está associada a eficiência de uso dos demais (TURNER, 2014; HAN e ZHU et al., 2021). A EUN varia entre os componentes da biomassa, sendo maior na madeira e menor nas folhas (CALDEIRA et al., 2002; DICK e SCHUMACHER, 2020). Tecidos mais densos como madeira, galhos e casca apresentaram maior EUN quando comparados a folhas (dados não mostrados) devido a menores quantidades de nutrientes imobilizadas por unidade de área (COLIN-BELGRAND et al., 1996). Folhas, por serem tecidos fotossintéticos requerem maior quantidade de nutrientes, enquanto madeira e galhos fornecem suporte mecânico e utilizam os nutrientes em menor proporção para atividades metabólicas, respiração e ciclagem interna (YAN et al., 2016). A utilização de uma grande quantidade de nutrientes nas folhas resulta no decréscimo da eficiência de uso, que se relaciona a demanda de absorção e translocação do material foliar na produção de biomassa por

unidade de nutriente absorvido.

A madeira de *A. peregrina* foi capaz de sintetizar mais biomassa por nutriente absorvido, quando comparada a *S. parahyba*, com exceção do N e Ca, onde a madeira de *S. parahyba* foi similar e superior à da espécie fixadora, respectivamente. No entanto, a maior EUN não se relaciona diretamente com a produtividade, podendo estar relacionada apenas com uma menor capacidade de absorção de nutrientes do solo (ROSIM et al., 2016). *S. parahyba* produziu 3-12 vezes mais biomassa da madeira, quando comparada a *A. peregrina*, embora sua EUN tenha sido inferior. A diferença na EUN e produção de biomassa de madeira pode estar relacionado com diferenças contrastantes no padrão de crescimento das espécies e a interação com o ambiente. Por ser menos eficiente no uso dos nutrientes para a produção de madeira, o cultivo de *S. parahyba* deve ser realizado em solos com maiores teores de nutrientes, ou recebê-los na forma de fertilizante. Por outro lado, a maior eficiência na conversão de nutrientes absorvidos em biomassa de madeira permite sugerir que plantios de *A. peregrina* podem ser implantados em solo menos fértil ou receber menos fertilização, desde que os níveis de nutrientes disponíveis não limitem o crescimento.

O N, K e Ca apresentaram as menores EUN na biomassa total, principalmente o N e Ca na espécie fixadora de N₂. Embora as mudas de *A. peregrina* não tenham sido inoculadas antes do plantio, a espécie acumulou mais N na biomassa total, via fixação biológica de N₂ (cap. 1 presente tese), quando comparadas a *S. parahyba*, conseqüentemente menor eficiência do uso de N. Assim como, as baixas eficiência no uso de Ca pode ser atribuído ao seu importante papel no desenvolvimento da simbiose leguminosa-rizóbio (REDONDO-NIETO et al. 2003) e a alta concentração nos stands. Os sítios de plantio apresentam um suprimento adequado de K que aliado a alta demanda do elemento pelas plantas, pode ter refletido em menores EUN na biomassa total. As condições climáticas da região de estudo podem ter contribuído para a menor eficiência no uso de K, uma vez que períodos de seca pode levar a maior acúmulo de K na biomassa das árvores (CARVALHO, 2005; HAWKESFORD et al., 2012).

Mesmos quando cultivadas em solos com boa disponibilidade de Mg, como os do presente estudo (detalhes em CAMPANHARO, 2017), as espécies, principalmente *S. parahyba*, se mostraram eficientes no uso de Mg para a produção de biomassa total. A maior EUN na biomassa total foi evidenciada para o S, em *A. peregrina*, e Mg, em *S. parahyba*. Uma alta EUN é vantajoso por apresentar maior produção de

biomassa por unidade de nutriente, principalmente em solos com concentração baixas desses elementos, assim como a maioria dos solos tropicais (WARING et al., 2015). Uma elevada EUN, associada a plantas saudias e vigorosas, pode indicar a redução de custos com fertilizantes e redução de perdas de nutrientes. A eficiência do uso de nutrientes aumenta à medida que a disponibilidade do elemento correspondente diminui. No entanto o S, assim como o Mg e P, são nutrientes cuja concentração nos tecidos são normalmente baixas, comparado aos demais macronutrientes (BÜNDCHEN et al., 2013), o que pode contribuir para maiores valores de EUN.

Existem diferentes interações complementares que interferem na aquisição de nutrientes por espécies arbóreas, e cada espécie tem uma forma particular de absorver e utilizar nutrientes. Tal capacidade lhes confere um diferencial competitivo e pode ser usado como técnica de seleção de espécies para as diferentes finalidades. (BÜNDCHEN et al., 2013). Em caso de restrição de fertilização, a escolha das espécies deve ser feita com base na caracterização preliminar dos nutrientes do solo. Dessa forma, é importante que se conheça os padrões da espécie para que ocorra uma melhor seleção de técnicas de restauração e manejo florestal (CHAPIN, 1991; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO et al., 2018). Ao considerar a colheita das espécies pode-se aferir que a maior proporção dos nutrientes estocados na espécie de crescimento rápido seria exportado via colheita do fuste. Além do rápido crescimento, a alocação preferencial da biomassa para na madeira em *S. parahyba* indica um grande potencial para a produção rápida de madeira. Enquanto as maiores proporções da espécie de crescimento lento seriam mantidas no solo pela preservação das raízes e copa, evidenciando a característica conservadora da espécie.

5. Conclusão

As espécies se diferenciaram quanto ao teor e conteúdo de nutrientes na biomassa. O teor dos nutrientes não foi afetado pela densidade de árvores, em ambas as espécies. Em contrapartida, densidades de plantios mais elevadas acarretam em maiores acúmulos de nutrientes em *A. peregrina*, mas pouco afetou o estoque de nutrientes em *S. parahyba*. As espécies se diferenciaram quanto ao estoque de nutrientes nos compartimentos. Maiores quantidades de nutrientes foram encontradas nas raízes, em *A. peregrina*, e na madeira, em *S. parahyba*. Ao considerar a colheita florestal dessas espécies pode-se aferir que a maior proporção dos nutrientes estocados em *S. parahyba* seria exportado via colheita, enquanto as maiores

proporções dos nutrientes em *A. peregrina* seria mantido no solo com a preservação das raízes. A realização do descascamento como técnica de manejo aumentaria a quantidade de nutrientes mantidos no sítio de plantio, principalmente em plantios de *S. parahyba*.

As espécies se diferenciaram quanto a eficiência de uso de nutrientes na biomassa de madeira e na biomassa total. A EUN não foi afetada pela densidade de árvores, em ambas as espécies. *A. peregrina* utiliza com maior eficiência os nutrientes para a produção de biomassa da madeira, quando comparada a *S. parahyba*. No entanto, quando considerada a EUN da biomassa total as espécies apresentaram diferentes padrões de EUN, sendo *A. peregrina* mais eficiente no uso de P e S, para produção de todos os componentes da biomassa e as maiores EUN em *S. parahyba* foram evidenciadas em N, Ca e Mg. As espécies não se diferenciaram quanto a eficiência de uso de K. Dentre os nutrientes avaliados o N, Ca e K tiveram a EUN relativamente baixa quando comparados a P, Mg e S.

6. Bibliografia

ACHAT, D. L. et al. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth. **A meta-analysis Forest Ecology and Management**. v. 348, p. 124-141, 2015.

ALVARES, C.A., et al. Modeling monthly mean air temperature for Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 113, n. 3, p. 407- 427, 2013.

BARROS, N.F. et al. Classificação nutricional de sítios florestais: descrição de uma metodologia. **Revista Árvore**, v. 10, p. 112- 20, 1986.

BEHLING, M. et al. Eficiência de utilização de nutrientes para formação de raízes finas e médias em povoamento de teca. **Revista Árvore**. v. 38, n. 5, p. 837-846, 2014.

BINKLEY, D.; GIARDINA, C. Why do tree species affect soils? The warp and woof of tree-soil interactions. **Biogeochemistry**, v. 42, p. 89-106, 1998.

BÜNDCHEN, M. et al. Status nutricional e eficiência no uso de nutrientes em espécies arbóreas da floresta subtropical no sul do Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 41, n. 98, p. 227-236, 2013.

BRANT, A.N.; CHEN, H.Y. Patterns and mechanisms of nutrient resorption in plants.

Critical Reviews in Plant Sciences, v. 34, p. 471-486, 2015

BREUGEL, M.V. et al. Early growth and survival of 49 tropical tree species across sites differing in soil fertility and rainfall in Panama. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n.10, p. 1580-1589, 2011.

CALDEIRA, M.V.W. et al. Avaliação da eficiência nutricional de três procedências australianas de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.). *Revista Árvore*, v. 26, n.5, p.615-620, 2002.

CAMPANHARO, I. F. Mudanças edáficas após plantio de leguminosas arbóreas em pastagem no sul do Espírito Santo. **Monografia**, Universidade Federal do Espírito Santo, 2017.

CASTLE, S. C.; NEFF, J. C. What controls plant nutrient use in high elevation ecosystems? **Oecologia**, v. 173, p. 1551-1561, 2013.

CHAER, G. M. et al. Nitrogen-fixing legume tree species for the reclamation of severely degraded lands in Brazil. **Tree Physiology**, v. 31, n. 2, p.139-149, 2011.

CHAPIN, F. S. III. Integrated Responses of Plants to Stress. **BioScience**, v. 41, n. 1, p. 29-36, 1991.

COLIN-BELGRAND, M.; RANGER, J.; BOUCHON, J. Nutrient Translocation in Chestnut Tree Stemwood: III. Dynamics Across an Age Series of *Castanea sativa* (Miller). **Annals of Botany**. v. 78, n. 6, p. 729-740, 1996.

COMAS, L. H.; EISSENSTAT, D. M. Linking fine root traits to maximum potential growth rate among 11 mature temperate tree species. **Functional Ecology**, v.18, n.3, p. 388-397, 2004.

DELLARMELENA, W.M. Biomassa e carbono em plantios de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* sob diferentes espaçamentos em área de pastagem. **Tese de doutorado** Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo. 2019.

De FARIA, J. et al. Survival and growth of native *Tachigali vulgaris* and exotic *Eucalyptus urophylla* × *Eucalyptus grandis* trees in degraded soils with biochar amendment in southern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v.368, p. 173-182, 2016.

FARIA, S. M. et al. New nodulating legume trees from South-East Brazil. **New Phytologist**, v. 98, n 2, p.317-328, 1984.

DICK, G.; SCHUMACHER, M.V. Sustentabilidade nutricional em povoamento de *Eucalyptus dunnii* Maiden no bioma Pampa, RS. **Scientia Forestalis**, v. 48, n.127, 2020.

DU, B. et al. Altitudinal patterns of leaf stoichiometry and nutrient resorption in *Quercus variabilis* in the Baotianman Mountains, China. **Plant and Soil**, v. 413, n. 1-2, p. 193-202, 2017.

FERRARA, G. et al. Nitrogen Distribution in Annual Growth of 'Italia' Table Grape Vines. **Frontiers in Plant Science**, v. 9, n. 1374, 2018.

FERREIRA, M. J. et al. Clonal variation in Photosynthesis, Foliar Nutrient Concentrations, and Photosynthetic Nutrient Use Efficiency in a Brazil Nut (*Bertholletia excelsa*) Plantation. **Forest Science**, v. 62, n. 3, p. 323-332, 2016.

GAMA-RODRIGUES, A. C. D.; GAMA-RODRIGUES, E. F. D.; BARROS, N. F. D. Balanço de carbono e nutrientes em plantio puro e misto de espécies florestais nativas no sudeste da Bahia. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**. v. 32, n. 3, p. 1165-1179, 2008.

GOLAY, M. G.; THOMPSON, J.; KOLKA, R. Carbon, nitrogen and phosphorus storage across a growing season by the herbaceous layer in urban and preserved temperate hardwood forests. **Applied Vegetation Science**, v. 19, p. 689-699, 2016.

GROSS, E.; CORDEIRO, L.; CAETANO, F. H. Nodulação e micorrização em *Anadenanthera peregrina* var. *falcata* em solo de cerrado autoclavado e não autoclavado. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 28, n. 1, p. 95-101, 2004.

GUIMARÃES, Z. T. M. et al. Leaf traits explaining the growth of tree species planted in a Central Amazonian disturbed area. **Forest Ecology and Management**. v. 430, p. 618-628, 2018.

HAN, M.; ZHU, B. Linking root respiration to chemistry and morphology across species. **Global Change Biology**. v. 27, n.1, p.190-201, 2020.

Indústria Brasileira de Árvores - IBÁ. **Relatório 2019**. 80 p. Disponível em:

<<https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/iba-relatorioanual2019.pdf>>. Acesso em: 05 maio 2020.

INAGAKI, M.; TANGE, T., Nutrient accumulation in aboveground biomass of planted tropical trees: a meta-analysis. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 60, n. 4, p. 598-608, 2014.

IWAKIRI, S. et al. Avaliação do potencial de utilização da madeira de *Schizolobium amazonicum* “Paricá” e *Cecropia hololeuca* “Embaúba” para produção de painéis aglomerados. **Acta Amazonica**. v. 40, n.2, p. 303-308, 2010.

