

**TÂNIA LÚCIA DA COSTA**

**FIXAÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO EM  
LEGUMINOSAS ARBÓREAS EM DIFERENTES  
FORMAÇÕES VEGETAIS DE PERNAMBUCO**

RECIFE-PE  
2017

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA-PPGB

**FIXAÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO EM  
LEGUMINOSAS ARBÓREAS EM DIFERENTES  
FORMAÇÕES VEGETAIS DE PERNAMBUCO**

TÂNIA LÚCIA DA COSTA

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação  
em Botânica da Universidade Federal Rural de  
Pernambuco, como requisito para obtenção do título  
de Doutor em Botânica.

Orientador:

Everardo V.S.B. Sampaio

Coorientadores:

Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Elcida de Lima Araújo

Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Ana D. Santiago de Freitas

RECIFE-PE  
2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE  
Biblioteca Central, Recife-PE, Brasil

C837f Costa, Tânia Lúcia da  
Fixação biológica de nitrogênio em leguminosas arbóreas  
em diferentes formações vegetais de Pernambuco / Tânia  
Lúcia da Costa. – 2017.  
121 f.: il.

Orientador: Everardo Valadares de Sá Barretto Sampaio.  
Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de  
Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Botânica, Recife,  
BR-PE, 2017.

Inclui referências, anexo(s) e apêndice(s).

1. Biomassa 2. Nodulação 3.  $\delta^{15}\text{N}$  4. Rizóbio  
I. Sampaio, Everardo Valadares de Sá Barretto, orient.  
II. Título

CDD 581

**FIXAÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO EM LEGUMINOSAS ARBÓREAS  
EM DIFERENTES FORMAÇÕES VEGETAIS DE PERNAMBUCO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como requisito para obtenção do título de Doutor em Botânica.

Defendida em: \_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_

Presidente da Banca / Orientador

---

**Prof. Dr. Everardo V.S.B. Sampaio**

Universidade Federal de Pernambuco – UFPE

Examinadores:

---

**Profa. Dra. Ana Carolina B. Lins e Silva**

Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE (Titular)

---

**Profa. Dra. Juliana Santos Silva**

Universidade do Estado da Bahia – UNEB (Titular)

---

**Profa. Dra. Maria Jesus Nogueira Rodal**

Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE (Titular)

---

**Profa. Dra. Cláudia Ulisses de Carvalho Silva**

Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE (Titular)

---

**Profa. Dra. Margareth Ferreira de Sales**

Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE (Suplente)

---

**Prof. Dr. Kleber Andrade da Silva**

Universidade Federal de Pernambuco – UFPE (Suplente)

# *Ofereço*

*A ti Deus meu!*

## *Dedico*

*A minha mãe e a todos aqueles que,  
contribuíram para a finalização desse  
trabalho.*

*Se não puder voar, corra.*  
*Se não puder correr, ande.*  
*Se não puder andar, rasteje,*  
*Mas continue em frente*  
*de qualquer jeito!*  
***Martin Luther King***

## *AGRADECIMENTOS*

---

---

Primeiramente, agradeço a Deus por tantas vitórias alcançadas e pelo seu imenso amor em tantos momentos difíceis, mas que me fizeram crescer e acreditar na realização dos meus objetivos.

A minha mãe “Ana”, pelo seu apoio, orações e dedicação, que foram fundamentais em minha formação.

A meu namorado e amigo “Anderson”, pela paciência e por estar ao meu lado em todos os momentos, com seu apoio e incentivo.

Aos meus amigos do Departamento de Energia Nuclear (DEN/UFPE) (Andréa, Benaia, Diego, Renata, Eliza, Mona) e da Rural (Juliana, Luciana, Sarah, Rafaela, Talita, Tássia) por todo o apoio e convivência em tantos momentos importantes, de alegria, ansiedade, mas sempre na torcida pelo êxito em minhas atividades.

A minha querida Leidiana (Leidi), pelo carinho de sua amizade sincera e pelo seu exemplo de pessoa batalhadora e dedicada em tudo que faz “*We are the champions, my friends*” *kkk*”.

Ao companheiro de coleta Marcos Chagas “Marquinhos”, pelo árduo trabalho de campo, mas sempre com bastante alegria e responsabilidade.

Ao professor André Lima, pelo apoio logístico para coleta de campo e aos professores André Laurênio e Rubens Queiroz, pela ajuda na identificação de algumas espécies de plantas.

A “Dona Lua”, Socorro e ao Seu Gilson (*gente de lugares tão diferentes*), que gentilmente abriram as suas casas para me receber e me atender no que fosse necessário para a realização do meu trabalho.

A funcionária Kênia Azevedo, pelo seu jeito alegre, responsável e principalmente pela sua maneira de realizar as suas funções com amor e dedicação para com todos.

A profa. Mari, pela amizade, preocupação e pela oportunidade que eu tive de compartilhar por um período de minha vida acadêmica de sua convivência e aprendizado.

Ao meu orientador Everardo Sampaio, por todos os seus ensinamentos e sua disponibilidade, que foram importantíssimos para a conclusão desse trabalho, sempre com muita atenção, confiança e tranquilidade. Agradeço também as minhas coorientadoras Ana D.S de Freitas e Elcida de Lima Araújo.

Ao Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade Federal Rural de Pernambuco. Ao programa de Pós-Graduação em Energia Nuclear–UFPE. A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pela concessão da bolsa.

Ao Laboratório de Fertilidade do Solo (DEN/UFPE) e aos funcionários Gilberto e Claudenice pela infraestrutura e ajuda oferecida para a realização da minha pesquisa.

*Desse modo, posso dizer que esta tese é fruto da contribuição de tantas pessoas e de um esforço pessoal que valeu cada momento, pelo grande aprendizado. A vocês os meus sinceros agradecimentos!!!.*

## SUMÁRIO

---

<b>LISTA DE FIGURA</b>	IX
<b>LISTA DE TABELA</b>	X
<b>RESUMO</b>	XI
<b>ABSTRACT</b>	XII
<b>1. INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	13
<b>2. REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	15
2.1 CARACTERÍSTICAS GERAIS DA FIXAÇÃO BIOLÓGICA DO NITROGÊNIO (FBN)	15
2.2 FATORES QUE INFLUENCIAM NA FBN EM FLORESTAS TROPICAIS.....	17
2.3 MÉTODO DA ABUNDÂNCIA NATURAL DE $^{15}\text{N}$ NAS QUANTIFICAÇÕES DA FBN.	19
2.4 ABUNDÂNCIA NATURAL DO $\delta^{15}\text{N}$ E CONTRIBUIÇÕES DO N FIXADO EM LEGUMINOSAE EM FLORESTAS TROPICAIS.....	20
2.5 RIQUEZA DE LEGUMINOSAE EM DIFERENTES FLORESTAS TROPICAIS E ESTÁDIOS SUCESSIONAIS.....	23
2.6 BIOMASSAS AÉREAS TOTAIS E DE LEGUMINOSAE EM FLORESTAS TROPICAIS	26
2.6.1 BIOMASSA AÉREA TOTAL EM FLORESTAS TROPICAIS ÚMIDAS.....	26
2.6.2 BIOMASSA AÉREA TOTAL EM FLORESTAS TROPICAIS SECAS.....	27
2.6.3 BIOMASSA AÉREA DE LEGUMINOSAE.....	29
2.7 CAATINGA, MATA SERRANA, CARRASCO E MATA ATLÂNTICA.....	30
<b>3. REFERÊNCIAS</b> .....	33
<b>MANUSCRITO I: IMPORTÂNCIA DAS ESPÉCIES DE LEGUMINOSAE NA REGENERAÇÃO NATURAL EM FLORESTAS COM DIFERENTES IDADES SOB CLIMA ÚMIDO E SECO NO NORDESTE DO BRASIL</b> .....	47
RESUMO.....	49
INTRODUÇÃO.....	50
MÉTODOS.....	51
ÁREAS DE ESTUDO.....	51
COLETA DOS DADOS E ESTIMATIVAS DE BIOMASSAS AÉREAS.....	52
RESULTADOS.....	53
DISCUSSÃO.....	56

AGRADECIMENTOS.....	60
REFERÊNCIAS.....	60
<b>MANUSCRITO II: FIXAÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO EM LEGUMINOSAE LENHOSAS EM FLORESTAS COM DISTINTAS IDADES SOB CLIMA ÚMIDO E SECO NO NORDESTE DO BRASIL.....</b>	<b>73</b>
RESUMO.....	74
INTRODUÇÃO.....	75
MATERIAL E MÉTODOS.....	77
ÁREAS DE ESTUDO.....	77
COLETA DOS DADOS E ESTIMATIVAS DE BIOMASSAS FOLIARES.....	78
ESTIMATIVAS DA FIXAÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO.....	79
RESULTADOS.....	80
DISCUSSÃO.....	83
CONCLUSÕES.....	86
AGRADECIMENTOS.....	87
REFERÊNCIAS.....	87
<b>APÊNDICE.....</b>	<b>100</b>
NÚMERO DE INDIVÍDUOS (N), DENSIDADE TOTAL DE PLANTAS (DP), BIOMASSA AÉREA TOTAL (BA) E ÁREA BASAL TOTAL (AB, m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> ) DAS ESPÉCIES AMOSTRADAS NOS FRAGMENTOS DE FLORESTAS TROPICAIS COM DIFERENTES TEMPOS DE REGENERAÇÃO NO NORDESTE DO BRASIL.....	101
<b>ANEXOS.....</b>	<b>115</b>
ANEXO 1. NORMAS PARA PUBLICAÇÃO NA REVISTA <i>APPLIED VEGETATION SCIENCE</i> .....	116
ANEXO 2. NORMAS PARA PUBLICAÇÃO NA REVISTA <i>FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT</i> .....	119

## LISTA DE FIGURAS

---

### MANUSCRITO I

- Figura 1. Biomassa aérea de não-Leguminosae (BNL), de Mimosoida (subfamília Caesalpinioideae) (BAM), de Papilionoideae (BAP, Mg ha<sup>-1</sup>) e de outras subfamílias (Detarioideae, Dialioideae, Cercidioideae, juntamente com outros táxons fora do Clado Mimosoida em Caesalpinioideae), em fragmentos de florestas tropicais com diferentes idades no Nordeste do Brasil..... 70

## LISTA DE TABELAS

---

### MANUSCRITO I

Tabela 1. Características dos fragmentos de florestas tropicais estudados no Nordeste do Brasil.....	68
Tabela 2. Totais de famílias (Fam) e de espécies (Spp); densidade total de plantas (DP) e de Leguminosae (DL, plantas ha <sup>-1</sup> ); área basal total (AB) e de Leguminosae (ABL, m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> ); biomassa aérea de Leguminosae (BAL) e de leguminosas fixadoras (BAF), em fragmentos de florestas tropicais com diferentes idades no Nordeste do Brasil.....	69
Tabela 3. Densidade (ind. ha <sup>-1</sup> ) de espécies de Leguminosae e indicação do potencial de nodulação da espécie, em fragmentos de florestas tropicais com diferentes idades (J-florestas jovens e V-velhas) no Nordeste do Brasil.....	71

### MANUSCRITO II

Tabela 1. Características dos fragmentos de florestas tropicais estudados no Nordeste do Brasil.....	94
Tabela 2. Biomassa (B, kg ha <sup>-1</sup> ) foliar total de todas as famílias de plantas, de Leguminosae (Leg) e de Leguminosae fixadoras (Leg fix), quantidade de N foliar total (kg ha <sup>-1</sup> ) de Leguminosae (N Leg total) e das fixadoras (N Leg fix), N fixado (N fixado, kg ha <sup>-1</sup> ) em fragmentos de florestas tropicais com diferentes idades (anos de regeneração), no Nordeste do Brasil.....	95
Tabela 3. Médias e erro-padrão do $\delta^{15}\text{N}$ das Leguminosae potencialmente fixadoras e das espécies referências (ref.), número total de plantas analisadas quanto ao $\delta^{15}\text{N}$ (Nº total), proporção de plantas efetivamente fixadoras (% fixadoras), concentração de N% nas folhas, proporções do N nas folhas derivado da atmosfera (%Ndda) e quantidade de N fixado (N kg ha <sup>-1</sup> ) em fragmentos de florestas tropicais com diferentes idades no Nordeste do Brasil..	96

## RESUMO

---

---

COSTA, Tânia Lúcia da. Dra. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Fevereiro de 2017. **Fixação biológica de nitrogênio em leguminosas arbóreas em diferentes formações vegetais de Pernambuco.** Dr. Everardo V.S.B. Sampaio, Dra. Elcida de Lima Araújo, Dra. Ana D. Santiago de Freitas.

A Fixação Biológica de Nitrogênio (FBN) em Leguminosae é um importante processo em ecossistemas florestais. No entanto, ainda são escassas as informações sobre as quantidades de N aportadas em distintas idades da regeneração das florestas. A participação das leguminosas na estrutura da vegetação e contribuição para as entradas de N fixado simbioticamente foram avaliados em florestas secas e úmidas com diferentes idades em Pernambuco e Ceará, Brasil. Foram estabelecidas dez parcelas de 20×20 m e medidas todas as plantas com  $DAP \geq 3$  cm nas florestas secas e  $DAP \geq 5$  cm nas florestas úmidas. Em cada parcela foram coletadas folhas de todas as espécies de Leguminosae e de algumas não Leguminosae (plantas de referência) para determinações de  $\delta^{15}N$  e das proporções de N da planta derivado do ar (%N<sub>da</sub>). Leguminosae destacou-se pela maior riqueza de espécies, entre todas as famílias presentes, em cada uma das florestas. As densidades relativas de Leguminosae nas florestas úmidas jovens foram inferiores às das florestas secas (<13% versus  $\geq 30\%$ ), apesar de serem as maiores entre as famílias, em todas as florestas. Na maior parte das florestas secas mais jovens as biomassas de Leguminosae foram acima de 40% da biomassa aérea total, enquanto nas florestas úmidas jovens ficaram entre 25% e 30%. As médias de  $\delta^{15}N$  foliar das espécies não fixadoras foram maiores nas florestas secas (5,4 a 12,7 ‰) que nas florestas úmidas (1,5 a 4,5 ‰). As quantidades de N adicionadas anualmente à biomassa foliar das espécies de Leguminosae fixadoras foram maiores nas florestas secas de embasamento cristalino e na floresta úmida costeira mais jovem (3,2 a 14,4 kg ha<sup>-1</sup>) que nas mais velhas (0,7 a 3,5 kg ha<sup>-1</sup>), diferindo dos padrões encontrados nas florestas sobre embasamento sedimentar arenoso e, nas caducifólias não espinhosas e nas florestas úmidas montanas. Os gêneros e as espécies de Leguminosae, em geral, foram distintos entre as florestas secas e úmidas, com as maiores diferenças em relação às úmidas costeiras. As maiores diferenças na composição de espécies da família em função da idade da floresta ocorreram nas florestas úmidas. As proporções das espécies potencialmente fixadoras foram similares a das não fixadoras, independentemente da idade da floresta tanto nas florestas úmidas quanto nas secas. As maiores quantidades de N fixado nas florestas mais jovens que nas mais velhas não foi uma característica de todas as tipologias. Em todas as fitofisionomias, as médias de  $\delta^{15}N$  variaram com a idade das florestas, as espécies e principalmente, dentro das populações em um mesmo local, e refletiram-se em distintos potenciais de fixação e quantidades de N fixado.

**Palavras-chave:** biomassa, nodulação,  $\delta^{15}N$ , rizóbio.

## ABSTRACT

---

COSTA, Tânia Lúcia da. Dra. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Fevereiro de 2017. **Biological nitrogen fixation in tree legumes in different vegetations formations of Pernambuco.** Dr. Everardo V.S.B. Sampaio, Dra. Elcida de Lima Araújo, Dra. Ana D. Santiago de Freitas.

Biological Nitrogen Fixation (BNF) in Leguminosae is an important process in forest ecosystems. However, information on the amounts of added N at different ages of forest regeneration is still scarce. The participation of legume plants in the vegetation structure and the contribution of symbiotically fixed N were evaluated in dry and humid forests with different regeneration ages in Pernambuco and Ceará states, Brazil. Ten 20 × 20 m plots were established and all plants with DBH ≥ 3 cm in dry forests and DBH ≥ 5 cm in humid forests were measured. Leaves of all Leguminosae and some non-Leguminosae species (reference plants) were collected in each plot to determine  $\delta^{15}\text{N}$  and the proportions of symbiotically fixed N in each plant (% Ndfa). Leguminosae was highlighted by the greater number of species, among all families, in each one of the forests. The relative densities of Leguminosae in the young wet forests were inferior to those of the dry forests (< 13% versus > 30%), despite being the largest among all families, in all forests. In most of the younger dry forests the biomasses of Leguminosae were over 40% of the total aboveground biomass, while in the young wet forests they were between 25% and 30%. The mean leaf  $\delta^{15}\text{N}$  of the non-fixing species were higher in the dry forests (5.4 to 12.7 ‰) than in the rainforests (1.5 and 4.5 ‰). The amount of N added annually to the leaf biomass of the fixing legume species was higher in the young dry forests over chrySTALLINE embasement and in the humid coastal forests (3.2 to 14.4 kg ha<sup>-1</sup>) than in the older ones (0.7 to 3.5 kg ha<sup>-1</sup>), differing from the patterns in the dry forest over sandy sedimentary embasement and in the non-thorny deciduous and mountain forests. The genera and species of Leguminosae were, in general, distinct between the dry and the wet forests, with the greatest differences in relation to the humid coastal forests. The largest difference in the species composition of the family due to the forest age occurred in the humid forests. The proportions of potentially fixing species were similar to those of non-fixing species regardless of forest age in both humid and dry forests. The higher amounts of N fixed in the young than in the old forest was not characteristic of all forest types. In all phytophysionomies, the average  $\delta^{15}\text{N}$  varied with the forest age, among the species and mainly, within the populations in the same forest, which reflected in distinct fixation potentials and amounts of fixed N.

**Key-words:** biomass, nodulation,  $\delta^{15}\text{N}$ , rhizobia

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

---

A família Leguminosae (Fabaceae) destaca-se em riqueza de espécies e em biomassas em muitas florestas da região Neotropical e da África. É a terceira maior família de Angiospermas incluindo cerca de 760 gêneros e 19,500 espécies (LPWG, 2013; YAHARA et al., 2013), abrangendo grande diversidade de formas de crescimento (DOYLE; LUCKOW, 2003). Grande parte do seu sucesso em distintas florestas tropicais pode ser explicado pelas associações simbióticas com bactérias genericamente chamadas de rizóbios (p. ex. dos gêneros *Rhizobium*, *Bradyrhizobium*, *Burkholderia*) (DOYLE; LUCKOW, 2003, QUEIROZ, 2009), que são capazes de fixar o N<sub>2</sub> atmosférico pelo processo de fixação biológica de nitrogênio (FBN) e transferir o nitrogênio (N) para as plantas (BODDEY et al., 2000; SULLIVAN et al., 2014). Esse processo, pode ter impactos significativos na melhoria das condições edáficas (ARAÚJO et al., 2006), contribuindo para a restauração de solos pobres em N e para a recuperação de florestas degradadas (SANTI et al., 2013). Em florestas em estádios iniciais da regeneração, a FBN seria o principal meio de entradas de N (GEHRING et al., 2005), enquanto em estádios mais tardios, o N seria menos limitante para a vegetação (MENGE; HEDIN, 2009), resultando em diminuição da vantagem ecológica das fixadoras, sendo esperadas baixas proporções do N derivado da fixação (BODDEY et al., 2000; HOULTON et al., 2008).

A FBN tem sido estudada pela técnica isotópica de <sup>15</sup>N tanto em florestas úmidas (ROGGY et al., 1999; NARDOTO et al., 2008; GEHRING; VLEK, 2004) quanto em florestas secas tropicais (NDIAYE; GANRY, 1997; TEIXEIRA et al., 2006; FREITAS et al., 2010; SOUZA et al., 2012). Esse método, tem permitido obter estimativas úteis da FBN, com a identificação das proporções de N das plantas derivado do ar e do solo (CLEVELAND et al., 1999). Os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  nestas florestas variam em função do fracionamento isotópico nos processos físicos, químicos e biológicos no ciclo do N (MARTINELLI et al., 1999; OMETTO et al., 2006), da precipitação (AMUNDSON et al., 2003; NARDOTO et al., 2008, 2014) e da profundidade do solo (BUSTAMANTE et al., 2004). Em algumas áreas, os valores baixos de  $\delta^{15}\text{N}$  no solo não permitem estimativas da FBN (FREITAS et al., 2015) e, em outras, as estimativas só vão ao ponto de comprovar a existência de fixação e determinar as proporções de N derivadas da atmosfera em plantas isoladas (HÖGBERG, 1997).

Estimar as quantidades do N fixado pelas Leguminosae fixadoras em florestas naturais é trabalhoso, considerando que requer quantificação da biomassa produzida e das concentrações de N nessas biomassas de todas as leguminosas fixadoras na área. Em geral, esta estimativa é mais difícil em florestas úmidas devido a maior riqueza de espécies dessa família que a das florestas secas (SOUZA et al., 2012), mas, tanto para as secas quanto para as úmidas, há um número muito limitado de estimativas (NARDOTO et al., 2014). Estimativas das contribuições da FBN em florestas com distintas idades da regeneração são ainda mais limitadas que as de florestas maduras, tanto nas tropicais secas quanto nas úmidas. Algumas das poucas medidas feitas (SOUZA et al., 2012) parecem contrariar a hipótese da vantagem da FBN nos estádios iniciais de regeneração da vegetação, tendo sido encontradas quantidades fixadas bem maiores em uma caatinga com mais de 50 anos de regeneração, que em caatingas com menos tempo de regeneração (SOUZA et al., 2012).

Na região Nordeste do Brasil, a família Leguminosae destaca-se pela riqueza, densidade de plantas e/ou dominância de algumas espécies em diferentes levantamentos florísticos em florestas úmidas, como a Floresta Atlântica (ROCHA et al., 2008; COSTA et al., 2012; NASCIMENTO et al., 2012), e os brejos de altitude (FERRAZ et al., 1998; RODAL; NASCIMENTO et al., 2002; PINTO et al., 2012), em savana, como o cerrado (BUSTAMANTE et al., 2004), e em florestas secas, como o carrasco (ARAÚJO et al., 1998; 1999) e, principalmente, a caatinga, onde a família compreende a maior parte do estrato lenhoso e a maior diversidade de espécies, com cerca de 86 gêneros e 320 espécies (QUEIROZ et al., 2009). Na região, ainda há poucos estudos sobre a FBN, concentrados em áreas da caatinga. Além disso, na região Nordeste há grande diversidade de condições abióticas (SAMPAIO, 2010) e um mosaico de áreas com diferentes tempos de regeneração, oferecendo a possibilidade de explorar os distintos sinais de  $^{15}\text{N}$  e as proporções do N fixado pelas leguminosas (FREITAS et al., 2015a).

Considerando a importância da família Leguminosae em distintas florestas tropicais para a riqueza florística, a densidade de plantas, as contribuições para as biomassas e a ciclagem de N e FBN foram investigadas no primeiro manuscrito questões relacionadas à riqueza na família, às diferenças na composição florística em função da idade da floresta, às proporções da densidade de plantas e da biomassa aérea e à importância das espécies de Leguminosae potencialmente fixadoras de N, em florestas

com diferentes idades sob clima seco e úmido em Pernambuco e Ceará, Brasil. No segundo manuscrito foram elucidadas questões a cerca do método da abundância natural de  $^{15}\text{N}$ , dos sinais de  $^{15}\text{N}$  e das proporções do N fixado através da FBN entre e dentro das populações de leguminosas fixadoras.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

---

### **2.1. Características gerais da Fixação Biológica do Nitrogênio (FBN)**

O  $\text{N}_2$  compõe cerca de 78% da atmosfera, mas encontra-se em uma forma não imediatamente disponível para as plantas (CREWS et al., 1999; FRANCHE et al., 2009; ANDREWS et al., 2011). Bactérias fixadoras de  $\text{N}_2$  (bactérias diazotróficas) em simbiose com plantas vasculares ou de vida livre são capazes de fixar o  $\text{N}_2$  diretamente da atmosfera pelo processo de fixação biológica de nitrogênio (FBN) e torná-lo em formas mais disponíveis para as plantas, como íons nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) (CLEVELAND et al., 1999; BODDEY et al., 2000). Associações simbióticas entre bactérias genericamente chamadas de rizóbios e espécies de Leguminosae (Fabaceae) são bastante conhecidas, mas a simbiose não é universal entre as suas espécies e nem se limita a esta família (DOYLE; LUCKOW, 2003). Associações simbióticas fora de Leguminosae são encontradas no gênero *Parasponia* (SPRENT, 2007), que é uma exceção na nodulação por rizóbios, e em outras famílias de plantas denominadas de actinorrízicas (plantas que se associam ao gênero *Frankia*, coletivamente conhecidas como plantas actinorrízicas), como Betulaceae, Casuarinaceae, Coriariaceae, Datisceae, Elaeagnaceae, Myricaceae, Rhamnaceae e Rosaceae, todas noduladas por bactérias actinorrízicas (HUSS-DUNELL, 1997; DOYLE; LUCKOW, 2003; SANTI et al., 2013).

O exemplo clássico da infecção por rizóbios é via pelos radiculares. Durante a formação do nódulo, os tecidos do hospedeiro (planta) desenvolvem-se para formar um tecido especializado, que mantém um ambiente no qual a fixação do  $\text{N}_2$  pode ocorrer (FRANCHE et al., 2009). A redução do  $\text{N}_2$  dentro do nódulo requer energia, que é fornecida pela planta e a efetividade na fixação vai depender da especificidade do hospedeiro. Cepas bacterianas efetivas na fixação do N em uma espécie podem ser ineficazes (não-fixadoras) em outra espécie de planta (FRANCHE et al., 2009). As

plantas actinorrízicas são quase todas noduladas por bactérias do gênero *Frankia*, o que contrasta com a simbiose rizobial que é quase que totalmente limitada à Leguminosae (HUSS-DUNELL, 1997).

As plantas em simbiose com organismos fixadores de N<sub>2</sub> podem ocupar diferentes nichos, adaptando-se à grande variedade de estresse ambiental. Algumas espécies de plantas actinorrízicas são muito bem adaptadas a terrenos alagados, regiões áridas, solos contaminados, pH extremo e alta salinidade, e, devido a essas propriedades, algumas dessas plantas são pioneiras que colonizam áreas perturbadas (SANTI et al., 2013). Esse padrão também é relatado para espécies de Leguminosae fixadoras, que são bastante úteis na restauração de solos pobres em N e na recuperação de florestas degradadas (DIABATE et al., 2005; GONZÁLEZ-RUIZ et al., 2008), uma vez que estas espécies podem ter impactos significativos no ciclo do N, tanto em sistemas naturais, quanto em sistemas agrícolas (VITOUSEK; HOWARTH, 1991; ZAHARAN, 1999), melhorando as condições edáficas, através do aumento das reservas de N orgânico no solo (ARAÚJO et al., 2006).

Em florestas naturais há um especial interesse nas estratégias de aquisição de N pelas espécies vegetais, fomentando a procura por técnicas para avaliar a contribuição da FBN pela vegetação (BODDEY et al., 2000). Nas florestas tropicais, onde há uma grande diversidade de leguminosas potencialmente fixadoras nas comunidades (CREWS et al., 1999), o interesse da FBN nestas espécies tem aumentado, tanto em florestas úmidas (GEHRING et al., 2005; NARDOTO et al., 2008, 2014; FREITAS et al., 2015a) quanto em florestas secas (TEIXEIRA et al., 2006; FREITAS et al., 2010a; SOUZA et al., 2012) e em sistemas agroflorestais (FREITAS et al., 2015b). Todavia, apesar da importância potencial de leguminosas fixadoras na ciclagem do N em florestas tropicais, ainda há poucos estudos sobre a fixação de N<sub>2</sub> nesses ecossistemas (NARDOTO et al., 2014).

A FBN em Leguminosae apresenta grande variação entre espécies e gêneros em uma mesma subfamília (SHEARER et al., 1983; FARIA et al., 1989; SCHULZE et al., 1991; ROGGY et al., 1999; SPRENT; PARSONS, 2000), sendo razoável esperar que as taxas de fixação possam variar dentro e entre as florestas (BARRON et al., 2011). Em uma escala global, em Papilionoideae, 97% dos gêneros são capazes de formar nódulos com bactérias fixadoras, um pouco menos em Mimosoideae (90%) e mais raramente (cerca de 23%) em Caesalpinoideae (FARIA et al., 1989; SPRENT, 1995). Atualmente,

mudanças na classificação dessas subfamílias foram propostas baseadas em análises filogenéticas e Mimosoideae passou a ser tratada como o clado distinto dentro da subfamília Caesalpinioideae e formalmente denominadas como “Mimosoidea” (LPWG, dados não publicados). A nodulação é uma característica do gênero, presumindo-se que todas as espécies sejam fixadoras, embora dentro de um mesmo gênero possam existir, ainda que raramente, tanto espécies potencialmente fixadoras quanto não fixadoras (FARIA et al., 1989; SPRENT, 2009).

## 2.2. Fatores que influenciam na FBN em florestas tropicais

A FBN tem sido descrita como dependente de fatores bióticos e abióticos (YAHARA et al., 2013). A construção ou a manutenção de estruturas especializadas na fixação simbiótica pode resultar em um alto custo energético para a planta. Assim, só seria vantajoso assumir este custo em condições de baixa disponibilidade de N no solo (VITOUSEK; HOWARTH, 1991; CREWS et al., 1999). Entretanto, a resposta dos organismos fixadores em relação ao N não é um padrão comum na maioria das florestas. Ao contrário do que é relativamente bem conhecido para os sistemas simbióticos entre rizóbios e leguminosas, algumas plantas actinorrizicas em simbiose com *Frankia* parecem ter fraco ou nenhum *feedback* quanto à disponibilidade de N no ambiente, ou seja, essas plantas continuam a nodular e a fixar N mesmo quando a disponibilidade desse nutriente é alta no ambiente (VITOUSEK et al., 2013).

Além dos níveis de N no solo, a baixa disponibilidade de alguns nutrientes, especialmente fósforo (P), ferro (Fe), potássio (K) e molibdênio (Mo) também podem limitar a atividade dos fixadores de N em muitos solos tropicais (PONS et al., 2007; VITOUSEK et al., 2013). O P é presumidamente o mais importante fator regulador da FBN e se a disponibilidade de P muda durante os estágios de desenvolvimento, as taxas de FBN podem responder a esse processo (BINKLEY; GIARDINA, 1997; PEARSON; VITOUSEK, 2001). Segundo Vitousek et al. (2002), é possível que organismos fixadores de N necessitem de maior quantidade de P ou que sejam menos competitivos em adquirir P do que plantas não fixadoras, sugerindo que há um nível de disponibilidade de P abaixo do qual a fixação de N é limitada. Maior concentração de fosfatase no solo embaixo de plantas fixadoras foi relatada por Houlton et al. (2008), provavelmente mobilizando formas do P orgânico com baixa disponibilidade.

Em florestas em estádios iniciais da regeneração, a FBN em Leguminosae é o principal meio de recuperar as perdas de N e suprir as necessidades de N durante a acumulação de biomassa (GEHRING et al., 2005; BATTERMAN et al., 2013). A ocorrência de um alto pico de FBN em algum estágio inicial da sucessão é geralmente associada a menor suprimento de N que de outros recursos, como luz, água e P (VITOUSEK et al., 2013). Entretanto, é importante destacar que mesmo em florestas jovens, também pode haver ausência ou baixa FBN por Leguminosae, como em uma vegetação de caatinga estudada por Souza et al. (2012), pela falta de organismos fixadores específicos no solo ou por outros fatores, indicando que o processo de FBN é complexo.

Em estádios sucessionais mais tardios têm sido descritos maiores acúmulos de N ao longo do tempo (MENGE; HEDIN, 2009) e as espécies de Leguminosae fixadoras tendem a diminuir sua vantagem ecológica, havendo entradas de N pouco significativas através da FBN, mesmo em gêneros que tenham capacidade para fixação (BODDEY et al., 2000; HOULTON et al., 2008; SULLIVAN et al., 2014). Este padrão foi relatado, por exemplo, em florestas maduras de terras baixas na Amazônia com uma baixa ou quase ausência da FBN em Leguminosae, sugerindo que, nestas florestas, outros nutrientes, como o P, sejam mais limitantes que o N (GEHRING et al., 2005; NARDOTO et al., 2008; 2014). Padrão similar também foi sugerido em florestas maduras de caatinga (FREITAS et al., 2010a) e em outras florestas secas maduras em Porto Rico (ERICKSON et al., 2002). Estes resultados podem indicar que em florestas mais velhas é provável que as plantas aloquem menos carbono para a FBN (PEARSON; VITOUSEK, 2001). Todavia, mesmo em ambientes florestais mais estáveis, Leguminosae potencialmente fixadoras podem desencadear a FBN diante de uma escassez temporária de N, como em locais de clareiras, formando *hotspots* para a fixação, caracterizando uma estratégia facultativa das fixadoras. Altas taxas de nodulação e fixação de N<sub>2</sub> em locais com histórico de perturbações indicam maior regulação em ambientes onde o N do solo é escasso (BARRON et al., 2011). Vitousek et al. (2002) relataram que a nodulação foi rara em florestas tropicais primárias de terras baixas, esporádica em florestas primárias com pequenas perturbações (beiras de estrada e pequenas clareiras) e frequente em solos cultivados, onde as perdas de N são geralmente substanciais.