KAUR, B.; KAUR, G.; ASTHIR, B. Biochemical aspects of nitrogen use efficiency: An overview. **Journal of Plant Nutrition**, v. 40, n. 4, p. 506-523, 2017.

KUBOV, M.; SCHIEBER, B.; JANÍK, R. Seasonal dynamics of macronutrients in aboveground biomass of two herb-layer species in a beech forest. **Biologia**, v. 74, n. 11, p. 1415-1424, 2019.

LACLAU, J. P. et al. Biogeochemical cycles of nutrients in tropical Eucalyptus plantations: main features shown by intensive monitoring in Congo and Brazil. **Forest ecology and management**, v. 259, n. 9, p. 1771-1785, 2010.

LAFETÁ, B. O. et al. Eficiência de utilização de macronutrientes em eucalipto por método não destrutivo estimados por redes neurais artificiais. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 2, p. 613-623, 2018.

LAMPORT, D. T. et al. The role of the primary cell wall in plant morphogenesis. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 19, n. 9, p. 1-22, 2018.

LEITE, F. P. et al. Nutrient relations during an eucalyptus cycle at different population densities. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 35, p. 949-959, 2011.

MALAVOLTA, E. et al. **Avaliação do estado nutricional das plantas - princípios e aplicações**. Piracicaba, Potafos, 1989, 201p.

MEDEIROS, P.L. et al. Efficiency of nutrient use for biomass production of a Eucalyptus clone as a function of planting density in short-rotation cropping. **Australian Forestry**, v. 83, n. 2, p. 66-74, 2020.

MENGE, D. N. L.; CHAZDON, R. L. Higher survival drives the success of nitrogen-fixing trees through succession in Costa Rican rainforests. **New Phytologist**, v. 209, n. 3, p. 965-977, 2015.

MIATTO, R. C.; WRIGHT, I. J.; BATALHA, M. A. Relationships between soil nutrient status and nutrient-related leaf traits in Brazilian cerrado and seasonal forest communities. **Plant and soil**, v. 404, p. 13-33, 2016.

MOMOLLI, D. R.; SCHUMACHER, M. V. O manejo dos resíduos florestais afeta a produção de biomassa e a sustentabilidade de povoamentos de *Eucalyptus* sp. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 6, n. 12, p. 251-261, 2019.

PARÉ, D. et al. Estimating stand-scale biomass, nutrient contents, and associated uncertainties for tree species of Canadian forests. **Canadian journal of forest research**, v. 43, n. 7, p. 599-608, 2013.

PETIT, G. et al. Interplay of growth rate and xylem plasticity for optimal coordination of carbon and hydraulic economies in *Fraxinus ornus* trees. **Tree Physiology**, v. 36, n. 11, p. 1310-1319, 2016.

POORTER, H. et al. Biomass allocation to leaves, stems and roots: meta-analyses of interspecific variation and environmental control. **New Phytologist**, v. 193, p. 30-50, 2012.

POORTER, H. et al. Respiratory energy requirements of roots vary with the potential growth rate of a plant species. **Physiologia Plantarum**, v.83, p. 469-475, 1991.

RAZA, A. et al. **Nitrogen Fixation of Legumes: Biology and Physiology**. In The Plant Family Fabaceae, Springer, p. 43-74, 2020.

REDONDO-NIETO, M., et al. Relationship between Boron and Calcium in the N₂-Fixing Legume-Rhizobia Symbiosis. **Plant, Cell and Environment**, v. 26, n. 11, p. 1905-1915, 2003.

REICH, P. B. The world-wide 'fast-slow' plant economics spectrum: a traits manifesto. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 2, p. 275-301, 2014.

ROCHA, J. H. T. et al. Forest residue maintenance increased the wood productivity of

a Eucalyptus plantation over two short rotations. **Forest Ecology and Management**, v. 379, p. 1-10, 2016.

RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R. et al. Exploring the factors affecting carbon and nutrient concentrations in tree biomass components in natural forests, forest plantations and short rotation forestry. **Forest Ecosystems**, v. 5, n. 35, p. 1-18, 2018.

ROLIM, S. G. et al. Research Gaps and Priorities in Silviculture of Native Species In Brazil. Working Paper. WRI Brasil, 2019. Disponível em: <https://wribrasil.org.br/pt/publicacoes>

ROSIM, C. C.; HSING, T. Y.; PAULA, R. C. Nutrient use efficiency in interspecific hybrids of eucalypt. **Revista Ciência Agronômica**, v. 47, n. 3, p. 540-547, 2016.

SETTE, C. R. et al. Source-driven remobilizations of nutrients within stem wood in *Eucalyptus grandis* plantations. **Trees**, v. 27, p. 827-839, 2013.

SOUZA, P.H. Biomassa e estoque de carbono em povoamento de *Anadenanthera peregrina* (L.) spreg sob diferentes espaçamentos. **Tese de doutorado** Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo. 2018.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 6. ed. Artmed, 858 p., 2017.

THAPA, N. et al. Local edaphic factors influence leaf nutrient resorption efficiency of evergreen and deciduous trees: a case study from montane subtropical old-growth and regenerating forests of Meghalaya. **Tropical Ecology**, v. 61, p. 21–31, 2020.

TURNER, J.; LAMBERT, M. J. Analysis of nutrient use efficiency (NUE) in *Eucalyptus pilularis* forests. **Australian Journal of Botany**, v. 62, p. 558-569, 2014.

TURNER, J. Nutrient use efficiency and utilisation in east coast Australian Eucalyptus forests. **Australian Journal of Botany**, v. 67, n. 8, p. 585-598, 2020.

VERGUTZ, L. et al. Global resorption efficiencies and concentrations of carbon and nutrients in leaves of terrestrial plants. **Ecological Monographs**, v. 82, p. 205-220, 2012

VOS, M. et al. Micro-scale determinants of bacterial diversity in soil. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 37, p. 936-954, 2013.

WARING, B. G.; BECKNELL, J. M.; POWERS, J. S. Nitrogênio, fósforo e cátion usam a eficiência em áreas de floresta seca tropical em regeneração. **Oecologia**, v. 178, p. 887-897, 2015.

WRIGHT, S. J. et al. Functional traits and the growth–mortality trade-off in tropical trees. **Ecology**, v. 91, n. 12, p. 3664-3674, 2010.

YAN, Z. et al. Nutrient allocation strategies of woody plants: an approach from the scaling of nitrogen and phosphorus between twig stems and leaves. **Scientific reports**, v. 6, p. 1-9, 2016.

CAPÍTULO III

Fatores ambientais controlando o desempenho de plantios monoespecíficos de leguminosas, com traços funcionais contrastantes

Resumo: Conhecer as relações entre o crescimento de povoamentos florestais e as características do sítio é fundamental para o manejo adequado dos plantios. No entanto, essas respostas não são claras, devido relação genótipo ambiente, principalmente em terrenos acidentados onde existe uma estreita relação entre paisagem, solo e planta. O objetivo deste estudo foi identificar os efeitos dos atributos do solo e do relevo na produção e nutrição de monocultivos de *Anadenanthera peregrina* e *Schizolobium parahyba*, cultivados em três diferentes densidades de plantio. Para isso, um conjunto de dados contendo informações pedológicas, topográficas, dendrométricas e nutricionais dos monocultivos foram analisados por meio de correlação de Pearson e a Análise de Redundância. As características edáficas e a nutrição da planta foram os principais fatores que influenciaram no crescimento e produção de biomassa em *A. peregrina*. O estudo ressalta que a altura das árvores dominantes pode ser usada como índice de qualidade de sítio para *A. peregrina*. A topografia e características do solo, foram os principais fatores condicionantes da variação dendrométricas em *S. parahyba*. Meses de seca associados a topografia acentuada de um dos blocos reduziu pela metade a produção de biomassa em *S. parahyba*. A densidade de plantio pouco se relacionou com os atributos nutricionais e topográficos do solo.

Palavras-chave: Plantio Florestal; Leguminosas Arbóreas; Topografia; Solo; Nutrição florestal.

1. Introdução

O Brasil possui vocação florestal, de modo que a variação nas características edafoclimáticas e sua extensão, criam condições ideais para o reflorestamento e monocultivos de várias espécies arbóreas (MARTINS et al., 2020). É cada vez maior a busca por espécies com potencial florestal, afim de atender às tendências de mercado, maior produtividade e qualidade de sítios, (MARTINS et al., 2020), aumentar o sequestro de carbono (BALIEIRO et al., 2008) e criação de corredores ecológicos promovendo a melhoria do habitat de flora e fauna (OLIVEIRA FILHO, 1994, DUARTE et al., 2013; HOOGMOED et al., 2014). Além da diminuição do déficit florestal e

proteção dos remanescentes nativos e estabilização de paisagens (HUA et al., 2016; HUANG et al., 2017; NAVE et al., 2019). O sucesso desses plantios se relaciona com o conhecimento da espécie e os processos que controlam seu crescimento (KLIPPEL et al., 2013). As plantas possuem características funcionais que moldam seu desempenho e nos fornecem premissas e percepções de seu comportamento na absorção de nutrientes, aporte de biomassa e interação com o local de plantio (REICH, 2014).

O crescimento e a nutrição de plantios florestais estão diretamente relacionados as condições do sitio (SALAZAR et al., 2007). Variáveis climáticas como temperatura e precipitação (JEFFREE e JEFFREE, 1994; OBERHUBER, 2017; GEI et al., 2018), associadas as características topográficas do relevo (FACCO et al., 2009), fertilidade e textura do solo (PRADA et al., 2017) são parâmetros condicionantes ao desempenho e sustentabilidade dos plantios. A heterogeneidade do relevo gera sítios com disponibilidade distintas de nutrientes, influenciando na nutrição e crescimento das espécies (BOTREL et al., 2002; RUIZ-NAVARRO et al., 2016). Terrenos planos a suave ondulados, normalmente, associa-se a maior capacidade de retenção de água e nutrientes. Em contrapartida, locais com declividade acentuada são comumente caracterizados por solos mais rasos e com baixa capacidade de retenção de água e nutrientes (BOTREL et al., 2002). A disponibilidade de água por mais tempo no solo aumenta as taxas de ciclagem de nutrientes e atividade microbiana, conseqüentemente, maior nutrição dos solos e das plantas (SCHLESINGER, PETERJOHN, 1991).

Compreender a influência das características edáficas e topográficas é um desafio para o desenvolvimento da silvicultura e o manejo florestal, principalmente em locais com relevo acidentado (ZHANG et al., 2016; HORST et al., 2018). No entanto, a relação entre as variáveis físico-químicas do terreno e o desempenho das plantas nem sempre são claras, devido à natureza dinâmica dos processos que envolvendo a relação solo-planta. Investigar essas relações mesmo que por meio de levantamentos pontuais, pode gerar informações úteis para o planejamento em prol de plantios florestais sustentáveis (SILVA et al., 2020). Estudos que relacionam as características de solo e paisagem são mais comuns em florestas comerciais (AUSTIN et al., 2010; KLIPPEL et al., 2013; HORST et al., 2018) e sua ampliação para espécies nativas auxilia na seleção de áreas com aptidão a manutenção desses povoamentos florestais (BOTREL et al., 2002; LOUZADA et al., 2010; JUCKER et al., 2018).

Devido a variabilidade natural dos fatores que influenciam no crescimento e

sobrevivência das espécies, a análise estatística das informações pode assumir um caráter multivariado (CAPBLANCQ et al., 2018). A análise de redundância tem por objetivo reduzir a dimensionalidade dos dados, permitindo uma ampla visualização, em um gráfico de duas dimensões, dos parâmetros mais relevantes e a resposta das características avaliadas (MAKARENKOV e LEGENDRE, 2002; ZUUR et al., 2007). Essa análise permite identificar a relação entre um conjunto de variáveis dependentes com as variáveis preditoras, pontuar as que obtiveram maior relevância na resposta e estimar o grau de correlação com as variáveis resposta (LAMBERT et al., 1988; ZUUR et al., 2007).

Nossos objetivos foram: 1) avaliar o desempenho dos plantios das espécies leguminosas na paisagem, e os fatores ambientais relacionados; 2) identificar entre os parâmetros ambientais avaliados, os que expressam a maior influência sobre a produção e a nutrição das espécies. Considerando a variabilidade edáfica e topográfica presente ao longo da paisagem estudada, testamos a hipótese de que os aspectos morfológicos do solo e da topografia influenciam no desenvolvimento de *Anadenanthera peregrina* (L.) Speg. var. *peregrina* e *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) Barneby..

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em uma área do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo, Campus de Alegre (20°46'15.46" S e 41°27'13,04" W), estado do Espírito Santo, Brasil. A altitude da região varia de 123 a 207 m e o clima é Aw, com estação chuvosa no verão e seca no inverno, de acordo com a classificação de Köppen. A temperatura e precipitação média anual é de 23°C e 1.200 mm, respectivamente (ALVARES et al., 2013).

Nós investigamos plantios monoespecíficos de *A. peregrina* e *S. parahyba* que foram estabelecidos em junho de 2011, em área de pastagem, sobre diferentes densidades de plantio. Usamos dados referentes a três densidades de plantio: 625, 1111 e 1666 árvores ha⁻¹, com plantas distanciadas de 4 m x 4 m, 3 m x 3 m e 3 m x 2 m, respectivamente (detalhes em CAMPANHARO, 2017; SOUZA, 2018; DELLARMELENA, 2019) (Anexo I). Para cada espécie e densidade de plantio, foram instaladas nove parcelas experimentais, as quais foram subdividas igualmente em três blocos por espécie. Totalizando 54 parcelas experimentais com 1500m² de área, cada.

Para a implantação do experimento os bovinos foram removidos e a pastagem foi dessecada pela aplicação de glifosato. As mudas foram plantadas em covas de 30 x 30 x 30 cm. Mudas de *A. peregrina* não foram inoculadas com bactérias fixadoras de N₂. Cada planta recebeu 220 g de fertilizante comercial NPK 06-30-06 e micronutrientes (0,2 % Cu; 0,2 % Zn), no momento do plantio. A manutenção ocorreu durante 12 meses após o plantio, com replantio, coroamento e controle de formigas.

2.2. Levantamento dos atributos do solo

Os solos da área experimental foram classificados no estudo de Campanharo (2017). Nos plantios de *A. peregrina* o solo foi classificado como Argissolo vermelho-amarelo eutróficos de textura argilosa, no bloco 1, Cambissolo háplico eutrófico de textura média, no bloco 2 e Latossolo vermelho-amarelo de textura argilosa, no bloco 3. Nos plantios de *S. parahyba* os solos foram classificados como Argissolo vermelho-amarelo de textura argilosa no bloco 1 e de textura média nos blocos 2 e 3. Atributos físicos e químicos do solo foram determinados aos 68 meses após o plantio. Em cada uma das 54 parcelas avaliadas, foram coletadas sistematicamente seis amostras simples na profundidade de 0-20 cm, as quais foram misturadas para formar uma amostra composta para análises químicas (Detalhes em CAMPANHEIRO, 2017). As análises físicas e químicas do solo foram realizadas segundo metodologia proposta pela EMBRAPA (1997).

O pH do solo foi mensurado em H₂O, na proporção de 1:2,5. P e K foram extraídos com solução Melich 1 (HCl 0,05 mol L⁻¹ e H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹), sendo P determinado por fotolorímetro e K por fotometria de emissão de chama. O N foi determinado seguindo o método de Kjeldahl descrito por Mendonça e Matos (2005). O alumínio trocável, Ca e Mg foram extraídos por solução de KCl 1 mol L⁻¹. O Al teve sua determinação em solução diluída de NaOH (0,025 mol L⁻¹) em presença de solução azul de bromotimol como indicador. O Ca e Mg foram determinados por espectrometria de absorção atômica. A acidez potencial (H+Al) foi extraída por solução tamponada de acetato de cálcio a pH 7 e determinada por solução de NaOH 1 mol L⁻¹ em presença de fenolftaleína como indicador. A partir dos resultados obtidos, foram calculados a soma de bases (SB), a capacidade de troca de cátions efetiva (t), capacidade de troca de cátions potencial (T), saturação por bases (V) e em alumínio (m) e por sódio (ISNa).

A densidade do solo foi determinada em todas as parcelas nas

profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm. Foi coletado uma amostra indeformada em cada profundidade, com auxílio de anéis de aço (anel de Kopeck), com dimensões de 5,26 cm de altura e 5,06 cm de diâmetro. As amostras foram coletadas entre 4 árvores e na região central da parcela. A densidade do solo foi calculada a partir das amostras com estrutura preservada e secas a 105 °C por três dias, e obtida a partir da média ponderada pela profundidade (BLAKE e HARTGE, 1986).

2.3. Atributos dendrológicos e nutricionais das árvores

Aos 44 meses de plantio, foi realizado o inventário florestal, durante o estudo de Souza (2018) e Delarmelina (2019), onde foram obtidos os atributos dendrométricos como altura total, altura das árvores dominantes (AD), diâmetro na altura do peito (D) e área basal (AB) (Anexo IX). Os valores de altura e diâmetro na altura do peito foram usados para ajustar modelos de estimativa da biomassa de folhas, galhos, casca e madeira (detalhes em SOUZA, 2018; DELARMEINA 2019), que foram usados como variáveis resposta no presente estudo.

Com base no inventário, foram selecionadas e abatidas nove árvores por espécie e densidade de plantio, aos 56 meses de idade. Foram amostradas uma árvore de diâmetro médio \pm um desvio padrão por parcela. As folhas, galhos vivos, e fuste de todas as árvores abatidas foram separados e pesados em campo. As amostras foram previamente secas a 65 °C até peso constante e moídas em moinho tipo Willey (malha de 1,0 mm). Os teores de N, P, K, Ca, Mg e S foram determinadas nas amostras de todos os componentes (i.e. folha, galhos, casca e madeira) das árvores abatidas nas três densidades de plantio (27 árvores por espécie) totalizando 216 amostras. O teor de N foi determinado usando o método de Kjeldahl, com digestão úmida, os demais nutrientes foram extraídos por meio de digestão nitroperclórica, sendo P e S determinados por espectrofotometria ótica, K, Ca e Mg determinados por espectrofotometria de absorção atômica (TEDESCO et al., 1995). Os teores de nutrientes presentes na biomassa aérea das plantas foram usados no presente estudo como variáveis nutricionais.

2.4. Identificação de variáveis topográficas

Um Modelo Digital de Elevação - MDE foi elaborado a partir dos dados obtidos da Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM), com resolução espacial de 30m, disponibilizada pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Dezesesseis

variáveis topográficas foram derivadas do MDE, usamos o software SAGA versão 2.0.2 (System for Automated Geoscientific Analyzes, 2005). O MDE foi usado para os mapas de altitude e para análises de terreno como distância de drenagem (DISDR, em m), distância vertical para rede de canal (VAL, em m), insolação (DIFINS) e declive (SLOP, em %). As classes de declividade obtidas seguiram a classificação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa. Com base no mapa de declividade foi possível elaborado o mapa de orientação das vertentes do terreno, de modo que foi usada a orientação do terreno como sendo o azimute em graus para o qual se encontra orientado o plano de máxima declividade nesse ponto (SANTOS, EUGENIO, LOUZADA, 2010)

2.5. Análise dos dados

Nossa base de dados continha informações, coletadas ao longo de 3 anos (entre 4 e 6 anos), de fertilidade do solo obtidas no estudo de Campanheiro (2017), variáveis dendrométricas obtidas nos estudos de Souza (2018) e Delarmelina (2019), e nutricionais das duas espécies estudadas (Cap. 2 presente tese), além das características topográficas, obtidas a partir do MDE/SAGA. Dessa forma, está sendo assumido que os teores de nutrientes na biomassa a biomassa aérea e os atributos do solo se mantiveram constantes nesse período. Todos os dados foram usados para relacionar a contribuição dos atributos do solo e características topográficas nas variáveis nutricionais e dendrométricas dos monocultivos de *A. peregrina* e *S. parahyba*.

Inicialmente, o coeficiente de correlação de Pearson (r) foi utilizado para detectar colinearidade entre as variáveis quantitativas, atuando como ferramenta para auxiliar na seleção das variáveis nutricionais das espécies, na análise de redundância. Para avaliar se houve diferença significativa entre as espécies foi utilizado o teste t pareado de Wilcoxon. O teste não paramétrico de Kruskal-Wallis foi usado ($p \leq 0,05$) com comparação múltipla pelo teste post-hoc de Dunn ao nível de significância de 5% ($p \leq 0,05$) para detectar diferenças entre os blocos e espaçamentos, considerando as propriedades químicas do solo e suas características de relevo, assim como a resposta da planta em nutrição e crescimento. Para identificar o padrão de distribuição das propriedades biológicas ao longo do gradiente topográfico, foi utilizado o método de ordenação por Análise de Redundância (RDA). As análises multivariadas (10 RDA) foram realizadas após padronização das variáveis. O VIF (fator de inflação da variância) foi utilizado para verificar a multicolinearidade entre as variáveis preditivas

(topográficas). O teste estatístico foi realizado por meio de análise de variância e a seleção das variáveis seguiu o método de Blanchet. A análise de redundância seguida de partição de variação foi usada para identificar como as propriedades nutricionais (N) estão relacionadas às propriedades do solo (S) e topográficas (T). As variáveis explicativas foram selecionadas por meio de modelos de regressão parcial para identificar variáveis significativas ($p < 0,05$ após 999 permutações aleatórias) que contribuem para explicar a variação nas propriedades B. A seleção foi realizada separadamente para cada um dos dois conjuntos de variáveis explicativas (S, T) para a variável resposta (N). Os modelos de regressão parcial foram definidos da seguinte forma: (i) modelo geral RDA - variância total explicada (TVE); (ii) RDA parcial das propriedades do solo; (iii) RDA parcial das propriedades topográficas; (iv) RDA parcial limitada por variáveis do solo usando variáveis topográficas covariáveis; (v) RDA parcial limitada por variáveis topográficas usando variáveis do solo como covariáveis. A análise estatística dos dados foi realizada por meio do software R.

3. Resultados

3.1. Variabilidade espacial do desempenho das espécies

As respostas dendrométricas dos povoamentos foram relacionadas com os fatores topográficos (Anexos de II a IV), químicos e físicos do solo (Anexo VI) e nutricionais (encontrados no cap. 2 da presente tese) na análise de correlação de Pearson (Tabela 6). As espécies apresentaram diferentes respostas as condições do sítio. De modo que o crescimento de *A. peregrina* tenha se relacionado fortemente com as características do solo e nutricionais da planta, com ênfase ao pH, P, Ca e Mg do solo e N e Ca da planta. Enquanto *S. parahyba* apresentou forte relação com as características topográficas, principalmente correlação negativa com a altitude e distância de drenagem e positiva com a insolação direta, além de uma correlação positiva com o N no solo.

Tabela 6 – Correlação de Pearson dos Atributos nutricionais, topográficos e do solo, em plantios monoespecíficos de *A. peregrina* e *S. parahyba*.

		ALT	DISDR	DIRINS	N	pH	P	Ca	Mg	Np	Cap
<i>A. peregrina</i>	HD	-0,55	-0,44	0,12	-0,13	-0,62	0,40	-0,63	-0,55	0,5	-0,61
	D	-0,41	-0,29	0,03	-0,12	-0,41	0,56	-0,55	-0,40	0,53	-0,43
	AB	-0,37	-0,25	0,02	-0,14	-0,40	0,53	-0,54	-0,38	0,50	-0,40
	MAD	-0,34	-0,23	0,17	-0,04	-0,59	0,42	-0,64	-0,51	0,37	-0,53
	GAL	-0,34	-0,23	0,17	-0,04	-0,59	0,44	-0,65	-0,51	0,37	-0,53
	FOL	-0,31	-0,22	0,17	-0,03	-0,60	0,27	-0,57	-0,48	0,34	-0,50
<i>S. parahyba</i>	HD	-0,46	-0,48	0,28	0,14	-0,20	-0,16	-0,40	-0,07	-0,19	0,36
	D	-0,59	-0,56	0,67	0,56	-0,18	0,07	-0,43	-0,25	0,01	0,47
	AB	-0,56	-0,54	0,68	0,56	-0,17	0,07	-0,41	-0,24	0,03	0,46
	MAD	-0,49	-0,51	0,49	0,30	-0,27	0,11	-0,49	-0,35	-0,12	0,45
	GAL	-0,58	-0,57	0,69	0,55	-0,26	0,19	-0,50	-0,39	-0,02	0,49
	FOL	-0,50	-0,51	0,42	0,25	-0,25	0,08	-0,48	-0,33	-0,14	0,44

> 0,49 significativo a 1 % de probabilidade.

Altitude (Alt); Distância de drenagem (DISDR); Insolação direta (DIRINS); Nitrogênio no solo (N); pH do solo (pH); Fósforo no solo (P); Cálcio no solo (Ca); Magnésio no solo (Mg), Nitrogênio na planta (Np); Cálcio na planta (Cap).

Os resultados da análise de redundância revelaram dois eixos principais que explicam a maior parte da variação dos parâmetros (Figura 6). A primeira análise de redundância (RDA1) nos plantios de *A. peregrina* respondeu por 61,1% da variação, junto com a segunda análise de redundância (RDA2) esse valor aumentou para 68,9% (Anexo X). Em *S. parahyba* a primeira análise de redundância (RDA1) respondeu por 51% da variação, junto com a segunda análise de redundância (RDA2) esse valor aumentou para 60,8% (Anexo X). As variáveis altura dominante, diâmetro, área basal, biomassa de madeira, galho e folhas apresentam alto coeficiente de correlação na RDA 1 em ambas as espécies. Na RDA 2 de *A. peregrina* foi observada uma correlação negativa de diâmetro e área basal e positiva para a biomassa de folhas. A RDA2 de *S. parahyba* mostrou uma correlação positiva com altura dominante e biomassa de madeira e folha.

As variáveis dendrométricas de *A. peregrina* foram influenciadas positivamente pelo P no solo e S na planta, e negativamente ao aumento do pH, Ca do solo e Ca na planta, segundo a RDA1. Na RDA2 observamos a densidade de plantio influenciou no teor de K na planta. As informações da figura 6b indicam que o N total do solo afetou positivamente a biomassa de *S. parahyba*. No entanto, se correlacionaram negativamente com o aumento do teor de Ca no solo e Ca na planta, assim como aos valores de altitude, declividade e distancia de drenagem. Na RDA2 observamos a

diferença da resposta das densidades de plantio 1 e 2 para a densidade de plantio 3 que se relaciona mais com o teor de K na planta.