Em locais com vegetação de caatinga foi relatada durante a estação seca a ausência de nódulos em raízes de leguminosas e menor fixação de N que na estação chuvosa,

indicando limitação por déficit hídrico (TEIXEIRA et al., 2006). A ausência de nódulos em leguminosas na estação seca também foi relatada por González-Ruiz et al. (2008) em uma floresta seca no México. A aparente sincronia entre a umidade do solo e a presença de nódulos sugere que a FBN é primariamente controlada pela disponibilidade de água em florestas tropicais secas (GONZÁLEZ-RUIZ et al., 2008). Além disso, Schulze et al. (1991) também relataram, ao longo de um gradiente de aridez no deserto da Namíbia, que as espécies fixadoras gastam, em média, mais água para assimilação de C que as não fixadoras, o que poderia implicar em custo extra de carboidratos para a FBN.

### 2.3. Método da abundância natural de $^{15}\text{N}$ nas quantificações da FBN

O N é constituído por dois isótopos estáveis,  $^{15}\text{N}$  e  $^{14}\text{N}$  (ANDREWS et al., 2011), e suas proporções variam na biosfera em razão do fracionamento isotópico nos processos físicos, químicos e biológicos (HÖGGER, 1997; FREITAS et al., 2010b). O  $\text{N}_2$  atmosférico, que tem uma abundância constante de 0,3663 átomos por cento de  $^{15}\text{N}$  (at%  $^{15}\text{N}$ ) foi adotado como padrão para cálculo do  $\delta^{15}\text{N}$ . Por convenção, por causa da variabilidade associada com a terceira e a quarta casa decimal, as unidades delta ( $\delta$ ), que representam partes por mil (‰) da abundância da razão  $^{15}\text{N}:^{14}\text{N}$  no  $\text{N}_2$  atmosférico são mais comumente usadas que as percentagens de abundância (HÖGGER, 1997). Se uma amostra tiver uma concentração de  $^{15}\text{N}$  maior que a do ar, ou seja, maior que 0,3663 at%  $^{15}\text{N}$ , seu valor de  $\delta^{15}\text{N}$  será positivo. Ao contrário, as amostras com concentração de  $^{15}\text{N}$  menor que a do ar apresentam  $\delta^{15}\text{N}$  negativo (FREITAS et al., 2010b).

O uso da técnica isotópica do  $^{15}\text{N}$  tem se mostrado útil nas estimativas de FBN nos ecossistemas florestais, permitindo identificar a proporção do nitrogênio das plantas derivado do ar e do solo (SHEARER et al., 1983; BODDEY et al., 2000; FRANCHE et al., 2009). As comparações da abundância natural de  $^{15}\text{N}$  consideram as diferenças naturais do  $\delta^{15}\text{N}$  entre plantas não fixadoras, que dependem unicamente do nitrogênio do solo (plantas referências), e plantas que fixam o N diretamente da atmosfera (plantas fixadoras), ou entre plantas fixadoras e o solo (SHEARER et al., 1983; CLEVELAND et al., 1999). No solo, o sinal de  $\delta^{15}\text{N}$  é geralmente maior que o do  $\text{N}_2$  da atmosfera (YONEYAMA et al., 1993), sendo esperado que plantas fixadoras apresentem menores abundâncias de  $\delta^{15}\text{N}$  que as plantas não-fixadoras (VIRGINIA; DELWICHE, 1982).

A identificação de plantas fixadoras pela técnica da abundância natural, idealmente, é mais eficiente quando existem apenas duas fontes de N para absorção pela Leguminosae fixadora (o N do solo disponível para a planta e o N<sub>2</sub> do ar) e com as duas fontes suficientemente diferentes em abundância de <sup>15</sup>N para determinação por um espectrômetro de massa (VIRGINIA; DELVICHE, 1982; BODDEY et al., 2000; PONS et al., 2007). As plantas referências devem idealmente ter similar distribuição radicular, utilizar o mesmo N disponível do solo no mesmo espaço e tempo que as espécies fixadoras de N<sub>2</sub> (HÖGBERG, 1997; PONS et al., 2007). Além disso, é recomendável considerar grandes diferenças (-5 ou +5‰) no  $\delta^{15}\text{N}$  de plantas referências e plantas fixadoras, a fim de obter estimativas mais confiáveis. Menores valores, como 2‰ devem ser discutidos com cautela, mesmo que apresentem diferenças significativas (HÖGBERG, 1997). Em determinados ambientes, principalmente em florestas tropicais úmidas, essas diferenças nem sempre são detectadas, podendo ocorrer sobreposição entre os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  foliar entre leguminosas potencialmente fixadoras e plantas não fixadoras, tornando o método inadequado para fazer estimativas de FBN (ROGGY et al., 1999; GEHRING et al., 2004; FREITAS et al., 2010a). Mais frequentemente, o método só fornece uma indicação de que uma espécie pode ser fixadora (HÖGBERG, 1997). Mesmo em solos pobres em N, as estimativas de fixação de N<sub>2</sub> requerem cautela, considerando que algumas árvores podem apresentar sistemas radiculares profundos e acessar o N em camadas mais profundas do solo (SPRENT; PARSONS, 2000).

O método da abundância natural do <sup>15</sup>N para estimativas de FBN produz quantificações rápidas e seguras e nada tem que ser adicionado ou retirado do solo, requerendo pequenas amostras de tecido da planta e isto fornece a oportunidade para indicar se plantas com sistema radicular profundo e grandes plantas perenes são diazotróficas ou não (HÖGBERG, 1997; ANDREWS et al., 2011).

#### **2.4. Abundância natural do $\delta^{15}\text{N}$ e contribuições do N fixado em Leguminosae em florestas tropicais**

Em florestas onde se configura um ciclo do N mais aberto, há maiores perdas de N e assim maiores perdas do isótopo de N mais leve (<sup>14</sup>N) em relação ao isótopo mais pesado (<sup>15</sup>N) e, conseqüentemente, maior enriquecimento de  $\delta^{15}\text{N}$  (maiores valores) na planta e no solo, devido ao fracionamento isotópico durante os processos de

mineralização, desnitrificação e nitrificação (MARTINELLI et al., 1999; AMUNDSON et al., 2003; OMETTO et al., 2006). Por outro lado, as florestas podem exibir uma ciclagem de N altamente eficiente, com baixas perdas de N, indicando um ciclo mais fechado com rápida imobilização ou absorção de N mineralizado e com menores valores de  $\delta^{15}\text{N}$  no solo (ROGGY et al., 1999; FREITAS et al., 2015a). Neste sentido, Martinelli et al. (1999), comparando florestas temperadas e tropicais, relataram nestas últimas, com algumas exceções, um ciclo do N mais aberto, com maiores valores de  $\delta^{15}\text{N}$  foliar e no solo.

Nas florestas tropicais, diferentes sinais de  $\delta^{15}\text{N}$  entre os táxons de plantas também podem resultar de distintas características abióticas, como a profundidade do solo, sendo possível que plantas que absorvem o N de camadas mais profundas do solo tenham maiores valores de  $\delta^{15}\text{N}$  que plantas que o absorvem em camadas mais superficiais (HOGBERG, 1997; BUSTAMANTE et al., 2004). Em geral, o  $\delta^{15}\text{N}$  foliar é menor que o  $\delta^{15}\text{N}$  no solo e a decomposição da serapilheira pode contribuir para o decréscimo no  $\delta^{15}\text{N}$  nas camadas mais superficiais (BUSTAMANTE et al., 2004). Além disso, em locais com maiores precipitações foram relatados mais baixos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  foliar que nos locais mais secos na região amazônica brasileira, tanto para espécies de Leguminosae quanto de não Leguminosae (NARDOTO et al., 2008; 2014; AMUNDSON et al., 2003). Em outras florestas úmidas também foram observados baixos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  foliar em leguminosas fixadoras e não fixadoras (FREITAS et al., 2015a; GEHRING; VLEK, 2004), indicando que nestas florestas pode haver menores perdas de N, sendo pouco favoráveis para a aplicação do método do  $\delta^{15}\text{N}$ . Entretanto, baixos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  foliar em florestas tropicais úmidas nem sempre são a regra. Neste sentido, Roggy et al. (1999), estudando florestas úmidas sobre duas classes de solos na Guiana Francesa, encontraram sobre oxissolos maiores valores de  $\delta^{15}\text{N}$  em plantas não fixadoras que nas leguminosas fixadoras, com contribuições do N foliar fixado de 54%. Maiores valores de  $\delta^{15}\text{N}$  foram relacionados a ciclagem de N menos eficiente, com ocorrência de maiores perdas de N. Em locais de Mata Atlântica, baixos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  foliar em *Inga* Mill. e *Piptadenia* Benth. também foram relatados, sugerindo possíveis contribuições nas entradas de N pela fixação (AIDAR et al., 2003). Desse modo, valores de  $\delta^{15}\text{N}$  contrastantes dentro de um local podem ser indicativos que as plantas obtiveram N de diferentes fontes (OMETTO et al., 2006).

Na vegetação semiárida, considerando a ocorrência de maiores sinais de  $\delta^{15}\text{N}$  em plantas não fixadoras que em leguminosas fixadoras, Freitas et al. (2010a), através do método da abundância natural do  $^{15}\text{N}$ , relataram para diferentes locais de caatinga, a presença de distintas espécies de Leguminosae fixadoras com baixos sinais de  $\delta^{15}\text{N}$  e com proporções do N nas plantas derivado da atmosfera (%Ndfa) maior que 50%. Em caatingas em estádios iniciais da sucessão, a biomassa é predominantemente composta por leguminosas fixadoras e a entrada total de N por estas espécies poderia ser de considerável importância no estabelecimento do estoque de N em áreas que foram perturbadas (FREITAS et al., 2010a). Em outros locais de caatinga, contribuições >65% da FBN foram relatados por Teixeira et al. (2006) para *Cratylia mollis* Mart. ex Benth. na estação chuvosa, indicando a contribuição desta espécie na manutenção da fertilidade do solo em algum período do ciclo natural destas florestas. Reis-Júnior et al. (2010), estudando o gênero *Mimosa* em locais de caatinga, sugeriram para algumas espécies importantes contribuições da FBN, com proporções do Ndfa variando de 38 a 60%. Todavia, em outras florestas secas foram relatadas baixas contribuições da FBN em relação às da caatinga, com proporções do Ndfa de 10 e 20% em florestas do Senegal (NDIAYE; GANRY, 1997) e cerca de 32% em um gradiente árido na Namíbia (SCHULZE et al., 1991).

Em vegetações em estádios sucessionais mais tardios têm sido relatados baixos valores da %Ndfa, atribuídos à eficiente ciclagem de N em um sistema com poucas perdas (GEHRING et al., 2005). Sullivan et al. (2014), revisando diferentes florestas tropicais, relataram contribuições da FBN variando com a idade das florestas, com a menor proporção (22%) nas florestas primárias e a maior (51%) em florestas de 30-50 anos. Entretanto, Souza et al. (2012) relataram baixos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  foliar em *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir. e *Piptadenia stipulacea* (Benth.) Ducke em área de caatinga madura com contribuições da FBN >60%, enquanto em vegetações com 16 e 38 anos de regeneração, estas mesmas espécies tiveram baixíssimas proporções do %Ndfa. Aqueles autores também relataram diferenças na fixação ao nível de indivíduos, com algumas plantas de *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan com mais de 76% de Ndfa, enquanto outras não tinham fixação de  $\text{N}_2$ . Em diferentes florestas secas, Ndiaye e Ganry (1997) encontraram um padrão similar em indivíduos de *Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth ex Walp., com contribuições da fixação variando de 6 a 95%. Estas variações apontam que,

em uma mesma paisagem, fatores ambientais e/ou fisiológicos, como a disponibilidade de N e de P, o tamanho da árvore e a presença de bactérias específicas no solo, podem regular a FBN ao nível de espécies e de indivíduos, resultando em diferentes potenciais de nodulação e de fixação, e conseqüentemente entradas desproporcionais de N (DIABATE et al., 2005; BATTERMAN et al., 2013; WURZBURGER; HEDIN, 2016).

## **2.5. Riqueza de Leguminosae em diferentes florestas tropicais e estádios sucessionais**

Leguminosae é a terceira maior família de plantas com flores, compreendendo 760 gêneros e 19.500 espécies (LPWG, 2013), ficando atrás apenas de Orchidaceae e Asteraceae (DOYLE; LUCKOW, 2003). Ocorre em todas as regiões do mundo, com pouquíssimas exceções, em uma grande diversidade de habitats: ambientes mésicos, secos, inundados, salinos, montanhosos, abertos e sombreados (SPRENT, 1999). Abrange grande diversidade de formas de crescimento, que vão desde pequenas ervas efêmeras a grandes árvores de vida longa e de alta densidade da madeira (DOYLE; LUCKOW, 2003). A família é dominante em termos de riqueza de espécies e biomassa em muitas florestas dos neotrópicos e na África, incluindo Madagascar (CREWS et al., 1999; YAHARA et al., 2013).

Na região Nordeste do Brasil, Leguminosae destaca-se pela maior riqueza e/ou dominância em diversos levantamentos florísticos em florestas úmidas, como a Floresta Atlântica (ROCHA et al., 2008; COSTA et al., 2012; NASCIMENTO et al., 2012) e os brejos de altitude (FERRAZ et al., 1998; RODAL: NASCIMENTO et al., 2002; PINTO et al., 2012), em savana, como o cerrado (BUSTAMANTE et al., 2004), e em florestas secas, como o carrasco (ARAÚJO et al., 1998; 1999) e, principalmente, a caatinga, onde a família compreende a maior parte do estrato lenhoso e a maior diversidade de espécies (QUEIROZ et al., 2009).

Em florestas tropicais em distintos estádios sucessionais e históricos de uso, são relatadas diferenças quanto a riqueza e estrutura de Leguminosae, sobretudo nas primeiras décadas da regeneração natural. Algumas leguminosas (em geral, uma ou duas espécies) alcançam as maiores proporções em densidades e em áreas basais, tanto em florestas secas (ROMERO-DUQUE et al., 2007; ÁLVAREZ-YÉPIZ et al. 2008; LEBRIJA-TREJOS et al., 2008; SOUZA et al., 2012) quanto em florestas úmidas (ARAÚJO et al., 2006;

GEHRING et al., 2008). Em florestas com diferentes idades da regeneração (2 a 25 anos) sobre solos de baixa fertilidade, na região Amazônica, Gehring et al. (2008) relataram entre as Leguminosae, a maior densidade de espécies de Papilionoideae (63-73%), e maior biomassa de Mimosoideae (atualmente Caesalpinioideae-Clado Mimosoideae) (56-74%), sendo Caesalpinioideae a menos importante nas florestas jovens tanto em abundância (4-6%), quanto em biomassa (6-15%). Esses resultados diferiram de outros locais na floresta Amazônica (2 a 40 anos em regeneração), onde Caesalpinioideae juntamente com algumas espécies de não Leguminosae tiveram maiores densidades nos estádios sucessionais mais jovens (PENÃ-CLAROS, 2003).

No Brasil, na floresta Atlântica há 20 anos em regeneração, foi relatada (ARAÚJO et al., 2006), maior densidade de Mimosoideae (Caesalpinioideae-Mimosoideae) (315 indivíduos e 3 espécies), com destaque para *Piptadenia gonoacantha* Mart. (207), representando 21,4% do total de plantas da área, seguida por menores densidades em Papilionoideae (107 indivíduos e 6 espécies.), e principalmente em Caesalpinioideae (2 indivíduos e 2 espécies.). Em outros locais de floresta Atlântica na região Sudeste com diferentes idades de regeneração (15, 25 e > 36 anos), sobre solos calcários, Aidar et al. (2001) também destacaram *P. gonoacantha* pela sua dominância nas florestas mais jovens, enquanto *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake (Caesalpinioideae) foi dominante na regeneração mais antiga. Assim, *P. gonoacantha* parece ter melhor capacidade de competição que outras não leguminosas nas primeiras décadas da regeneração.

Em florestas semidecíduais montanas há 15 e 30 anos em regeneração (RIBAS et al. 2003), mais espécies de Papilionoideae (5) e de Caesalpinioideae (4) foram encontradas na vegetação mais jovem, enquanto na mais velha ocorreu o dobro de espécies de Mimosoideae (Caesalpinioideae-Mimosoideae) (6) e decréscimo em Caesalpinioideae (1). Para Caesalpinioideae esse resultado foi semelhante ao encontrado em locais de Mata Atlântica (NASCIMENTO et al., 2012), onde também foram observadas mais espécies de Caesalpinioideae (6) em florestas com 12 anos que com 20 anos de regeneração.

Em vegetação de caatinga há 20 anos em regeneração, foram relatados menores riqueza e diversidade de espécies que em caatingas com 30 anos de regeneração e em caatinga madura, possivelmente influenciados pela dominância de *Mimosa tenuiflora*

(Willd.) Poir. que compreendeu 73% do total de plantas da área, seguida por *Piptadenia stipulacea* (Benth.) Ducke, com 21% (PEREIRA et al., 2003). Resultado similar foi encontrado em outra área de caatinga há 16 anos em regeneração, onde *M. tenuiflora* correspondeu a 99% do total de plantas da área, enquanto que em áreas mais antigas (> 50 anos) correspondeu a apenas 3% (SOUZA et al., 2012). Padrão semelhante foi detectado em florestas tropicais secas com 3 a 5 anos de regeneração, no México (LEBRIJA-TREJOS et al., 2008), onde *M. tenuiflora* representou 95% de toda a área basal e também as maiores densidade e cobertura da copa. Entretanto, esta espécie pioneira, assim como outras Leguminosae presentes nos estádios iniciais, foi menos dominantes a partir de estádios mais tardios (>40 anos). Isto pode indicar que *M. tenuiflora* tem uma alta capacidade de dispersão de sementes e vantagem competitiva de fixar nitrogênio simbioticamente, em áreas com solos pobres em N (PEREIRA et al., 2003), tornando-se dominante por um bom tempo do processo de sucessão (SAMPAIO et al., 1998).

Em florestas secas estabelecidas após agricultura em Porto Rico, *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (Caesalpinioideae-Mimosoida) foi dominante, possivelmente contribuindo para os maiores fluxos de óxidos de N nestes locais, que em florestas que não tiveram esse mesmo histórico de uso, nas quais estava pouco presente (ERICKSON et al., 2002). Em outros locais de florestas secundárias tropicais secas na região de Chamela no México, Leguminosae também foi dominante, com destaque para *Mimosa arenosa* (Willd.) Poir. (Mimosoida) que representou 44% do total de indivíduos em áreas de pastagens abandonadas, mas apenas 8% em florestas maduras (ROMERO-DUQUE et al., 2007).

Em áreas de florestas secundárias tropicais secas no México com 20 a 30 anos, Álvarez-Yépiz et al. (2008) relataram dominância de *Acacia cochliacantha* Humb. & Bonpl. ex Willd., espécie tipicamente invasora de áreas de florestas perturbadas, representando mais de 50% do valor total de importância. Este padrão também foi observado em outras florestas secas na Colômbia, onde *Acacia collinsii* Saff. foi a espécie mais abundante em áreas de 6 a 31 anos em regeneração (RUIZ et al., 2005). A dominância de poucas espécies de Leguminosae no início da regeneração pode ser uma característica ecológica em florestas secas (LEBRIJA-TREJOS et al., 2008), principalmente nas que têm solos menos férteis, onde leguminosas fixadoras de

nitrogênio podem ter um importante papel no crescimento das plantas (PEARSON; VITOUSEK, 2001).

## **2.6. Biomassas aéreas totais e de Leguminosae em florestas tropicais**

### **2.6.1 Biomassa aérea total em florestas tropicais úmidas**

Nas regiões tropicais, as florestas secundárias estão se tornando predominantes (HUGHES et al., 1999) devido ao abandono das atividades produtivas, sobretudo relacionadas à agricultura e à pecuária (FEARNSIDE; BARBOSA, 1998). Estas mudanças alteram os ciclos biogeoquímicos em escalas globais, regionais e locais, incluindo a diminuição nos estoques de biomassa aérea (HUGHES et al., 2000; JARAMILLO et al., 2003). Dada a crescente importância de tais florestas nos ciclos de carbono e nutrientes, uma maior compreensão de seu desenvolvimento e funcionamento tem sido procurada (HUGHES et al., 1999; ÁLVAREZ-YÉPIZ et al. 2008).

Em florestas com 35-40 anos de regeneração após pastagem, Aide et al. (2000) relataram biomassa média de 165 Mg Mg ha<sup>-1</sup>, enquanto em locais com mais de 70 anos a média foi de 220 Mg ha<sup>-1</sup>. Após cerca de 40 anos, características estruturais como biomassa, densidade e área basal foram semelhantes às de locais mais antigos, demonstrando a importância da regeneração nos estoques de carbono (AIDE et al., 2000). A conversão de florestas naturais em pastos pode resultar em perdas de carbono na biomassa de aproximadamente 94% ou 184 Mg ha<sup>-1</sup>, como relatado por Hughes et al. (2000).

As biomassas aéreas em florestas regenerando há 7 e 10 anos e em florestas primárias, foram de 49, 56 e 339 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente (LIMA et al., 2007). Em outras áreas previamente usadas para a agricultura (KENZO et al., 2010), com diferentes tempos de regeneração (4, 7, 10 e 17 anos), as biomassas aéreas variaram de menos de 20 Mg ha<sup>-1</sup> a 60 Mg ha<sup>-1</sup> nas florestas de 4 a 10 anos, atingindo 99 Mg ha<sup>-1</sup> em floresta há 17 anos em regeneração. Neste último estudo, as menores biomassas que em outras áreas com tempos semelhantes de regeneração podem estar relacionadas ao maior tempo de uso prévio do solo pelas atividades agrícolas.

Saldarriaga et al. (1988) relataram biomassas variando de 44 a 82 Mg ha<sup>-1</sup>, nas florestas há 9 a 14 anos em regeneração, de 54 a 197 Mg ha<sup>-1</sup> nas florestas com 20 a 60 anos, de 134 a 178 Mg ha<sup>-1</sup>, nas com 75 a 80 anos, e 223 a 271 Mg ha<sup>-1</sup>, nas florestas maduras. Nestas últimas, as biomassas foram pouco menores que em outros locais de floresta madura (CASTILHO et al., 2006), com 326 e 328 Mg ha<sup>-1</sup>. As variações nas biomassas aéreas podem resultar de distúrbios relacionados ao histórico de uso das áreas, da idade da regeneração, da variabilidade do solo, da composição das espécies e do microrrevelo (SALDARRIAGA et al., 1988).

Hughes et al. (1999) relataram que a biomassa aérea total foi significativamente correlacionada com a idade da regeneração e com o tempo de uso prévio das áreas. As biomassas relatadas foram de 4,8 Mg ha<sup>-1</sup> em área com 30 anos de uso e menos de um ano de regeneração e de 36 Mg ha<sup>-1</sup> em área com 27 anos de uso e 8 anos de regeneração. Neste estudo, as maiores biomassas foram encontradas em áreas com apenas um ano de uso e quatro de regeneração (60 Mg ha<sup>-1</sup>), e principalmente em áreas com menor tempo de uso (1 ano) e maior tempo de regeneração (20 anos; 269 Mg ha<sup>-1</sup>). Em outros locais de florestas há 12 anos em regeneração, as biomassas apresentaram pequenas variações com o histórico de uso, com 140 Mg ha<sup>-1</sup> em locais sem nenhum uso prévio e de 110 Mg ha<sup>-1</sup> e 80 Mg ha<sup>-1</sup> em locais com apenas um ano de cultivo agrícola e de pastagem, respectivamente (STEININGER et al., 2000).

### **2.6.2 Biomassa aérea total em florestas tropicais secas**

Em algumas florestas secas na América Central em diferentes estádios sucessionais, as biomassas aéreas totais aumentaram com a idade da vegetação, variando de 20 a 53 Mg ha<sup>-1</sup>, em locais com 5 a 14 anos em regeneração, e de 63 a 79 Mg ha<sup>-1</sup>, nas florestas de 15 a 29 anos. Nas florestas maduras com nenhuma evidência de distúrbios por mais de 60 anos foram relatados maiores estoques de biomassa (134 a 144 Mg ha<sup>-1</sup>) (VARGAS et al., 2008). Padrões similares foram relatados por Read e Lawrence (2003), em áreas com um mesmo histórico de atividade agrícola ao longo de um gradiente sucessionais, variando de 10 a 64 Mg ha<sup>-1</sup> em locais de 2 a 10 anos em regeneração, de 27 a 97 Mg ha<sup>-1</sup> em locais de 12 a 25 anos, e de 118 a 163 Mg ha<sup>-1</sup> em florestas maduras. Em outros locais de florestas secas maduras com registro de perturbações antrópicas, Pande

(2005) relatou em florestas maduras biomassa aérea de 76 a 85 t ha<sup>-1</sup> e em florestas jovens biomassas de 28 a 37 t ha<sup>-1</sup>. As maiores biomassas nas florestas maduras podem estar relacionadas à presença de mais árvores com grandes diâmetros do caule.

Em florestas há 40 anos em regeneração em locais com diferentes médias de precipitação (BECKNELL et al., 2012), a biomassa aérea variou de 50 a 100 Mg ha<sup>-1</sup>, com as menores precipitações (500-1000mm), e atingiu 200 Mg ha<sup>-1</sup>, com as maiores precipitações (1500-2000mm). As variações na biomassa aérea, sobretudo em florestas secundárias, são primordialmente em função do tempo da regeneração, mas o ambiente e o clima nas florestas tropicais sazonalmente secas sugerem que a disponibilidade de água também tem um papel nessa variação (BECKNELL et al., 2012).

Analisando as biomassas aéreas em distintas coberturas vegetais, Jaramillo et al. (2003) relataram maior biomassa (247 a 390 Mg ha<sup>-1</sup>) em florestas de várzea, provavelmente favorecida pela disponibilidade hídrica, e biomassas variando de 60 a 81 Mg ha<sup>-1</sup> em florestas secas e de 20 a 34 Mg ha<sup>-1</sup> em áreas de pastos. A conversão de florestas secas para pastos não somente causou declínio nos estoques de biomassa, como também influenciou nas taxas de renovação de nutrientes e de decomposição, com perdas de carbono no ecossistema de aproximadamente 25%.

Os estoques de biomassa aérea em locais de caatinga mostram uma ampla variação, em função do porte da vegetação (SAMPAIO; FREITAS, 2008), da variação espacial e sazonal, principalmente em função da precipitação pluviométrica total baixa e da distribuição irregular das chuvas (LIMA-JÚNIOR et al., 2014). Além disso, a conversão de áreas de vegetação nativa em áreas de pastagens, e principalmente agricultura, têm tornado a presente cobertura em um mosaico de diferentes estádios de regeneração, no qual áreas de caatingas antigas são cada vez mais escassas (PEREIRA et al., 2003).

As biomassas aéreas na vegetação de caatinga variam de menos de 10 Mg ha<sup>-1</sup> a 160 Mg ha<sup>-1</sup>, com valores mais frequentes na faixa de 40 a 60 Mg ha<sup>-1</sup>. (SAMPAIO; COSTA, 2011; LIMA-JÚNIOR et al., 2014). Em áreas de caatingas abertas são relatados valores de biomassas aéreas variando de menos de 3 Mg ha<sup>-1</sup> a 25 Mg ha<sup>-1</sup> (TIESSEN et al., 1998; COSTA et al., 2002; AMORIM et al., 2005), enquanto em coberturas mais densas variam em torno de 50 a 100 Mg ha<sup>-1</sup> (TIESSEN et al., 1998). Biomassas dentro

dessa faixa de variação foram citados por Costa et al. (2014) para locais de caatingas abertas (20,7 Mg ha<sup>-1</sup>) e densas (45,8 Mg ha<sup>-1</sup>) sobre diferentes classes de solos em distintos municípios em Pernambuco.

Em áreas de caatinga extremamente antropizadas, foi relatada biomassa aérea média de lenhosas inferior a 5 Mg ha<sup>-1</sup> e em áreas mais preservadas foi encontrada uma biomassa superior a 20 Mg ha<sup>-1</sup> (ACCIOLY et al., 2008). Esses valores foram similares ao relatado por Costa et al. (2002) para áreas de caatingas abertas e degradadas (3,4 a 4,7 Mg ha<sup>-1</sup>), enquanto valores acima de 20 Mg ha<sup>-1</sup> foram associadas principalmente a coberturas densas. Ainda neste último estudo, o maior estoque de biomassa aérea (45 Mg ha<sup>-1</sup>) foi relatado para uma caatinga densa e preservada em área de morro, onde as atividades antrópicas podem ser restritas pelo difícil acesso.

Em locais de caatinga com diferentes estádios sucessionais (18, 40 e > 60 anos), a biomassa aérea foi significativamente maior na vegetação mais antiga (22, 30 e 60 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente; COSTA et al., 2014). Em outros locais, foram registradas biomassas de 13 Mg ha<sup>-1</sup> em área há 22 anos em regeneração e de 29,6 Mg ha<sup>-1</sup> em área de caatinga preservada (ALVES, 2011). Maior estoque de biomassa (74 Mg ha<sup>-1</sup>) foi relatado por Kauffmam et al. (1993), em locais de caatinga há 12 anos em regeneração. Apesar da maior biomassa associada a maior tempo de regeneração ser frequentemente relatada em distintas florestas tropicais (VARGAS et al., 2008; READ; LAWRENCE, 2003), também é importante entender se o maior estoque está relacionado à idade da regeneração ou também às melhores condições abióticas para o crescimento da vegetação (MOKANY et al., 2006).

### **2.6.3 Biomassa aérea de Leguminosae**

Ainda são escassas as estimativas das contribuições de biomassa de Leguminosae para a biomassa aérea total, apesar de ser sabido que elas são abundantes na flora das florestas tropicais (VITOUSEK et al., 2002). Em florestas secas no México, espécies de Leguminosae destacam-se em termos de maiores áreas basais, compreendendo de 42 a 52% da área basal total (ROMERO-DUQUE et al., 2007) em floresta com menos de 30 anos e alcançando 95% da área basal total em estádios de três a cinco anos em regeneração (LEBRIJA-TREJOS et al., 2008). Em locais com vegetação de caatinga variando de 16 a

38 anos em regeneração, Leguminosae também se destacou com maiores proporções de biomassa (>50%) em relação à biomassa aérea total (PEREIRA et al., 2003; SOUZA et al., 2012), indicando a importância da família na regeneração natural.

Em florestas tropicais úmidas, estimativas de biomassa de Leguminosae são ainda mais escassas que nas florestas secas. Proporções menores que nas florestas secas, variando de 4 a 8% em locais com florestas de 2 a 25 anos em regeneração e de 14 a 26% em áreas de florestas maduras foram relatadas em vegetação amazônica (GEHRING et al., 2008). Em florestas úmidas na Guiana Francesa, a biomassa de Leguminosae compreendeu 35% (destes, 10% eram de espécies fixadoras) da biomassa aérea (Roggy et al., 1999). Embora não existam estimativas disponíveis para a floresta Atlântica, espécies de Leguminosae foram dominantes quanto a área basal em distintas seres sucessionais em florestas em regeneração sobre solos calcários (AIDAR et al., 2001).

## **2.7. Caatinga, Mata Serrana, Carrasco e Mata Atlântica**

As variabilidades temporais e espaciais das precipitações pluviométricas constituem uma característica marcante do clima da região Nordeste do Brasil (MARENGO et al., 2011). A precipitação oscila entre 250 mm nas regiões interioranas mais áridas com predominância de uma vegetação espinhosa decídua a pouco mais de 1000mm, nas zonas limítrofes da caatinga com a zona da mata, onde há trechos subúmidos do chamado agreste florestal estacional e atingindo maiores precipitações nas áreas mais úmidas na costa florestal atlântica (SAMPAIO, 2010; IBGE, 2012).

Na região semiárida, além da marcada variabilidade espacial e temporal dos recursos hídricos (SAMPAIO, 1995) e da heterogeneidade do relevo e do clima (ARAÚJO et al., 2005), o solo também forma um mosaico de características distintas, com texturas que vão de muito arenosas a muito argilosas. As profundidades vão desde o quase nada das superfícies rochosas, até camadas muito profundas. A disponibilidade de nutrientes também é outra fonte de diferenciação ambiental (SAMPAIO, 2010). Associada a esta variabilidade dos fatores abióticos, diferentes tipos fisionômicos de vegetação dominam na região. Há fisionomias florestais, que variam quanto a deciduidade foliar, de perenefólias, semidecíduas a decíduas. A vegetação lenhosa caducifólia espinhosa (caatinga em sentido restrito) domina grande parte da região

semiárida, mas há ainda presença de encaves de cerrado, de carrasco e de outros tipos arbustivos sem denominações locais (ARAÚJO et al., 2005).