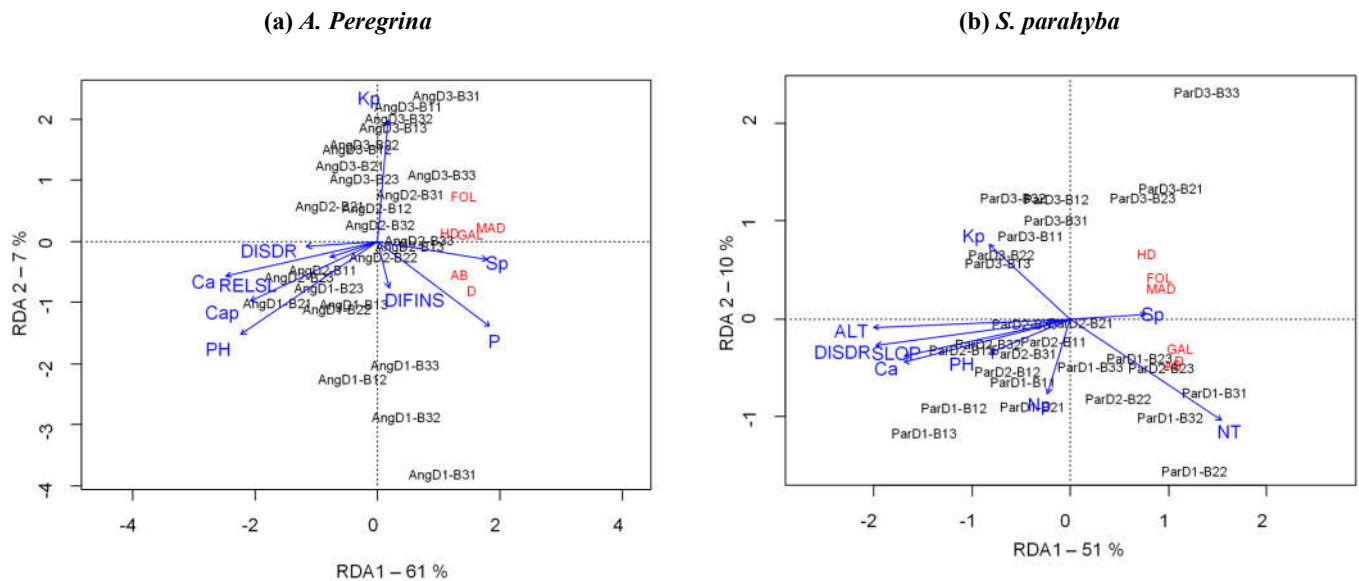


Figure 6 - Análise de redundância dos valores das propriedades florestais em *A. peregrina* (a) e *S. parahyba* (b).

A. peregrina (Ang); *S. parahyba* (Par); 625 árvores ha⁻¹ (D1); 1111 árvores ha⁻¹ (D2); 1666 árvores ha⁻¹ (D3); Bloco 1 (B1); Bloco 2 (B2); Bloco 3 (B3).

Os diagramas de Venn (Figura 7) fornecem uma avaliação direta da influência que os parâmetros do solo e da topografia exercem nos plantios de *A. peregrina* e *S. parahyba*. Fica evidente a diferença que as variáveis causam na resposta de cada espécie. De forma que, os atributos do solo e sua associação com as características nutricionais de *A. peregrina* sejam os principais fatores que influenciam no crescimento da espécie. Também está claro que *S. parahyba* é susceptível as variações topográficas, edáficas e a relação entre elas.

Os resultados de pRDA em *A. peregrina* indicaram que 26% do TVE (que foi de 47,9%) foi explicada pela interação entre os atributos nutricionais da planta e as características do solo. O modelo geral para *A. peregrina* foi significativo (R^2 ajustado = 47,9%, $p = 0,001$) (Figura 7a). Considerando apenas as propriedades do solo individualmente e controlando os efeitos da topografia, foi observado uma maior participação na explicação da variação das propriedades da planta de *A. peregrina*. Não foi observada uma relação forte entre os atributos do relevo nos plantios de *A. peregrina*. No entanto, plantios de *S. parahyba*, foram fortemente influenciados pelas características de relevo do local, de modo que os resultados de pRDA indicaram que

19% do TVE (que foi de 39,8%) foi explicada pela interação entre o solo e relevo local (Figura 7b). O modelo geral para *S. parahyba* foi significativo (R^2 ajustado = 39,8%, $p = 0,005$). Porém, considerando apenas as propriedades do de topografia individualmente e controlando os efeitos nutricionais do solo, foi observado uma maior participação na explicação da variação das propriedades da planta de *S. parahyba*.

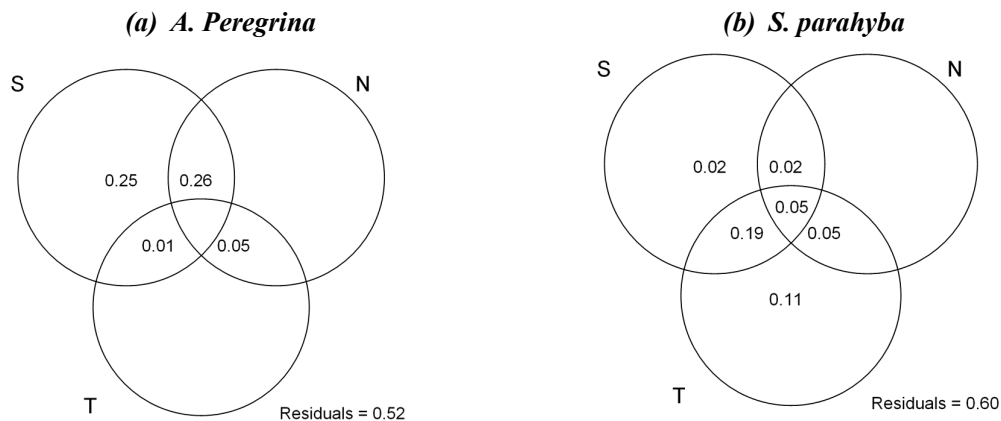


Figure 7 - Diagramas de Venn mostrando as três fontes que contribuíram para a variação nas propriedades dos plantios de (a) *A. peregrina* e (b) *S. parahyba*: atributos de solo (S), nutricionais (N) e topográficos (T). Os valores negativos não são mostrados (em branco)

3.2. Variáveis ambientais relacionadas com o desempenho das espécies nas diferentes densidades de plantio

As duas espécies apresentaram comportamento similar na RDA2, onde o plantio mais adensado apresenta correlação positiva com a RDA2 e os menos adensados uma correlação negativa. Em ambas as espécies houve correlação entre o K na planta e a maior densidade de plantio. Quanto a RDA1 as espécies apresentaram comportamentos distintos. Em plantios de *A. peregrina* foi observada relação da densidade de árvores com o teor de P no solo, S na planta e as variáveis dendrológicas, que diminuiu conforme reduzia a densidade de plantio. Em contrapartida, o adensamento nos plantios de *S. parahyba* relacionaram-se com o teor de N no solo. No entanto, as diferentes densidades de plantio pouco se relacionaram com as variáveis explicativas, segundo as duas RDA em ambas as espécies (Figura 8).

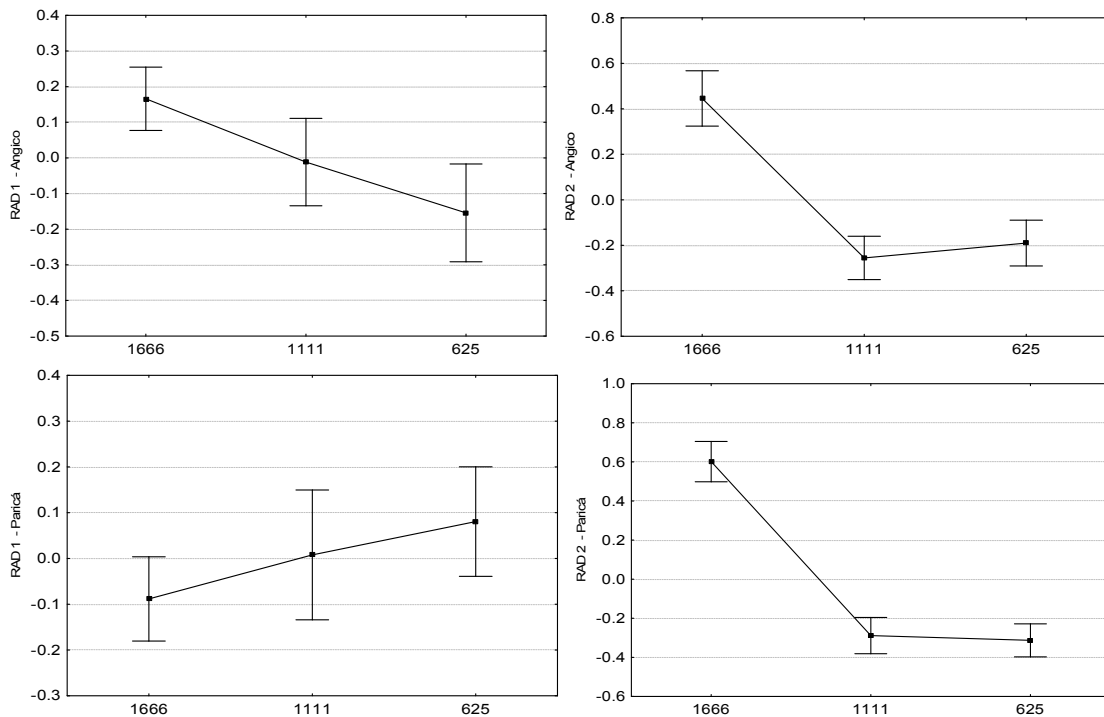


Figure 8 - Representação gráfica da média e erro padrão dos escores da RDA das amostras agrupadas pela densidade de plantas por hectare do RDA 1 e RDA 2 de *A. peregrina* (Angico, superior) e *S. parahyba* (Paricá, inferior).

4. Discussão

Não diferente do restante do estado, a região do estudo está localizada em áreas de terrenos suave ondulado a montanhosos, cuja preocupação com o manejo florestal é de relevante importância para a conservação do solo e cursos d'água (EUGENIO et al., 2017). Os resultados do estudo mostram a importância de conhecer as características do sítio e da espécie na instalação de plantios florestais, que visem maior produtividade. Foi identificado que os parâmetros locais de solo e relevo se relacionam com a resposta na biomassa e nutrição das espécies. Entretanto, as espécies apresentaram diferentes padrões de resposta ao local de plantio. Não havendo relação das características topográficas com a resposta de *A. peregrina*, mas apresentaram forte correlação com o crescimento e nutrição de *S. parahyba*. As propriedades do solo afetaram fortemente a resposta nutricional de *A. peregrina* e se relacionaram com as características topográficas em *S. parahyba*.

O histórico evolutivo das espécies as distingue quanto ao comportamento em diferentes ambientes (CHAPIN 1991). Espécies de crescimento lento apresentam baixas taxas respiratórias e lenta absorção de nutrientes (GROSS et al., 2004, REICH, 2014). Que associados a tolerância a seca e capacidade que *A. peregrina* tem em

promover simbiose com bactérias fixadoras de N, pode explicar a falta de relevância das características topográficas da região e a forte relação com as características do solo (CARVALHO, 2004). Em contrapartida, *S. parahyba* é naturalmente encontrada em regiões mais úmidas e sazonalmente secas da Amazônia e Mata Atlântica, onde recursos para seu crescimento são mais facilmente encontrados (ENGEL e PARROTTA, 2001; CORDEIRO et al., 2015). Por ser uma espécie de crescimento rápido, apresenta grande produção de biomassa, altas taxas respiratórias e rápida absorção de nutrientes (SILVA et al., 2011; REICH, 2014; SILVA et al., 2019), que foram fortemente afetadas pelas características topográficas do terreno, em especial a declividade do sítio de plantio e distância da rede de drenagem, que podem dificultar a permanência da água no sítio.