A caatinga cobre a maior parte da área com clima semiárido da região Nordeste (GIULIETTI et al., 2004). Conforme as variações fisiográficas e climáticas, a fisionomia da caatinga pode variar de arbórea a arbustiva, aberta ou densa (ARAÚJO; MARTINS, 1999). A heterogeneidade da caatinga, no sentido fisionômico, florístico e morfofuncional, reflete as distintas condições ambientais, que respondem primariamente às unidades geomorfológicas e secundariamente às características edáficas, às flutuações climáticas e à disponibilidade hídrica e de nutrientes (SAMPAIO, 1995; QUEIROZ, 2009; BAKKE et al., 2010). Superposta a toda esta variação natural, há os efeitos da ocupação humana e da atividade agropecuária, que vem criando um mosaico de áreas com distintos tempos de regeneração (SAMPAIO, 2010).

Os brejos de altitude, embora se localizem no domínio semiárido, são formações vegetacionais distintas das demais daquele domínio por apresentarem características climáticas, edáficas, topográficas, florísticas e fisionômicas particulares (FERRAZ et al., 1998; RODAL et al., 1998; RODAL et al., 2005). Nos brejos de altitude, onde ocorrem as matas serranas, a formação de vegetação do tipo floresta é favorecida pela maior umidade atmosférica e menor evapotranspiração, contrastando com a vegetação mais seca, do tipo caatinga, ocorrente em seus arredores (RODRIGUES et al., 2008). Em Pernambuco, a maioria destas formações ocorre nos topos e encostas superiores (600 a 1.100m) à barlavento de serras situadas no planalto da Borborema (RODAL et al., 1998; RODAL; NASCIMENTO, 2002). Em relação à constituição da flora, as matas serranas guardam fortes semelhanças com a floresta úmida litorânea (TAVARES et al., 2000; OLIVEIRA et al., 2006), consistindo principalmente de florestas sazonais semidecíduas ou florestas ombrófilas densas (SILVA; CASTELETI, 2005).

Nas regiões de brejo, além do balanço hídrico mais favorável que no seu entorno, também ocorrem pequenas áreas constituídas por solos profundos, não pedregosos, em relevo plano a suave ondulado, com textura média e argilosa favorecendo as atividades agrícolas (RODRIGUES et al., 2008). Devido ao elevado grau de exploração dos brejos, as matas serranas (floresta estacional semidecidual montana) foram bastante reduzidas (TABARELLI; SANTOS, 2004), sendo constituídas por formações secundárias,

frequentemente sujeita a cortes seletivos, com raros trechos de floresta pouco antropizada (RODAL et al., 1998).

Sobre os planaltos e chapadas mais elevados do interior nordestino, há outros tipos de vegetação que podem ser confundidos com a caatinga em sentido restrito (ARAÚJO; MARTINS, 1999). Diferentes autores usam o termo carrasco para referir-se à vegetação arbustiva densa xerófila do planalto da Ibiapaba, localizada no Noroeste do Ceará, Brasil e da chapada do Araripe, localizada na divisa de Ceará, Piauí e Pernambuco (ARAÚJO et al., 1998), ou a um tipo de cerrado denso na Bahia, ou a alguns tipos de caatingas arbustivas em solos pedregosos (ARAÚJO et al., 1999). Contudo, Araújo e Martins (1999) investigando a vegetação no planalto norte da Ibiapaba, sobre solos de areias quartzosas profundas, descreveram algumas características que distinguem o carrasco da caatinga, como a maior densidade total e a menor espessura do caule dos indivíduos lenhosos no carrasco que na caatinga. Além disso, no carrasco são abundantes as trepadeiras lenhosas, diferindo da caatinga que há poucas trepadeiras.

O bioma Mata Atlântica constitui um grande conjunto florestal, formado por florestas ombrófilas (densa, aberta, mista) e estacionais (semidecíduais e decíduais), além de formações pioneiras como restingas e mangues (IBGE, 2004) (TAVARES et al., 2000; GUEDES et al., 2005). A latitude, a altitude e a variação longitudinal são responsáveis por criarem uma diversidade única de paisagens (SILVA; CASTELETI, 2005). Apesar de suas reduzidas áreas de vegetações nativa remanescentes, devido às fortes pressões antrópicas, a Mata Atlântica abriga grande diversidade de espécies animais e vegetais (GUEDES et al., 2005).

Na região Nordeste do Brasil, são presentes as formações de floresta ombrófila densa, em toda a faixa litorânea, de floresta ombrófila aberta, na faixa litorânea da Paraíba, Pernambuco e Alagoas, e de floresta estacional semidecidual, ocorrendo em manchas isoladas desde o Rio Grande do Norte à Bahia (IBGE, 2004). Em Pernambuco, a zona natural de distribuição da Mata Atlântica restringe-se à chamada “Zona da Mata”. Em sua parte sul, encontram-se fragmentos de floresta sobretudo em cumes e elevações, enquanto que os fragmentos florestais em sua parte norte, em sua maioria, estão restritos a encostas íngremes e a estreitos segmentos de vales, sobrevivendo ao longo de pequenos cursos d’água (SCHESSL et al., 2005).

### 3. REFERÊNCIAS

---

ACCIOLY, L.J.O. et al. Biomassa nas florestas de caatinga nas microrregiões do Seridó Oriental (RN) e Seridó Ocidental (PB). In: Reunião brasileira de manejo e conservação do solo e da água, 17., 2008, Rio de Janeiro.

AIDAR, M.P.M.; GODOY, J.R.L.; BERGMANN, J.; JOLY, C.A. Atlantic Forest succession over calcareous soil, Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira-PETAR, SP. **Revista brasileira de botânica**, v. 24, n. 4, p.455-469, 2001.

AIDAR, M.P.M.; SCHMIDT, S.; MOSS, G.; STEWART, G.R.; JOLY, C.A. Nitrogen use strategies of neotropical rainforest trees in threatened Atlantic Forest. **Plant, Cell and Environment**, v. 26, p. 389-399, 2003.

AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J.B.; RIVERA, L.; MARCANO-VEGA, H. Forest Regeneration in a Chronosequence of Tropical Abandoned Pastures: Implications for Restoration Ecology. **Restoration Ecology**, v.8, n. 4, p. 328-338. 2000.

AL-FREDAN, M.A.A. Nitrogen fixing legumes in the plant communities. **American Journal of Environmental Sciences**, v.7, n.2, p.166-172, 2011.

ÁLVAREZ-YÉPIZ, J.C.; YRÍZAR, A.M.; BÚRQUEZ, A.; LINDQUIST, C. Variation in vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical dry forests in northwestern Mexico. **Forest Ecology and Management**, v. 256, p. 355-366, 2008.

ALVES, A.R. **Quantificação de biomassa e ciclagem de nutrientes em áreas de vegetação de caatinga no município de Floresta, Pernambuco**. 2011. 116f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2011.

AMAZONAS, N.T.; MARTINELLI, L.A.; PICCOLO, M.C.; RODRIGUES, R.R. Nitrogen dynamics during ecosystem development in tropical forest restoration. **Forest Ecology and Management**, v.262, p.1551-1557, 2011.

AMORIM, I.L.; SAMPAIO, E.V.S.B.; ARAÚJO, E.L. Flora e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de caatinga do Seridó, RN, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.19, n.3, p.615-623, 2005.

AMUNDSON et al. Global patterns of the isotopic composition of soil and plant nitrogen. **Global Biogeochemical Cycles**, v.17, n.1, 1031, doi:10.1029/2002GB001903, 2003.

ANDREWS, M.; JAMES, E.K.; SPRENT, J.I.; BODDEY, R.M.; GROSS, E.; REIS-JR, F.B. Nitrogen fixation in legumes and actinorhizal plants in natural ecosystems: values obtained using <sup>15</sup>N natural abundance. **Plant Ecology & Diversity**, v. 4, n. 2-3, p.13-140, 2011.

ARAÚJO, F.S.; SAMPAIO, E.V.S.B.; FIGUEIREDO, M.A.; RODAL, M.J.N.; FERNANDES, A.G. Composição florística da vegetação de carrasco, Novo Oriente, CE. **Revista Brasileira Botânica**, v.21, p.105-116, 1998.

ARAÚJO, F.S., MARTINS, F.R. & SHEPHERD, G.J. Variações estruturais e florísticas do carrasco no planalto da Ibiapaba, estado do Ceará. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, p. 663-678, 1999.

ARAÚJO, F.S.; RODAL, M.J.N.; BARBOSA, M.R.V.; MARTINS, F.R. Repartição da flora lenhosa no domínio da caatinga. In: ARAÚJO, F.S.; RODAL, M.J.N.; BARBOSA, M.R.V. (Org.). **Análise das variações da biodiversidade do bioma Caatinga: suporte a estratégias regionais de conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005, p.15-33.

BAKKE, O.A.; PEREIRA FILHO, J.M.; BAKKE, I.A.; CORDÃO, M.A. Produção e utilização da forragem de espécies lenhosas da caatinga. In: GARIGLIO, M.A. et al. (Orgs.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília: Serviço florestal brasileiro, 2010. p. 160-179.

BARRON, A.R.; PURVES, D.W.; HEDIN, L.O. Facultative nitrogen fixation by canopy legumes in a lowland tropical forest. **Oecologia**, v.165, p.511-520, 2011.

BATTERMAN, S.A.; HEDIN, L.O.; BREUGEL, M.; RANSIJN, J.; CRAVEN, D.J.; HALL, J. Key role of symbiotic dinitrogen fixation in tropical forest secondary succession. **Nature**, v. 502, p. 224-227, 2013.

BECKNELL, M.J.; KUCEK, L.K.; POWERS, J. S. Aboveground biomass in mature and secondary seasonally dry tropical forests: A literature review and global synthesis. **Forest Ecology and Management**, v.276, p.88-95, 2012.

BINKLEY, D.; GIARDINA, C. Nitrogen fixation in tropical forest plantations. In: NAMBIAR, E.K.S.; BROWN, A.G. (eds.). **Management of soil, nutrients and water in tropical plantation forests**. Ed. Camberra, ACIAR, 1997, p.297-337.

BODDEY, R.M.; PEOPLES, M.B.; PALMER, B.; DART, P. Use of the <sup>15</sup>N natural abundance technique to quantify biological nitrogen fixation by woody perennials. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.57, p.235-270, 2000.

BUSTAMANTE et al. <sup>15</sup>N Natural abundance in woody plants and soils of central brazilian savannas (cerrado). **Ecological Applications**, v.14, n.4, p.200-213, 2004.

CASTILHO, C.V. et al. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian forest: Effects of soil and topography. **Forest Ecology and Management**, v.234, n.1-3, p.85-96, 2006.

CHAVE, J.; RIÉRA, B.; DUBOIS, M. Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. **Journal of Tropical Ecology**, v.17, p.79-96, 2001.

CLEVELAND, C.C. et al. Global patterns of terrestrial biological nitrogen (N<sub>2</sub>) fixation in natural ecosystems. **Global Biogeochemical Cycles**, v.13, p.623-645, 1999.

COSTA, T.C.C.; ACCIOLY, L.J.O.; OLIVEIRA, M.A.J.; BURGOS, N.; SILVA, F.H.B.B. Phytomass mapping of the “Seridó caatinga” vegetation by the plant area and the normalized difference vegetation index. **Scientia Agricola**, v.59, n.4, p.707-715, 2002.

COSTA, T.L.; NASCIMENTO, D.M.; LINS E SILVA, A.C.B.; SANTOS, F.A.M.; RODAL, M.J.N. Estrutura e dinâmica da vegetação em um remanescente de Floresta Atlântica/Nordeste, Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.7, n.3, p.493-501, 2012.

COSTA, T.L et al. Root and shoot biomasses in the tropical dry forest of semi-arid Northeast Brazil. **Plant and Soil**, v. 378, p.113-123, 2014.

CRAINE, J.M. et al. Global patterns of foliar nitrogen isotopes and their relationships with climate, mycorrhizal fungi, foliar nutrient concentrations, and nitrogen availability. **New Phytologist**, v.183, p. 980-992, 2009.

CREWS, T.E. The presence of nitrogen fixing legumes in terrestrial communities: Evolutionary vs ecological considerations. **Biogeochemistry**, v.46, p.233-246, 1999.

DIABATE, M.; MUNIVE, A.; FARIA, S.M.; BA, A.; DREYFUS, B.; GALIANA, A. Occurrence of nodulation in unexplored leguminous trees native to the West African tropical rainforest and inoculation response of native species useful in reforestation. **New Phytologist**, v.166, p. 231-239, 2005.

DOYLE, J.J.; LOCKOW, M.A. The Rest of the Iceberg. Legume Diversity and Evolution in a Phylogenetic Context. **Plant Physiology**, v.131, p. 900-910, 2003.

ERICKSON, H.; DAVIDSON, E.A.; KELLER, M. Former land-use and tree species affect nitrogen oxide emissions from a tropical dry forest. **Oecologia**, v. 130, p.297-308. 2002.

FARIA, S.M.; LEWIS, G.P.; SPRENT, J.I.; SUTHERLAND, J.M. Occurrence of nodulation in the Leguminosae. **New Phytologist**, v.111, p.607-619, 1989.

FEARNSIDE, P.M.; BARBOSA, R.I. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v.108, n.1-2, p.147-166, 1998.

FERRAZ, E.M.N., RODAL, M.J.N., SAMPAIO, E.V.S.B. & PEREIRA, R.C.A. Composição florística em trechos de vegetação de caatinga e brejo de altitude na região do Vale do Pajeú, Pernambuco. **Revista Brasileira de Botânica**, v.21, p.7-15, 1998.

FRANCHE, C.; LINDSTRÖM, K.; ELMERICH, C. Nitrogen-fixing bacteria associated with leguminous and non-leguminous plants. **Plant and Soil**, v.321, p.35-59, 2009.

FREITAS, A.D.S.; SAMPAIO, E.V.S.B. Fixação biológica do N<sub>2</sub> em leguminosas arbóreas do semi-árido da Paraíba e de Pernambuco. In: MENEZES, R.S.C.; SAMPAIO, E.V.S.B.; SALCEDO, I.H. (Org.). **Fertilidade do solo e produção de biomassa no semi-árido**. Ed. Universitária da UFPE, 2008, p. 27-45.

FREITAS, A.D.S.; SAMPAIO, E.V.S.B.; SANTOS, C.E.R.S.; FERNANDES, A.R. Biological nitrogen fixation in tree legumes of the Brazilian semi-arid caatinga. **Journal of Arid Environments**, v.74, p.344-349, 2010a.

FREITAS, A.D.S.; SAMPAIO, E.V.S.B.; SANTOS, C.E.R.S. Abundância natural do <sup>15</sup>N para quantificação da fixação biológica do nitrogênio em plantas. In: FIGUEIREDO, M.V.B.; BURITY, H.A.; OLIVEIRA, J.P.; SANTOS, C.E.R.S.; STAMFORD, N.P. (eds.). **Biotecnologia aplicada à agricultura: textos de apoio e protocolos experimentais**. Embrapa, 2010b, p. 504-517.

FREITAS, A.D.S.; SAMPAIO, E.V.S.B.; RAMOS, A.P.S.; BARBOSA, M.R.V.; LYRA, R.P.; ARAÚJO, E.L. Nitrogen isotopic patterns in tropical forests along a rainfall gradient in Northeast Brazil. **Plant and Soil**, v.391, p.109-122, 2015a.

FREITAS, A.D.S.; SAMPAIO, E.V.S.B.; SILVA, C.E.R.; SILVA, A.F.; SOUZA, R.J.C. Fixação biológica de nitrogênio no Semiárido Brasileiro. *Revista Brasileira de Geografia Física*. v.8, p.585-597, 2015b.

GEHRING, C.; VLEK, P.L.G. Limitations of the 15N natural abundance method for estimating biological nitrogen fixation in Amazonian forest legumes. **Basic and Applied Ecology**, v.5, p.567-580, 2004.

GEHRING, C.; VLEK, P.L.G.; SOUZA, L.A.G.; DENICH, M. Biological nitrogen fixation in secondary regrowth and mature rainforest of central Amazonia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 111, p.237-252, 2005.

GEHRING, C.; MUNIZ, F.H.; SOUZA, L.A.G. Leguminosae along 2–25 years of secondary forest succession after slash-and-burn agriculture and in mature rain forest of Central Amazonia. **Journal of the Torrey Botanical Society**, v.135, n.3, p.388-400, 2008.

GIULIETTI, A.M. et al. Diagnóstico da vegetação nativa do bioma caatinga. In: SILVA, J.M.C. et al. (Orgs.). **Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004. p. 48-90.

GONZÁLEZ-RUIZ, T.; JARAMILLO, V.J.; CABRIALES, J.J.P.; FLORES A. Nodulation dynamics and nodule activity in leguminous tree species of a Mexican tropical dry forest. **Journal of Tropical Ecology**, v.24, n.1, p.107-110, 2008.

GRAHAM, P.H.; VANCE, C.P. Legumes: importance and constraints to greater use. **Plant Physiology**, v. 131, p. 872-877, 2003.

GUEDES, M. L.S.; BATISTA, M.A.; RAMALHO, M.; FREITAS, H.M.B.; SILVA, E.M. Breve incursão sobre a diversidade da Mata Atlântica. In: FRANKE, C.R.; ROCHA, P.L.B.; KLEIN, W.; GOMES, S.L (Orgs.). **Mata Atlântica e biodiversidade**. Salvador: Edufba. 2005. p. 39-92.

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

HOULTON, B.Z.; WANG, Y.P.; VITOUSEK, P.M.; FIELD, C.B. A unifying framework for dinitrogen fixation in the terrestrial biosphere. **Nature**, v. 454, p. 327-330, 2008.

HUGHES, R.F; KAUFFMAN, J.B; JARAMILLO, V.J. Biomass, carbon, and nutrient dynamics of secondary forests in a humid tropical region of México. **Ecology**, v.80, n.6, p.1892-1907, 1999.

HUGHES, R.F; KAUFFMAN, J.B; JARAMILLO, V.J. Ecosystem-scale impacts of deforestation and land use in a humid tropical region of Mexico. **Ecological Applications**, v.10, n.2, p. 515-527, 2000.

HUSS-DUNELL, K. Actinorhizal symbioses and their N<sub>2</sub> fixation. **New Phytologist**, v.136, p. 375-405, 1997.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de biomas do Brasil: primeira aproximação**. Brasília, 2004. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia\\_visualiza.php?id\\_noticia=169](http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=169)>. Acesso em: 9 fev. 2016.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Brasília, 2012. Disponível em: <http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>. Acesso em: 24 Jan. 2017.

JARAMILLO, V.J. et al. Biomass, carbon, and nitrogen pools in Mexican tropical dry forest landscapes. **Ecosystems**, v.6, n.7, p.609-629, 2003.

KAUFFMAN, J.B. et al. Biomass and nutrient dynamics associated with slash fires in neotropical dry forests. **Ecology**, v.74, n.1, p.140-151, 1993.

KENZO, T. et al. Development of allometric relationships for accurate estimation of above- and below-ground biomass in tropical secondary forests in Sarawak, Malaysia. **Journal of Tropical Ecology**, v.25, n.4, p. 371-386, 2009.

LEBRIJA-TREJOS, E.; BONGERS, F.; PEREZ-GARCÍA, E.A.; MEAVE, J.A. Successional Change and Resilience of a Very Dry Tropical Deciduous Forest Following Shifting Agriculture. **Biotropica**, v.40, n.4, p. 422-431. 2008.

LEGUME PHYLOGENY WORKING GROUP. Legume phylogeny and classification in the 21st century: progress, prospects and lessons for other species-rich clades. **Taxon**, v. 62, p. 217-248. 2013.

LIMA, A.J.N.; TEIXEIRA, L.M.; CARNEIRO, V.M.C.; SANTOS, J.; HIGUCHI, N. Análise da estrutura e do estoque de fitomassa de uma floresta secundária da região de Manaus AM, dez anos após corte raso seguido de fogo. **Acta Amazonica**, v. 37, n.1, p. 49 -54, 2007.

LIMA-JUNIOR, C.; ACCIOLY, L.J.O.; GIONGO, V.; LIMA, R.L.F.A.; SAMPAIO, E.V.S.B.; MENEZES, R.S.C. Estimativa de biomassa lenhosa da caatinga com uso de equações alométricas e índice de vegetação. **Scientia Forestalis**, v. 42, n. 102, p. 289-298, 2014.

LINDNER, A.; SATTLER, D. Biomass estimations in forests of different disturbance history in the Atlantic Forest of Rio de Janeiro, Brazil. **New Forests**, v.43, p. 287-301, 2012.

MARENGO, J.A.; ALVES, L.M.; BESERRA, E.A.; LACERDA, F.F. Variabilidade e mudanças climáticas no semiárido brasileiro. In. **Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas. Instituto Nacional do Semiárido**: Campina Grande, 2011. p.384-422.

MARTINELLI, L.A et al. Nitrogen stable isotopic composition of leaves and soil: tropical versus temperate forests. **Biogeochemistry**, v.46, p.45-65, 1999.

MENGE, D.N.L.; HEDIN, L.O. Nitrogen fixation in different biogeochemical niches along a 120 000-year chronosequence in New Zealand. **Ecology**, v.90, n.8, p. 2190-2201, 2009.

NASCIMENTO, L.M.; SAMPAIO, E.V.S.B.; RODAL, M.J.N.; SILVA, S.I.; LINS E SILVA. Natural forest regeneration in abandoned sugarcane fields in northeastern Brazil: floristic changes. **Biota Neotropical**, v.12, n.4, p. 85- 97, 2012.

NARDOTO, G.B.; OMETTO, J.P.H.B.; EHLERINGER, J.R.; HIGUCHI, N.; BUSTAMANTE, M.M.C.; MARTINELLI, L.A. Understanding the Influences of Spatial Patterns on N Availability Within the Brazilian Amazon Forest. **Ecosystems**, v. 11, p.1234-1246, 2008.

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

NDIAYE, M.; GANRY, F. Variation in the biological  $\text{N}_2$  fixation by tree legumes in three ecological zones from the North to the South of Senegal. **Arid Soil Research and Rehabilitation**, v.11, p. 245-254, 1997.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CARVALHO, D.A.; VILELA, E.A.; CURI, N.; FONTES, M.A. Diversity and structure of the tree community of a fragment of tropical secondary forest of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging. **Revista Brasileira de Botânica**, v.27, n.4, p.685-701, 2004.

OLIVEIRA, F.X., ANDRADE, L.A. & FÉLIX, L.P. Comparações florísticas e estruturais entre comunidades de Floresta Ombrófila Aberta com diferentes idades, no Município de Areia, PB, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, p. 861-873, 2006.

OMETTO et al. The stable carbon and nitrogen isotopic composition of vegetation in tropical forests of the Amazon Basin, Brazil. **Biogeochemistry**, v.79, p. 251-274, 2006.

PANDE, P.K. Biomass and productivity in some disturbed tropical dry deciduous teak forests of Satpura plateau, Madhya Pradesh. **Tropical Ecology**, v.46, n.2, p.229-239, 2005.

PEARSON, H.L.; VITOUSEK, P.M. Stand dynamics, nitrogen accumulation, and symbiotic nitrogen fixation in regenerating stands of *Acacia koa*. **Ecological Applications**, v.11, n.5, p.1381-1394, 2001.

PENÃ-CLAROS, M. Changes in Forest Structure and Species Composition during Secondary Forest Succession in the Bolivian Amazon. **Biotropica**, v.35, n.4, p.450-461, 2003.

PEREIRA, I.M.; ANDRADE, L.A.; SAMPAIO, E.V.S.B.; BARBOSA, M.R.V. Use-history effects on structure and flora of Caatinga. **Biotropica**, v.35, n.2, p.154-165, 2003.

PINTO, M.S.C.; SAMPAIO, E.V.S.B.; NASCIMENTO, L.M. Florística e estrutura da vegetação de um brejo de altitude em Pesqueira, PE, Brasil. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 21, n.1, p. 47-49, 2012.

PONS, T.L.; PERREIJN, K.; VAN KESSEL, C.; WERGER, M.J.A. Symbiotic nitrogen fixation in a tropical rainforest: <sup>15</sup>N natural abundance measurements supported by experimental isotopic enrichment. **New Phytologist**, v.173, p.154-167, 2007.

QUEIROZ, L.P. Leguminosas da caatinga. Feira de Santana: Universidade Estadual de Feira de Santana. 2009. 467p.

READ, L.; LAWRENCE, D. Recovery of biomass following shifting cultivation in dry tropical forests of the Yucatan. **Ecological Applications**, v.13, n.1, p.85-97. 2003.

RUIZ, J.; FANDIÑO, M.C.; CHAZDON, R.L. Vegetation Structure, Composition, and Species Richness Across a 56-year Chronosequence of Dry Tropical Forest on Providencia Island, Colombia. **Biotropica**, v.37, n.4, p. 520-530, 2005.

ROCHA, K.D.; CHAVES, L.F.C.; MARANGON, L.C.; LINS E SILVA, A.C.B. Caracterização da vegetação arbórea adulta em um fragmento de floresta atlântica, Igarassu, PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.3, n.1, p. 35-41, 2008.

RODAL, M.J.N.; SALES, M.F.S.; MAYO, S.J. Florestas serranas de Pernambuco: Localização e conservação dos remanescentes dos brejos de altitude. Imprensa Universitária, UFRPE. 1998. 25p.

RODAL, M.J.N. & NASCIMENTO, L.M. Levantamento florístico da floresta serrana da reserva biológica de serra negra, microrregião de Itaparica, Pernambuco, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 16, p. 481-500, 2002.

RODAL, M.J.N., LUCENA, M.F.A., ANDRADE, K.V.S.A. & MELO, A.L. 2005. Mata do Toró: uma floresta estacional de terras baixas no nordeste do Brasil. **Hoehnea**, v. 32, p. 283-294, 2005.

RODRIGUES, P.C.G.; CHAGAS, M.G.S.; SILVA, F.B.R.; PIMENTEL, R.M.M. Ecologia dos brejos de altitude do agreste pernambucano. **Revista de Geografia**, v. 25, n. 3, p. 20-34. 2008.

ROGGY, J.C.; PREVOST, M.F.; GARBAYE, J.; DOMENACH, A.M. Nitrogen cycling in the tropical rain forest of French Guiana: comparison of two sites with contrasting soil types using  $\delta^{15}\text{N}$ . **Journal of Tropical Ecology**, v.15, p.1-22, 1999.

ROMERO-DUQUE, L.P.; JARAMILLO, V.J.; PÉREZ-JIMÉNEZ, A. Structure and diversity of secondary tropical dry forests in Mexico, differing in their prior land-use history. **Forest Ecology and Management**, v. 253, p. 38-47, 2007.

SALDARRIAGA, J.G.; WEST, D.C.; THARP, M.L.; UHL, C. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. **Journal of Ecology**, v.76, p. 938-958, 1988.

SAMPAIO, E.V.S.B. Overview of the Brazilian caatinga. In: STEPHEN, H.B.; MOONEY, H.A.; MEDINA, E. (Eds.). **Seasonally dry tropical forests**. Ed. Cambridge University, 1995. p. 35-63.

SAMPAIO, E.V.S.B.; ARAUJO, E.L.; SALCEDO, I.H.; TIESSEN, H. Regeneração da vegetação de caatinga após corte e queima em Serra Talhada, PE. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.33, n.5, p.621-632, 1998.

SAMPAIO, E.V.S.B.; SILVA, G.C. Biomass equations for Brazilian semiarid Caatinga plants. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n.4, p. 935-943, 2005.

SAMPAIO, E.V.S.B.; FREITAS, A.D.S. Fixação biológica do N<sub>2</sub> em leguminosas arbóreas do semi-árido da Paraíba e de Pernambuco. In: SIMÕES, R.S.C.; SAMPAIO, E.V.S.B.; SALCEDO, I.H. (Orgs.). **Fertilidade do solo e produção de biomassa no semi-árido**. Editora Universitária da UFPE, 2008. p. 27-45.

SAMPAIO, E.V.S.B. Caracterização do bioma caatinga: características e potencialidades. In: GARIGLIO, M.A. et al. (Orgs.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília: Serviço florestal brasileiro, 2010. p. 29-48.

SAMPAIO, E.V.S.B.; COSTA, T.L.; Estoques e Fluxos de Carbono no Semi-Árido Nordeste: Estimativas Preliminares. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.6, p.1275-1291, 2011.

SANTI, C.; BOGUSZ, D.; FRANCHE, C. Biological nitrogen fixation in non-legume plants. **Annals of Botany**, v. 111, p. 743-767, 2013.

SCHULZE E.D.; GEBAUER, G.; ZIEGLER, H.; LANGE, O.L. Estimates of nitrogen fixation by trees on an aridity gradient in Namibia. **Oecologia**, v.88, p.451-455, 1991.

SCHESSEL, M.; KRAUSE, L.; PIECHOWSKI, D.; GOTTSBERGER, G.A. Fragmentação da Mata Atlântica em Pernambuco e suas consequências biológico-reprodutivas. In: FRANKE, C.R.; ROCHA, P.L.B.; KLEIN, W.; GOMES, S.L (Orgs.). **Mata Atlântica e biodiversidade**. Salvador: Edufba. 2005. p. 143-164.

SHEARER, G. et al. Estimates of N<sub>2</sub>-fixation from variation in the natural abundance of <sup>15</sup>N in Sonoran Desert ecosystems. **Oecologia**, v.56, p.365-373, 1983.

SHEARER, G.; KOHL, D.H. Estimates of N<sub>2</sub> fixation in ecosystems: the need and basis of the <sup>15</sup>N abundance method. In: RUNDEL, P.W.; EHLERINGER, J.R.; NAGY, K.A.

(ed.). **Stable isotopes in ecological research**. New York: Springer-Verlag, 1989. p. 342-347.

SILVA, J.M.C.; CASTELETI, C.H.M. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. (Eds.). **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. Fundação SOS Mata Atlântica, Belo Horizonte: Conservação Internacional. 2005. p.43-59.

SILVA, G.C.; SAMPAIO, E.V.S.B. Biomassas de partes aéreas em plantas da caatinga. **Revista Árvore**, v.32, p.567-575, 2008.

SOUZA, L.Q.; FREITAS, A.D.S.; SAMPAIO, E.V.S.B.; MOURA, P.M.; MENEZES, R.S.C. How much nitrogen is fixed by biological symbiosis in tropical dry forest? 1. Trees and shrubs. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 94, n.2, p.171-179, 2012.

SPRENT, J.I. Legume trees and shrubs in the tropics: N<sub>2</sub> fixation in perspective. **Soil Biology and Biochemistry**, v.27, n.4-5, p.401-407, 1995.

SPRENT, J.I. Nitrogen fixation and growth of non-crop legume species in diverse environments. **Urban & Fischer Verlag**, v.2, p.149-162, 1999.

SPRENT, J.I.; PARSONS, R. Nitrogen fixation in legume and non-legume trees. **Field Crops Research**, v.65, p.183-196, 2000.

SPRENT, J.I. **Legume nodulation: a global perspective**. Wiley Black well, Chichester, 2009.

SPRENT, J.I. Evolving ideas of legume evolution and diversity: a taxonomic perspective on the occurrence of nodulation. **New Phytologist**, v.174, p.11-25, 2007.

STEININGER, M.K. Secondary forest structure and biomass following short and extended land-use in central and southern Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, p.689-708, 2000.

SULLIVAN, B.W. et al. Partially robust estimates of biological nitrogen (N) fixation imply substantial human alteration of the tropical N cycle. **PNAS**, v.111, p.8101-8106, 2014.

TABARELLI, M.; SANTOS, A.M.M. Uma breve descrição sobre a história natural dos brejos nordestinos. In: PORTO, K.C.; CABRAL, J.J.P.; TABARELLI, M. (Ogs.). **Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004, p. 17-24.

TAVARES, M.C.G.; RODAL, M.J.N.; MELO, A.L.; LUCENA, M.F.A. Fitossociologia do componente arbóreo de um trecho de floresta ombrófila montana do parque ecológico João Vasconcelos, Caruaru, Pernambuco. **Naturalia**, v.25, p. 243-270, 2000.

TEIXEIRA, F.C.P.; REINERT, F.; RUMJANEK N.G.; BODDEY, R.M. Quantification of the contribution of biological nitrogen fixation to *Cratylia mollis* using the <sup>15</sup>N natural abundance technique in the semi-arid Caatinga region of Brazil. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 38, p.1989-1993, 2006.

TIESSEN, H.; FELLER, C.; SAMPAIO, E.V.S.B.; GARIN, P. Carbon sequestration and turnover in semiarid savannas and dry forest. **Climatic Change**, v. 40, p.105-117, 1998.

VARGAS, R.; ALLEN, M.F.; ALLEN, E.B. Biomass and carbon accumulation in a fire chronosequence of a seasonally dry tropical forest. **Global Change Biology**, v.14, n.1, p.109-124, 2008.

VIRGINIA, R.A.; DELWICHE, C.C. Natural abundance of presumed N<sub>2</sub>-fixing and non-N<sub>2</sub>-fixing plants from selected ecosystems. **Oecologia**, v.54, p.317-325, 1982.

VITOUSEK, P.M.; HOWARTH, R.W. Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? **Biogeochemistry**, v.13, p.87-115, 1991.

VITOUSEK, P.M.; FARRINGTON, H. Nutrient limitation and soil development: experimental test of a biogeochemical theory. **Biogeochemistry**, v 37, p. 63-75, 1997.

VITOUSEK, P.M.; ABER, J.D.; HOWARTH, R.W.; LIKEN, G.E.; MATSON, P.A.; SCHINDLER, D.W.; SCHLESINGER, W.H.; TILMAN, D.G. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. **Ecological Applications**, v.7, n.3, p. 737-750, 1997.

VITOUSEK, P.M. et al. Towards an ecological understanding of biological nitrogen fixation. **Biogeochemistry**, v. 57/58, p.1-45, 2002.

VITOUSEK, P.M.; MENGE, D.N.L.; REED, S.C.; CLEVELAND, C.C. Biological nitrogen fixation: rates, patterns and ecological controls in terrestrial ecosystems. **Philosophical transactions of the royal society.** 368. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2013.0119>. 2013.

WURZBURGER, N; HEDIN, L.O. Taxonomic identity determines N<sub>2</sub> fixation by canopy trees across lowland tropical forests. **Ecology Letters**, v.19, p.62-70, 2016.

YAHARA, T et al. Global legume diversity assessment: Concepts, key indicators, and strategies. **Taxon**, v. 62, n.2, p.249-266. 2013.

YONEYAMA, T.; MURAOKA, T.; MURAKAM, T.; BOONKERD, N. Natural abundance of <sup>15</sup>N in tropical plants with emphasis on tree legumes. **Plant and Soil**, v. 153, p. 295-304, 1993.

ZAHRAN, H.H. Rhizobium-legume symbiosis and nitrogen fixation under severe conditions and in an arid climate. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**, v. 63, n.4, p. 968-989, 1999.

## **MANUSCRITO 1**

---

---

Tânia L. Costa, Everardo V. S. B. Sampaio, Elcida L. Araújo; Aleksandro F. Silva & Ana

D. S. Freitas

# **Importância das espécies de Leguminosae na regeneração natural em florestas com diferentes idades sob clima úmido e seco no Nordeste do Brasil**

*A ser enviado ao periódico:*

*Applied Vegetation Science*



30 Resumo - Objetivos: As contribuições das espécies de Leguminosae para a biomassa  
31 aérea e a estrutura da vegetação foram avaliadas em florestas com diferentes idades sob  
32 clima seco e úmido em Pernambuco e no Ceará, Brasil.

33 Metodologia: Nas florestas secas foram estimadas biomassas, densidades e áreas basais  
34 das plantas com DAP  $\geq 3$  cm e nas florestas úmidas com DAP  $\geq 5$  cm. As espécies de  
35 Leguminosae foram separadas em potencialmente nodulantes e não nodulantes.

36 Resultados: Leguminosae destacou-se, entre todas as famílias presentes em cada uma das  
37 áreas, pelo maior número de espécies e com a maior riqueza total nas florestas úmidas.  
38 Nessas, também houve as maiores diferenças na composição de espécies de Leguminosae  
39 entre as florestas mais jovens e mais velhas. As densidades relativas de Leguminosae nas  
40 florestas úmidas jovens, apesar de serem as maiores entre as famílias, foram inferiores às  
41 das florestas secas ( $<13\%$  versus  $\geq 30\%$ ). Na maior parte das florestas secas mais jovens,  
42 as biomassas de Leguminosae foram acima de 40%, enquanto nas florestas úmidas jovens  
43 ficaram entre 25% e 30%. Nas florestas mais velhas, com exceção de uma floresta seca  
44 de caatinga, as espécies de maiores densidades de indivíduos não eram de Leguminosae.  
45 As proporções de plantas de espécies de Leguminosae potencialmente nodulantes nas  
46 florestas mais jovens não foram muito diferentes das proporções nas florestas mais  
47 velhas.

48 Conclusões: Na composição florística de Leguminosae, em geral, os gêneros e as espécies  
49 foram distintos entre as florestas secas e úmidas. A composição dessas espécies teve  
50 maior variação em função da idade da regeneração nas florestas úmidas. Quanto as  
51 maiores proporções de leguminosas nas florestas mais jovens, destacaram-se *Mimosa*  
52 *tenuiflora* e *Senegalia langsdorffii* com maiores densidades e biomassas que as demais  
53 espécies nas florestas jovens secas indicando alta habilidade na reprodução e no  
54 crescimento. As proporções das espécies potencialmente fixadoras foram similares a das  
55 não fixadoras independentemente da idade da floresta tanto nas fitofisionomias úmidas  
56 quanto nas secas.

57 Palavras-chave: biomassa aérea; caatinga; equações alométricas; fixação potencial de N<sub>2</sub>;  
58 floresta tropical; Mata Atlântica; nodulação; riqueza de espécies.

59 Título abreviado: Importância das espécies de Leguminosae na regeneração natural

## 60 Introdução

61 As florestas secundárias estão se tornando predominantes nos tropicos (Hughes et  
62 al. 1999) devido ao abandono das atividades produtivas, sobretudo relacionadas à  
63 agricultura e à pecuária (Fearnside & Barbosa 1998; Aide et al. 2000; Aide & Grau 2004).  
64 Na regeneração natural, a presença de Leguminosae tem sido destacada, tanto em  
65 florestas secundárias secas (Lebrija-Trejos et al. 2008; Marín et al. 2009; Souza et al.  
66 2012) quanto úmidas (Aidar et al. 2001; Oliveira-Filho et al. 2004; Lippok et al. 2013),  
67 com marcadas diferenças florísticas ao longo dos estádios sucessionais (Gehring et al.  
68 2008). Florestas em estádios iniciais podem ser dominadas por espécies de Leguminosae  
69 (Penã-Claros 2003; Pereira et al. 2003; Oliveira et al. 2006; Romero-Duque et al. 2007;  
70 Guedes et al. 2012; Souza et al. 2012) e tem sido indicado que a capacidade de formar  
71 simbiose com bactérias fixadoras de nitrogênio (N) atmosférico confere-lhes vantagem  
72 competitiva sobre espécies de outras famílias (Andrews et al. 2011; Santi et al. 2013).  
73 Isto é particularmente importante em áreas de baixa disponibilidade de N (Moreira et al.  
74 1992; Freitas et al. 2010). Com o avanço da sucessão, a densidade de Leguminosae  
75 decresce em algumas áreas (Erickson et al. 2002; Oliveira et al. 2006; Álvarez-Yépiz et  
76 al. 2008), enquanto em outras áreas suas densidades permanecem altas, mas as espécies  
77 pioneiras fixadoras são substituídas por outras espécies, comumente não fixadoras (Souza  
78 et al. 2012; Cabral et al. 2013).

79 Compreender o papel das Leguminosae na regeneração natural das florestas  
80 secundárias pode ser ainda mais complexo, se as variações ambientais forem  
81 consideradas. Por exemplo, a região Nordeste do Brasil apresenta grandes diferenças de  
82 precipitação, indo da zona costeira chuvosa, originalmente coberta de florestas pluviais,  
83 ao interior semiárido, onde predominam as florestas secas decíduas espinhosas de  
84 caatinga nas áreas baixas, mas que é entremeado por áreas montanhosas, com maior  
85 precipitação e cobertas de florestas úmidas montanas, nas quais o solo é mais rico, ou de  
86 florestas secas decíduas não espinhosas, conhecidas como carrasco, onde o solo é pobre  
87 em fósforo e cálcio (Sampaio 2010). Esta diversidade de tipos de vegetação reflete-se em  
88 diferentes padrões de disponibilidade de N e possíveis diferenças na fixação simbiótica  
89 de N (Freitas et al. 2015).

90           Informações sobre a relação dessas diferenças ambientais com a presença de  
91 espécies de Leguminosae ao longo dos estádios sucessionais de regeneração são  
92 relativamente escassas na região, mas há dados acerca da diminuição da densidade e da  
93 riqueza de leguminosas fixadoras (Souza et al. 2012) em florestas velhas, mas altas  
94 quantidades de N fixado por espécies fixadoras também foram relatadas em estádios mais  
95 avançados da regeneração (Souza et al. 2012; Silva et al. dados não publicados). Ainda  
96 mais escassas são as informações acerca das contribuições das biomassas de  
97 Leguminosae para a biomassa aérea total da vegetação, falta de informação também  
98 detectada por outros autores em florestas úmidas da região amazônica (Gehring et al.  
99 2008). Esta ausência impede uma análise adequada do papel preditivo das Leguminosae  
100 sobre a resiliência das florestas tropicais.

101           Considerando a hipótese de existir um efeito interativo entre a idade da  
102 regeneração sobre a estrutura florestal, com a diminuição da biomassa e densidade das  
103 Leguminosae fixadoras de N<sub>2</sub> com a idade, este estudo objetiva avaliar a importância de  
104 Leguminosae para a biomassa aérea e para a estrutura de florestas com diferentes idades,  
105 sob clima seco e úmido em Pernambuco e no Ceará, Brasil, respondendo às seguintes  
106 questões: (1) há maior riqueza na família Leguminosae que em outras famílias de plantas  
107 nas florestas secas e úmidas? (2) há diferenças na composição florística de Leguminosae  
108 em função da idade da floresta? (3) há maiores proporções da densidade de plantas e da  
109 biomassa aérea total nas espécies de Leguminosae nas florestas jovens e nas  
110 fitofisionomias mais secas que nas mais velhas e úmidas? (4) há predomínio de  
111 Leguminosae potencialmente fixadoras de N nas florestas jovens secas e úmidas?

112

113

114 Métodos

115 Áreas de estudo

116           Treze fragmentos de vegetação nativa localizados em seis localidades foram  
117 escolhidos para o estudo, compreendendo florestas com diferentes idades e com distintos  
118 históricos de uso, seguindo um transecto leste-oeste ao longo do estado de Pernambuco e  
119 chegando ao Ceará no extremo oeste (Tabela 1). A vegetação dos fragmentos

120 selecionados corresponde a: 1) florestas úmidas de terras baixas (florestas costeiras); 2)  
121 florestas caducifólias espinhosas subúmidas em solo argiloso (caatingas subúmidas  
122 argilosas); 3) e em solo arenoso (caatingas subúmidas arenosas); 4) florestas caducifólias  
123 espinhosas semiáridas (caatingas semiáridas); 5) florestas úmidas montanas; e 6) florestas  
124 caducifólias não espinhosas (carrasco). A mata costeira e a montana foram consideradas  
125 florestas úmidas e as caatingas e o carrasco como florestas secas. Em cada localidade,  
126 exceto Serra Talhada, foram amostradas duas áreas distintas de florestas, uma mais velha  
127 e outra mais jovem, distando entre si no máximo 17 km. Em Serra Talhada foram  
128 amostradas duas caatingas jovens, com idades diferentes e outra mais velha (>50 anos).  
129 A idade da vegetação local e o uso prévio da terra foram obtidos de informações  
130 constantes em estudos (Alcoforado-Filho et al. 2003; Andrade et al., 2015) já conduzidos  
131 nos locais ou fornecidas por moradores e funcionários antigos, no caso das estações de  
132 pesquisa, donos ou administradores das propriedades.

133

134 Coleta dos dados e estimativas de biomassas aéreas

135 Em cada área, foram instaladas dez parcelas de 20×20m, estabelecidas ao longo de  
136 transectos, distando 10 m uma da seguinte. Em cada parcela nas florestas secas foram  
137 identificadas e tiveram seus diâmetros dos caules medidos todas as plantas vivas com  
138 diâmetro do caule a 1,3 m do solo ( $DAP \geq 3$  cm), exceto lianas e epífitas, conforme  
139 adotado nos estudos fitossociológicos no Brasil (Andrade et al. 2011). No caso de plantas  
140 ramificadas abaixo ou a 1,3 m, foram medidos os diâmetros de todos os ramos,  
141 determinadas suas áreas e somadas e calculado o diâmetro equivalente da soma. Nas  
142 florestas úmidas, o critério de inclusão foi de plantas com  $DAP \geq 5$  cm.

143 A biomassa aérea de cada planta foi estimada por equações alométricas, utilizando o  
144 DAP como variável independente. Para as florestas secas foi aplicada a equação Biomassa  
145 (kg) =  $0,173 DAP_{(cm)}^{2,295}$  (Sampaio & Silva 2005) e, para as florestas úmidas, Biomassa  
146 (kg) =  $EXP(-2,19 + 2,54 LN(DAP_{(cm)}))$  (Chave et al. 2001).

147 De cada espécie amostrada, foi coletado material botânico para identificação por  
148 especialistas, comparação com espécimes devidamente identificados depositados no  
149 herbário da Universidade Federal Rural de Pernambuco (PEUFR) ou por consultas à

150 literatura especializada. Os nomes científicos das espécies foram confirmados através da  
151 base de dados do W3 Trópicos ([www.tropicos.org](http://www.tropicos.org)). A classificação atual das subfamílias  
152 de Leguminosae foi obtida de The Legume Phylogeny Working Group (LPWG, dados  
153 não publicados). As espécies de Leguminosae foram separadas em espécies  
154 potencialmente fixadoras de N<sub>2</sub> (espécies nodulantes) e espécies não fixadoras (espécies  
155 não nodulantes), com base em informações já publicadas para as espécies ou gêneros  
156 (Faria et al. 1989; Faria & Lima 1998; Gehring et al. 2005; Sprent 2009; Freitas et al.  
157 2010, 2015). Na falta de informações para a espécie, foi utilizada a informação para o  
158 gênero.

159 Os dados das biomassas aéreas totais, biomassas aéreas de Leguminosae, densidades  
160 e áreas basais foram transformados em log x, para atender ao critério de normalidade, e  
161 foram submetidos a análise de variância. As médias foram comparadas pelo teste de  
162 Tukey, adotando-se o nível de significância de 0,05. As análises foram feitas usando-se  
163 o programa Statistica 7 (StatSoft®).

164

## 165 Resultados

166 Leguminosae destacou-se, entre todas as famílias presentes em cada uma das áreas,  
167 pelo maior número de espécies (Tabela 2), embora na floresta seca mais velha de carrasco  
168 o número de espécies de Leguminosae tenha sido igual ao de Myrtaceae (Apêndice). Nas  
169 florestas úmidas, Leguminosae teve maior número de espécies que nas florestas secas,  
170 seguindo o padrão de maior número total de espécies de todas as famílias nestas florestas  
171 úmidas que nas secas (Tabela 2). Em todas as florestas mais velhas havia de uma a três  
172 espécies de Leguminosae a mais que nas florestas mais jovens, exceto na floresta seca de  
173 São João (Tabela 3), que teve o mesmo número de espécies de Leguminosae (apenas três  
174 espécies.) que na floresta mais jovem. Nessas duas florestas de São João, as riquezas  
175 totais de espécies de todas as famílias também foram as mais baixas entre todas as áreas  
176 (Tabela 2).

177 Nas florestas secas de caatinga, Mimosoideae (classificadas atualmente como clado  
178 “Mimosoida” da subfamília Caesalpinioideae) correspondeu a mais da metade das  
179 espécies em todas as áreas (Tabela 3). A maioria das Mimosoideae (Mimosoida) pertence

180 à tribo Mimoseae, seguida por Acacieae e Ingeae. Uma única espécie de Papilionoideae,  
181 pertencente a tribo Swartzieae (*Amburana cearensis* (Allemão) A.C.Sm.) foi observada  
182 nas florestas secas de caatinga, na floresta decídua de Serra Talhada. De todos os táxons,  
183 apenas as espécies de Mimosoideae (Mimosoidea) das tribos Mimoseae e Ingeae são  
184 referenciadas como capazes de formar nódulos com bactérias fixadoras de N<sub>2</sub> (Tabela 3).  
185 Nas florestas secas do carrasco (Tabela 3), apenas as espécies das tribos Ingeae (clado  
186 Mimosoidea) e Sophoreae (subfamília Papilionoideae) já foram referidas como espécies  
187 potencialmente nodulantes. *Swartzia psilonema* Harms presente tanto na floresta mais  
188 jovem quanto na mais velha foi referenciada como nodulante (Costa et al. dados não  
189 publicados).

190 Nas florestas úmidas costeiras, Mimosoideae (Mimosoidea) compreendeu o maior  
191 número de espécies, seguida pela subfamília Papilionoideae (Tabela 3). As espécies de  
192 Mimosoideae pertencem à tribo Ingeae e as de Papilionoideae às tribos Dalbergieae,  
193 Sophoreae e Swartzieae. Todos esses táxons ou gêneros de Mimosoideae e de  
194 Papilionoideae já foram reportados como nodulantes. Nas florestas úmidas montanas,  
195 Mimosoideae (Mimosoidea) também compreendeu a maioria das espécies (Tabela 3). As  
196 tribos presentes foram quase todas as mesmas que na floresta úmida costeira, mas os  
197 gêneros diferiram na maior parte dos casos. Nas florestas montanas, na tribo Ingeae, além  
198 de *Inga* Mill. e *Albizia* Durazz, estava presente também *Enterolobium* Mart. Senna foi  
199 presente na tribo Cassieae, na tribo Detarieae, além de *Hymenaea* L., havia *Copaifera* L.,  
200 e na tribo Swartzieae, *Amburana* Schwacke & Taub. Todas as espécies de Mimosoideae  
201 e duas das três espécies de Papilionoideae têm sido consideradas como potencialmente  
202 nodulantes (Tabela 3).

203 As diferenças florísticas entre as idades da regeneração foram mais visíveis nas  
204 florestas úmidas, onde quase todas as espécies presentes na floresta mais jovem estavam  
205 ausentes na floresta mais velha e vice-versa, diferindo do padrão encontrado nas florestas  
206 secas, nas quais as espécies, em geral, eram as mesmas. As proporções de táxons  
207 nodulantes em relação ao número total de espécies de Leguminosae nas florestas mais  
208 jovens não foram muito diferentes das proporções nas florestas mais velhas na maioria  
209 das áreas (Tabela 2).

210 Em todas as florestas mais jovens, exceto nas florestas secas de Caruaru e de 24 anos  
211 em Serra Talhada, as espécies com maior densidade de plantas pertenciam a  
212 Leguminosae: *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir., nas florestas secas de São João e de 15  
213 anos em Serra Talhada, com mais de 60% dos indivíduos; *Senegalia langsdorffii* (Benth.)  
214 Seigler & Ebinger, na floresta seca de Araripe, com 30%; *Inga ingoides* (Rich.) Willd.,  
215 na floresta úmida costeira, com 12%; e *Copaifera langsdorffii* Desf., na floresta úmida  
216 montana, com 13% (Tabelas 2 e 3). Na floresta jovem de Caruaru e na de 24 anos em  
217 Serra Talhada (Apêndice), a espécie dominante foi *Croton blanchetianus* Baill.,  
218 (Euphorbiaceae) com 32% e 30%, respectivamente mas logo abaixo estavam *Piptadenia*  
219 *stipulacea* (Benth.) Ducke e *Poincianella pyramidalis* (Tul.) L.P. Queiroz. Somando as  
220 outras espécies de Leguminosae, as densidades relativas de Leguminosae nas florestas  
221 úmidas (25 e 27%) ainda ficaram abaixo da densidade da espécie mais abundante em  
222 todas as florestas secas de caatinga, exceto na de 24 anos em Serra Talhada, onde a soma  
223 das densidades relativas de todas as Leguminosae foi semelhante (27%). Com a exceção  
224 desta área de Serra Talhada, todas as florestas secas mais jovens tiveram densidades  
225 relativas de Leguminosae acima de 40%. Contrastando com estas florestas mais jovens,  
226 em todas florestas mais velhas o táxon de maior densidade não pertence a Leguminosae,  
227 exceto no caso de São João, onde *M. tenuiflora* compreendia 55% dos indivíduos  
228 (Apêndice).

229 Nas florestas secas jovens, as áreas basais e as biomassas relativas de Leguminosae  
230 foram acima de 40%, enquanto nas florestas úmidas ficaram entre 25% e 30%. Em todas  
231 as florestas mais velhas, exceto na montana, as biomassas relativas de Leguminosae  
232 foram menores que nas florestas jovens. Em todas as florestas secas, tanto jovens quanto  
233 velhas, as maiores proporções das biomassas de Leguminosae estavam em espécies de  
234 Mimosoideae (Mimosoidea) (Figura 1), exceto na floresta de 24 anos de Serra Talhada. Já  
235 nas florestas úmidas, com exceção da floresta jovem costeira as maiores proporções das  
236 biomassas de Leguminosae estavam em espécies de Caesalpinioideae fora do clado  
237 Mimosoidea, juntamente com outras subfamílias atuais como Detarioideae, Dialioideae e  
238 Cercidoideae.

239 Em todas as florestas secas de caatinga, as biomassas das espécies potencialmente  
240 fixadoras de N<sub>2</sub> compreenderam mais de 50% da biomassa aérea total de Leguminosae  
241 (Tabela 2), exceto na floresta de 24 anos em Serra Talhada, com a maior biomassa de  
242 espécies não-fixadoras (63%). Já nas florestas secas do carrasco, as espécies não-

243 fixadoras compreenderam 98% das biomassas da família. Nas florestas úmidas, as  
244 Leguminosae não-fixadoras tiveram as maiores biomassas relativas (acima de 66%),  
245 exceto na floresta costeira jovem, onde a biomassa das espécies fixadoras compreendeu  
246 98%, e na floresta montana madura com 46% (vs. 37% das não-fixadoras).

247 As biomassas nas florestas mais velhas foram sempre maiores que nas mais jovens da  
248 mesma área, com apenas uma pequena diferença na floresta seca de São João (28 a 20  
249 Mg ha<sup>-1</sup>) e diferenças absolutas muito maiores nas florestas úmidas, em que as mais velhas  
250 tiveram as maiores biomassas totais (Figura 1). As áreas basais totais, tanto nas florestas  
251 secas quanto nas úmidas, seguiram o mesmo padrão de suas biomassas (Tabela 2).

252

## 253 Discussão

254 Proporções altas do número de espécies de Leguminosae em relação aos números  
255 totais nas comunidades, como foram encontradas em todas as florestas amostradas, é um  
256 padrão que caracteriza as vegetações neotropicais (Gentry 1995; Romero-Duque et al.  
257 2007; Crescencio *et al.* 2011). Esse padrão tem sido amplamente confirmado em florestas  
258 secas de caatinga (Rodal et al. 1999; Pereira et al. 2003; Calixto Júnior et al. 2011; Guedes  
259 et al. 2012) e de carrasco (Araújo et al. 1998; Araújo et al. 1999; Araújo et al. 2011) e em  
260 florestas úmidas costeiras (Oliveira-Filho et al. 2004; Rodal et al. 2005; Rocha et al. 2008;  
261 Nascimento et al. 2012) e montanas (Ferraz et al. 1998; Rodal & Nascimento 2002; Pinto  
262 et al. 2012).

263 Nas florestas secas e úmidas, Leguminosae nodulantes ocorreram apenas em  
264 Mimosoideae (atual clado “Mimosoida” da subfamília Caesalpinioideae) e em  
265 Papilionoideae, tanto nas florestas mais jovens quanto nas mais velhas, indicando as  
266 maiores proporções da nodulação nesses grupos. Já a ausência de espécies nodulantes nas  
267 tribos Cercideae (subfamília Cercidoideae) e Detarieae (subfamília Detarioideae),  
268 relatada em outros estudos (Doyle & Luckow 2003; Sprent 2007; Sprent 2009; Doyle  
269 2011), também foi confirmada em todas as florestas amostradas, sugerindo que a ausência  
270 de nodulação também pode depender das características filogenéticas compartilhadas  
271 entre os grupos (Doyle & Luckow 2003), além dos fatores bióticos, como a  
272 disponibilidades de N no solo e do estágio sucessional. Em todas as florestas, embora os  
273 táxons de Caesalpinieae e Cassieae (ambas Caesalpinioideae) amostrados também

274 pertencam aos gêneros não nodulantes, há nodulação referendada em Cassieae no gênero  
275 *Chamaecrista* Moench, que representa aproximadamente metade das espécies da tribo, e  
276 em alguns gêneros de Caesalpinieae, como *Dimorphandra* Schott e *Tachigali* Aubl.  
277 (Roggy & Prevost 1999; Sprent 2009; Faria et al. 2010). A ocorrência de nodulação nestas  
278 tribos pode estar relacionada a sua posição taxonômica, possivelmente próxima às dos  
279 grupos nodulantes formado pelas espécies de Mimosoideae e de Papilionoideae (Diabate et  
280 al. 2005) que provavelmente teriam divergido mais recentemente (Sprent 2007). Além  
281 disso, com algumas exceções, os gêneros nodulantes dessas tribos ocorrem na América  
282 do Sul (Sprent 2009), sugerindo que amostragens em outros estratos nas vegetações deste  
283 estudo poderiam revelar espécies de Caesalpinioideae potencialmente nodulantes fora do  
284 clado Mimosoideae, como observado por Freitas et al. (2012) estudando um componente  
285 herbáceo em florestas secas de caatinga com diferentes tempos da regeneração.

286 O baixo número de espécies de Papilionoideae nas florestas secas de caatinga que nas  
287 florestas úmidas pode estar relacionada ao tipo do componente amostrado e não a uma  
288 ausência e/ou dificuldade de estabelecimento dos representantes desta subfamília na flora  
289 dessa vegetação, considerando que em estudos prévios nestas áreas, mais de 83% das  
290 Papilionoideae amostradas são de lianas e/ou herbáceas (Alcoforado-Filho et al. 2003),  
291 com alguns dos gêneros presentes potencialmente nodulantes (Sprent 2009). Por outro  
292 lado, a maior riqueza de espécies de Mimosoideae (Mimosoideae) foi uma característica  
293 comum tanto nas florestas úmidas quanto nas secas de caatinga, mas os gêneros foram  
294 diferentes, sendo que nas caatingas essas espécies compreenderam proporções maiores  
295 de espécies de Leguminosae que em outras florestas tropicais secas (Romero-Duque et  
296 al. 2007; Álvarez-Yépez et al. 2008; Crescencio et al. 2011; Castillo et al. 2014).

297 As maiores densidades das espécies de Leguminosae nas florestas secas jovens, com  
298 exceção dos táxons na de Caruaru e na de 24 anos em Serra Talhada, indicam a  
299 importância da família na regeneração natural destas áreas, assim como relatado em  
300 outras florestas tropicais secas em regeneração (Lebrija-Trejos 2008; Crescencio et al.  
301 2011). Essas espécies possivelmente têm rápidas taxas de crescimento, em resposta à  
302 maior disponibilidade de luz nas florestas mais jovens. A alta capacidade de dispersão  
303 das sementes e à alta competitividade dos indivíduos jovens na regeneração (Pereira et  
304 al. 2003), além da habilidade de nodular e fixar N de algumas dessas espécies também  
305 podem conferir maior capacidade de crescimento (Kunstler et al. 2015).

306 Nas florestas úmidas jovens, as densidades totais de Leguminosae corresponderam a  
307 proporções menores da densidade total que nas florestas secas, apesar de alguns táxons  
308 de Leguminosae terem tido as maiores proporções entre todas as espécies. Proporções  
309 mais baixas dessa família que de não leguminosas na densidade total de plantas em outras  
310 florestas úmidas costeiras e montanas de até 15 anos em regeneração entre 10 e 46% das  
311 densidades totais foram relatadas (Aidar et al. 2001; Oliveira-Filho et al. 2004; Oliveira  
312 et al. 2006; Nascimento et al. 2014). Em outras florestas úmidas com até 20 anos, espécies  
313 de Leguminosae não estavam presentes ou totalizaram proporções das densidades totais  
314 de no máximo 4% (Liebsch et al. 2007; Van Do et al. 2010; Marques et al. 2014). Esse  
315 padrão indica que, em florestas úmidas, as espécies de Leguminosae tendem a ter menor  
316 importância na estrutura das comunidades que em florestas secas.

317 As proporções de espécies nodulantes e não nodulantes em relação às espécies totais  
318 foram semelhantes nas florestas secas mais jovens e mais velhas de caatinga e de carrasco,  
319 diferindo do padrão que tem sido relatado em outras florestas de caatinga (Pereira et al.  
320 2003; Cabral et al. 2013), no qual havia maiores proporções de nodulantes nas florestas  
321 jovens. Esse padrão também ocorreu nas florestas úmidas costeira e montana, diferindo  
322 do que foi observado por Gehring et al. (2008) que encontraram maiores proporções de  
323 nodulantes em florestas mais jovens que nas mais velhas na Amazônia. Contudo, a nível  
324 de espécies, algumas nodulantes como *Mimosa tenuiflora* tiveram destaque em termos de  
325 densidade e/ou biomassa em algumas das florestas mais jovens de caatinga. Isto poderia  
326 indicar um comportamento de plantas aquisitivas que, investem em rápido crescimento e  
327 maior acúmulo de biomassa nos estádios iniciais da regeneração (Batterman et al. 2013,  
328 Wurzburger & Hedin 2016) que, por sua vez, podem ter implicações na nodulação e nas  
329 contribuições do N derivado da fixação nessas florestas secas de caatinga. Todavia,  
330 mesmo esta espécie também exibe características relacionadas às plantas conservativas,  
331 como uma alta densidade da madeira (Azevedo et al. 2014), que poderiam levar a uma  
332 maior taxa de sobrevivência e decréscimo no crescimento e na fecundidade que as  
333 espécies de madeira leve (Adler et al. 2014). Essa característica poderia explicar a  
334 dominância dessa espécie mesmo em florestas com mais de 50 anos em regeneração,  
335 como na floresta seca arenosa, sugerindo que nas florestas secas de caatinga, leguminosas  
336 fixadoras como *M. tenuiflora*, podem apresentar estratégias de plantas desde  
337 conservativas até aquisitivas.

338 Altas proporções da biomassa de *M. tenuiflora* (>75%) em relação às biomassas  
339 totais na floresta seca mais jovem de São João e na de 15 anos em Serra Talhada, assim  
340 como em outros locais de florestas secas de caatinga jovens, com proporções chegando  
341 até 90% (Pereira et al. 2003; Souza et al. 2012; Cabral et al. 2013), podem indicar que  
342 nestas florestas esse táxon tem maior capacidade de crescimento que plantas não  
343 fixadoras em estádios iniciais da regeneração. Em outras florestas tropicais secas, onde  
344 espécies de Leguminosae também foram dominantes (Romero-Duque et al., 2007;  
345 Lebrijas-Trejos et al., 2008), evidenciam que algumas espécies de Leguminosae poderiam  
346 ter vantagem no crescimento em relação à outras espécies não leguminosas em alguma  
347 fase da regeneração natural. As proporções das biomassas de Leguminosae nas florestas  
348 úmidas neste trabalho e em outras florestas úmidas em distintos estádios sucessionais  
349 (Gehring et al. 2008) são menores que as das florestas secas, sugerindo uma menor  
350 importância da família na regeneração natural nesses ecossistemas. Contudo, algumas  
351 espécies fixadoras foram dominantes em termos de área basal em florestas costeiras em  
352 regeneração sobre solos calcários (Aidar et al. 2001).

353 Em síntese, as leguminosas tiveram poucas diferenças ao nível de tribos entre as  
354 florestas secas e úmidas, mas os gêneros e as espécies, em geral foram distintos, com as  
355 maiores diferenças entre as florestas secas e as costeiras. Além disso, nas florestas  
356 úmidas, a composição de espécies dessa família teve maiores diferenças em função da  
357 idade. Mimosoideae (clado Mimosoidea) e Papilionoideae compreenderam todas as  
358 espécies nodulantes nas diferentes floras da região, mas com muito menos espécies  
359 nodulantes na subfamília Papilionoideae nas florestas secas de caatinga que nas úmidas.  
360 Espécies como *M. tenuiflora* e *S. langsdorffii* tiveram comportamento que se assemelha  
361 ao de plantas aquisitivas, com maior investimento em crescimento de indivíduos e  
362 incremento em biomassa que as demais espécies nas primeiras duas décadas da  
363 regeneração nas florestas secas, possivelmente em resposta a maior disponibilidade de  
364 luz que nas florestas mais velhas. Além disso, a habilidade de nodular e fixar N como  
365 indicado para *M. tenuiflora*, pode sugerir que essa espécie tenha importante contribuição  
366 no N<sub>2</sub> fixado nas caatingas mais jovens. O comportamento aquisitivo de espécies  
367 pioneiras nodulantes de Leguminosae em outras florestas tropicais secas pode confirmar  
368 a importância da família na regeneração natural nesses ecossistemas. As proporções das

369 espécies potencialmente fixadoras foram similares às das não fixadoras,  
370 independentemente da idade da floresta, tanto nas vegetações úmidas quanto nas secas.

371

372 Agradecimentos

373 A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela  
374 concessão de bolsa ao primeiro autor e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento  
375 Científico e Tecnológico (CNPq; Processos 472997/2012-2 e 403129/2013-3) pelo apoio  
376 financeiro às expedições a campo. Os autores também agradecem ao Dr. André L.A Lima  
377 e André Laurênio pelo apoio logístico e contribuição para identificações de alguns  
378 espécimes de plantas.