Diferenças nas características do solo, no crescimento e nutrição de *A. peregrina* foram observadas sobretudo entre os blocos 2 e 3. O bloco 2 tem menor declividade média, maior conteúdo de N no solo, e predominância de Cambissolo com mais alto teor de Ca. Esse tipo de solo é constituído de material mineral e apresenta horizonte B incipiente, sendo comumente rasos (EMBRAPA, 2013), além de apresentarem baixa capacidade de retenção de água (BOTREL et al., 2002). Em contrapartida, o bloco 3 apresentou menor conteúdo de N no solo, bem como Ca e Mg, sendo predominantemente Latossolo. A produção de biomassa foi maior no bloco 3 do que no bloco 2, o que levou a correlação negativa entre propriedades do solo e parâmetros dendrométricos das árvores. A altura dominante das árvores pode ser usada como índice de qualidade de sítio, uma vez que melhores características de desempenho da planta refletiram em maior altura dominante. Relação que não foi observada em plantios de *S. parahyba*. O maior crescimento da espécie no bloco 3 pode ter relação com a capacidade de adquirir N via fixação biológica, aliado às melhores condições de características morfológicas do solo. O Bloco 1, predominantemente Argissolo, apresentou crescimento intermediário entre os demais. A diferença entre os blocos pode ser justificada pela morfologia dos solos, juntamente com um complexo conjunto de suas características, que pode refletir no crescimento e na manutenção florestal (RESENDE et al., 2012; HORST et al., 2018). Limitações quanto à profundidade, textura do solo, capacidade de retenção de água e material de origem são relatadas em estudos que buscam identificar áreas mais produtivas para plantios florestais (BOTREL et al., 2002; KLIPPEL et al., 2013; HORST et al., 2018). No entanto, a extensa dimensão dos blocos e variação entre as parcelas pode ter dificultado uma correlação mais forte entre os parâmetros avaliados.

Parcelas com *S. parahyba* foram instaladas predominantemente em Argissolos. A influência topográfica e edáfica nas variáveis respostas pode ter ocorrido em virtude da acentuada declividade, sobretudo no bloco 1 (46%). Os blocos 2 e 3 foram mais similares em termos de declividade (25% e 33%), distância da região de drenagem (44,4 m e 38,6m) e face de exposição (predominantemente nordeste), os quais provavelmente refletiram na proximidade dos valores para as variáveis dendrométricas entre estes dois blocos. Em solos e condições climáticas semelhantes, como dos três blocos, a diferença na fertilidade esta normalmente associada a declividade do terreno e a cobertura vegetal (FRITIA et al., 2021). A declividade está intimamente ligada ao maior escoamento superficial e carreamento de nutrientes (MORRIS e BOERNER, 1998; ZHANG et al., 2018). A região do estudo passa por meses com intensa pluviosidade, acima de 250 mm, embora possua precipitação inferior a 50 mm em alguns meses (Anexo XII). A erosão da superfície do solo reduz a disponibilidade e ciclagem de nutrientes, contribui para maior compactação do solo e baixa capacidade de retenção de água (HANDLEY et al., 1999; BOTREL et al., 2002). A reduzida capacidade de retenção de água pode ter influenciado diretamente na disponibilidade desses elementos a planta (BOTREL et al., 2002), refletindo em menor crescimento e produção de biomassa da espécie.

A reduzida disponibilidade de água em alguns meses e a intensa pluviosidade em outros, pode contribuir não apenas com o escoamento superficial como também para a mortalidade de *S. parahyba*. O relevo movimentado e variações nos índices pluviométricas condicionam a ocorrência de processos erosivos na região, principalmente em locais com declividade mais acentuada (SILVA et al., 2010; MELLO et al., 2012). Tais fatos podem ter contribuído para menores respostas dendrométricas da espécie, que é naturalmente encontrada em regiões úmidas, de mata atlântica e matas ciliares (LORENZI, 1992). O período chuvoso tem relação direta positiva com o crescimento da espécie, a ocorrência de temporais com ventos e períodos de estiagem prolongados podem influenciar na mortalidade das árvores (CALLADO e GUIMARÃES, 2010). A baixa disponibilidade de água em alguns meses do ano reduz o sucesso no estabelecimento de muitas culturas, pois afeta diretamente a produção de fotoassimilados essenciais para a produção de biomassa (TAIZ e ZEIGER, 2017). Estudos que relacionam a sobrevivência e crescimento de *S. parahyba* a disponibilidade de água, evidenciam a alta susceptibilidade da espécie a longos períodos de estiagem e solos com baixa capacidade de retenção e água (CABREIRA et al., 2019).

As variações pluviométricas aliada a competição entre árvores pode ter refletido em maior mortalidade. A mortalidade nos plantios de *S. parahyba* foi de 35% no plantio mais adensado, 1666 árvores ha⁻¹, 33% no plantio intermediário, 1111 árvores ha⁻¹, e 30% no plantio menos adensado, 625 árvores ha⁻¹. Segundo a RDA, foi observado em ambas as espécies a relação do teor de K na planta com o aumento da densidade de plantio. O stress hídrico pode modificar a composição celular levando a produção de substâncias osmoticamente ativas, aumentando assim o teor de K nos tecidos da planta (CARVALHO, 2005). A osmorregulação é uma importante estratégia da planta na resistência a seca, e o K é essencial nesse processo (HAWKESFORD et al., 2012).

Correlação positiva foi observada entre o teor de P no solo com plantio de *A. peregrina* e N no solo de plantios de *S. parahyba*. Ambas as espécies apresentam uma relação positiva com o S na planta. O processo de fixação biológica de N está intimamente ligado a disponibilidade de P para a planta, que influencia na fixação biológica de N, afeta o tamanho e o suprimento de proteínas do nódulo (DIVITO e SARDAS, 2014). A manutenção da simbiose rizobial requer grande quantidade de P das plantas hospedeiras, devido à considerável demanda da nitrogenase por ATP (SEFFER et al., 2015), o que justifica a relação positiva do elemento com a espécie fixadora de N. O suprimento de S também tem relação direta com funcionalidade da nitrogenase e leghemoglobina, no interior dos nódulos de plantas fixadoras de N, podendo afetar seu desenvolvimento e função (PACYNA et al., 2006; VARIN et al., 2010). A presença de S na planta é essencial não apenas para espécies fixadoras de N, mas também possui importante papel no metabolismo de espécies não fixadoras, como *S. parahyba*. Leguminosas não fixadoras de N também apresentam grandes demandas por S e N. Uma vez que o S além de ser constituinte de proteínas, também se relaciona com o aumento na absorção de nitrato (DIVITO e SARDAS, 2014; PRODHAN et al., 2019). A absorção do N por leguminosas como o *S. parahyba*, não fixadoras e de crescimento rápido, é fundamental para o desenvolvimento da planta (SILVA et al., 2011). O que pode justificar a correlação positiva entre maior produção de biomassa em sítios com mais N no solo.

Variações do teor de P, S e N no solo têm forte influência sobre o C do solo, uma vez que podem ocorrer restrições quanto a entrada de MO pelas limitações de N e P (OULEHLE et al., 2011; GOLL et al., 2012; CLEVELAND et al., 2013). A disponibilidade de S altera a estrutura e o metabolismo da comunidade microbiana do solo (STRICKLAND et al., 2010), conseqüentemente menores taxas de C estocado, devido a menor produção do sítio. Menores taxas de C no sítio de plantio também

podem ser associadas a declividade acentuada e o cultivo em solos expostos ao processo de erosão (SILVA et al., 2007). Concomitantemente, sítios menos declivosos e com solos mais desenvolvidos podem aumentar o C sequestrado pela espécie, devido ao seu melhor crescimento em produção de biomassa e atividade microbiana (NAIR et al., 2015). Em contra partida, acreditamos que a resposta negativa das variáveis dendrométricas das espécies ao Ca no solo, em ambas as espécies tenha sido em decorrência das características do sítio e não representa um fator limitante ao desenvolvimento das espécies.

5. Conclusão

As características edáficas foram condicionantes para *A. peregrina* que apresentou melhor crescimento quando cultivada em Latossolo e Argissolo, e menor quando em Cambissolo. A altura dominante foi identificada como um possível índice de qualidade de sítio para plantios da espécie, nas condições do estudo. Sugerimos que plantios de *A. peregrina* sejam evitados em solos rasos com baixa capacidade de retenção de água se o objetivo é a produção florestal. Entre as variáveis topográficas, a declividade e distância vertical à rede do canal e a relação que as mesmas possuem com o solo foram os principais fatores responsáveis pelas variações dendrométricas em *S. parahyba*. Acreditamos que a capacidade de retenção de água do solo e a períodos com baixa pluviosidade sejam determinantes no desempenho de *S. parahyba*. A disponibilidade de recurso afeta mais a espécie de crescimento rápido do que a espécies de crescimento lento, tanto na produção quanto a sobrevivência. Indicamos que o plantio de *S. parahyba* seja evitado em stands com declividade acentuada, que possuam baixa capacidade de retenção de água e distantes do canal de drenagem. A densidade de plantio pouco se relacionou com os atributos nutricionais e topográficos do solo. No entanto, para que sejam determinadas todas as condicionantes para o crescimento das espécies são recomendados estudos que abranjam maior variabilidade local, com relevos e solos distintos.

6. Bibliografia

ALVARES, C.A., et al. Modeling monthly mean air temperature for Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 113, n. 3, p. 407- 427, 2013.

AUSTIN, M. P.; VAN NIEL, K. P. Impact of landscape predictors on climate change modelling of species distributions: a case study with *Eucalyptus fastigata* in southern New South Wales, Australia. **Journal of Biogeography**, v.38, n.1, p. 9–19, 2010.

BALIEIRO, F. C. et al. Soil carbon and nitrogen in pasture soil reforested with eucalyptus and guachapele. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, n. 3, p.1253-1260, 2008.

BLAKE, G. R.; HARTGE, K. H. Particle density. **Methods of soil analysis: Part 1 physical and mineralogical methods**, v. 5, p. 377-382, 1986.

BOTREL, R.T. et al. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Brazilian Journal of Botany**, v. 25, n. 2, p. 195-213, 2002.

CABREIRA, G.V. et al. Fertilization and containers in the seedlings production and post-planting survival of *Schizolobium parahyba*. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 4, p. 1644-1657, 2019.

CALLAGARO, C. H.; GUIMARÃES, R. C. Estudo dos anéis de crescimento de *Schizolobium parahyba* (Leguminosae: Caesalpinioideae) após episódio de mortalidade em Ilha Grande, Rio de Janeiro. **Brazilian Journal of Botany**, v. 33, n. 1, p. 85-91, 2010

CAMPANHARO, I. F. Mudanças edáficas após plantio de leguminosas arbóreas em pastagem no sul do Espírito Santo. **Monografia**, Universidade Federal do Espírito Santo, 2017.

CAPBLANCQ, T., et al. Evaluation of redundancy analysis to identify signatures of local adaptation. **Molecular Ecology Resources**. 2018

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Embrapa Informações Tecnológica, Brasília-DF. Colombo: Embrapa Florestas, 2004.

CHAPIN, F. S. III. Integrated Responses of Plants to Stress. **BioScience**, v. 41, n. 1, p. 29-36, 1991.

CLEVELAND, C. C. et al. Patterns of new versus recycled primary production in the

- terrestrial biosphere. **PNAS**, v.110, n. 31, p.12733–12737, 2013.
- CORDEIRO, I. M. C. C.; et al. Avaliação de plantios de paricá (*Schizolobium parahyba* var. amazonicum (Huber ex Ducke) Barneby de diferentes idades e sistemas de cultivo no município de aurora do Pará-PA (BRASIL). **Ciência Florestal**, v. 25, n.3, p. 679-687, 2015.
- DELLARMELINA, W.M. Biomassa e carbono em plantios de *Schizolobium parahyba* var. amazonicum sob diferentes espaçamentos em área de pastagem. **Tese de doutorado** Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo. 2019.
- DIVITO, G. A.; SADRAS, V. O. How do phosphorus, potassium and sulphur affect plant growth and biological nitrogen fixation in crop and pasture legumes? A meta-analysis. **Field Crops Research**, v. 156, p. 161-171, 2014.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3 ed. Brasília: Embrapa, 2013.
- ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central Sao Paulo state, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 152, n. 1-3, p. 169-181, 2001.
- EUGENIO, F. C. et al. Mapeamento das áreas de preservação permanente do estado do Espírito Santo, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 3, p. 897-906, 2017.
- FACCO, A.G. et al. Saldo de radiação em plantios de eucalipto em áreas de relevo ondulado. **Revista Árvore**, v. 33, n.3, p. 471-480, 2009.
- FITRIA, A. D., et al. Land-use changes and slope positions impact on the degradation of soil functions in nutrient stock within the Kalikungkuk micro watershed, East Java, Indonesia. **Journal of Degraded and Mining Lands Management**, v. 8, n. 2, p. 2689-2702, 2021.
- GEI, M. et al. Legume abundance along successional and rainfall gradients in Neotropical forests. **Nature Ecology & Evolution**, v. 2, n.7, p.1104-1111, 2018.
- GOLL, D. S., et al. Nutrient limitation reduces land carbon uptake in simulations with a model of combined carbon, nitrogen and phosphorus cycling. **Biogeosciences** v. 9, p. 3547–3569, 2012.

GROSS, E.; CORDEIRO, L.; CAETANO, F. H. Nodulação e micorrização em *Anadenanthera peregrina* var. *falcata* em solo de cerrado autoclavado e não autoclavado. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 28, n. 1, p. 95-101, 2004.

HAWKESFORD, M. et al. Function of macronutrients. In: MARSCHNER, P. (Ed.). **Marschner's mineral nutrition**. Elsevier Ltd., 3 ed. 2012, p. 135-178.

HOOGMOED, M., et al. N-fixing trees in restoration plantings: effects on nitrogen supply and soil microbial communities. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 77, p. 203-212, 2014

HORST et al. Edaphic and topographic factors and their relationship with dendrometric variation of *Pinus taeda* L. in a high altitude subtropical climate. **Revista Brasileira de Ciências do solo**, v. 42, 2018.

HUA, F. et al. Opportunities for biodiversity gains under the world's largest reforestation programme. **Nature Communications**, v. 7, n. 1, p. 1-11, 2016.

HUANG, C. et al. Quantificational effect of reforestation to soil erosion in subtropical monsoon regions with acid red soil by sediment fingerprinting. **Environmental Earth Sciences**, v. 76, n. 1, p. 34, 2017.

JEFFREE, E. P.; JEFFREE, C. E. Temperature and the biogeographical distributions of species. **Functional Ecology**, v. 8, n. 5, p. 640-650, 1994.

JUCKER, T. et al. Topography shapes the structure, composition and function of tropical forest landscapes. **Ecology Letters**, v. 21, n. 7, p. 989-1000, 2018.

KLIPPEL, V. H. et al. Zoneamento climático para teca, cedro australiano, nim indiano e pupunha no estado do Espírito Santo. **Floresta**, v. 43, n.4, p.671-680, 2013.

LAMBERT, Z. V. et al. Redundancy analysis: An alternative to canonical correlation and multivariate multiple regression in exploring interspecies associations. **Psychological Bulletin**, v. 104, n. 2, 1988.

LOUZADA, J. et al. A multi-taxa assessment of nestedness patterns across a multiple-use Amazonian forest landscape. **Biological Conservation**, v. 143, n. 5, p. 1102-1109, 2010.

LORENZI, H. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas

arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa, SP: editora Plantarum, 352 p. 1992.

MARTINS, T. G. V. et al. Potential planting areas for native tree species in minas gerais state, Brazil, based on environmental variables and wood demand. **Ecological Modelling**, v. 432, 109211, 2020.

MELLO, C. R. et al. Distribuição espacial da precipitação e da erosividade da chuva mensal e anual no estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 36, p. 1878-1891, 2012.

MENDONÇA, E.S.; MATOS, E.S. **Matéria orgânica do solo: Métodos de análises**. UFV, Viçosa. 2005. 107 p.

NAIR, R, MEHTA CR, SHARMA S. Carbon sequestration in soils-a review. **Agricultural Reviews**, v. 36, n. 2, p. 81-99, 2015.

NAVE, L. E. et al. The role of reforestation in carbon sequestration. **New Forests**, v. 50, n. 1, p. 115-137, 2019.

OBERHUBER, W. Soil water availability and evaporative demand affect seasonal growth dynamics and use of stored water in co-occurring saplings and mature conifers under drought. **Trees**, v.31, p. 467-478, 2017.

OULEHLE, F., et al. Major changes in forest carbon and nitrogen cycling caused by declining sulphur deposition. **Global Change Biology**, v. 17, p. 3115–3129, 2011.

PACYNA, S. et al. Influence of sulphur supply on glucose and ATP concentrations of inoculated broad beans (*Vicia faba minor* L.). **Biology and Fertility of Soils**, v. 42:, p.324-32, 2006.

PRADA, C.M. et al. Soils and rainfall drive landscape-scale changes in the diversity and functional composition of tree communities in premontane tropical forest. **Journal of Vegetation Science**, v. 28, n. 4, p. 859-870, 2017.

R Development Core Team, R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2015. (<http://www.R-project.org/>)

REICH, P. B. The world-wide ‘fast–slow’ plant economics spectrum: a traits manifesto. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 2, p. 275-301, 2014.

RUIZ-NAVARRO, A. et al. Plant $\delta^{15}\text{N}$ reflects the high landscape-scale heterogeneity of soil fertility and vegetation productivity in a Mediterranean semiarid ecosystem. **New Phytologist**, v. 212, n. 4, p. 1030-1043, 2016.

SAGA. System for Automated Geoscientific Analyses. Version: 2.0.2. 2005. <http://www.saga-gis.org>. 19 Jan. 2010.

SALAZAR, L.F.; NOBRE, C.A.; OYAMA, M.D. Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. **Geophysical Research Letters**, v.34, n.9, 2007.

SANTOS, A. R. dos; EUGENIO, F. C.; LOUZADA, F. L. R. D. O. ArcGIS 9.3 Total: Aplicação para Dados Espaciais. 2a ed. Alegre, ES: CAUFES, 2010. Disponível em: <<http://www.mundogeomatica.com.br/LivroArcGIS93.htm>>.

SHEFFER, E. et al. Biome-scale nitrogen fixation strategies selected by climatic constraints on nitrogen cycle. **Nature Plants**, v.1, p. 1-6, 2015.

SILVA, A. C., et al. Relações entre matéria orgânica do solo e declividade de vertentes em toposseqüência de Latossolos do Sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 5, p. 1059-1068, 2007.

SILVA, A. K. L., et al. Litter dynamics and fine root production in *Schizolobium parahyba* var. amazonicum plantations and regrowth forest in Eastern Amazon. **Plant Soil**, v. 347, p. 377-386, 2011.

SILVA, C. B. et al. Properties of juvenile wood of *Schizolobium parahyba* var. amazonicum (paricá) under different cropping systems. *Agroforest Systems*, v. 95, p. 583-595, 2020.

SILVA, S. A. et al. Variabilidade espacial do potencial erosivo das chuvas para o estado do Espírito Santo, Brasil. **Irriga**, v. 15, n. 3, p. 312-323, 2010.

SOUZA, P.H. Biomassa e estoque de carbono em povoamento de *Anadenanthera peregrina* (L.) spreg sob diferentes espaçamentos. **Tese de doutorado** Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo. 2018.

STRICKLAND, M.S., et al. Rates of in situ carbon mineralization in relation to land-use, microbial community and edaphic characteristics. **Soil Biology and**

Biochemistry, v. 42, p. 260-269, 2010.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 6. ed. Artmed, 858 p., 2017.

TEDESCO, M.J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. v. 174. Porto Alegre: Ufrgs, 1995.

VARIN, S. et al. How does sulphur availability modify N acquisition of white clover (*Trifolium repens* L.)? **Journal of Experimental Botany**, v. 61, n. 1, p. 225-234, 2010.

ZHANG, C., et al. Effects of topographical and edaphic factors on tree community structure and diversity of subtropical mountain forests in the lower Lancang river basin. **Forests**. v. 7, p. 1-17, 2016.

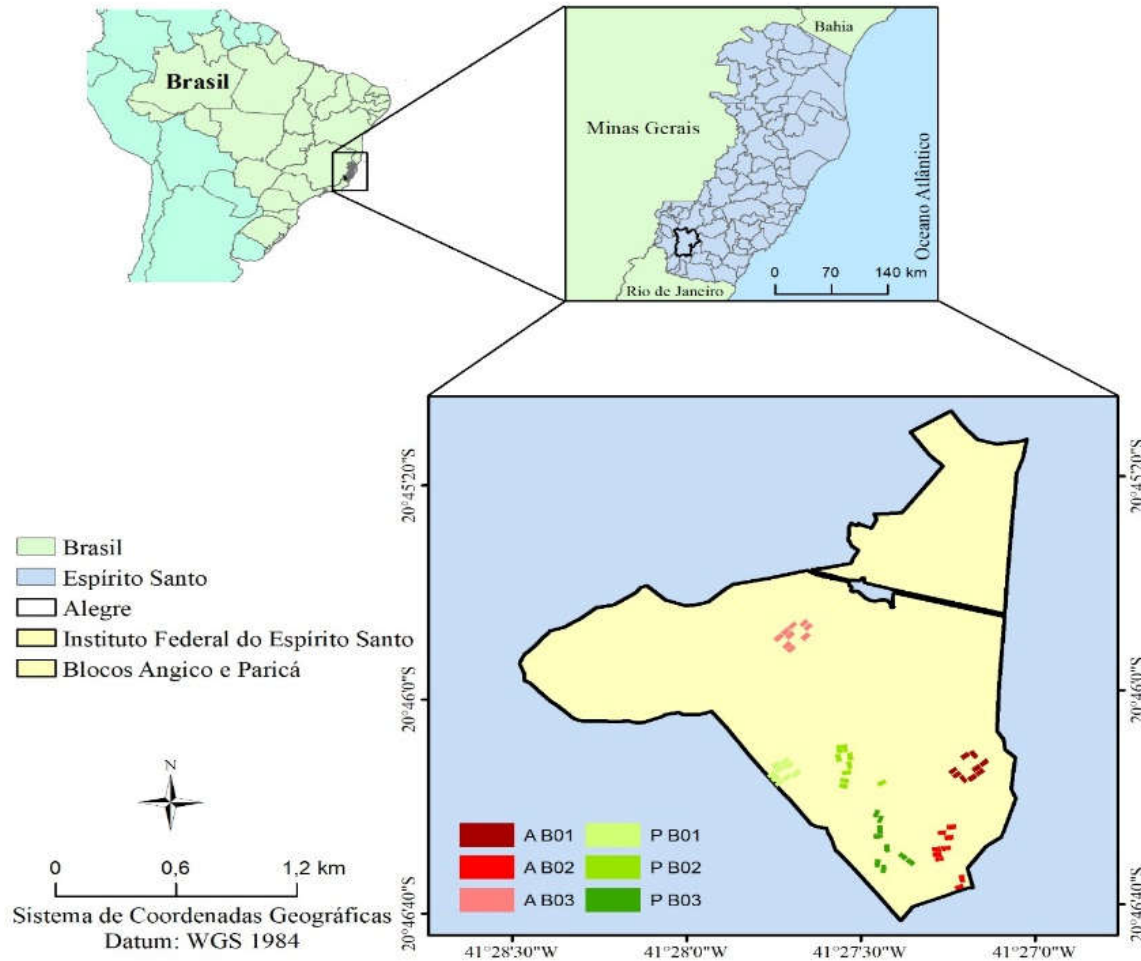
ZUUR, A. F. et al. Principal component analysis and redundancy analysis. In: **Analysing ecological data**, p. 193-224, 2007.

CONCLUSÃO GERAL

As espécies apresentaram padrões divergentes de assinatura de $\delta^{15}\text{N}$, acúmulo de nutrientes na biomassa e resposta as características do sitio de plantio. A fixação biológica de N, em *A. peregrina*, é influenciada pela densidade de árvores, a qual a espécie foi submetida. Plantios mais adensados exploram mais a absorção do N presente no solo e plantios menos adensados apresentam maior dependência da fixação biológica. No entanto, as estimativas de fixação de N_2 dependeram do método utilizado. Os nutrientes absorvidos foram acumulados em maiores quantidades na madeira de *S. parahyba* e na raiz de *A. peregrina*. Mesmo a espécie de crescimento rápido apresentando maior mortalidade, o acúmulo de P, K, Mg e S foi maior do que na espécie de crescimento lento, evidenciando a elevada produção de biomassa e absorção de nutrientes. Ao considerar a colheita florestal dessas espécies pode-se aferir que a maior proporção dos nutrientes estocados em *S. parahyba* seria exportado via colheita, enquanto as maiores proporções dos nutrientes em *A. peregrina* seria mantido no solo com a preservação das raízes. A realização do descascamento como técnica de manejo aumentaria a quantidade de nutrientes mantidos no sitio de plantio, principalmente em plantios de *S. parahyba*. As espécies se diferenciaram quanto a eficiência de uso de nutrientes na biomassa de madeira e na biomassa total. A EUN não foi afetada pela densidade de árvores, em ambas as espécies. *A. peregrina* utiliza com maior eficiência os nutrientes para a produção de biomassa da madeira, quando comparada a *S. parahyba*. No entanto, quando considerada a EUN da biomassa total as espécies apresentaram diferentes padrões de EUN, sendo *A. peregrina* mais eficiente no uso de P e S, para produção de todos os componentes da biomassa e as maiores EUN em *S. parahyba* foram evidenciadas em N, Ca e Mg.

O adensamento pouco se relacionou com os atributos nutricionais e topográficos do solo. A nutrição das plantas e as características do solo foram os principais fatores que influenciaram na resposta dendrométricas de *A. peregrina*. A topografia acentuada aliada as características do solo e períodos com pouca pluviosidade, foram fatores condicionantes para as variações dendrométricas em *S. parahyba*. Acreditamos que a capacidade de retenção de água do solo e a proximidade de redes de drenagem sejam determinantes no desempenho de *S. parahyba*. E que afete mais a espécies de crescimento rápido do que a espécies de crescimento lento. Que por sua vez se mostra mais susceptível a morfologia do solo.