379

380 Referências

381 Adler, P.B., Salguero-Gómez, R., Compagnoni, A., Hsu, J.S., Ra-Mukherjee, J., Mbeau-  
382 Ache, C., Franco, M. 2014. Functional traits explain variation in plant life history  
383 strategies. *PNAS* 11: 740–745.

384 Aidar, M.P.M., Godoy, J.R.L., Bergmann, J. & Joly, C.A. 2001. Atlantic Forest  
385 succession over calcareous soil, Parque Estadual turístico do Alto Ribeiro - PETAR, SP.  
386 *Revista brasileira de botânica* 24: 455–469.

387 Aide, T.M., Zimmerman, J.K., Pascarella, J.B., Rivera, L. & Marcano-Vega, H. 2000.  
388 Forest Regeneration in a Chronosequence of Tropical Abandoned Pastures: Implications  
389 for Restoration Ecology. *Restoration Ecology* 8: 328–338.

390 Aide, M & Grau, H.R. 2004. Globalization, Migration, and Latin American Ecosystems.  
391 *Science* 305: 1915–1916.

392 Alcoforado-Filho, F.G., Sampaio, E.V.S.B. & Rodal, M.J.N. 2003. Florística e  
393 fitossociologia de um remanescente de vegetação caducifolia espinhosa arbórea em  
394 Caruaru, Pernambuco. *Acta Botanica Brasílica* 17: 287–303.

- 395 Álvarez-Yépez, J.C., Yrizar, A.M., Búrquez, A. & Lindquist, C. 2008. Variation in  
396 vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and  
397 secondary tropical dry forests in northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management*  
398 256: 355–366.
- 399 Andrade, L.A., Fabricante, J.R. & Araújo, E.L. 2011. Estudos de fitossociologia em  
400 vegetação da caatinga In: Felfili, J.M., Eisenlohr, P.V., Melo, M.M.R.F., Andrade, L.A.,  
401 Meira Neto, J.A. (eds.) *Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de caso*, pp. 339–  
402 371. Viçosa - MG: UFV.
- 403 Andrade, J.R., Silva, K.A., Santos, J.M.F., Santos, D.M., Guerra, T.P., Araújo, E.L. 2015  
404 Influence of microhabitats on the performance of herbaceous species in areas of mature  
405 and secondary forest in the semiarid region of Brazil. *Revista de Biología Tropical*  
406 63:357–368.
- 407 Andrews, M., James, E.K., Sprent, J.I., Boddey, R.M., Gross, E., Reis-Jr, F.B. 2011.  
408 Nitrogen fixation in legumes and actinorhizal plants in natural ecosystems: values  
409 obtained using <sup>15</sup>N natural abundance. *Plant Ecology & Diversity* 4: 13–140.
- 410 Araújo, F.S.; Sampaio, E.V.S.B.; Figueiredo, M.A.; Rodal, M.J.N.; Fernandes, A.G.  
411 1998. Composição florística da vegetação de carrasco, Novo Oriente, CE. *Revista*  
412 *Brasileira Botânica* 21:105–116.
- 413 Araújo, F.S., Martins, F.R. & Shepherd, G.J. 1999. Variações estruturais e florísticas do  
414 carrasco no planalto da Ibiapaba, estado do Ceará. *Revista Brasileira de Biologia* 59: 663–  
415 678.
- 416 Araújo, F.S., Costa, R.C., Lima, J.R., Vasconcelos, S.F., Girão, L.C., Sobrinho, M.S.,  
417 Bruno, M.M.A., Souza, S.S.G., Nunes, E.P., Figueiredo, M.A., Lima-Verde, L.W. &  
418 Loiola. M.I.B. 2011. Floristics and life-forms along a topographic gradient, central-  
419 western Ceará, Brazil. *Rodriguésia* 62: 341–366.
- 420 Azevêdo, T.K.B., Paes, J.B., Calegari, L., Nascimento, J.W.B. 2014. Relações entre  
421 volume e massa da madeira e casca de jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*). *Revista*  
422 *Brasileira de Ciências Agrárias* 9: 97–102.

- 423 Batterman, S.A., Hedin, L.O., Breugel, M., Ransijn, J., Craven, D.J., Hall, J. 2013. Key  
424 role of symbiotic dinitrogen fixation in tropical forest secondary succession. *Nature*. 502,  
425 224–227.
- 426 Cabral, G.A.L., Sampaio, E.V.S.B. & Almeida-Cortez, J.S. 2013. Estrutura espacial e  
427 biomassa da parte aérea em diferentes estádios sucessionais de Caatinga, em Santa  
428 Terezinha, Paraíba. *Revista brasileira de geografia física* 6: 566–574.
- 429 Calixto Junior, J.T. & Drumond, M.A. 2011. Estrutura fitossociológica de um fragmento  
430 de caatinga sensu stricto 30 anos após corte raso, Petrolina-PE, Brasil. *Revista Caatinga*  
431 24: 67–74.
- 432 Castillo, B.D., Vaca, C.C., Valdivia, N.A.G. 2014. Estructura y composición en dos  
433 comunidades arbóreas de la selva baja caducifolia y mediana subcaducifolia en  
434 Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: 167–178.
- 435 Chave, J., Riéra, B. & Dubois. 2001. Estimation of biomass in a neotropical forest of  
436 French Guiana: spatial and temporal variability. *Journal of Tropical Ecology* 17: 79–96.
- 437 Crescencio, P.Z., Carrasco, M.R.D., Villegas, P., Báez, C.G., Acevedo, L.A.M., Haas,  
438 J.J.O., Mundo, S.H., Garrido, E.C.P. & Chávez, R.P. 2011. Composición florística y  
439 estructura de la vegetación secundaria en el norte del estado de Campeche, México.  
440 *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 89: 27–35.
- 441 Diabate, M.; Munive, A., Faria, S.M., Ba, A., Dreyfus, B., Galiana, A. 2005. Occurrence  
442 of nodulation in unexplored leguminous trees native to the West African tropical  
443 rainforest and inoculation response of native species useful in reforestation. *New*  
444 *Phytologist*. 166, 231–239.
- 445 Díaz, S., Hodgson, J.G., Thompson, K., Cabido, M., Cornelissen, J.H.C., Jalili, A.,  
446 Montserrat-Martí, G., Grime, J.P., Zarrinkamar, F., (...) & Zak, M.R. 2004. The plant  
447 traits that drive ecosystems: Evidence from three continents. *Journal of Vegetation*  
448 *Science* 15: 295–304.
- 449 Doyle, J.J. & Luckow, M.A. 2003. The Rest of the Iceberg. Legume Diversity and  
450 Evolution in a Phylogenetic Context. *Plant Physiology* 131: 900–910.

- 451 Doyle, J.J. 2011. Phylogenetic Perspectives on the Origins of Nodulation. *The American*  
452 *Phytopathological Society* 24: 1289–1295.
- 453 Erickson, H., Davidson, E.A. & Keller, M. 2002. Former land-use and tree species affect  
454 nitrogen oxide emissions from a tropical dry forest. *Oecologia* 130: 297-308.
- 455 Faria, S.M., Lewis, G.P., Sprent, J.I. & Sutherland, J.M. 1989. Occurrence of nodulation  
456 in the Leguminosae. *New Phytologist* 111: 607–619.
- 457 Faria, S.M. & Lima, H.C. 1998. Additional studies of the nodulation status of legume  
458 species in Brazil. *Plant and Soil* 200:185–192.
- 459 Faria, S.M., Diedhiou, A.G., Lima, H.C., Ribeiro, R.D., Galiana, A., Castilho, A.F.,  
460 Henriques, J.C. 2010. Evaluating the nodulation status of leguminous species from the  
461 Amazonian forest of Brazil. *Journal of Experimental Botany*. doi:10.1093/jxb/erq142.
- 462 Fearnside, P.M. & Barbosa, R.I. 1998. Soil carbon changes from conversion of forest to  
463 pasture in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 108: 147–166.
- 464 Ferraz, E.M.N., Rodal, M.J.N., Sampaio, E.V.S.B. & Pereira, R.C.A. 1998. Composição  
465 florística em trechos de vegetação de caatinga e brejo de altitude na região do Vale do  
466 Pajeú, Pernambuco. *Revista Brasileira de Botânica* 21: 7–15.
- 467 Freitas, A.D.S., Sampaio, E.V.S.B., Santos, C.E.R.S. & Fernandes, A.R. 2010. Biological  
468 nitrogen fixation in tree legumes of the Brazilian semi-arid caatinga. *Journal of Arid*  
469 *Environments* 74: 344–349.
- 470 Freitas, A.D.S., Sampaio, E.V.S.B., Ramos, A.P.S., Barbosa, M.R.V., Lyra, R.P. &  
471 Araújo, E.L. 2015. Nitrogen isotopic patterns in tropical forests along a rain fall gradient  
472 in Northeast Brazil. *Plant and Soil* 74: 344–349.
- 473 Gehring, C., Vlek, P.L.G., Souza, L.A.G. & Denich, M. 2005. Biological nitrogen fixation  
474 in secondary regrowth and mature rainforest of central Amazonia. *Agriculture,*  
475 *Ecosystems and Environment* 111: 237–252.
- 476 Gehring, C.; Muniz, F.H.; Souza, L.A.G. 2008. Leguminosae along 2–25 years of  
477 secondary forest succession after slash-and-burn agriculture and in mature rain forest of  
478 Central Amazonia. *Journal of the Torrey Botanical Society* 135: 388–400.

- 479 Gentry, A.H. 1995. Diversidade and floristic composition of neotropical dry forests. In:  
480 Stephen, H.B., Mooney, H.A. & Medina, E. (eds.) Seasonally dry tropical forests, pp.  
481 146–190. Cambridge University.
- 482 Guedes, R.S., Zanella, F.C.V., Costa-Júnior, J.E.V., Santana, G.M. & Silva, J.A. 2012.  
483 Caracterização florístico-fitossociológica do componente lenhoso de um trecho de  
484 caatinga no semiárido paraibano. *Revista Caatinga* 25: 99–108.
- 485 Hughes, R.F., Kauffman, J.B. & Jaramillo, V.J. 1999. Biomass, carbon, and nutrient  
486 dynamics of secondary forests in a humid tropical region of México. *Ecology* 80:1892–  
487 1907.
- 488 Kunstler, G., Falster, D., Coomes, D.A., Hui, F., Kooyman, R.M., Laughlin, D.C.,  
489 Poorter, L., Vanderwel, M., Vieilledent, G., (...) & Westoby, M. 2015. Plant functional  
490 traits have globally consistent effects on competition. *Nature*. doi:10.1038/nature16476.
- 491 Lebrija-Trejos, E., Bongers, F., Garcia, E.A.P. & Meave, J. A. 2008. Successional change  
492 and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture.  
493 *Biotropica* 40: 422–431.
- 494 Liebsch, D., Goldenberg, R. & Marques, M.C.M. 2007. Florística e estrutura de  
495 comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica no Estado do Paraná,  
496 Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 21: 983–992.
- 497 Lippok, D., Beck, S.G., Renison, D., Gallegos, S.C., Saavedra, F.V., Hensen, I.,  
498 Schleuning, M. 2013. Forest recovery of areas deforested by fire increases with elevation  
499 in the tropical Andes. *Forest Ecology and Management* 295: 69–76.
- 500 Marín, G.C., Tigabu, M., González-Rivas, B., Odén, P.C. 2009. A chronosequence  
501 analysis of forest recovery on abandoned agricultural fields in Nicaragua. *Journal of*  
502 *Forestry Research* 20: 213–222.
- 503 Marques, M.C.C.; Zwiener, V.P.; Ramos, F.M.; Borgo, M.; Marques, R. 2014. Forest  
504 structure and species composition along a successional gradient of Lowland Atlantic  
505 Forest in Southern Brazil. *Biota Neotropica* 14:1–11.
- 506 Moreira, F.M.S., Silva, M.F. & Faria, S.M. 1992. Occurrence of nodulation in legume  
507 species in the Amazon region of Brazil. *New Phytologist* 121: 563–570.

- 508 Nascimento, L.M., Sampaio, E.V.S.B., Rodal, M.J.N., Silva, S.I. & Lins e Silva, A.C.B.  
509 2014. Secondary succession in a fragmented Atlantic Forest landscape: evidence of  
510 structural and diversity convergence along a chronosequence. *Journal of Forest Research*  
511 19: 501–513.
- 512 Oliveira-Filho, A.T., Carvalho, D.A., Vilela, E.A., Curi, N. & Fontes, M.A.L. 2004.  
513 Diversity and structure of the tree community of a fragment of tropical secondary forest  
514 of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging. *Revista Brasileira*  
515 *de Botânica* 27: 685–701.
- 516 Oliveira, F.X., Andrade, L.A. & Félix, L.P. 2006. Comparações florísticas e estruturais  
517 entre comunidades de Floresta Ombrófila Aberta com diferentes idades, no Município de  
518 Areia, PB, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 20: 861–873.
- 519 Penã-Claros, M. 2003. Changes in forest structure and species composition during  
520 secondary forest succession in the Bolivian Amazon. *Biotropica* 35: 450–461.
- 521 Pereira, I.M., Andrade, L.A., Sampaio, E.V.S.B. & Barbosa, M.R.V. 2003. Use-history  
522 effects on structure and flora of Caatinga. *Biotropica* 35: 154–165.
- 523 Pinto, M.S.C., Sampaio, E.V.S.B. & Sampaio, E.V.S.B. 2012. Florística e estrutura da  
524 vegetação de um brejo de altitude em Pesqueira, PE, Brasil. *Revista Nordestina de*  
525 *Biologia* 21: 47-79.
- 526 Rocha, K.D., Chaves, L.F.C., Marangon, L.C. & Lins E Silva, A.C.B. 2008.  
527 Caracterização da vegetação arbórea adulta em um fragmento de floresta Atlântica,  
528 Igarassu, PE. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias* 3: 35–41.
- 529 Rodal, M.J.N., Nascimento, L.M. & Melo, A.L. 1999. Composição florística de um trecho  
530 de vegetação arbustiva caducifólia, no município de Ibimirim, PE, Brasil. *Acta Botanica*  
531 *Brasilica* 13:15–28.
- 532 Rodal, M.J.N. & Nascimento, L.M. 2002. Levantamento florístico da floresta serrana da  
533 reserva biológica de serra negra, microrregião de Itaparica, Pernambuco, Brasil. *Acta*  
534 *Botanica Brasilica* 16: 481–500.

- 535 Rodal, M.J.N., Lucena, M.F.A., Andrade, K.V.S.A. & Melo, A.L. 2005. Mata do Toró:  
536 uma floresta estacional de terras baixas no nordeste do Brasil. *Hoehnea* 32: 283–294.
- 537 Roggy, J.C., Prevost, M.F., Garbaye, J., Domenach, A.M. 1999. Nitrogen cycling in the  
538 tropical rain forest of French Guiana: comparison of two sites with contrasting soil types  
539 using  $\delta^{15}\text{N}$ . *Journal of Tropical Ecology* 15: 1–22.
- 540 Romero-Duque, L.P., Jaramillo, V.J. & Pérez-Jiménez, A. 2007. Structure and diversity  
541 of secondary tropical dry forests in Mexico, differing in their prior land-use history.  
542 *Forest Ecology and Management* 253: 38–47.
- 543 Sampaio, E.V.S.B., Araújo, E.L., Salcedo, I.H. & Tiessen, H. 1998. Regeneração da  
544 vegetação de caatinga após corte e queima em Serra Talhada, PE. *Pesquisa Agropecuária*  
545 *Brasileira* 33: 621–632.
- 546 Sampaio, E.V.S.B. & Silva, G.C. 2005. Biomass equations for Brazilian semiarid  
547 Caatinga plants. *Acta Botanica Brasilica* 19: 935–943.
- 548 Sampaio, E.V.S.B. 2010. Caracterização do bioma caatinga: características e  
549 potencialidades. In: Gariglio, M.A. et al. (orgs.). *Uso sustentável e conservação dos*  
550 *recursos florestais da caatinga*, pp. 29–48. Serviço florestal brasileiro, Brasília.
- 551 Santi, C.; Bogusz, D.; Franche, C. 2013. Biological nitrogen fixation in non-legume  
552 plants. *Annals of Botany* 111: 743–767.
- 553 Souza, L.Q., Freitas, A.D.S., Sampaio, E.V.S.B., Moura, P.M. & Menezes, R.S.C. 2012.  
554 How much nitrogen is fixed by biological symbiosis in tropical dry forest? 1. Trees and  
555 shrubs. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 94: 171–179.
- 556 Sprent, J.I. 2007. Evolving ideas of legume evolution and diversity: a taxonomic  
557 perspective on the occurrence of nodulation. *New Phytologist* 174: 11–25.
- 558 Sprent, J.I. 2009. *Legume nodulation: a global perspective*. Wiley Black well, Chichester.
- 559 Van Do, T., Osawa, A., Thang, N.T. 2010. Recovery process of a mountain forest after  
560 shifting cultivation in Northwestern Vietnam. *Forest Ecology and Management* 259:  
561 1650–1659.

- 562 Wigley, B.J., Slingsby, J.A., Díaz, S., Bond, W.J., Fritz, H., Coetsee, C. 2016. Leaf traits  
563 of African woody savanna species across climate and soil fertility gradients: evidence for  
564 conservative versus acquisitive resource-use strategies. *Journal of Ecology* doi:  
565 10.1111/1365-2745.12598.
- 566 Wurzburger, N., Hedin, L.O. 2016. Taxonomic identity determines N<sub>2</sub> fixation by canopy  
567 trees across lowland tropical forests. *Ecology Letters* 19, 62–70.

Tabela 1. Características dos fragmentos de florestas tropicais estudados no Nordeste do Brasil.

Tipo de vegetação (Localidades)	Altitude (ma.s.l.)	Precipitação (mm)	Temperatura (°C)	Tipo de solo	Idades	Coordenadas	Histórico
Floresta costeira (Igarassu)	20-115	1687	24,9	Argissolo	20	7° 47' 53.6" S 35° 02' 25.6" W	Corte raso para plantio de cana de açúcar, seguida de uso como pastagem
					>40	7° 42' 51.7" S 34° 59' 35.4" W	Relatos de que já era floresta a mais de 40 anos
Caatinga subúmida (São João)	716	885	21,1	Neossolo Regolítico	10	08° 48' 40.34" S 36° 24' 3.75" W	Corte raso para utilização agropecuária
					>50	08° 52' 32" S 36° 22' 00" W	Sem uso pelo menos nos últimos 50 anos
Caatinga subúmida (Caruaru)	561	764	21,7	Argissolo	21	08° 13' 54" S 35° 55' 13" W	Corte raso para o plantio de <i>Opuntia ficus indica</i> Mill
					>50	08° 13' 47" S 35° 55' 09" W	Sem uso pelo menos nos últimos 50 anos
Floresta montana (Triunfo)	1028	1250	18-22,5	Cambissolo /Litólicos	20	7° 50' 32" S 38° 07' 15" W	Corte raso para estabelecimento de roças
					>80	7° 51' 51.7" S 38° 07' 49.4" W	Sem notícia de corte raso, mas com corte seletivo há aproximadamente 30 anos
Caatinga semiárida (Serra Talhada)	500	686	26	Luvissolo	15	7° 54' 24" S 38° 18' 02" W	Corte raso para utilização como pastagem
					24	7° 57' 29.2" S 38° 23' 36.8" W	Corte raso para para plantio de algodão
					>50	7° 53' 49.9" S 38° 18' 14.7" W	Corte seletivo há aproximadamente 30 anos para implantação de experimento agropecuário
Carrasco (Araripe)	867	700	24-26	Latossolo	18	7° 20' 05.6" S 40° 03' 33.2" W	Corte raso para o plantio de mandioca
					40	7° 19' 25.5" S 40° 05' 00.1" W	Corte raso para o plantio de mandioca

Tabela 2. Totais de famílias (Fam) e de espécies (Spp); densidade total de plantas (DP); de Leguminosae (DL, plantas ha<sup>-1</sup>); área basal total (AB) e de Leguminosae (ABL, m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>); biomassa aérea de Leguminosae (BAL) e de leguminosas fixadoras (BAF, Mg ha<sup>-1</sup>), em fragmentos de florestas tropicais com diferentes idades no Nordeste do Brasil.

	Floresta costeira		Caatinga				Floresta montana		Caatinga			Carrasco	
	Igarassu		São João		Caruaru		Triunfo		Serra Talhada			Araripe	
	20	>40	10	>50	21	>50	20	>80	15	24	>50	18	40
Fam	19	29	7	11	11	16	25	22	6	8	18	8	11
Spp	35	58	9	17	21	37	45	50	12	18	40	15	27
DP	1065b	1758a	650b	1803a	1835a	1700a	2030a	1268b	900b	1200ab	1453a	813b	1315a
DL	285a	177a	630b	1387a	728a	706a	510a	171a	743a	387a	447a	360a	389a
AB	17b	28a	4a	7a	5b	10a	5b	29a	5b	6b	12a	5b	10a
ABL	4a	3a	4a	5a	2a	4a	2b	8a	5a	3a	4a	3a	2a
BAL	31,5a	29a	17a	19a	11a	21a	5b	84a	22a	12a	20a	15a	12a
BAF	31b	8b	16a	16a	8a	15,3a	1,5b	39a	19a	4bc	11ac	0,18a	0,16a

Pelo teste de Tukey ao nível de  $p = 0,05$ , letras minúsculas indicam diferenças estatísticas entre a floresta mais jovem e a floresta mais velha em uma mesma localidade.

Figura 1. Biomassa aérea de não-Leguminosae (BNL), de Mimosoida (subfamília Caesalpinioideae) (BAM), de Papilionoideae (BAP,  $\text{Mg ha}^{-1}$ ) e de outras subfamílias (Detarioideae, Dialioideae, Cercidioideae, juntamente com outros táxons fora do Clado Mimosoida em Caesalpinioideae), em fragmentos de florestas tropicais com diferentes idades no Nordeste do Brasil.

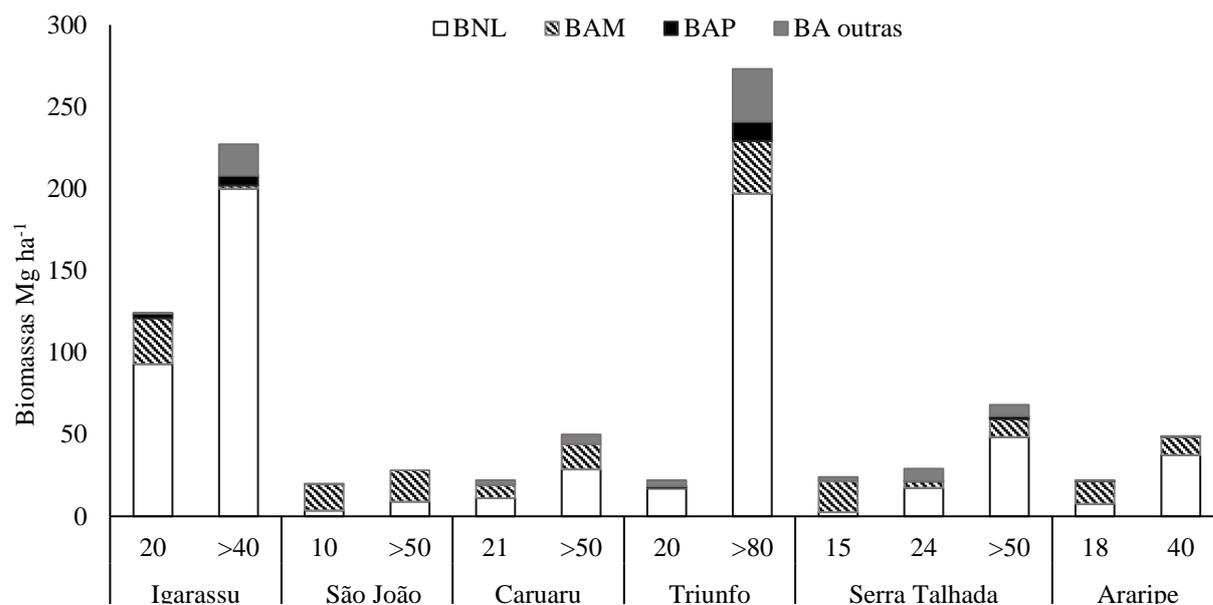


Tabela 3. Densidade (ind. ha<sup>-1</sup>) de espécies de Leguminosae e indicação do potencial de nodulação da espécie, em fragmentos de florestas tropicais com diferentes idades (J-florestas jovens e V-velhas) no Nordeste do Brasil. \*Em Serra Talhada nas florestas mais jovens o primeiro número refere-se à floresta de 15 anos e o segundo número à floresta de 24 anos.

Subfamília-tribo-espécie	Nodulação <sup>1</sup>	J*	V
Igarassu			
DETARIOIDEAE			
Detarieae/ <i>Hymenaea courbaril</i> L.	-	0	5
DIALIOIDEAE			
Cassieae/ <i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	-	2	95
CAESALPINIOIDEAE			
**Mimosoida			
Ingeae/ <i>Albizia pedicellaris</i> (DC.) L.Rico	+	0	5
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	+	85	0
<i>Albizia saman</i> (Jacq.) F. Muell.	+	25	0
<i>Abarema cochliacarpus</i> (Gomes) Barneby & J.W.Grimes	(+)	0	15
<i>Inga cayennensis</i> Sagot ex Benth.	+	0	2
<i>Inga cf. ingoides</i> (Rich.) Willd.	+	128	0
<i>Inga thibaudiana</i> DC.	+	0	5
<i>Inga</i> sp.	(+)	0	8
PAPILIONOIDEAE			
Dalbergieae/ <i>Andira nitida</i> Mart. ex Benth.	+	2	12
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	+	30	0
Sophoreae/ <i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	+	2	28
Swartzieae/ <i>Swartzia pickelii</i> Killip ex Ducke	(+)	8	0
Leguminosae indeterminada 1	s.i.	0	2
Leguminosae indeterminada 2	s.i.	2	0
São João			
CAESALPINIOIDEAE			
Caesalpinieae/ <i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L.P.Queiroz	-	30	0
**Mimosoida			
Mimoseae/ <i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	+	575	990
Acacieae/ <i>Senegalia</i> sp.1	(-)	0	182
<i>Senegalia</i> sp.2	(-)	25	215
Caruaru			
CERCIDOIDEAE			
Cercideae/ <i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	-	15	72
CAESALPINIOIDEAE			
Cassieae/ <i>Senna cf. spectabilis</i> (DC.) H.S.Irwin & Barneby	-	15	0
Caesalpinieae/ <i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L.P.Queiroz	-	262	278
**Mimosoida			
Mimoseae/ <i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	+	50	225
<i>Mimosa arenosa</i> (Willd.) Poir.	+	118	7
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	+	268	28
Acacieae/ <i>Senegalia cf. polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	(-)	0	8
<i>Senegalia tenuifolia</i> (L.) Britton & Rose	(-)	0	8
Ingeae/ <i>Chloroleucon cf. foliolosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	+	0	80
Triunfo			
CERCIDOIDEAE			
Cercideae/ <i>Bauhinia cf. forficata</i> Link	(-)	0	10

Subfamília-tribo-espécie	Nodulação <sup>1</sup>	J*	V
<b>DETARIOIDEAE</b>			
Detarieae/ <i>Copaiifera langsdorffii</i> Desf.	-	268	15
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	-	82	40
<b>CAESALPINIOIDEAE</b>			
Cassieae/ <i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	-	10	0
<i>Senna sp.</i>	(-)	0	5
**Mimosoidea			
Mimoseae/ <i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	+	0	15
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	+	5	0
<i>Parapiptadenia zehntneri</i> (Harms) M.P.Lima & H.C.Lima	+	0	12
Ingeae/ <i>Albizia cf. polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	+	45	2
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	+	2	0
<i>Inga thibaudiana</i> DC.	+	15	0
<b>PAPILIONOIDEAE</b>			
Swartzieae/ <i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.	-	0	10
Dalbergieae/ <i>Machaerium sp.</i>	(+)	0	2
<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel	+	80	10
Leguminosae indeterminada 3	s.i	2	0
Leguminosae indeterminada 4	s.i	0	50
Serra Talhada*			
<b>CERCIDOIDEAE</b>			
Cercideae/ <i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	-	85 - 0	115
<b>CAESALPINIOIDEAE</b>			
Cassieae/ <i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	-	0 - 0	2
Caesalpinieae/ <i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	-	3 - 0	2
<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L.P.Queiroz	-	25 - 225	142
**Mimosoidea			
Mimoseae/ <i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	+	13 - 40	70
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth	+	0 - 115	8
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	+	612 - 2	28
<i>Parapiptadenia zehntneri</i> (Harms) M.P.Lima & H.C.Lima	+	0 - 0	32
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	+	5 - 0	30
Ingeae/ <i>Chloroleucon dumosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	+	0 - 0	8
<b>PAPILIONOIDEAE</b>			
Swartzieae/ <i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.	-	0 - 5	10
Araripe			
<b>CERCIDOIDEAE</b>			
Cercideae/ <i>Bauhinia acuruana</i> Moric.	-	0	72
<b>CAESALPINIOIDEAE</b>			
Cassieae/ <i>Senna sp.</i>	(-)	78	18
**Mimosoidea			
Acacieae/ <i>Senegalia langsdorffii</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	(-)	258	290
Ingeae/ <i>Chloroleucon dumosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	+	8	2
<b>PAPILIONOIDEAE</b>			
Sophoreae/ <i>Bowdichia cf. virgilioides</i> Kunth	+	8	2
Swartzieae/ <i>Swartzia psilonema</i> Harms	(+)	8	5

+ nodulantes, - não-nodulantes, (+)/(-) prováveis baseado nas informações da nodulação conhecida para o gênero, s.i. sem informação.<sup>(1)</sup> Informações sobre a ocorrência de nodulação encontradas em: Faria & Lima 1998, Faria *et al.* 1989, Freitas *et al.* 2010, 2015, Gehring *et al.* 2005, Sprent 2009. \*\*A subfamília Mimosoideae é agora tratada como um Clado distinto dentro de Caesalpinioideae, denominada de Mimosoidea LPWG (LPWG, dados não publicados).

## **MANUSCRITO 11**

---

Tânia L. Costa, Everardo V. S. B. Sampaio, Ana D. S. Freitas & Elcida L. Araújo

# **Fixação biológica de nitrogênio em Leguminosae lenhosas em florestas com distintas idades sob clima úmido e seco no Nordeste do Brasil**

*A ser enviado ao periódico:*

**Forest Ecology and Management**

Fixação biológica de nitrogênio em Leguminosae lenhosas em florestas com distintas idades sob clima úmido e seco no Nordeste do Brasil

Tânia L. Costa<sup>1\*</sup>, Everardo V. S. B. Sampaio<sup>2</sup>, Ana D. S. Freitas<sup>3</sup> & Elcida L. Araújo<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal Rural de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Botânica/Departamento de Biologia. Rua Dom Manoel de Medeiros s/n, Dois Irmãos, CEP: 52171-900, Recife, Pernambuco, Brasil.

<sup>2</sup> Universidade Federal de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares/Departamento de Energia Nuclear. Av. Prof. Luís Freire 1000, Cidade Universitária, CEP: 50740-540, Recife, Pernambuco, Brasil.

<sup>3</sup>Universidade Federal Rural de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo/Departamento de Agronomia. Rua Dom Manoel de Medeiros s/n, Dois Irmãos, CEP: 52171-900, Recife, Pernambuco, Brasil.

\*Autor para correspondência: e-mail: [tanieluciacosta@gmail.com](mailto:tanieluciacosta@gmail.com), Fone: +55 81 2126 7979

Palavras-chave: florestas tropicais, biomassa foliar, abundância natural de  $\delta^{15}\text{N}$ , nodulação, rizóbios.

## Resumo

A fixação biológica de nitrogênio foi avaliada nas Leguminosae lenhosas de vegetações secas e úmidas com distintas idades da regeneração. Em 12 florestas foram estabelecidas dez parcelas de 20×20 m e medidas todas as plantas com  $\text{DAP} \geq 3$  cm nas florestas secas e  $\text{DAP} \geq 5$  cm nas florestas úmidas. A biomassa foliar de cada planta foi

estimada usando equações alométricas baseadas no DAP. Em cada parcela foram coletadas folhas de cada uma das espécies de Leguminosae em diferentes indivíduos e de plantas de diferentes famílias. As maiores proporções de biomassas foliares de Leguminosae foram encontradas em florestas secas de caatinga com 10 e 15 anos em regeneração, dominadas por *M. tenuiflora*, correspondendo a 93% da biomassa foliar total. Já na maioria das florestas mais velhas, as proporções das biomassas das Leguminosae alcançaram 48%. Os valores médios de  $\delta^{15}\text{N}$  foliar das espécies não fixadoras foram maiores nas florestas secas (5,4 a 8,4 ‰) que nas florestas úmidas (1,5 e 2,6 ‰). Em todas as florestas, as espécies potencialmente nodulantes tiveram ampla faixa de valores de  $\delta^{15}\text{N}$  foliar, que corresponderam a variações grandes na proporção de N fixado nas plantas em um mesmo local, com ausência ou baixíssima fixação em algumas plantas, enquanto em outras a fixação foi maior que 60%. As quantidades de N adicionadas anualmente à biomassa foliar das espécies de Leguminosae fixadoras foram maiores na floresta úmida costeira e nas secas de caatinga mais jovens (3,2 a 14,4 kg ha<sup>-1</sup>), com exceção das florestas secas sob solos arenosos que nas mais velhas (0,7 a 3,5 kg ha<sup>-1</sup>). Esse padrão diferiu do encontrado nas demais fitofisionomias de florestas secas e úmidas indicando que proporções altas de N fixado pelas leguminosas não foi uma característica comum à todas as florestas mais jovens. Nas florestas úmidas, as Leguminosae efetivamente fixadoras tiveram sinais suficientemente mais baixos que as espécies não fixadoras permitindo o cálculo da fixação de N. Em todas as vegetações, as médias de  $\delta^{15}\text{N}$  apresentaram variações entre a idade das florestas, das espécies e principalmente, dentro das populações em um mesmo local, que se refletiu em distintas proporções do N fixado.

## 1. Introdução

O nitrogênio (N) é um dos nutrientes limitantes para o crescimento das plantas (Vitousek et al. 1997; Vitousek & Farrington, 1997), mas bactérias diazotróficas em simbiose com plantas vasculares efetuam a fixação biológica de N<sub>2</sub> (FBN) (Al-Fredan, 2011; Boddey et al. 2000; Pons et al. 2007; Vitousek et al. 1997). Em florestas tropicais, onde há uma grande diversidade de espécies de Leguminosae potencialmente fixadoras (Crews et al. 1999), a FBN é uma das principais contribuições para a restauração de solos pobres em N (Diabate et al. 2005; Franco & Faria, 1997; González-Ruiz et al. 2008). Por

isso, o interesse pela compreensão dos mecanismos da FBN tem aumentado, tanto em ecossistemas florestais úmidos (Gehring et al. 2005; Nardoto et al. 2008, 2014) quanto florestais secos (Freitas et al. 2010a, 2012; Freitas et al. 2015; Souza et al. 2012; Teixeira et al. 2006).

Em florestas em estádios iniciais da regeneração, a FBN em Leguminosae pode suprir as necessidades de N durante a acumulação de biomassa (Batterman et al. 2013; Gehring et al. 2005). A ocorrência de um alto pico de FBN em algum estágio inicial da sucessão é geralmente associada a um menor suprimento de N em relação a outros recursos, como luz, água e fósforo (Vitousek et al. 2013). Além disso, é possível que a presença de leguminosas fixadoras facilite o estabelecimento de plantas não fixadoras com o restabelecimento do N no solo (Camargo-Ricalde et al. 2002; Macedo et al. 2008). Em estádios sucessionais mais tardios, com o acúmulo de N no sistema, as espécies fixadoras tendem a perder sua vantagem ecológica e as espécies não fixadoras tendem a dominar, havendo entradas de N pouco significativas através da FBN (Freitas et al. 2010a; Houlton et al. 2008; Sullivan et al. 2014). Entretanto, Souza et al. (2012) e Freitas et al. (2010a) relataram maior fixação de N em florestas secas de caatinga com mais de 50 anos em regeneração que em florestas mais jovens, indicando que esse padrão pode variar. Como ainda são poucos os estudos investigando as proporções do N fixado pela FBN ao longo de distintos estádios sucessionais (Gehring et al. 2005), fica difícil definir um padrão para as florestas tropicais nativas e, principalmente, para as florestas úmidas onde há maior diversidade de espécies de Leguminosae (Souza et al. 2012).

O método mais eficiente para determinação da fixação nas florestas é o da abundância natural do  $\delta^{15}\text{N}$ , que considera as diferenças isotópicas entre plantas fixadoras crescendo próximas de plantas não fixadoras, permitindo estimar as proporções do N das plantas derivado do ar e do solo (Boddey et al. 2000; Franche et al. 2009; Högberg, 1997; Shearer et al. 1983). Entretanto, em algumas florestas tropicais, diferenças significativas na abundância do  $\delta^{15}\text{N}$  entre plantas fixadoras e não-fixadoras nem sempre são detectadas (Freitas et al. 2010a; Gehring et al. 2004; Roggy et al. 1999), mostrando que ainda é um desafio estimar a FBN nos ecossistemas florestais.

A região Nordeste do Brasil, onde há um mosaico de áreas com diferentes tempos de regeneração, resultantes do abandono de atividades agropecuárias, além de grande

variedade temporal e espacial da precipitação e das condições de relevo e de solo (Araújo et al. 2005; Sampaio, 2010), que condicionam grande diversidade de fisionomias florestais, oferece a possibilidade de explorar os sinais de  $\delta^{15}\text{N}$  em distintos ecossistemas (Araújo et al. 2005; Freitas et al. 2015). Todavia, esses ecossistemas florestais ainda são pouco estudados quanto às entradas de N através da FBN em espécies de Leguminosae, com a maioria dos estudos realizados em florestas secas (Teixeira et al. 2006; Freitas et al. 2008, 2010a), e bem menos em vegetações em diferentes estádios sucessionais (Souza et al. 2012). Nas florestas úmidas, determinações das proporções do N fixado pelas Leguminosae são ainda mais escassas, mas há indicações que nelas as estimativas da FBN pela abundância natural  $^{15}\text{N}$  podem ser mais difíceis que nas florestas de caatinga, em virtude dos baixos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  no solo (Freitas et al. 2015). Altos sinais de  $\delta^{15}\text{N}$  foram associados ao decréscimo na precipitação média. No entanto, essa relação ainda não é muito clara (Craine et al. 2009).

Diante das implicações da FBN na ciclagem de N em florestas em diferentes estádios sucessionais foram determinadas, por meio do método isotópico do  $^{15}\text{N}$ , as proporções do N fixado através da FBN em espécies lenhosas de Leguminosae potencialmente nodulantes em vegetações com distintas idades da regeneração, visando elucidar as seguintes questões: Há maior biomassa foliar de leguminosas fixadoras nas florestas mais jovens que nas florestas mais velhas? O método da abundância natural de  $^{15}\text{N}$  é viável para determinações da FBN em florestas secas e nas úmidas? Há variações grandes nos sinais de  $^{15}\text{N}$  e no N fixado através da FBN entre e dentro das populações de Leguminosae numa mesma idade da regeneração? Há maiores proporções de N fixado pelas Leguminosae fixadoras nas florestas mais jovens que nas mais velhas e nas florestas secas que nas úmidas?

## 2. Material e métodos

### 2.1 Áreas de estudo

Doze fragmentos de vegetação nativa foram escolhidos para o estudo, compreendendo florestas com diferentes idades, seguindo um transecto leste-oeste ao longo do estado de Pernambuco e atingindo o estado do Ceará no extremo oeste de Pernambuco. A vegetação

dos fragmentos selecionados (Tabela 1) corresponde a: 1) florestas úmidas de terras baixas (florestas costeiras); 2) florestas caducifólias espinhosas subúmidas em solo argiloso (caatingas subúmidas argilosas); 3) e em solo arenoso (caatingas subúmidas arenosas); e 4) florestas caducifólias espinhosas semiáridas (caatingas semiáridas); 5) florestas úmidas montanas; e 6) florestas caducifólias não espinhosas (carrasco). A mata costeira e a montana foram consideradas florestas úmidas e as caatingas e o carrasco como florestas secas. Em cada localidade foram amostradas duas áreas distintas de florestas, uma mais velha e outra mais jovem, distando entre si no máximo 17 km. A idade da vegetação local e o uso prévio da terra foram obtidos de informações constantes em estudos já conduzidos nos locais (Andrade et al. 2015; Alcoforado-Filho et al. 2003) ou fornecidas por moradores e funcionários antigos, no caso das estações de pesquisa, donos ou administradores das propriedades.

## 2.2 Coleta dos dados e estimativas de biomassas foliares

Em cada área, foram instaladas dez parcelas de 20×20 m, estabelecidas ao longo de transectos, distando 10 m uma da seguinte. Em cada parcela nas florestas secas foram identificadas e tiveram seus diâmetros dos caules medidos todas as plantas vivas com diâmetro do caule a 1,3 m do solo (DAP)  $\geq 3$  cm, exceto lianas e epífitas, conforme adotado nos estudos fitossociológicos do Brasil (Andrade et al. 2011). No caso de plantas ramificadas abaixo ou a 1,3 m, foram medidos os diâmetros de todos os ramos, determinadas suas áreas e somadas e calculado o diâmetro equivalente da soma. Nas florestas úmidas, o critério de inclusão foi de plantas com DAP  $\geq 5$  cm.

A biomassa foliar (B, Kg) de cada planta das florestas secas foi estimada usando equações alométricas baseadas no DAP, desenvolvida em um estudo prévio de Silva e Sampaio (2008):  $B = 0.0681 \text{ DAP}^{1.5829}$  para espécies alcançando maior porte e  $B = 0.0180 \text{ DAP}^{1.845}$  para espécies alcançando menor porte. Nas florestas úmidas, considerando a ausência de equações alométricas específicas foi considerada a proporção de 10% de biomassa foliar em relação a biomassa aérea total da árvore para plantas com DAP  $\leq 10$ cm e 5% de biomassa foliar para planta com DAP  $\geq 10$ cm. Essas proporções foram baseadas nas contribuições médias da biomassa de folhas em diferentes florestas tropicais (Burger & Deliti, 1999; Saldarriaga et al. 1988).

Em cada parcela, foram coletadas folhas em no máximo cinco indivíduos de cada uma das espécies de Leguminosae ocorrentes nas parcelas (Freitas & Sampaio, 2008; Freitas et al. 2010). O material foliar foi composto de folhas verdes, completamente expandidas e sadias, de preferência retiradas de vários locais da copa de modo a formar uma amostragem composta de cerca de 100 a 200 g de folhas por planta. Todas as coletas foram feitas do meio para o fim da estação chuvosa. Nas florestas secas de caatinga foram escolhidas como plantas controle (espécies referências) Leguminosae não fixadoras, como *Poincianella pyramidalis* (Tul.) L.P. Queiroz e *Bauhinia cheilantha* (Bong.) Steud., e não Leguminosae, como *Croton blanchetianus* Baill. Na floresta úmida costeira escolhidas *Apeiba tiburou* Aubl. e *Coccoloba mollis* Casar., na floresta mais jovem, e *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers e *Thyrsodium spruceanum* Benth. na mais velha. Nas florestas úmidas montanas foram utilizadas *Maytenus obtusifolia* Mart., *Aspidosperma* sp. e *Copaifera langsdorffii* Desf., na floresta mais jovem, e *Randia Armata* (Sw.) DC. e *Maytenus distichophyla* Mart. ex Reissek, na mais velha. Nas florestas secas do carrasco foram escolhidas *Senegalia langsdorffii* (Benth.) Seigler & Ebinger e *Annona leptopetala* (R.E.Fr.) H. Rainer.

De cada espécie amostrada foi coletado material botânico para identificação por especialistas, por comparação com espécimes depositados no herbário da Universidade Federal Rural de Pernambuco (PEUFR) ou por consultas à literatura especializada. Os nomes científicos das espécies foram confirmados através da base de dados do W3 Trópicos ([www.tropicos.org](http://www.tropicos.org)). A classificação atual das subfamílias de Leguminosae foi obtida de The Legume Phylogeny Working Group (LPWG, Dados não publicados).

### 2.3 Estimativas da fixação biológica de nitrogênio

O material foliar foi seco em estufa a 60°C por 72 horas, moído, homogeneizado e enviado para determinação das quantidades de <sup>15</sup>N por espectrometria de massa no Laboratório de Isótopos Estáveis no Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA), na Universidade de São Paulo (USP). Os resultados foram expressos em notação “delta”, que é o desvio por mil (‰) da abundância do <sup>15</sup>N da amostra em relação ao padrão:

$$\delta = (R_{\text{amostra}}/R_{\text{referência}} - 1) \times 1000$$

em que  $R_{amostra}$  e  $R_{referência}$  são as razões  $^{15}\text{N}:^{14}\text{N}$  da amostra e do padrão ( $\text{N}_2$  atmosférico), respectivamente.

Foi considerado que havia fixação quando a diferença entre o valor de  $\delta^{15}\text{N}$  da folha da planta e o valor médio das espécies referências na área foi  $\geq 2\text{‰}$  (Högberg 1997; Boddey et al. 2000; Freitas et al. 2010a). Nas espécies identificadas como potencialmente fixadoras, foi feita uma estimativa do percentual de nitrogênio da planta derivado do ar (%N<sub>dda</sub>), utilizando a fórmula descrita por Shearer e Kohl (1989):

$$\%N_{dda} = (\delta^{15}\text{N}_{(referência)} - \delta^{15}\text{N}_{(fixadora)}) / (\delta^{15}\text{N}_{(referência)} - B) \times 100$$

Onde  $\delta^{15}\text{N}_{(referência)}$  é a abundância de  $^{15}\text{N}$  da planta controle não fixadora,  $\delta^{15}\text{N}_{(fixadora)}$  é a abundância do  $^{15}\text{N}$  da planta fixadora e B (também chamado valor de B) é o valor de  $\delta^{15}\text{N}$  para plantas fixadoras cultivadas na ausência de N (ou seja, é abundância de  $^{15}\text{N}$  do N fixado na planta fixadora). O valor de B assumido foi de  $-1,24\text{‰}$ , igual ao determinado por Reis Jr. et al. (2010) para *Mimosa caesalpinifolia* Benth.

As quantidades de N fixadas ( $\text{Kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ ) em cada espécie de Leguminosae identificada como fixadora foram estimadas através dos produtos de seus respectivos resultados de %N, biomassa e %N<sub>dda</sub>. Foi feita uma análise de variância para comparar as médias das biomassas foliares entre as diferentes áreas. As médias dos sinais isotópicos das espécies de Leguminosae e das espécies referências em uma mesma área foram comparadas pelo teste de Tukey adotando-se o nível de significância de 5%. Em cada local foram utilizados os valores de cada indivíduo da mesma espécie como repetições. As análises foram feitas usando-se o programa Statistica 7 (StatSoft®).

### 3. Resultados

Em todas as áreas, exceto nas florestas secas de São João, as maiores biomassas foliares do conjunto de todas as espécies estavam nas florestas mais velhas (Tabela 2). As biomassas foliares do conjunto das espécies de Leguminosae não diferiram significativamente entre florestas mais jovens e mais velhas, exceto nas florestas secas de Caruaru e nas úmidas de Triunfo, onde as maiores biomassas foram encontradas nas florestas mais velhas. As maiores proporções das biomassas de Leguminosae em relação

à biomassa foliar total foram encontradas nas florestas secas de 15 anos em Serra Talhada e na de 10 anos em São João, composta principalmente por *Mimosa tenuiflora*, ambas correspondendo a 93% da biomassa total. Contrastando com essas proporções altas, nas florestas mais velhas, com exceção da floresta de São João, as proporções das biomassas das leguminosas alcançaram 48%. As Leguminosae fixadoras corresponderam às maiores proporções das biomassas foliares totais de Leguminosae nas florestas mais jovens de Igarassu, São João e Serra Talhada, atingindo acima de 92%.

As concentrações de N das folhas das espécies de Leguminosae fixadoras (Tabela 3) foram um pouco menores na floresta úmida costeira mais velha que na floresta mais jovem. O oposto ocorreu nas florestas montanas e nas florestas de caatinga de Serra Talhada. Nas florestas secas, as concentrações de N nas folhas das Leguminosae fixadoras (2,4 a 4,8%; Tabela 3) foram semelhantes às das concentrações das espécies não Leguminosae (2,4 a 3,4%). Já nas florestas úmidas, as mais baixas concentrações de N foram encontradas em não Leguminosae, como *Eschweilera ovata* (1,5%) e *Thyrsodium spruceanum* (1,6%), nas florestas costeiras, e *Maytenus* Molina (média de 1,12 %) nas florestas montanas.

Os valores médios de  $\delta^{15}\text{N}$  foliar das espécies referências foram maiores nas florestas secas (5,4 a 12,7 ‰) que nas florestas úmidas (1,5 e 4,55 ‰). Em todas as florestas, as espécies potencialmente nodulantes tiveram uma ampla faixa de valores de  $\delta^{15}\text{N}$  foliar, que corresponderam a variações grandes no N<sub>dda</sub>% em um mesmo local, com ausência ou baixíssima fixação em algumas espécies, enquanto em outras a fixação foi maior que 60% (Tabela 3). Entre as florestas mais jovens, apenas em Caruaru e em Triunfo as Leguminosae fixadoras tiveram maior proporção média do N<sub>dda</sub>% que na floresta mais velha.

Na floresta seca de 15 anos de Serra Talhada, a média de N<sub>dda</sub>% de *M. tenuiflora* (32%), assim como sua contribuição de 96% no N total fixado, foram maiores que na floresta mais velha. Esse padrão foi o oposto do encontrado nas florestas de São João. Já *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan revelou um padrão consistente quanto à redução do N<sub>dda</sub>% e das proporções de indivíduos efetivamente fixadores nas florestas secas de caatinga mais velhas. Outras espécies, como *Mimosa arenosa* (Willd.) Poir., nas florestas de Caruaru, e *Piptadenia stipulacea* (Benth.) Ducke, nas de Serra Talhada, tiveram

médias de Ndda% similares entre a floresta mais jovem e a mais velha, mas com diferentes proporções de indivíduos fixadores de *P. stipulacea* (Tabela 3). As espécies de *Chloroleucon* (Benth.) Britton & Rose ex Record apresentaram padrões muito semelhantes quanto os sinais de  $\delta^{15}\text{N}$  e do Ndda% nas florestas mais velhas de Caruaru e de Serra Talhada, as únicas onde a espécie ocorreu.

Nas florestas montanas, as médias de Ndda% das espécies fixadoras foram maiores na floresta mais jovem (88%) que nas mais velha (52%) (Tabela 3). Nas florestas costeiras, esse resultado foi o oposto com 66 e 87%, respectivamente. Entretanto, na floresta costeira mais jovem houve efetiva fixação de N em 80% do total das espécies de Leguminosae potencialmente fixadoras da área, enquanto que na floresta mais velha apenas 43% das espécies fixadoras registraram fixação. Se fosse considerado o valor de B igual a -2%, como tem sido usado em outros estudos (Freitas et al., 2010a; Roggy et al., 1999) os valores de Ndda% seriam reduzidos para 77 e 46% nas florestas montanas e 56 e 69% nas costeiras, respectivamente. Nas florestas úmidas mais jovem, todas as espécies, com exceção de *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong e *Swartzia pickelli* Killip ex Ducke apresentaram médias de Ndda% acima de 62%. Do gênero *Swartzia*, embora tenha sido referido como nodulante (Sprent, 2009) não havia nenhum indivíduo fixando, ao contrário da fixação confirmada para *S. psilonema* Harms nas florestas secas do carrasco. Na floresta costeira mais velha, nas espécies do gênero *Inga* Mill. houve um padrão consistente de ausência de fixação de N. Na floresta costeira mais jovem, *I. ingoides* (Rich.) Willd. teve um padrão oposto, com fixação na mesma faixa de variação das demais espécies fixadoras, embora com poucos indivíduos fixando.

Em todas as florestas mais jovens secas de caatinga, as espécies fixadoras tiveram as maiores proporções (>72%) das quantidades de N nas folhas em relação ao N total de Leguminosae que nas florestas do carrasco (4%) (Tabela 2). Nas florestas de caatinga, quantidades de N adicionadas anualmente à biomassa foliar das espécies de leguminosas fixadoras (Tabela 2) também foram maiores nas florestas mais jovens (3,2 a 6,3 kg ha<sup>-1</sup>) que nas mais velhas (0,7 e 1,5 kg ha<sup>-1</sup>), com exceção das florestas de São João, com uma maior quantidade de N fixado na floresta mais velha. A mais baixa quantidade de N fixado na floresta seca mais velha de Caruaru refletiu o baixo número de indivíduos efetivamente fixando nas espécies com maior biomassa foliar, como *A. colubrina* que teve apenas 6% do total de seus indivíduos fixando. Nas florestas secas do carrasco, o baixo número de

espécies fixadoras e o baixo estoque de suas biomassas também resultaram em menores quantidades de N fixado, em ambas as idades da regeneração. Nas florestas úmidas costeiras, a maior proporção do N das espécies fixadoras (98%) em relação ao N total das leguminosas e a maior quantidade de N fixado ( $14,4 \text{ kg ha}^{-1}$ ) ocorreram na floresta mais jovem. Esse resultado foi o oposto nas florestas montanas com uma maior proporção de N das espécies fixadoras (73%) e do N fixado na floresta mais velha (Tabela 2).

#### 4. Discussão

O fato da biomassa foliar das espécies fixadoras constituírem a maior proporção da biomassa foliar total das Leguminosae na floresta seca mais jovem de Serra Talhada foi similar ao relatado em outros locais de florestas secas jovens, com igual destaque para a maior biomassa foliar de *M. tenuiflora* (Souza et al. 2012). Essa espécie tende a decrescer em biomassa com avanço do estágio sucessional, frequentemente sendo substituída por outras espécies leguminosas não-fixadoras (Pereira et al. 2003). Entretanto, nas florestas secas de São João, onde *M. tenuiflora* foi a única espécie fixadora, as proporções de suas biomassas foram altas tanto na floresta mais jovem quanto na mais velha (>82%), indicando que nessa última a velocidade da regeneração natural pode estar sendo limitada por fatores edáficos, já que o solo da área é muito arenoso e pobre em nutrientes (Silva et al. dados não publicados). A grande dominância de *M. tenuiflora* também pode ser uma consequência do baixo número de propágulos de outras espécies chegando ao fragmento, já que ele está distante de outros fragmentos, como é comum na paisagem muito antropizada do Agreste pernambucano (Pereira et al. 2003). A capacidade de dispersão de propágulos e/ou baixa disponibilidade de sementes de outras espécies de plantas no solo também pode retardar a regeneração natural desses táxons (Benitez-Malvido et al. 2001; Chadzon, 2003, 2012).

Tanto nas florestas secas de caatinga mais jovens como nas mais velhas, as concentrações de N nas folhas das Leguminosae fixadoras estiveram na mesma faixa de variação dos valores relatados em outros locais de caatinga: 2,2 a 3,9% (Freitas et al. 2010; Souza et al. 2012). Nas florestas úmidas, as maiores concentrações de N de algumas das Leguminosae fixadoras que de espécies não Leguminosae indicam que essas espécies

fixadoras podem ter maior demanda e maior maximização na absorção de N que plantas de outras famílias (Aidar et al. 2003; Conwell et al. 2014; Gehring & Vlek, 2004).

A mais baixa quantidade de N fixada na floresta úmida costeira mais velha, assim como nas florestas secas de caatinga mais velhas, com exceção da floresta de São João, é um fato semelhante ao relatado em outras florestas tropicais secas (Erickson et al. 2002) e úmidas (Gehring et al. 2005; Nardoto et al. 2008, 2014; Sullivan et al. 2014) em estádios tardios da regeneração. Esse resultado sugere que o N tende a se acumular nas florestas ao longo do tempo (Menge & Hedin, 2009; Pearson et al. 2001), sendo esperado que as espécies fixadoras obtenham baixas proporções do N derivado da FBN (Boddey et al. 2000; Houlton et al. 2008). Entretanto, nas florestas naturais, as estratégias de fixação de N pelas plantas ainda parecem ser bastante variáveis, considerando que nas florestas mais velhas de São João e de Triunfo, assim como em outra floresta de caatinga madura em outra área (Souza et al. 2012) ocorreram maiores contribuições da FBN que nas florestas mais jovens. É possível que nessas florestas tenha havido fixação durante os estádios iniciais da regeneração e que os solos tenham acumulado N suficiente para inibir a fixação nos estádios posteriores da regeneração (Souza et al. 2012). Já nas florestas mais velhas, onde houve maior fixação de N que nas mais jovens, pode ser que essas espécies fixadoras tenham uma estratégia de fixação facultativa de N, que ocorre mesmo em florestas em estádios mais tardios da regeneração, diante de uma escassez temporária de N, por causa de perturbações, como por exemplo a formação de clareiras (Barron et al. 2011).

Na floresta seca mais velha de São João, as maiores médias do N<sub>dda</sub>% e da quantidade de N fixada em *M. tenuiflora* que na floresta mais jovem, similar ao observado em outra área de caatinga com mais de 50 anos em regeneração (Souza et al. 2012), pode indicar que, nessas florestas secas mais jovens, o N pode não ser um fator limitante para a vegetação e que outros fatores ambientais como a precipitação (Ndiaye & Ganry, 1997) ou a baixa disponibilidade de outros nutrientes, em especial o fósforo, podem limitar a atividade dos fixadores (Pons et al. 2007; Vitousek et al. 2013; Vitousek & Sanford, 1986). A ausência de organismos fixadores específicos no solo também poderia resultar em baixa fixação, mas a presença de populações de bactérias compatíveis com as espécies de plantas nativas nas florestas secas de caatinga já havia sido relatada por Freitas et al. (2014) e foi comprovada por Silva et al. (dados não publicados) no solo da área de São João, nodulando plantas de *M. tenuiflora* em potes. Deve-se levar em conta que a

capacidade de fixar N pode não ser o único traço funcional responsável pela vantagem ecológica das espécies fixadoras que foram dominantes nas florestas jovens. Essas espécies podem apresentar outras estratégias que lhes conferem uma maior capacidade de crescimento e resposta a disponibilidade de luz em áreas abertas e/ou perturbadas (Wurzburger et al. 2016).

Na floresta úmida costeira mais jovem, a proporção de espécies com indivíduos efetivamente fixadores foi muito maior que na floresta mais velha. Nessa última, os valores médios de  $\delta^{15}\text{N}$  das leguminosas potencialmente fixadoras e das espécies referências foram mais similares. Esse fato já havia sido relatado por Freitas et al. (2015), estudando os sinais de  $^{15}\text{N}$  em outras áreas de floresta úmida costeira no Nordeste, e em outras florestas úmidas do Brasil (Nardoto et al. 2008, 2014) e de outros países (Amundson et al. 2003; Gehring & Vlek, 2004). Na floresta costeira mais velha pode ocorrer uma ciclagem de N altamente eficiente, com baixas perdas de N, indicando um ciclo fechado, com rápida imobilização ou absorção de N mineralizado e com menores valores de  $\delta^{15}\text{N}$  no solo (Freitas et al. 2015; Roggy et al. 1999). Nas demais florestas úmidas é possível que o ciclo de N seja mais aberto, com maiores entradas e perdas, levando a maiores acumulações e maiores valores de  $\delta^{15}\text{N}$  no solo e, por consequência nas espécies não fixadoras, usadas como referências.

Na maioria das florestas secas, as médias de  $\delta^{15}\text{N}$  das plantas referências tiveram baixa variabilidade entre os locais, indicando semelhantes vias para a aquisição de N (Freitas et al., 2010; Roggy et al. 1999). Além disso, são médias mais altas que as das florestas úmidas, indicando que nas florestas secas o ciclo de N é ainda mais aberto, com maiores perdas de N, o que implica em maior enriquecimento de  $\delta^{15}\text{N}$  no solo (Roggy et al. 1999; Viani et al. 2011). Esse padrão também sugere decréscimo nos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  com o aumento da precipitação (Amundson et al. 2003; Craine et al. 2009), embora isso não tenha sido observado ao longo do gradiente Agreste-Sertão, onde as florestas foram de subúmidas a semiáridas, tendo as médias de  $\delta^{15}\text{N}$  das plantas referências sido muito próximas.

Na floresta costeira mais velha, espécies dos gêneros *Inga* Mill. e *Albizia* Durazz., consideradas potencialmente nodulantes (Faria et al. 1984; Gehring et al. 2005; Souza et al. 1994) não mostraram indícios de fixação, diferente das outras leguminosas fixadoras

da área que apresentaram proporções altas do N<sub>dda</sub>%. Essas variações da fixação, observadas também ao nível de indivíduos nas populações, evidenciam que mesmo em um grupo de fixadoras presentes na mesma paisagem, as espécies e as plantas podem diferir nas formas de crescimento, na diversidade genética e no potencial de nodulação, havendo espécies que sustentam maior nodulação e taxa de fixação que outras (Boddey et al. 2000; Wurzbürger et al. 2016). Além disso, valores contrastantes de  $\delta^{15}\text{N}$  foliar dentro de um local podem indicar que essas plantas obtiveram N de distintas fontes no solo (Ometto et al. 2006). Também é possível que haja ausência de bactérias fixadoras específicas que entrem em simbiose com essas espécies, mas não há estudos nos solos dessas áreas de florestas costeiras que tenham testado o potencial de nodulação em condição experimental.

A ausência de valores de B para espécies de Leguminosae arbóreas de florestas tropicais úmidas levou à necessidade de usar o valor de B determinado para uma espécie de floresta seca (*Mimosa caesalpinifolia*, -1,24) para calcular as proporções de N<sub>dda</sub>% nas florestas úmidas. Como este valor pode não ser adequado, por segurança foi também testado o valor de B igual a -2%, que tem sido usado em outros estudos (Freitas et al. 2010; Roggy et al. 1999) e tem sido recomendado como um valor extremo (Boddey et al. 2000). Neste caso, os valores de N<sub>dda</sub>% seriam reduzidos em média 11%. Ainda são proporções de N fixado relativamente altas e dentro da média de variação de outras florestas tropicais úmidas (Nardoto et al. 2014; Roggy et al. 1999).

## 5. Conclusões

Os sinais de  $\delta^{15}\text{N}$  das plantas não fixadoras nas florestas secas foram mais altos que os das florestas úmidas, mas, mesmo nessas últimas, plantas das espécies de Leguminosae efetivamente fixadoras tiveram sinais suficientemente mais baixos que as espécies não fixadoras permitindo a estimativa da proporção de N nas plantas derivado da fixação simbiótica (N<sub>dda</sub>%). Portanto, foi viável estimar a fixação pelo método da abundância natural do  $\delta^{15}\text{N}$ . As proporções médias do N<sub>dda</sub>% nas Leguminosae das florestas mais jovens não foram maiores que as das florestas mais velhas na maioria das áreas, mas as quantidades de N fixado foram maiores nas florestas secas de caatinga, com exceção da floresta sob solo arenoso e da floresta costeira mais jovens. Nas demais

fitofisionomias de florestas secas e úmidas, esse padrão não foi confirmado, indicando que proporções altas de N fixado pelas leguminosas não foi uma característica comum à todas as florestas mais jovens. Em todas as vegetações, as médias de  $\delta^{15}\text{N}$  apresentaram variações entre a idade das florestas, das espécies e principalmente, dentro das populações, que revelou espécies e plantas de uma mesma população com proporções altas do N fixado nas folhas em relação ao N total fixado ou baixa ou nenhuma fixação em um mesmo local.

## 6. Agradecimentos

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa ao primeiro autor e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq; Processos 472997/2012-2 e 403129/2013-3) pelo apoio financeiro às expedições a campo.

## 7. Referências

- Aidar, M.P.M., Schmidt, S., Moss, G., Stewart, G.R., Joly, C.A. 2003. Nitrogen use strategies of neotropical rainforest trees in threatened Atlantic Forest. *Plant, Cell and Environment*. 26, 389–399.
- Alcoforado-Filho, F.G., Sampaio, E.V.S.B. & Rodal, M.J.N. 2003. Florística e fitossociologia de um remanescente de vegetação caducifolia espinhosa arbórea em Caruaru, Pernambuco. *Acta Botanica Brasilica*. 17: 287–303.
- Al-fredan, M.A.A. 2011. Nitrogen fixing legumes in the plant communities. *American Journal of Environmental Sciences*. 7, 166–172.
- Amundson et al. 2003. Global patterns of the isotopic composition of soil and plant nitrogen. *Global Biogeochemical Cycles*. 17, 1031, doi:10.1029/2002GB001903
- Andrade, L.A., Fabricante, J.R. & Araújo, E.L. 2011., Estudos de fitossociologia em vegetação da caatinga In: Felfili, J.M., Eisenlohr, P.V., Melo, M.M.R.F., Andrade, L.A.,

Meira Neto, J.A. (Eds.), *Fitosociologia no Brasil: métodos e estudos de caso* ed. Viçosa - MG: UFV, pp. 339–371.

Andrade, J.R., Silva, K.A., Santos, J.M.F., Santos, D.M., Guerra, T.P., Araújo, E.L. 2015 Influence of microhabitats on the performance of herbaceous species in areas of mature and secondary forest in the semiarid region of Brazil. *Revista de Biología Tropical* 63:357–368.

Araújo, F.S.; Rodal, M.J.N.; Barbosa, M.R.V.; Martins, F.R. 2005. Repartição da flora lenhosa no domínio da caatinga, in: Araújo, F.S.; Rodal, M.J.N.; Barbosa, M.R.V (Org.). *Análise das variações da biodiversidade do bioma Caatinga: suporte a estratégias regionais de conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, pp.15–33.

Barron, A.R., Purves, D.W., Hedin, L.O. 2011. Facultative nitrogen fixation by canopy legumes in a lowland tropical forest. *Oecologia*. 165, 511–520.