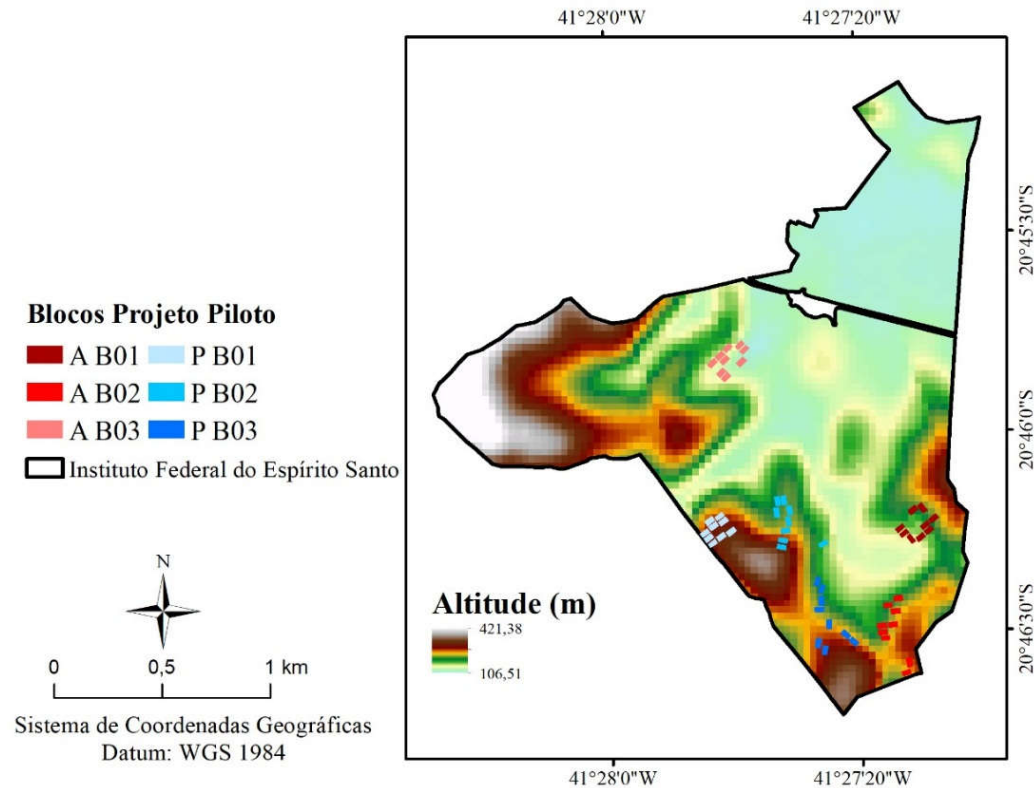
ANEXO I



Localização de estudo no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo, Campus de Alegre, no estado do Espírito Santo, Brasil. Destaque para a localização dos blocos com plantios de *A. peregrina* (A) e *S. parahyba* (P).

ANEXO II

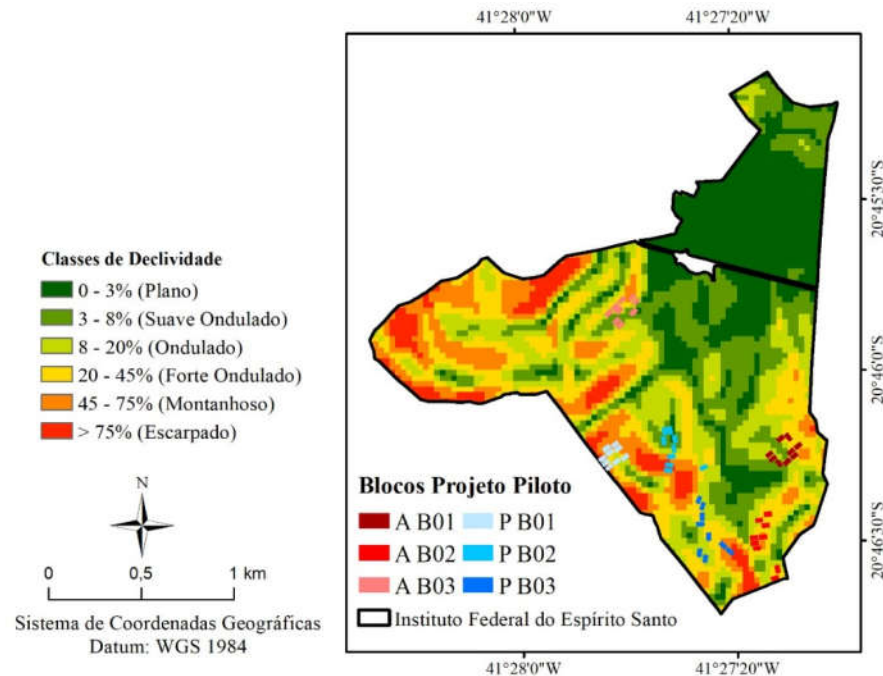
Os plantios de *A. peregrina* foram instalados a uma altitude média dos três blocos de 157 m, com o bloco 1 a 171 m, o bloco 2 a 159 m e o bloco 3 a 141 m de altitude. A altitude média dos três blocos de *S. parahyba* foi média de 169 m, com o bloco 1 a 176 m, bloco 2 a 163 m e bloco 3 a 167 m de altitude.



Modelo digital de elevação da área do Instituto Federal do Espírito Santo, onde estão localizados os três blocos com plantios de *A. peregrina* (A) e *S. parahyba* (P).

ANEXO III

Nenhuma das parcelas de ambas as espécies se localizou em terreno plano. A declividade mínima encontrada foi classificada como suave ondulado. Em *S. parahyba* os blocos 1, 2 e 3 apresentaram declividade média de 46,1; 25,0 e 32,8%, respectivamente. Os blocos 1, 2 e 3 de *A. peregrina* apresentaram declividade de 31,4; 25,7 e 29,9%, respectivamente.

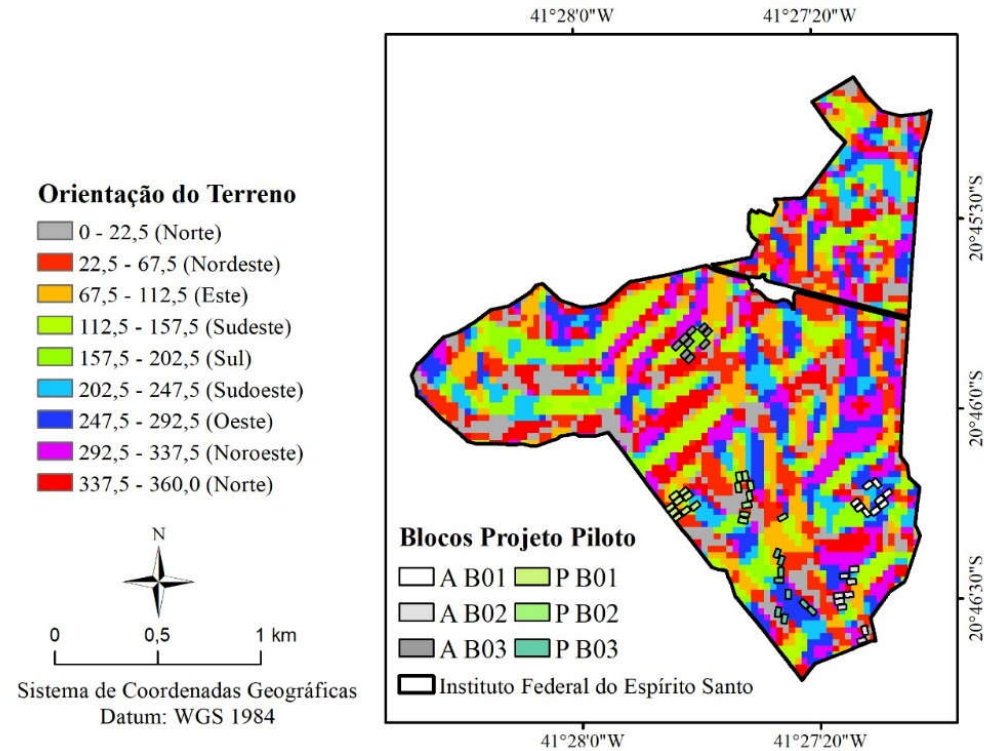


Mapa de declividade da área do Instituto Federal do Espírito Santo, onde estão localizados os três blocos com plantios de *A. peregrina* (A) e *S. parahyba* (P).

Os blocos 1, 2 e 3 de *A. peregrina* estavam posicionados a uma distância de 51,4; 34,5 e 26,5 m da rede de drenagem e os respectivos blocos de *S. parahyba* estavam posicionados a uma distância de 57,5, 4,4 e 38,4 m da rede de drenagem.

ANEXO IV

Foram observadas parcelas com faces voltadas para o Norte apenas no bloco dois de *A. peregrina* e blocos dois e três de *S. parahyba*, terrenos com orientação para a face Sul foi evidenciada apenas no bloco três de *A. peregrina*. A face Sudeste foi observada com maior frequência em plantios de *A. peregrina* e a face Nordeste em plantios de *S. parahyba*.



Mapa de orientação das vertentes da área do Instituto Federal do Espírito Santo, onde estão localizados os três blocos com plantios de *A. peregrina* (A) e *S. parahyba* (P).

ANEXO V

Valores médios dos atributos do solo (0-20 cm) antes do estabelecimento dos povoamentos monoespecíficos de *A. peregrina* e *S. parahyba*

Espécie	Bloco	Classificação	Textura	pH (H ₂ O)	P	K	Ca	Mg	CTC	MO
					---- mg dm ⁻³ ----	----- cmolc dm ⁻³ -----	-----	-----	-----	gkg ⁻¹
<i>A. peregrina</i>	B1Ap	PVAe ¹	Argilosa	5.9	2.0	75.1	3.5	2.0	8.6	20.9
	B2Ap	Cxbe ²	Média	6.0	1.9	68.6	4.4	2.3	9.7	24.8
	B3Ap	LVA ³	Argilosa	5.5	2.2	66.7	1.2	1.0	5.4	21.0
<i>S. parahyba</i>	B1Sp	LVA ³	Argilosa	5.2	1.8	42.3	1.0	0.8	5.0	14.0
	B2Sp	LVA ³	Média	5.7	1.7	90.2	1.7	1.3	5.7	15.1
	B3Sp	LVA ³	Média	6.1	2.7	95.4	3.4	1.5	7.8	19.6

A análise do solo foi realizada seguindo a Embrapa (1997). Onde: pH em H₂O 1: 2,5 (v / v) do solo: solução; P e K extraídos por Mehlich⁻¹ e determinados, respectivamente, por fotometria de chama e colorimetria; Ca e Mg extraídos por solução de KCl um mol L⁻¹ e determinados por espectrometria de absorção atômica; Capacidade de troca de Cation em pH 7 (CTC). A caracterização física do solo foi realizada por análise granulométrica de agitação lenta, obtendo-se as frações silte e argila pelo método de pipeta.

¹ PVAe - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Eutrófico; ² Cxbe - CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Eutrófico; ³ LVA³ - LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico.

Fonte: Souza, 2018; Delarmelina, 2019.

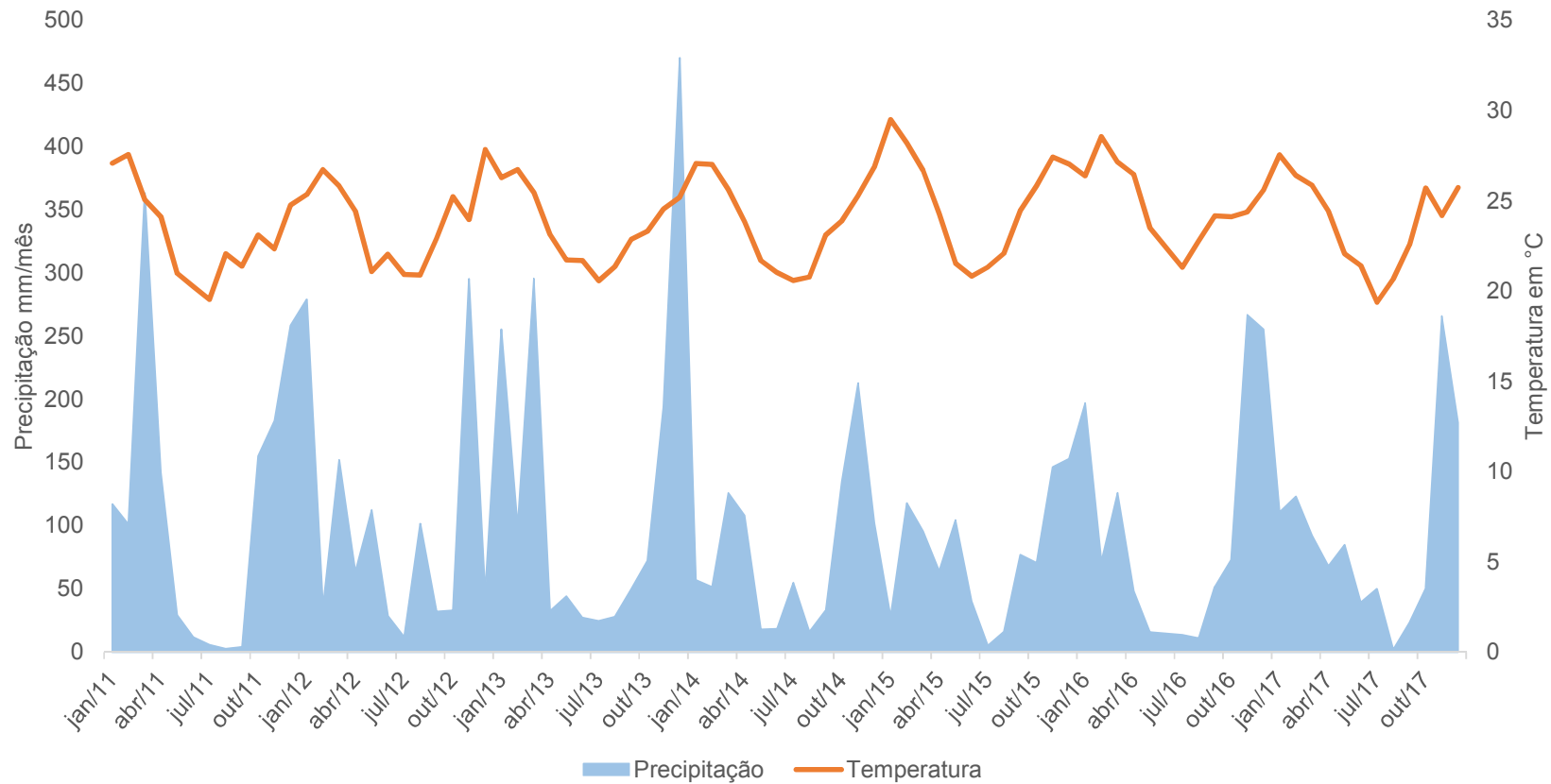
ANEXO VI

Atributos químicos do solo (\pm desvio padrão) na profundidade de 0-20 cm em monocultivos de *A. peregrina* e *S. parahyba*, após 68 meses do plantio.

Espécie	Bloco	Adensamento (árvores há ⁻¹)	pH (H ₂ O)	NT	P			Ca		Mg	MO ----- g kg ⁻¹ -----
					----- cmol _c dm ⁻³ -----			-----			
<i>A. peregrina</i>	B1	625	5,51 \pm 0,22	2,43 \pm 0,43	2,01 \pm 1,01	3,96 \pm 1,59	2,61 \pm 0,95	22,09 \pm 5,07			
		1111	5,44 \pm 0,11	2,43 \pm 0,57	2,02 \pm 0,36	2,51 \pm 0,09	1,80 \pm 0,20	18,01 \pm 6,68			
		1666	5,18 \pm 0,21	2,66 \pm 0,61	1,59 \pm 0,59	2,17 \pm 0,33	1,74 \pm 0,26	14,63 \pm 4,22			
	B2	625	5,73 \pm 0,37	2,43 \pm 0,35	2,03 \pm 0,24	4,36 \pm 0,91	3,10 \pm 1,06	18,78 \pm 1,14			
		1111	5,36 \pm 0,09	2,71 \pm 0,08	2,06 \pm 0,27	5,54 \pm 1,13	3,42 \pm 1,10	25,51 \pm 2,45			
		1666	5,27 \pm 0,17	1,96 \pm 0,85	2,54 \pm 1,74	4,05 \pm 0,92	2,58 \pm 0,06	23,87 \pm 2,48			
	B3	625	5,22 \pm 0,28	1,91 \pm 0,43	2,70 \pm 0,14	1,49 \pm 0,47	1,76 \pm 0,22	23,10 \pm 4,66			
		1111	5,20 \pm 0,27	2,05 \pm 0,35	4,28 \pm 4,25	1,16 \pm 0,55	1,39 \pm 0,49	20,59 \pm 1,81			
		1666	5,21 \pm 0,03	2,05 \pm 0,35	3,90 \pm 2,06	1,67 \pm 0,29	1,96 \pm 0,24	20,05 \pm 2,75			
<i>S. parahyba</i>	B1	625	6,06 \pm 0,16	1,77 \pm 0,21	2,29 \pm 0,62	4,89 \pm 0,79	1,96 \pm 0,28	13,79 \pm 1,16			
		1111	5,87 \pm 0,17	1,68 \pm 0,14	2,59 \pm 0,72	4,93 \pm 1,17	2,15 \pm 0,24	20,96 \pm 2,15			
		1666	5,85 \pm 0,26	1,45 \pm 0,43	2,19 \pm 0,57	4,60 \pm 1,02	2,21 \pm 0,27	18,61 \pm 1,48			
	B2	625	5,83 \pm 0,26	2,19 \pm 0,53	2,18 \pm 0,60	2,38 \pm 0,40	1,71 \pm 0,35	12,45 \pm 2,70			
		1111	5,56 \pm 0,56	2,43 \pm 0,40	2,88 \pm 0,65	1,81 \pm 0,94	1,11 \pm 0,94	10,14 \pm 1,83			
		1666	5,74 \pm 0,37	1,82 \pm 0,37	1,86 \pm 0,53	2,55 \pm 0,88	1,73 \pm 0,59	5,86 \pm 1,61			
	B3	625	4,93 \pm 0,37	3,03 \pm 0,16	2,23 \pm 0,41	1,26 \pm 0,41	1,44 \pm 0,46	14,70 \pm 3,08			
		1111	4,80 \pm 0,10	2,71 \pm 0,32	2,88 \pm 1,01	0,53 \pm 0,17	0,76 \pm 0,33	11,28 \pm 1,11			
		1666	5,15 \pm 0,09	2,33 \pm 0,29	2,23 \pm 0,46	1,05 \pm 0,29	1,17 \pm 0,30	12,69 \pm 1,10			

Nitrogênio total (NT); Matéria Orgânica (MO).

ANEXO VII



Precipitação acumulada no mês (mm/mês) e temperatura média mensal (°C) durante os anos de 2011 a 2017, na região do estudo.

ANEXO VIII

Equações ajustadas para estimativa da biomassa total e dos compartimentos das árvores para plantios monoespecíficos de *A. peregrina* e *S. parahyba*, aos 56 meses de idade, em Rive, Alegre, ES.

Espécie	Compartimento	Equação ajustada	R ² aj.	Syx (%)
<i>A. peregrina</i>	Folha	Bio = 1,5169484 + 0,0039595 (DAP ² .Ht)	46,96	47,70
	Galho	Bio = 0,676983 + 0,022195 (DAP ² .Ht)	74,92	42,04
	Madeira	Bio = 1,3085724 + 0,0185399 (DAP ² .Ht)	92,80	18,99
	Casca	Bio = 0,4311420 + 0,0016197 (DAP ² .Ht)	82,52	23,85
	Raiz	Bio = -1,5018 + 0,16346 (DAP .Ht)	0,48	46,10
	Total	Bio = 3,561821 + 0,044706 (DAP ² Ht)	88,60	24,09
<i>S. parahyba</i>	Folha	Bio= 2,0114073 + (-0,3166008.DAP) + (0,0097108.DAP ²) + (0,0007603*(DAP ² .Ht)	0,72	0,90
	Galho	Bio= -3,789381 - (0,901851.DAP) + (0,21063.DAP ²) - 0,005204 (DAP ² . Ht)	0,49	7,46
	Madeira	Bio = -3,09641 + (0,16979. DAP ²) + 0,00505 (DAP ² . Ht)	0,95	5,54
	Casca	Bio = -5,78683 + (0,63483.DAP) + (0,15817.Ht)	0,92	0,70
	Raiz	Bio= -8,416673 + (0,218092.DAP ²) - 0,006885 (DAP ² .Ht)	0,87	1,99
	Total	Bio=-11,323296+(0,313999.DAP ²) + 0,001973 (DAP ² .Ht)	0,94	8,64

R²aj. = coeficiente de determinação ajustado; Syx = erro padrão residual; Bio = biomassa; DAP = diâmetro a 1,30 m do solo e Ht = altura total da árvore.

Fonte: Souza, 2018; Delarmelina, 2019.

ANEXO IX

Valores médios de biomassa e parâmetros dendrométricas (\pm desvio padrão) em monocultivos de *A. peregrina* e *S. parahyba*, aos 56 meses de plantio.

Espécie	Bloco	Adensamento (árvores há ⁻¹)	Madeira	Galho	Folha	HD	D	AB
			----- Mg/ha -----	----- Mg/ha -----	----- m -----	----- cm -----	----- m ² -----	
<i>A. peregrina</i>	B1	625	3,37 \pm 1,28	3,61 \pm 1,48	1,30 \pm 0,37	6,65 \pm 0,45	6,75 \pm 1,27	0,0037 \pm 0,0013
		1111	7,98 \pm 4,55	8,80 \pm 5,18	2,76 \pm 1,34	7,37 \pm 0,71	7,29 \pm 1,25	0,0043 \pm 0,0014
		1666	9,80 \pm 2,41	10,42 \pm 2,80	3,92 \pm 0,64	7,46 \pm 0,45	6,31 \pm 0,54	0,0031 \pm 0,0005
	B2	625	2,01 \pm 1,40	2,09 \pm 1,54	0,88 \pm 0,50	5,91 \pm 0,93	5,71 \pm 0,93	0,0026 \pm 0,0008
		1111	4,27 \pm 2,87	4,51 \pm 3,25	1,76 \pm 0,90	6,77 \pm 0,94	6,01 \pm 1,24	0,0029 \pm 0,0012
		1666	6,89 \pm 0,86	7,16 \pm 0,96	2,99 \pm 0,31	7,22 \pm 0,01	5,87 \pm 0,29	0,0027 \pm 0,0003
	B3	625	8,14 \pm 1,32	9,26 \pm 1,59	2,41 \pm 0,27	7,75 \pm 0,10	9,78 \pm 0,95	0,0076 \pm 0,0015
		1111	11,00 \pm 0,63	12,28 \pm 0,81	3,58 \pm 0,14	8,19 \pm 0,18	8,12 \pm 0,53	0,0052 \pm 0,0007
		1666	13,51 \pm 2,28	14,91 \pm 2,83	4,64 \pm 0,40	8,02 \pm 0,48	7,54 \pm 0,90	0,0045 \pm 0,0011
<i>S. parahyba</i>	B1	625	9,16 \pm 4,92	2,33 \pm 1,79	0,86 \pm 0,68	11,37 \pm 2,01	10,42 \pm 1,73	0,0087 \pm 0,0029
		1111	18,56 \pm 5,77	4,49 \pm 2,13	1,88 \pm 0,86	12,73 \pm 0,91	10,80 \pm 1,47	0,0093 \pm 0,0025
		1666	24,11 \pm 5,84	3,10 \pm 1,01	2,77 \pm 0,79	15,60 \pm 0,93	10,44 \pm 0,59	0,0086 \pm 0,0009
	B2	625	25,33 \pm 13,77	8,06 \pm 4,82	2,64 \pm 1,38	15,32 \pm 1,26	16,01 \pm 2,21	0,0204 \pm 0,0056
		1111	34,74 \pm 5,58	9,95 \pm 2,20	3,79 \pm 0,50	14,25 \pm 1,22	14,31 \pm 1,38	0,0162 \pm 0,0031
		1666	36,80 \pm 18,59	6,83 \pm 4,55	4,21 \pm 2,12	17,00 \pm 1,26	12,48 \pm 2,02	0,0125 \pm 0,0038
	B3	625	33,37 \pm 8,06	10,51 \pm 3,17	3,51 \pm 0,74	15,79 \pm 1,29	16,43 \pm 1,95	0,0214 \pm 0,0050
		1111	19,34 \pm 1,57	4,49 \pm 0,82	1,98 \pm 0,30	13,15 \pm 0,85	10,85 \pm 0,81	0,0093 \pm 0,0014
		1666	41,92 \pm 23,94	6,18 \pm 5,37	4,89 \pm 2,99	16,36 \pm 1,06	11,09 \pm 1,67	0,0098 \pm 0,0030

Altura dominante (HD); Diâmetro (D); Área basal (AB).

Fonte: Souza, 2018; Delarmelina, 2019.

ANEXO X

Resumo dos resultados da Análise de Redundância (RDA) entre variáveis dendrométricas, consideradas dependentes pela RDA, e atributos topográficos, edáficos e nutricionais, considerados independentes.

	<i>A. Peregrine</i>			<i>S. parahyba</i>		
	RDA1	RDA2	RDA3	RDA1	RDA2	RDA3
Eigenvalue	3.667	0.233	0.050	3.000	0.590	0.042
Proportion Explained	0.611	0.078	0.008	0.510	0.098	0.007
Cumulative Proportion	0.611	0.689	0.658	0.510	0.598	0.605
Altura Dominante	0.95	0.24	0.12	0.73	0.62	0.19
Diâmetro	0.81	-0.47	0.18	0.87	-0.34	0.21
Área Basal	0.77	-0.53	0.17	0.86	-0.37	0.23
Biomassa de madeira	0.94	0.44	-0.33	0.88	0.50	-0.44
Biomassa de galho	0.95	0.40	-0.32	0.95	-0.07	-0.24
Biomassa de folhas	0.84	0.63	-0.37	0.73	0.62	0.19

ANEXO XI

Resultados da análise de redundância parcial. As propriedades dendrométricas (D) foram utilizadas como matriz de resposta a três fontes de variação: propriedades dos atributos do solo (S), nutricionais (N) e topográficos (T).

Component of variation	<i>A. peregrina</i>		<i>S. parahyba</i>	
	Adjusted R ²	p value	Adjusted	p value
TVE	0.479	0.001	0.398	0.005
S	0.518	0.001	0.286	0.002
N	0.312	0.005	0.121	0.140
T	0.004	0.394	0.400	0.001
D~S NuT	0.251	0.003	0.023	0.285
D~N SuT	-0.037	0.808	-0.048	0.803
D~T SuN	-0.048	0.908	0.110	0.071
UV	0.521		0.602	

TVE = variância total explicada; (~) Em função de; (U) variação combinada; (|) controlando o efeito de; UV = variação inexplicada.