Batterman, S.A., Hedin, L.O., Breugel, M., Ransijn, J., Craven, D.J., Hall, J. 2013. Key role of symbiotic dinitrogen fixation in tropical forest secondary succession. *Nature*. 502, 224–227.

Benítez-Malvido, J., Martínez-Ramos, M., Ceccon, E. 2001. Seed rain vs. Seed bank, and the effect of vegetation cover on the recruitment of tree seedlings in tropical successional vegetation, in: Gottsberger, G., Liede, S (Eds.), *Life forms and dynamics in tropical forests* Berlin-Stuttgart. 346, pp.185–203.

Boddey, R.M., Peoples, M.B., Palmer, B., Dart, P. 2000. Use of the  $^{15}\text{N}$  natural abundance technique to quantify biological nitrogen fixation by woody perennials. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 57, 235–270.

Burger, D.M., Delitti, W.B.C. 1999. Fitomassa epigéa da mata ciliar do rio Mogi-Guaçu, Itapira – SP. *Revista Brasileira de Botânica*. 22, 429–435.

Camargo-Ricalde, S.L., Dhillon, S.S., Grether, R. 2002. Community structure of endemic *Mimosa* species and environmental heterogeneity in a semi-arid Mexican valley. *Journal of Vegetation Science*. 13, 697–704.

Chadzon, R.L. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Urban & Fischer Verlag*. 6, 51–71.

Chadzon, R.L. 2012. Regeneração de florestas tropicais. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*. 7, 195–218.

Cornwell, W.K. et al. 2014. Functional distinctiveness of major plant lineages. *Journal of Ecology*. 102, 345–356.

Craine, J.M. et al. 2009. Global patterns of foliar nitrogen isotopes and their relationships with climate, mycorrhizal fungi, foliar nutrient concentrations, and nitrogen availability. *New Phytologist*. 183, 980–992.

Crews, T.E. 1999. The presence of nitrogen fixing legumes in terrestrial communities: Evolutionary vs ecological considerations. *Biogeochemistry*. 46, 233–246.

Diabate, M.; Munive, A., Faria, S.M., Ba, A., Dreyfus, B., Galiana, A. 2005. Occurrence of nodulation in unexplored leguminous trees native to the West African tropical rainforest and inoculation response of native species useful in reforestation. *New Phytologist*. 166, 231–239.

Faria, S.M., Franco, A.A., Jesus, R.M., Menandro, M.S., Baitello, J.B., Mucci, E.S.F., Döbereiner, J., Sprent, J.I. 1984. *New phytologist*. 98, 317–328.

Franché, C., Lindström, K., Elmerich, C. 2009. Nitrogen-fixing bacteria associated with leguminous and non-leguminous plants. *Plant and Soil*. 321, 35–59.

Franco, A.A., Faria, S.M. 1997. The contribution of N<sub>2</sub>-fixing tree legumes to land reclamation and sustainability in the tropics. *Soil Biology and Biochemistry*. 29, 897–903.

Freitas, A.D.S., Sampaio, E.V.S.B., 2008. Fixação biológica do N<sub>2</sub> em leguminosas arbóreas do semi-árido da Paraíba e de Pernambuco, in: Menezes, R.S.C.; Sampaio, E.V.S.B., Salcedo, i.h. (Org.), *Fertilidade do solo e produção de biomassa no semi-árido*. Ed. Universitária da UFPE, pp. 27–45.

Freitas, A.D.S., Sampaio, E.V.S.B., Santos, C.E.R.S., Fernandes, A.R. 2010. Biological nitrogen fixation in tree legumes of the Brazilian semi-arid caatinga. *Journal of Arid Environments*.74, 344–349.

Freitas, A.D.S., Borges, W.L., Andrade, M.M.M., Sampaio, E.V.S.B., Santos, C.E.R.S., Passos, S.R., Xavier, G.R., Mulato, B.M., Lyra, M.C.C.P. 2014. Characteristics of nodule bacteria from *Mimosa* spp. grown in soils of the Brazilian semiarid region. *African Journal of Microbiology Research*. 8,788–796.

Freitas, A.D.S., Sampaio, E.V.S.B., Ramos, A.P.S., Barbosa, M.R.V., Lyra, R.P., Araújo, E.L. 2015. Nitrogen isotopic patterns in tropical forests along a rainfall gradient in Northeast Brazil. *Plant and Soil*. 391,109–122.

Gehring, C., Vlek, P.L.G. 2004. Limitations of the  $^{15}\text{N}$  natural abundance method for estimating biological nitrogen fixation in Amazonian forest legumes. *Basic and Applied Ecology*. 5, 567–580.

Gehring, C., Vlek, P.L.G., Souza, L.A.G., Denich, M. 2005. Biological nitrogen fixation in secondary regrowth and mature rainforest of central Amazonia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 111, 237–252.

González-Ruiz, T., Jaramillo, V.J., Cabriales, J.J.P., Flores A. 2008. Nodulation dynamics and nodule activity in leguminous tree species of a Mexican tropical dry forest. *Journal of Tropical Ecology*. 24, 107–110.

Högberg, P. 1997.  $^{15}\text{N}$  natural abundance in soil-plant systems. *New Phytologist*. 137, 179–203.

Houlton, B.Z., Wang, Y.P., Vitousek, P.M., Field, C.B. 2008. A unifying framework for dinitrogen fixation in the terrestrial biosphere. *Nature*. 454, 327–330.

Macedo M.O., Resende A.S., Garcia P.C., Boddey R.M., Jantalia C.P., Urquiaga S., Campello E.F.C., Franco A.A. 2008. Changes in soil C and N stocks and nutrient dynamics 13 years after recovery of degraded land using leguminous nitrogen-fixing trees. *Forest Ecology and Management*. 255, 1516–1524.

Menge, D.N.L., Hedin, L.O. 2009. Nitrogen fixation in different biogeochemical niches along a 120 000-year chronosequence in New Zealand. *Ecology*. 90, 2190–2201.

Nardoto, G.B., Ometto, J.P.H.B., Ehleringer, J.R., Higuchi, N., Bustamante, M.M.C., Martinelli, L.A. 2008. Understanding the Influences of Spatial Patterns on N Availability Within the Brazilian Amazon Forest. *Ecosystems*. 11, 234–246.

Nardoto, G.B.; et al. 2014. Basin-wide variations in Amazon forest nitrogen cycling characteristics as inferred from plant and soil  $^{15}\text{N}:\text{^{14}N}$  measurements. *Plant Ecology & Diversity*. 7, 173–187.

Ndiaye, M., Ganry, F. 1997. Variation in the biological  $\text{N}_2$  fixation by tree legumes in three ecological zones from the North to the South of Senegal. *Arid Soil Research and Rehabilitation*. 11, 245–254.

Ometto, J.P.H.B.; et al. 2006. The stable carbon and nitrogen isotopic composition of vegetation in tropical forests of the Amazon Basin, Brazil. *Biogeochemistry*. 79, 251–274.

Pearson, H.L., Vitousek, P.M. 2001. Stand dynamics, nitrogen accumulation, and symbiotic nitrogen fixation in regenerating stands of *Acacia koa*. *Ecological Applications*. 11, 1381–1394.

Pereira, I.M., Andrade, L.A., Sampaio, E.V.S.B., Barbosa, M.R.V. 2003. Use-history effects on structure and flora of Caatinga. *Biotropica*. 35(2), 154–165.

Pons, T.L., Perreijn, K., Van Kessel, C., Werger, M.J.A. 2007. Symbiotic nitrogen fixation in a tropical rainforest:  $^{15}\text{N}$  natural abundance measurements supported by experimental isotopic enrichment. *New Phytologist*. 173, 154–167.

Roggy, J.C., Prevost, M.F., Garbaye, J., Domenach, A.M. 1999. Nitrogen cycling in the tropical rain forest of French Guiana: comparison of two sites with contrasting soil types using  $\delta^{15}\text{N}$ . *Journal of Tropical Ecology*. 15, 1–22.

Reis-Jr et al., 2010. Nodulation and nitrogen fixation by *Mimosa* spp. in the Cerrado and Caatinga biomes of Brazil. *New Phytologist*. 186, 934–946.

Saldarriaga, J.G.; West, D.C.; Tharp, M.L.; Uhl, C. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology*. 76, 938–958.

Sampaio, E.V.S.B., 2010. Caracterização do bioma caatinga: características e potencialidades. In: Gariglio, M.A. et al. (Orgs.), *Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga*. Brasília: Serviço florestal brasileiro, pp. 29–48.

Shearer, G. et al. 1983. Estimates of N<sub>2</sub>-fixation from variation in the natural abundance of <sup>15</sup>N in Sonoran Desert ecosystems. *Oecologia*. 56, 365–373.

Shearer, G., Kohl, D.H., 1989. Estimates of N<sub>2</sub> fixation in ecosystems: the need and basis of the <sup>15</sup>N abundance method. In: Rundel, P.W.; Ehleringer, J.R.; Nagy, K.A. (ed.), *Stable isotopes in ecological research*. New York: Springer-Verlag, pp. 342–347.

Silva, G.C., Sampaio, E.V.S.B. 2008. Biomassas de partes aéreas em plantas da caatinga. *Revista Árvore*. 32, 567–575.

Silva, A.F., Freitas, A.D.S., Costa, T.L., Fernandes Júnior, P.I., Martins, L.M.V., Santos, C.E.R.S., Menezes, K.A.S., Sampaio, E.V.S.B. Biological nitrogen fixation in tropical dry forests with different legume diversity and abundance. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. (Dados não publicados).

Souza, L.Q., Freitas, A.D.S., Sampaio, E.V.S.B., Moura, P.M., Menezes, R.S.C. 2012. How much nitrogen is fixed by biological symbiosis in tropical dry forest? 1. Trees and shrubs. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 94, 171–179.

Souza, L.A.G., Silva, M.F., Moreira, F.W. 1994. Capacidade de nodulação de cem leguminosas da Amazônia. *Acta Amazonica*. 24, 9–18.

Sprent, J.I. 2009. *Legume nodulation: a global perspective*. Wiley Black well, Chichester.

Sullivan, B.W. et al. 2014. Partially robust estimates of biological nitrogen (N) fixation imply substantial human alteration of the tropical N cycle. *PNAS*. 111, 8101–8106.

Teixeira, F.C.P., Reinert, F., Rumjanek N.G., Boddey, R.M. 2006. Quantification of the contribution of biological nitrogen fixation to *Cratylia mollis* using the <sup>15</sup>N natural

abundance technique in the semi-arid Caatinga region of Brazil. *Soil Biology & Biochemistry*. 38, 1989–1993.

Viani, R.A.G., Rodrigues, R.R., Dawson, T.E., Oliveira, R.S. 2011. Functional differences between woodland savannas and seasonally dry forests from south-eastern Brazil: Evidence from  $^{15}\text{N}$  natural abundance studies. *Austral Ecology*. 36, 974–982.

Vitousek, P.M., Sanford-Jr, R.L. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 17, 137–167.

Vitousek, P.M., Farrington, H. 1997. Nutrient limitation and soil development: experimental test of a biogeochemical theory. *Biogeochemistry*. 37, 63–75.

Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Liken, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., Tilman, D.G. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*. 7, 737–750.

Vitousek, P.M., Menge, D.N.L., Reed, S.C., Cleveland, C.C. 2013. Biological nitrogen fixation: rates, patterns and ecological controls in terrestrial ecosystems. *Philosophical transactions of the royal society*. 368. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2013.0119>.

Wurzburger, N., Hedin, L.O. 2016. Taxonomic identity determines  $\text{N}_2$  fixation by canopy trees across lowland tropical forests. *Ecology Letters*. 19, 62–70.

Tabela 1: Características dos fragmentos de florestas tropicais estudados no Nordeste do Brasil.

Tipo de vegetação (Localidades)	Altitude (ma.s.l.)	Precipitação (mm)	Temperatura (°C)	Tipo de solo	Idades	Coordenadas	Histórico
Floresta costeira (Igarassu)	20-115	1687	24,9	Argissolo	20	7° 47' 53.6" S 35° 02' 25.6" W	Corte raso para plantio de cana de açúcar, seguida de uso como pastagem
					>40	7° 42' 51.7" S 34° 59' 35.4" W	Relatos de que já era floresta a mais de 40 anos
Caatinga subúmida (São João)	716	885	21,1	Neossolo Regolítico	10	08° 48' 40.34" S 36° 24' 3.75" W	Corte raso para utilização agropecuária
					>50	08° 52' 32" S 36° 22' 00" W	Sem uso pelo menos nos últimos 50 anos
Caatinga subúmida (Caruaru)	561	764	21,7	Argissolo	21	08° 13' 54" S 35° 55' 13" W	Corte raso para o plantio de <i>Opuntia ficus indica</i> Mill
					>50	08° 13' 47" S 35° 55' 09" W	Sem uso pelo menos nos últimos 50 anos
Floresta montana (Triunfo)	1028	1250	18-22,5	Cambissolo /Litólicos	20	7° 50' 32" S 38° 07' 15" W	Corte raso para estabelecimento de roças
					>80	7° 51' 51.7" S 38° 07' 49.4" W	Sem notícia de corte raso, mas com corte seletivo há aproximadamente 30 anos
Caatinga semiárida (Serra Talhada)	500	686	26	Luvissole	15	7° 54' 24" S 38° 18' 02" W	Corte raso para utilização como pastagem
					24	7° 57' 29.2" S 38° 23' 36.8" W	Corte raso para para plantio de algodão
					>50	7° 53' 49.9" S 38° 18' 14.7" W	Corte seletivo há aproximadamente 30 anos para implantação de experimento agropecuário
Carrasco (Araripe)	867	700	24-26	Latossolo	18	7° 20' 05.6" S 40° 03' 33.2" W	Corte raso para o plantio de mandioca
					40	7° 19' 25.5" S 40° 05' 00.1" W	Corte raso para o plantio de mandioca

Tabela 2. Biomassa (B, kg ha<sup>-1</sup>) foliar total de todas as famílias, de Leguminosae (Leg) e de Leguminosae fixadoras (Leg fix), quantidade de N foliar total (kg ha<sup>-1</sup>) de Leguminosae (N Leg total) e das fixadoras (N Leg fix), N fixado (N fixado, kg ha<sup>-1</sup>) em fragmentos de florestas tropicais com diferentes idades (anos de regeneração), no Nordeste do Brasil.

	Floresta costeira		Caatinga		Caatinga		Floresta montana		Caatinga		Carrasco	
	Igarassu		São João <sup>1</sup>		Caruaru		Triunfo		Serra Talhada		Araripe	
	20 anos	>40 anos	10 anos	>50 anos	21 anos	>50 anos	20 anos	>80 anos	15 anos	>50 anos	18 anos	40 anos
B Total	6676Ab	12202Aa	1685Ba	2373Ba	1475Bb	2572Ba	1891Bb	14072Aa	1554Bb	2561Ba	1116Bb	2902Ba
B Leg	1731Aa	1514ABa	1569Aa	1770Aa	632Bb	1234ABa	474Bb	3702Ca	1443Aa	1021ABa	837ABa	756Ba
B Leg fix	1710Aa	406Bb	1487Aa	1448Aa	451Ba	740Ba	131Cb	2015Aa	1321Aa	556Bb	25Ca	15Ca
N Leg total	55,1Aa	43ABa	44,5Aa	57Aa	17,9Ba	31,9ABa	8,9Bb	104Ca	42Aa	25,3ABa	21,3ABa	19,1Ba
N Leg fix	54,4Aa	8,7Bb	41,4Aa	43,9Aa	13,0Ba	18,8Ba	3,4BCb	76,1Aa	39,6Aa	12,8Bb	0,9Ca	0,4Ca
N fixado	14,4	3,5	3,6	18,2	3,2	0,7	2,2	17,2	6,3	1,5	0,2	0,3

<sup>1</sup>São João dados (Silva et al. dados não publicados)

Médias seguidas por letras iguais na linha, minúsculas para comparar florestas mais jovens e mais velhas na mesma localidade e maiúsculas para comparar mais jovens ou mais velhas entre localidades, não diferem significativamente pelo teste de Tukey ao nível de p = 0,05.

Tabela 3. Médias e erro-padrão do  $\delta^{15}\text{N}$  das Leguminosae potencialmente fixadoras e das espécies referências (ref.), número total de plantas analisadas quanto ao  $\delta^{15}\text{N}$  (Nº total), proporção de plantas efetivamente fixadoras (% fixadoras), concentração de N% nas folhas, proporções do N nas folhas derivado da atmosfera (%Ndda) e quantidade de N fixado (N kg ha<sup>-1</sup>) em fragmentos de florestas tropicais com diferentes idades no Nordeste do Brasil. \*A subfamília Mimosoideae é agora tratada como um Clado distinto dentro de Caesalpinioideae, denominada de Mimosoida LPWG (LPWG, dados não publicados).

Município/subfamília/tribo/espécies	$\delta^{15}\text{N}$ fixadoras	Nº total	% fixadoras	N%	% Ndda	N (kg ha <sup>-1</sup> )
Igarassu 20 anos/variação das médias $\delta^{15}\text{N}$ ref. (1,18 a 4,32); média ref. (2,67 ± 0,22)						
CAESALPINIOIDEAE						
*Mimosoida						
Ingeae/ <i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	0,22 ± 0,25	6	50	4,6	65	2,4
<i>Albizia saman</i> (Jacq.) F. Muell.	-0,13	1	100	3,9	71	4,6
<i>Inga cf. ingoides</i> (Rich.) Willd.	0,67 ± 0,92	9	22	3,7	62	4,7
PAPILIONOIDEAE						
Dalbergieae/ <i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	0,24 ± 0,82	6	67	3,4	64	2,4
Swartzieae/ <i>Swartzia pickelii</i> Killip ex Ducke	-	1	0	4,8	-	0
Igarassu >40 anos/variação das médias $\delta^{15}\text{N}$ ref. (0,49 a 2,56); média ref. (1,50 ± 0,22)						
CAESALPINIOIDEAE						
*Mimosoida						
Ingeae/ <i>Abarema cochliacarpus</i> (Gomes) Barneby & J.W.Grimes	-0,65 ± 0,39	5	40	2,1	82	0,18
<i>Albizia pedicellaris</i> (DC.) L.Rico	-	1	0	3,1	-	0
<i>Inga cayennensis</i> Sagot ex Benth.	-	1	0	2,9	-	0
<i>Inga</i> sp.	-	3	0	3,2	-	0
<i>Inga thibaudiana</i> DC.	-	1	0	2,9	-	0
PAPILIONOIDEAE						

Município/subfamília/tribo/espécies	$\delta^{15}\text{N}$ fixadoras	Nº total	% fixadoras	N%	% Ndda	N (kg ha <sup>-1</sup> )
Dalbergieae/ <i>Andira nitida</i> Mart. ex Benth.	-0,99 ± 0,10	3	67	2,6	91	1,1
Sophoreae/ <i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	-0,85 ± 0,19	5	40	3,4	88	2,2
São João 10 anos/variação das médias $\delta^{15}\text{N}$ ref. (7,36 a 8,41); média ref. (8,0 ± 0,28)						
CAESALPINIOIDEAE						
*Mimosoidea						
Mimoseae/ <i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	4,9 ± 0,37	20	25	2,8	29	3,6
São João >50 anos/variação das médias $\delta^{15}\text{N}$ ref. (7,62 a 9,71); média ref. (8,40 ± 0,24)						
CAESALPINIOIDEAE						
*Mimosoidea						
Mimoseae/ <i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	3,9 ± 0,36	19	90	3	46	18,2
Caruaru 21 anos/variação das médias $\delta^{15}\text{N}$ ref. (4,15 a 7,11); média ref. (5,39 ± 0,16)						
CAESALPINIOIDEAE						
*Mimosoidea						
Mimoseae/ <i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	2,33 ± 0,15	11	64	2,4	46	1,4
<i>Mimosa arenosa</i> (Willd.) Poir.	2,81 ± 0,22	12	67	3,9	41	0,32
<i>Piptadenia cf. stipulacea</i> (Benth.) Ducke	2,75 ± 0,38	18	50	3,2	42	1,5
Caruaru >50 anos/variação das médias $\delta^{15}\text{N}$ ref. (7,04 a 9,26); média ref. (7,68 ± 0,13)						
CAESALPINIOIDEAE						
*Mimosoidea						
Mimoseae/ <i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	5,45	16	6	2,7	24	0,22
<i>Mimosa arenosa</i> (Willd.) Poir.	4,1 ± 0,35	3	67	4	40	0,05
<i>Piptadenia cf. stipulacea</i> (Benth.) Ducke	4,76 ± 0,21	8	75	3,8	37	0,30
Ingeae/ <i>Chloroleucon cf. foliolosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	5,3 ± 0,49	15	20	3,6	28	0,13

Município/subfamília/tribo/espécies	$\delta^{15}\text{N}$ fixadoras	Nº total	% fixadoras	N%	% Ndda	N (kg ha <sup>-1</sup> )
Triunfo 20 anos/variação das médias $\delta^{15}\text{N}$ ref. (0,61 a 2,46); média ref. (1,54 $\pm$ 0,24)						
CAESALPINIOIDEAE						
*Mimosoidea						
Mimoseae/ <i>Piptadenia cf. stipulacea</i> (Benth.) Ducke	0,09	4	25	2,43	69	0,07
Ingeae/ <i>Albizia cf. polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	-0,86 $\pm$ 0,06	10	30	3,25	85	0,3
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	-	1	0	3,12	-	0
<i>Inga thibaudiana</i> DC.	-1,70 $\pm$ 0,07	3	100	2,46	100	0,35
PAPILIONOIDEAE						
Dalbergieae/ <i>Platymiscium floribundum</i> Vogel	-1,80 $\pm$ 0,08	2	100	2,14	100	1,4
Triunfo >80 anos/variação das médias $\delta^{15}\text{N}$ ref. (3,29 a 6,85); média ref. (4,55 $\pm$ 0,39)						
CAESALPINIOIDEAE						
*Mimosoidea						
Mimoseae/ <i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	4,32 $\pm$ 0,08	4	50	3,86	31	9,5
<i>Parapiptadenia zehntneri</i> (Harms) M.P.Lima & H.C.Lima	0,55 $\pm$ 0,40	5	40	4,36	62	0,91
Ingeae/ <i>Albizia cf. polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	1,73 $\pm$ 1,16	2	100	4,66	53	0,26
PAPILIONOIDEAE						
Dalbergieae/ <i>Machaerium</i> sp.	1,59	1	100	3,48	54	2,4
<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel	1,15 $\pm$ 0,98	4	100	3,51	60	4,2
Leguminosae indeterminada 4	-	13	0	3,68	-	0
Serra Talhada 15 anos/variação das médias $\delta^{15}\text{N}$ ref. (7,06 a 10,21); média ref. (8,34 $\pm$ 0,23)						
CAESALPINIOIDEAE						
*Mimosoidea						

Município/subfamília/tribo/espécies	$\delta^{15}\text{N}$ fixadoras	Nº total	% fixadoras	N%	% Ndda	N (kg ha <sup>-1</sup> )
Mimoseae/ <i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	2,78 ± 0,41	10	30	2,9	53	0,18
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	5,37 ± 0,33	20	50	2,9	32	6,1
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	5,22	4	25	3,3	43	0,04
Serra Talhada >50 anos/variação das médias $\delta^{15}\text{N}$ ref. (6,32 a 8,08); média ref. (7,36 ± 0,14)						
CAESALPINIOIDEAE						
*Mimosoidea						
Mimoseae/ <i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	5,28 ± 0,40	18	22	3,3	26	0,45
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	-	6	0	3,8	-	0
<i>Parapiptadenia zehntneri</i> (Harms) M.P.Lima						
& H.C.Lima	1,93	5	20	2,9	65	0,15
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	4 ± 0,63	7	71	4,2	40	0,91
Ingeae/ <i>Chloroleucon dumosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	5,26	3	33	4,8	29	0,03
Araripe 18 anos/variação das médias $\delta^{15}\text{N}$ ref. (12,06 a 13,14); média ref. (12,4 ± 0,64)						
CAESALPINIOIDEAE						
*Mimosoidea						
Ingeae/ <i>Chloroleucon dumosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	7,33	4	25	3,42	37	0,06
PAPILIONOIDEAE						
Sophoreae/ <i>Bowdichia cf. virgilioides</i> Kunth	4,59 ± 0,27	2	100	3,1	58	0,08
Swartzieae/ <i>Swartzia psilonema</i> Harms	5,71 ± 1,49	3	100	2,91	48	0,08
Araripe 40 anos/variação das médias $\delta^{15}\text{N}$ ref. (12,43 a 13,32); média ref. (12,7 ± 0,24)						
CAESALPINIOIDEAE						
*Mimosoidea						
Ingeae/ <i>Chloroleucon dumosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	3,76 ± 0,34	2	100	3,63	65	0,2
PAPILIONOIDEAE						
Swartzieae/ <i>Swartzia psilonema</i> Harms	2,82 ± 0,71	2	100	2,86	71	0,09

---

## **APÊNDICE**

Número de indivíduos (N), densidade total de plantas (DP), biomassa aérea total (BA) e área basal total (AB) das espécies lenhosas amostradas nos fragmentos de florestas tropicais com diferentes tempos de regeneração no Nordeste do Brasil. \*A subfamília Mimosoideae é agora tratada como um Clado distinto dentro de Caesalpinioideae, denominada de Mimosoidea LPWG.

Município/família	Espécies	N	DP ha <sup>-1</sup>	BA Mg ha <sup>-1</sup>	AB m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>
<b>Igarassu 20 anos</b>					
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	6	15	6,3	0,7
Annonaceae	<i>Xylopia frutescens</i> Aubl.	6	15	0,4	0,1
Apocynaceae	<i>Rauvolfia</i> sp.	1	2,5	0,0	0,0
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	13	32,5	0,7	0,1
Bixaceae	<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	4	10	0,2	0,1
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	3	7,5	0,1	0,0
Lamiaceae	<i>Aegiphila pernambucensis</i> Moldenke	2	5	0,0	0,0
Lecythidaceae	<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	29	72,5	2,4	0,5
	<i>Gustavia augusta</i> L.	20	50	1,0	0,2
Leguminosae	Leguminosae indeterminada 2	1	2,5	0,0	0,0
Leguminosae-Caesalpinioideae	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	1	2,5	0,1	0,0
Mimosoidea*	<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	34	85	2,6	0,5
	<i>Albizia saman</i> (Jacq.) F. Muell.	10	25	7,7	0,9
	<i>Inga</i> cf. <i>ingoides</i> (Rich.) Willd.	51	127,5	17,4	2,4
Leguminosae-Papilionoideae	<i>Andira nitida</i> Mart. ex Benth.	1	2,5	0,0	0,0
	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	1	2,5	0,5	0,1
	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	12	30	3,0	0,4
	<i>Swartzia pickelii</i> Killip ex Ducke	3	7,5	0,1	0,0
Malpighiaceae	<i>Byrsonima sericea</i> DC.	3	7,5	0,4	0,1
Malvaceae	<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	45	112,5	24,2	3,1
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	9	22,5	2,4	0,4
Melastomataceae	<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl.) DC.	6	15	0,3	0,1
	<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	4	10	0,3	0,1
Moraceae	<i>Brosimum discolor</i> Schott	24	60	2,1	0,4
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp. 8	3	7,5	0,5	0,1
	<i>Psidium guineense</i> Sw.	3	7,5	0,8	0,1

Município/família	Espécies	N	DP ha <sup>-1</sup>	BA Mg ha <sup>-1</sup>	AB m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>
Polygonaceae	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	46	115	12,3	1,8
Rhamnaceae	<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	1	2,5	0,1	0,0
Salicaceae	<i>Casearia javitensis</i> Kunth	2	5	0,1	0,0
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	20	50	2,6	0,5
Sapindaceae	<i>Cupania impressinervia</i> Acev.-Rodr.	13	32,5	2,0	0,3
	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	15	37,5	0,9	0,2
	<i>Talisia esculenta</i> (A. St.-Hil) Radlk.	1	2,5	0,1	0,0
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	26	65	30,2	3,4
Não identificada	Não identificada 1	7	17,5	2,1	0,3
<b>Igarassu &gt;40 anos</b>					
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	46	115	66,9	6,9
	<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	49	122,5	5,9	1,1
Annonaceae	Annonaceae indeterminada	2	5	0,1	0,0
	<i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart.	12	30	10,0	1,2
	<i>Xylopa frutescens</i> Aubl.	4	10	0,7	0,1
Apocynaceae	<i>Himatanthus phagedaenicus</i> (Mart.) Woodson	17	42,5	2,0	0,4
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	12	30	8,6	1,1
Bignoniaceae	<i>Tabebuia</i> sp.	1	2,5	0,1	0,0
Boraginaceae	<i>Cordia superba</i> Cham.	10	25	0,6	0,1
Burseraceae	<i>Protium giganteum</i> Engl.	1	2,5	0,1	0,0
	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	8	20	0,6	0,1
Celastraceae	<i>Maytenus distichophylla</i> Mart. ex Reissek	8	20	1,3	0,2
	<i>Maytenus obtusifolia</i> Mart.	2	5	0,3	0,1
Chrysobalanaceae	<i>Couepia rufa</i> Ducke	2	5	0,1	0,0
	<i>Licania</i> sp.	3	7,5	0,1	0,0
Clusiaceae	<i>Clusia nemorosa</i> G.Mey.	4	10	1,2	0,2
Combretaceae	<i>Buchenavia tetraphylla</i> (Aubl.) R.A.Howard	1	2,5	7,4	0,6
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum mucronatum</i> Benth.	9	22,5	0,3	0,1
Humiriaceae	<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme	14	35	9,0	1,1
Lauraceae	<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) Mez	4	10	0,6	0,1
Lecythidaceae	<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	122	305	16,1	2,7
	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	7	17,5	0,3	0,1

Município/família	Espécies	N	DP ha <sup>-1</sup>	BA Mg ha <sup>-1</sup>	AB m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>
Leguminosae	Leguminosae indeterminada 1	1	2,5	2,5	0,3
Leguminosae-Caesalpinioideae	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	38	95	18,9	2,3
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	2	5	0,0	0,0
Mimosoidea*	<i>Abarema cochliacarpus</i> (Gomes) Barneby & J.W.Grimes	6	15	0,4	0,1
	<i>Albizia pedicellaris</i> (DC.) L.Rico	2	5	0,7	0,1
	<i>Inga cayennensis</i> Sagot ex Benth.	1	2,5	0,0	0,0
	<i>Inga thibaudiana</i> DC.	2	5	0,1	0,0
	<i>Inga</i> sp.	3	7,5	0,4	0,1
Leguminosae-Papilionoideae	<i>Andira nitida</i> Mart. ex Benth.	5	12,5	0,9	0,1
	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	11	27,5	4,9	0,7
Malpighiaceae	<i>Byrsonima sericea</i> DC.	12	30	4,9	0,6
Malvaceae	<i>Eriotheca macrophylla</i> (K.Schum.) A.Robyns	5	12,5	7,6	0,8
Melastomataceae	<i>Henriettea succosa</i> (Aubl.) DC.	2	5	0,1	0,0
	<i>Miconia pyrifolia</i> Naudin	1	2,5	0,1	0,0
Moraceae	<i>Brosimum discolor</i> Schott	7	17,5	0,3	0,1
	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	5	12,5	0,3	0,1
	<i>Sorocea hilarii</i> Gaudich.	3	7,5	0,1	0,0
Myrtaceae	<i>Calypttranthes brasiliensis</i> Spreng.	10	25	1,1	0,2
	<i>Eugenia</i> sp. 7	5	12,5	0,2	0,0
	<i>Myrcia bergiana</i> O.Berg	2	5	0,3	0,1
	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	6	15	0,2	0,0
Nyctaginaceae	<i>Guapira nitida</i> (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell	15	37,5	1,4	0,3
	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	10	25	1,3	0,2
Peraceae	<i>Chaetocarpus myrsinites</i> Baill.	2	5	0,2	0,0
	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	31	77,5	25,9	3,1
	<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	106	265	9,5	1,8
Polygonaceae	<i>Coccoloba latifolia</i> Lam.	3	7,5	0,3	0,1
	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	16	40	5,5	0,7
Rubiaceae	<i>Alseis pickelii</i> Pilg. & Schmale	8	20	1,1	0,2
Salicaceae	<i>Casearia javitensis</i> Kunth	10	25	0,4	0,1
Sapindaceae	<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	9	22,5	0,3	0,1
	Sapindaceae indeterminada	10	25	1,0	0,2

Município/família	Espécies	N	DP ha <sup>-1</sup>	BA Mg ha <sup>-1</sup>	AB m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>
	<i>Talisia</i> sp.	1	2,5	0,0	0,0
Sapotaceae	<i>Pouteria</i> sp.	1	2,5	0,1	0,0
Schoepfiaceae	<i>Schoepfia brasiliensis</i> A.DC.	3	7,5	0,2	0,0
Não identificada	Não identificada 2	11	27,5	3,3	0,5
<b>São João 10 anos</b>					
Anacardiaceae	<i>Spondias tuberosa</i> Arruda	1	2,5	2,26	0,34
Burseraceae	<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett	1	2,5	0,07	0,02
Euphorbiaceae	<i>Sapium</i> cf. <i>glandulosum</i> (L.) Morong	1	2,5	0,44	0,08
Leguminosae-Caesalpinioideae	<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L.P.Queiroz	12	30	0,42	0,10
Mimosoidea*	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	230	575	15,70	3,52
	<i>Senegalia</i> sp. 2	10	25	0,56	0,13
Nyctaginaceae	<i>Guapira</i> cf. <i>laxa</i> (Netto) Furlan	1	2,5	0,01	0,00
Rhamnaceae	<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	3	7,5	0,49	0,09
Salicaceae	<i>Casearia luetzelburgii</i> Sleumer	1	2,5	0,01	0,00
<b>São João &gt;50 anos</b>					
Anacardiaceae	<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	5	12,5	1,37	0,26
Burseraceae	<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett	39	97,5	3,10	0,68
Capparaceae	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	6	15	0,25	0,06
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum</i> sp. 1	1	2,5	0,06	0,01
Euphorbiaceae	<i>Sapium</i> cf. <i>glandulosum</i> (L.) Morong	21	52,5	1,73	0,38
Leguminosae-Caesalpinioideae	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	396	990	16,40	3,96
	<i>Senegalia</i> sp. 1	73	182,5	1,33	0,36
	<i>Senegalia</i> sp. 2	86	215	1,48	0,41
Myrtaceae	<i>Psidium rhombeum</i> O.Berg	1	2,5	0,01	0,00
Nyctaginaceae	<i>Guapira</i> cf. <i>laxa</i> (Netto) Furlan	24	60	1,10	0,26
Rhamnaceae	<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	4	10	0,22	0,05
Rubiaceae	<i>Guettarda angelica</i> Mart. ex Müll.Arg.	1	2,5	0,01	0,00
Verbenaceae	<i>Lippia gracilis</i> Schauer	50	125	0,84	0,23
Não identificada	Não identificada 3	5	12,5	0,13	0,03
	Não identificada 4	5	12,5	0,06	0,02
	Não identificada 5	3	7,5	0,05	0,01
	Não identificada 6	1	2,5	0,08	0,02

Município/família	Espécies	N	DP ha <sup>-1</sup>	BA Mg ha <sup>-1</sup>	AB m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>
<b>Caruaru 21 anos</b>					
Anacardiaceae	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	29	72,5	2,83	0,61
	<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	55	137,5	2,96	0,70
Boraginaceae	<i>Cordia cf. trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	64	160	0,55	0,17
Bursereaceae	<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett	6	15	0,22	0,05
Capparaceae	<i>Capparis jacobinae</i> Moric. ex Eichler	5	12,5	0,05	0,01
	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	6	15	0,14	0,04
Euphorbiaceae	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	236	590	3,56	0,98
	Euphorbiaceae indeterminada	2	5	0,06	0,01
	<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	7	17,5	0,06	0,02
Leguminosae-Caesalpinioideae	<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	6	15	0,08	0,02
	<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L.P.Queiroz	105	262,5	2,01	0,53
	<i>Senna cf. spectabilis</i> (DC.) H.S.Irwin & Barneby	6	15	0,69	0,15
Mimosoidea*	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	20	50	5,03	0,94
	<i>Mimosa arenosa</i> (Willd.) Poir.	47	117,5	0,63	0,18
	<i>Piptadenia cf. stipulacea</i> (Benth.) Ducke	107	267,5	2,15	0,58
Malpighiaceae	<i>Ptilochaeta bahiensis</i> Turcz.	6	15	0,09	0,03
Nyctaginaceae	<i>Guapira cf. laxa</i> (Netto) Furlan	13	32,5	0,24	0,07
Rhamnaceae	<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	2	5	0,15	0,03
Rutaceae	<i>Rutaceae</i> sp.	1	2,5	0,01	0,00
Verbenaceae	<i>Lippia</i> sp.	3	7,5	0,07	0,02
Não identificada	Não identificada 7	8	20	0,06	0,02
<b>Caruaru &gt;50 anos</b>					
Anacardiaceae	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	27	67,5	7,70	1,37
	<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	14	35	7,36	1,27
Bignoniaceae	Bignoniaceae indeterminada	1	2,5	0,09	0,02
	<i>Jacaranda</i> sp.	2	5	0,06	0,01
Boraginaceae	<i>Cordia cf. trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	12	30	0,81	0,18
Bursereaceae	<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett	14	35	1,02	0,23
Capparaceae	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	8	20	0,21	0,06
	<i>Neocalyptocalyx longifolium</i> (Mart.) Cornejo & Iltis	1	2,5	0,08	0,02
Euphorbiaceae	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	159	397,5	2,98	0,81

Município/família	Espécies	N	DP ha <sup>-1</sup>	BA Mg ha <sup>-1</sup>	AB m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>
	<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	35	87,5	0,66	0,18
	<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	6	15	0,12	0,03
	<i>Manihot</i> cf. <i>dichotoma</i> Ule	3	7,5	0,20	0,05
	<i>Sebastiania</i> cf. <i>jacobinensis</i> (Müll.Arg.) Müll.Arg.	8	20	0,58	0,13
Leguminosae-Caesalpinioideae	<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	29	72,5	0,64	0,17
	<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L.P.Queiroz	111	277,5	5,29	1,27
Mimosoidea*	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	90	225	13,21	2,50
	<i>Chloroleucon</i> cf. <i>foliolosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	32	80	1,74	0,41
	<i>Mimosa arenosa</i> (Willd.) Poir.	3	7,5	0,10	0,03
	<i>Piptadenia</i> cf. <i>stipulacea</i> (Benth.) Ducke	11	27,5	0,29	0,08
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	3	7,5	0,05	0,01
	<i>Senegalia tenuifolia</i> (L.) Britton & Rose	3	7,5	0,03	0,01
Malpighiaceae	<i>Ptilochaeta bahiensis</i> Turcz.	21	52,5	0,31	0,09
Malvaceae	<i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K.Schum.	4	10	3,81	0,59
	<i>Helicteres</i> sp.	3	7,5	0,03	0,01
Myrtaceae	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	33	82,5	0,96	0,25
	<i>Eugenia</i> sp. 1	1	2,5	0,01	0,00
Nyctaginaceae	<i>Guapira</i> cf. <i>laxa</i> (Netto) Furlan	1	2,5	0,04	0,01
Polygonaceae	<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	1	2,5	0,02	0,00
Rhamnaceae	<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	5	12,5	0,35	0,08
Rutaceae	<i>Zanthoxylum</i> cf. <i>rhoifolium</i> Lam.	3	7,5	0,61	0,11
Salicaceae	<i>Casearia</i> cf. <i>luetzelburgii</i> Sleumer	2	5	0,25	0,05
	<i>Casearia</i> sp. 1	3	7,5	0,10	0,03
Sapindaceae	<i>Allophylus quercifolius</i> (Mart.) Radlk.	10	25	0,34	0,09
Não identificada	Não identificada 8	5	12,5	0,06	0,02
	Não identificada 9	4	10	0,07	0,02
	Não identificada 10	3	7,5	0,08	0,02
	Não identificada 11	9	22,5	0,14	0,04
<b>Triunfo 20 anos</b>					
Annonaceae	<i>Annona leptopetala</i> (R.E.Fr.) H.Rainer	18	45	0,30	0,08
Apocynaceae	<i>Aspidosperma</i> sp.	53	132,5	1,35	0,33
Bignoniaceae	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	11	27,5	0,22	0,06

Município/família	Espécies	N	DP ha <sup>-1</sup>	BA Mg ha <sup>-1</sup>	AB m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>
Boraginaceae	<i>Cordia curassavica</i> (Jacq.) Roem. & Schult.	15	37,5	0,19	0,06
Capparaceae	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	2	5	0,02	0,01
Celastraceae	<i>Maytenus obtusifolia</i> Mart.	83	207,5	1,46	0,41
Ebenaceae	<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	20	50	0,24	0,07
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum</i> sp. 3	59	147,5	1,16	0,31
Euphorbiaceae	<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	6	15	0,19	0,04
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	36	90	2,59	0,47
Lamiaceae	<i>Vitex</i> sp.	8	20	0,53	0,11
Lauraceae	<i>Ocotea duckei</i> Vattimo-Gil	3	7,5	0,10	0,02
Leguminosae	Leguminosae indeterminada 3	1	2,5	0,01	0,00
Leguminosae-Caesalpinioideae	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	107	267,5	2,60	0,67
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	33	82,5	0,87	0,22
	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	4	10	0,14	0,03
Mimosoidea*	<i>Albizia</i> cf. <i>polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	18	45	0,33	0,09
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	1	2,5	0,01	0,00
	<i>Inga thibaudiana</i> DC.	6	15	0,20	0,05
	<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	2	5	0,01	0,00
Leguminosae-Papilionoideae	<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel	32	80	0,98	0,22
Malpighiaceae	<i>Tetrapteryx</i> sp.	3	7,5	0,05	0,01
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	7	17,5	0,90	0,15
Myrtaceae	<i>Campomanesia aromatica</i> (Aubl.) Griseb.	15	37,5	0,39	0,09
	<i>Campomanesia eugenioides</i> (Cambess.) D.Legrand ex Landrum	9	22,5	0,15	0,04
	<i>Eugenia luschnathiana</i> (O.Berg) Klotzsch ex B.D.Jacks	5	12,5	0,23	0,05
	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	3	7,5	0,23	0,05
	Myrtaceae indeterminada 4	5	12,5	0,04	0,01
Nyctaginaceae	<i>Guapira laxa</i> (Netto) Furlan	42	105	1,38	0,33
	<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	9	22,5	0,10	0,03
	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	16	40	0,68	0,14
Ochnaceae	<i>Ouratea</i> sp.	3	7,5	0,41	0,07
Rhamnaceae	Rhamnaceae indeterminada	2	5	0,03	0,01
Rubiaceae	<i>Chomelia</i> sp.	3	7,5	0,10	0,02

Município/família	Espécies	N	DP ha <sup>-1</sup>	BA Mg ha <sup>-1</sup>	AB m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>
	<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum	57	142,5	0,76	0,22
	<i>Guettarda sericea</i> Müll.Arg.	8	20	0,18	0,04
	<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K.Schum.	11	27,5	0,14	0,04
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam	36	90	1,39	0,30
Salicaceae	<i>Casearia</i> sp. 3	3	7,5	0,05	0,01
Sapindaceae	<i>Allophylus</i> sp.	6	15	0,24	0,05
	<i>Cupania impressinervia</i> Acev.-Rodr.	20	50	0,43	0,11
Schoepfiaceae	<i>Schoepfia brasiliensis</i> A.DC.	6	15	0,25	0,06
Styracaceae	<i>Styrax</i> cf. <i>pohlii</i> A.DC.	3	7,5	0,34	0,06
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i> L.	6	15	0,06	0,02
Não identificada	Não identificada 12	16	40	0,49	0,11
<b>Triunfo &gt;80 anos</b>					
Annonaceae	<i>Annona leptopetala</i> (R.E.Fr.) H.Rainer	17	42,5	9,03	0,94
Apocynaceae	<i>Aspidosperma</i> sp.	21	52,5	34,57	3,32
Araliaceae	<i>Aralia warmingiana</i> (Marchal) J.Wen	1	2,5	1,07	0,13
Bignoniaceae	Bignoniaceae indeterminada 2	6	15	1,84	0,26
	<i>Handroanthus</i> sp.	14	35	29,38	2,96
Capparaceae	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	10	25	0,31	0,08
Celastraceae	<i>Maytenus distichophylla</i> Mart. ex Reissek	39	97,5	3,81	0,59
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum</i> sp. 3	2	5	0,30	0,06
	<i>Erythroxylum</i> sp. 4	1	2,5	0,01	0,00
	<i>Erythroxylum subrotundum</i> A.St.-Hil.	4	10	0,70	0,12
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	3	7,5	0,26	0,05
Leguminosae	Leguminosae indeterminada 4	20	50	0,30	0,09
Leguminosae-Caesalpinioideae	<i>Bauhinia</i> cf. <i>forficata</i> Link	4	10	2,60	0,33
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	6	15	5,36	0,62
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	16	40	23,48	2,54
	<i>Senna</i> sp.	2	5	0,14	0,03
Mimosoida*	<i>Albizia</i> cf. <i>polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	1	2,5	0,42	0,06
	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	6	15	31,09	2,54
	<i>Parapiptadenia zehntneri</i> (Harms) M.P.Lima & H.C.Lima	5	12,5	1,24	0,17

Município/família	Espécies	N	DP ha <sup>-1</sup>	BA Mg ha <sup>-1</sup>	AB m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>
Leguminosae-Papilionoideae	<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.	4	10	1,24	0,18
	<i>Machaerium</i> sp.	1	2,5	2,51	0,25
	<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel	4	10	4,60	0,47
Malvaceae	<i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K.Schum.	6	15	32,29	2,44
Meliaceae	<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C.DC.	38	95	5,48	0,87
	<i>Campomanesia eugenioides</i> (Cambess.) D.Legrand ex Landrum	2	5	3,87	0,36
Myrtaceae	<i>Campomanesia</i> sp. 1	9	22,5	8,07	0,89
	<i>Eugenia</i> sp. 4	15	37,5	4,47	0,48
	<i>Eugenia</i> sp. 5	20	50	2,29	0,42
	<i>Eugenia</i> sp. 6	33	82,5	5,60	0,89
	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	1	2,5	0,01	0,00
	<i>Myrcia</i> sp.	3	7,5	0,18	0,04
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	2	5	0,03	0,01
	Myrtaceae indeterminada 5	6	15	0,42	0,08
	<i>Plinia cauliflora</i> (Mart.) Kausel	3	7,5	0,65	0,11
	<i>Psidium</i> sp.	2	5	0,43	0,07
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	20	50	0,99	0,36
Ochnaceae	<i>Ouratea</i> sp.	2	5	2,59	0,28
Polygonaceae	<i>Coccoloba</i> sp.	5	12,5	0,37	0,07
	<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	24	60	21,91	2,34
Rhamnaceae	<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	1	2,5	0,43	0,06
Rubiaceae	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	24	60	1,00	0,21
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam	4	10	0,04	0,01
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	7	17,5	0,55	0,10
	<i>Prockia crucis</i> P.Browne ex L.	2	5	3,32	0,32
Sapindaceae	<i>Allophyllus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. Ex Niederl.	36	90	1,25	0,29
	<i>Cupania impressinervia</i> Acev.-Rodr.	12	30	2,82	0,34

Município/família	Espécies	N	DP ha <sup>-1</sup>	BA Mg ha <sup>-1</sup>	AB m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>
	Sapindaceae indeterminada 2	3	7,5	3,30	0,40
Schoepfiaceae	<i>Schoepfia brasiliensis</i> A.DC.	14	35	2,48	0,38
Simaroubaceae	<i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Engl.	13	32,5	0,65	0,14
Não identificada	Não identificada 13	13	32,5	13,62	1,56
<b>Serra Talhada 15 anos</b>					
Anacardiaceae	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	5	12,5	0,18	0,05
	<i>Spondias tuberosa</i> Arruda	2	5	0,08	0,02
Apocynaceae	<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.	3	7,5	0,15	0,03
Capparaceae	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	4	10	0,13	0,03
Euphorbiaceae	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	45	112,5	1,13	0,29
Leguminosae-Caesalpinioideae	<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	34	85	1,60	0,39
	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	1	2,5	0,01	0,00
	<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L.P.Queiroz	10	25	0,82	0,18
Mimosoidea*	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	5	12,5	0,13	0,04
	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	245	612,5	19,33	4,16
	<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	2	5	0,03	0,01
Rhamnaceae	<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	4	10	0,30	0,07
<b>Serra Talhada 24 anos</b>					
Anacardiaceae	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	33	82,5	4,95	0,88
	<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	41	102,5	3,60	0,77
	<i>Spondias tuberosa</i> Arruda	4	10	0,18	0,04
Apocynaceae	<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.	75	187,5	3,45	0,83
Burseraceae	<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett	2	5	0,29	0,06
Euphorbiaceae	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	142	355	2,63	0,71
	<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	1	2,5	0,04	0,01
	<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	7	17,5	0,36	0,08
Leguminosae-Caesalpinioideae	<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L.P.Queiroz	90	225	7,70	1,67

Município/família	Espécies	N	DP ha <sup>-1</sup>	BA Mg ha <sup>-1</sup>	AB m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>
Mimosoidea*	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	16	40	1,71	0,35
	<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth	46	115	2,69	0,62
	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	1	2,5	0,62	0,11
Leguminosae-Papilionoideae	<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.	2	5	0,04	0,01
Nyctaginaceae	<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	3	7,5	0,10	0,03
Rhamnaceae	<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	3	7,5	0,31	0,07
Sapotaceae	<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. & Schult.) T.D.Penn.	12	30	0,66	0,15
Não identificada	Não identificada 14	1	2,5	0,16	0,03
	Não identificada 15	1	2,5	0,01	0,00
<b>Serra Talhada &gt;50 anos</b>					
Anacardiaceae	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	6	15	2,23	0,41
	<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	4	10	6,31	0,96
	<i>Spondias tuberosa</i> Arruda	1	2,5	2,75	0,41
Annonaceae	<i>Annona leptopetala</i> (R.E.Fr.) H.Rainer	68	170	1,89	0,47
Apocynaceae	<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart.	6	15	0,74	0,15
Bignoniaceae	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	3	7,5	0,64	0,12
Bursaceae	<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett	13	32,5	17,81	2,57
Capparaceae	<i>Colicodendron yco</i> Mart.	2	5	0,10	0,02
	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	4	10	0,07	0,02
Celastraceae	<i>Maytenus</i> sp.	3	7,5	0,11	0,03
Chrysobalanaceae	<i>Licania rigida</i> Benth.	2	5	0,04	0,01
Combretaceae	<i>Combretum monetaria</i> Mart.	26	65	0,75	0,19
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum caatingae</i> Plowman	2	5	1,33	0,22
Euphorbiaceae	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	68	170	2,65	0,65
	<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	53	132,5	1,12	0,29
	<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	8	20	0,22	0,06
	<i>Manihot carthaginensis subsp. glaziovii</i> (Müll.Arg.) Allem	44	110	1,80	0,43
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	7	17,5	0,29	0,07

Município/família	Espécies	N	DP ha <sup>-1</sup>	BA Mg ha <sup>-1</sup>	AB m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>
Leguminosae-Caesalpinioideae	<i>Sebastiania macrocarpa</i> Müll.Arg.	16	40	0,76	0,17
	<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	46	115	0,83	0,23
	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	1	2,5	0,17	0,04
	<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L.P.Queiroz	57	142,5	5,66	1,15
Mimosoida*	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	1	2,5	0,01	0,00
	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	28	70	4,55	0,79
	<i>Chloroleucon dumosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	3	7,5	0,20	0,05
	<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth	3	7,5	0,61	0,12
	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	11	27,5	3,06	0,57
	<i>Parapiptadenia zehntneri</i> (Harms) M.P.Lima & H.C.Lima	13	32,5	1,76	0,35
	<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	12	30	1,17	0,25
Leguminosae-Papilionoideae	<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.	4	10	2,22	0,37
Malvaceae	<i>Pseudobombax marginatum</i> (A.St.-Hil.) A. Robyns	19	47,5	1,65	0,34
Rhamnaceae	<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	3	7,5	3,04	0,45
Rubiaceae	<i>Guettarda angelica</i> Mart. ex Müll.Arg.	3	7,5	0,05	0,01
Salicaceae	<i>Prockia crucis</i> P.Browne ex L.	15	37,5	0,40	0,10
Sapindaceae	<i>Allophylus quercifolius</i> (Mart.) Radlk.	2	5	0,03	0,01
Sapotaceae	<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. & Schult.) T.D.Penn.	2	5	0,14	0,03
Não identificada	Não identificada 16	6	15	0,58	0,12
	Não identificada 17	4	10	0,05	0,02
	Não identificada 18	5	12,5	0,19	0,05
	Não identificada 19	7	17,5	0,08	0,02
<b>Carrasco 20 anos</b>					
Annonaceae	<i>Annona leptopetala</i> (R.E.Fr.) H.Rainer	54	135	1,48	0,38
Euphorbiaceae	<i>Croton cf. hemiargyreus</i> Müll.Arg.	18	45	1,53	0,32
	<i>Manihot glaziovii</i> Muell. Arg.	5	12,5	0,32	0,08
Leguminosae-Caesalpinioideae	<i>Senna</i> sp.	31	77,5	0,41	0,12
Mimosoida*	<i>Chloroleucon dumosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	3	7,5	0,14	0,03
	<i>Senegalia langsdorffii</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	103	257,5	14,40	2,85
Leguminosae-Papilionoideae	<i>Bowdichia cf. virgilioides</i> Kunth	3	7,5	0,09	0,02
	<i>Swartzia psilonema</i> Harms	3	7,5	0,05	0,01
Myrtaceae	Myrtaceae indeterminada	4	10	0,12	0,03

Município/família	Espécies	N	DP ha <sup>-1</sup>	BA Mg ha <sup>-1</sup>	AB m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>
Nyctaginaceae	<i>Pisonia</i> sp.	27	67,5	1,11	0,25
Rhamnaceae	<i>Colubrina cordifolia</i> Reissek	45	112,5	0,96	0,25
Rutaceae	<i>Pilocarpus jaborandi</i> Holmes	21	52,5	0,81	0,18
	<i>Zanthoxylum hamadryadicum</i> Pirani	5	12,5	0,19	0,05
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum</i> sp.	2	5	0,03	0,01
Não identificada	Não identificada 20	1	2,5	0,01	0,00
<b>Carrasco &gt;40 anos</b>					
Annonaceae	<i>Annona leptopetala</i> (R.E.Fr.) H.Rainer	24	60	0,41	0,11
Apocynaceae	<i>Aspidosperma</i> sp.	4	10	0,42	0,09
Bignoniaceae	<i>Jacaranda jasminoides</i> (Thunb.) Sandwith	1	2,5	0,02	0,01
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum</i> sp. 2	7	17,5	0,39	0,09
Euphorbiaceae	<i>Croton</i> cf. <i>hemiargyreus</i> Müll.Arg.	10	25	0,26	0,07
Leguminosae-Caesalpinioideae	<i>Bauhinia acuruana</i> Moric.	29	72,5	0,33	0,10
	<i>Senna</i> sp.	7	17,5	0,07	0,02
Mimosoida*	<i>Chloroleucon dumosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	1	2,5	0,06	0,02
	<i>Senegalia langsdorffii</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	116	290	11,23	2,36
Leguminosae-Papilionoideae	<i>Bowdichia</i> cf. <i>virgilioides</i> Kunth	1	2,5	0,02	0,00
	<i>Swartzia psilonema</i> Harms	2	5	0,08	0,02
Myrtaceae	<i>Campomanesia</i> sp. 2	4	10	0,14	0,03
	<i>Campomanesia</i> sp. 3	1	2,5	0,13	0,03
	<i>Eugenia</i> sp. 2	1	2,5	0,07	0,02
	<i>Eugenia</i> sp. 3	8	20	0,15	0,04
	Myrtaceae indeterminada 2	9	22,5	0,45	0,11
	Myrtaceae indeterminada 3	7	17,5	0,50	0,11
Nyctaginaceae	<i>Pisonia</i> sp.	8	20	0,42	0,10
Rhamnaceae	<i>Colubrina cordifolia</i> Reissek	11	27,5	0,30	0,08
Rutaceae	<i>Metrodorea mollis</i> Taub.	47	117,5	8,17	1,62
	<i>Pilocarpus jaborandi</i> Holmes	183	457,5	23,38	4,89
	<i>Zanthoxylum hamadryadicum</i> Pirani	3	7,5	0,02	0,01
	<i>Zanthoxylum</i> sp.	1	2,5	0,01	0,00
Salicaceae	<i>Casearia</i> sp. 2	3	7,5	0,02	0,01
Não identificada	Não identificada 21	3	7,5	0,04	0,01

<b>Município/família</b>	<b>Espécies</b>	<b>N</b>	<b>DP ha<sup>-1</sup></b>	<b>BA Mg ha<sup>-1</sup></b>	<b>AB m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup></b>
	Não identificada 22	6	15	0,28	0,07
	Não identificada 23	29	72,5	1,69	0,39

---

---

**ANEXOS**

---

**Anexo 1 – Normas para publicação na revista APPLIED VEGETATION SCIENCE****Scope**

*Applied Vegetation Science* focuses on community-level topics relevant to human interaction with vegetation, including global change, nature conservation, nature management, restoration of plant communities and of natural habitats, and the planning of semi-natural and urban landscapes. Vegetation survey, modelling and remote-sensing applications are welcome. Papers on vegetation science which do not fit to this scope (do not have an applied aspect and are not vegetation survey) should be directed to our associate journal, the *Journal of Vegetation Science* <http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/%28ISSN%291654-1103>. Both journals publish papers on the ecology of a single species only if it plays a key role in structuring plant communities.

**Manuscripts**

Manuscripts must be written in English (either British or American throughout). They should be concise, because concise papers often make more impact on the reader.

**Manuscript structure**

*Title:* This should be strongly directed towards attracting the interest of potential readers.

*Author names and addresses:* Follow exactly the format in the most recent issue of the journal. Give e-mail addresses for all authors.

*Printed journal page estimate:* Give the number of words from title to references and estimated size of tables and figures. For example: 6800 words (8.4 pages), table 0.3 pages, figures 1.2 pages, total 9.9 pages.

*Abstract:* Up to 350 words for Research articles and Synthesis papers (up to 200 for a Forum or Report paper). Include no references. The abstract for Research articles should have named sections, normally: Question(s), Location, Methods, Results, and Conclusions.

*Keywords:* There should be 8–12 keywords, separated by semicolons.

*Abbreviations:* List any that are frequently used in the text.

*Running head:* Shortened title.

*Main text:* Indicate new paragraphs by indentation. Avoid footnotes. Variation from the usual Introduction - Methods - Results - Discussion structure is acceptable when appropriate.

*Acknowledgements:* Keep them brief. References to research projects/funds and institutional publication numbers can go here.

*Author Contributions:* For papers with more than one author, an optional concise statement of authorship may be included informing who designed the research, who

collected the data, who developed new methods, and who wrote the manuscript. Use initials to identify the authors.

### **Citations in the text**

Use forms such as: Smith & Jones (2005) or (Smith & Jones 2005); for more than two authors: White et al. (2005); for combinations: (Smith et al. 2005 a, b; Jones 2006, 2010). Citations should be chronological by year, except where there is a list of years for the same author(s), e.g. (Zebedee 1950, 1970; Abraham 1960; Smith et al. 1965, 1974; Zebedee et al. 1969)

### **References section**

Use the formats below. Always give the *full name of the journals*. For references with up to eleven authors, all authors are listed. If there are twelve or more authors, only the first nine and the last one are listed, while the others are replaced by "(...) &".

Lane, D.R., Coffin, D.P. & Lauenroth, W.K. 2000. Changes in grassland canopy structure across a precipitation gradient. *Journal of Vegetation Science* 11: 359–368.

Greig-Smith, P. 1983. *Quantitative plant ecology*. 3rd ed. Blackwell, Oxford, UK.

Whittaker, R.H. 1969. Evolution of diversity in plant communities. In: Woodwell, G.M. & Smith, H.N. (eds.) *Stability and diversity in ecological systems*, pp. 178–196. Brookhaven National Laboratory, Brookhaven, NY, US.

Blackburn, T.M., Essl, F., Evans, T., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Kühn, I., Kumschick, S., Marková, Z., Mrugała, A., (...) & Bacher, S. 2014. A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *PLoS Biology* 12: e10011850

Noble, D.L. 1978. *Seedfall and establishment of Engelmann spruce and subalpine fir*. United States Department of Agriculture [report no. 575], Washington, DC, US.

Wallin, G. 1973. *Lövskogsvegetation i Sjuhäradsbygden*. Ph.D. thesis, Uppsala University, Uppsala, SE.

Do NOT list computer programs, personal communications or web-pages under *References*

### **Manuscript format**

Number *all pages* and *all the lines* continuously. Use a single-column format. Use scientific names of taxa, and avoid vernacular names.

### **Tables**

Numerical results should be presented as either tables or figures, but not both. Tables should be included in the manuscript text file, either embedded in the text or at the end.

Table legends should be *on the same page* as the table to which they refer, to ease the reading by editors and referees.



## **Anexo 2 – Normas para publicação na revista FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT**

### **Aims and Scope**

Forest Ecology and Management publishes scientific articles linking forest ecology with forest management, focusing on the application of biological, ecological and social knowledge to the management and conservation of plantations and natural forests. The scope of the journal includes all forest ecosystems of the world.

### **Article structure**

#### **Subdivision**

Divide your article into clearly defined and numbered sections. Subsections should be numbered 1.1 (then 1.1.1, 1.1.2, ...), 1.2, etc. (the abstract is not included in section numbering). Use this numbering also for internal cross-referencing: do not just refer to "the text". Any subsection may be given a brief heading. Each heading should appear on its own separate line.

#### **Introduction**

State the objectives of the work and provide an adequate background, avoiding a detailed literature survey or a summary of the results.

#### **Material and methods**

Provide sufficient detail to allow the work to be reproduced. Methods already published should be indicated by a reference: only relevant modifications should be described.

#### **Results**

Results should be clear and concise.

#### **Discussion**

This should explore the significance of the results of the work, not repeat them. A combined Results and Discussion section is often appropriate. Avoid extensive citations and discussion of published literature.

#### **Conclusions**

The main conclusions of the study may be presented in a short Conclusions section, which may stand alone or form a subsection of a Discussion or Results and Discussion section.

#### **Appendices**

If there is more than one appendix, they should be identified as A, B, etc. Formulae and equations in appendices should be given separate numbering: Eq. (A.1), Eq. (A.2), etc.; in a subsequent appendix, Eq. (B.1) and so on. Similarly for tables and figures: Table A.1; Fig. A.1, etc.

### **Essential title page information**

*Title.* Concise and informative. Titles are often used in information-retrieval systems. Avoid abbreviations and formulae where possible.

*Author names and affiliations.* Please clearly indicate the given name(s) and family name(s) of each author and check that all names are accurately spelled. Present the authors' affiliation addresses (where the actual work was done) below the names. Indicate all affiliations with a lowercase superscript letter immediately after the author's name and in front of the appropriate address. Provide the full postal address of each affiliation, including the country name and, if available, the e-mail address of each author.

*Corresponding author.* Clearly indicate who will handle correspondence at all stages of refereeing and publication, also post-publication. Ensure that the e-mail address is given and that contact details are kept up to date by the corresponding author.

*Present/permanent address.* If an author has moved since the work described in the article was done, or was visiting at the time, a 'Present address' (or 'Permanent address') may be indicated as a footnote to that author's name. The address at which the author actually did the work must be retained as the main, affiliation address. Superscript Arabic numerals are used for such footnotes.

### **Abstract**

A concise and factual abstract is required (not longer than 400 words). The abstract should state briefly the purpose of the research, the principal results and major conclusions. An abstract is often presented separately from the article, so it must be able to stand alone.

### **Keywords**

Immediately after the abstract, provide a maximum of 6 keywords, using American spelling and avoiding general and plural terms and multiple concepts (avoid, for example, 'and', 'of').

### **Tables**

Please submit tables as editable text and not as images. Tables can be placed either next to the relevant text in the article, or on separate page(s) at the end. Number tables consecutively in accordance with their appearance in the text and place any table notes below the table body. Please avoid using vertical rules.

## References

### Citation in text

Please ensure that every reference cited in the text is also present in the reference list (and vice versa). Any references cited in the abstract must be given in full. Unpublished results and personal communications are not recommended in the reference list, but may be mentioned in the text.

### Reference style

Text: All citations in the text should refer to:

1. Single author: the author's name (without initials, unless there is ambiguity) and the year of publication;
2. Two authors: both authors' names and the year of publication;
3. Three or more authors: first author's name followed by 'et al.' and the year of publication. Citations may be made directly (or parenthetically). Groups of references should be listed first alphabetically, then chronologically. Examples: 'as demonstrated (Allan, 2000a, 2000b, 1999; Allan and Jones, 1999). Kramer et al. (2010) have recently shown ....'

List: References should be arranged first alphabetically and then further sorted chronologically if necessary. More than one reference from the same author(s) in the same year must be identified by the letters 'a', 'b', 'c', etc., placed after the year of publication. Examples:

Reference to a journal publication:

Van der Geer, J., Hanraads, J.A.J., Lupton, R.A., 2010. The art of writing a scientific article. *J. Sci. Commun.* 163, 51–59.

### Reference to a book:

Strunk Jr., W., White, E.B., 2000. *The Elements of Style*, fourth ed. Longman, New York.

Reference to a chapter in an edited book: Mettam, G.R., Adams, L.B., 2009. How to prepare an electronic version of your article, in: Jones, B.S., Smith, R.Z. (Eds.), *Introduction to the Electronic Age*. E-Publishing Inc., New York, pp. 281–304.

Reference to a website:

Cancer Research UK, 1975. Cancer statistics reports for the UK. <http://www.cancerresearchuk.org/>

[aboutcancer/statistics/cancerstatsreport/](http://www.cancerresearchuk.org/aboutcancer/statistics/cancerstatsreport/) (accessed 13.03.03).

