

Plantio de Mudanças e Semeadura Direta de Espécies Nativas da Mata Atlântica
em Plantio de Eucalipto Abandonado na Reserva Biológica União, Rio das
Ostras, RJ.

Euzimar Gomes da Silva

Universidade Estadual do Norte Fluminense-Darcy Ribeiro (UENF)

Campos dos Goytacazes-RJ

Maio 2011

Plantio de Mudanças e Semeadura Direta de Espécies Nativas da Mata Atlântica em Plantio de Eucalipto Abandonado na Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ.

EUZIMAR GOMES DA SILVA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Dr. Marcelo Trindade Nascimento

Campos dos Goytacazes-RJ
Maio 2011

FICHA CATALOGRÁFICA

Preparada pela Biblioteca do Centro de Biociências e Biotecnologia
da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

423 / 2011

Silva, Euzimar Gomes da

Plantio de mudas e semeadura direta de espécies nativas da Mata Atlântica em plantio de eucalipto abandonado na Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ / Euzimar Gomes da Silva. – Campos dos Goytacazes, 2011. v, 61 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Centro de Biociências e Biotecnologia. Laboratório de Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ecologia de organismos

Orientador: Nascimento, Marcelo Trindade

Bibliografia: f. 52-61

1. Eucalipto 2. Mata Atlântica 3. Semeadura direta 4. Plantio de mudas 5. Inibição I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro II. Título

530
S586p

"A vida se contrai e se expande proporcionalmente à coragem do indivíduo." (Anaïs Nin)

Agradecimentos

Gostaria de agradecer a todas as pessoas que contribuíram de alguma forma para a idealização e realização deste trabalho e especialmente:

À melhor mãe do mundo por sempre me apoiar e nunca me deixar pensar em desistir;

Ao meu pai e ao meu irmão pelo incentivo;

Ao Inea pela doação de mudas, CAPES e FAPERJ pelo financiamento da pesquisa;

Ao Dr. Marcelo Trindade Nascimento pela orientação;

Ao Dr. Eliemar pelo empréstimo do radiômetro e incentivo à pesquisa;

À Dr^a Débora Barroso pelo espaço cedido na casa de vegetação;

À equipe da ReBio-União, especialmente à dona Eleninha pelos almoços maravilhosos;

Aos Técnicos Gerson, Vanderley e Helmo pelo impecável suporte no trabalho de campo;

À Dona Eleninha pelos excelentes almoços em dias de campo;

Aos motoristas pelo apoio nos trabalhos de campo;

Às secretárias Fernanda de Edvirges da ASTRAN;

À secretária do LCA Edilma pela força em todos os momentos que eu precisei;

Ao Laboratório de Ciências Ambientais do Centro de Biociências e Biotecnologia da UENF, pela infra-estrutura fornecida para o desenvolvimento do Trabalho;

À todos os professores que participaram na minha formação, especialmente à professora Cristal, Marina Susuki, Ângela Pierre, Ilana, Ana Paula, Maria Cristina, Dora, Carlinhos, Paulo Pedrosa, Leandro Rabelo, Renato Da`Mata, Gonçalo;

Aos meus amigos que contribuíram nos inúmeros campos: Carolina, Patrícia, Samantha, Biatriz, Amanda, Elis, Marina, Joana, Seldon;

À minha segunda família: Isabela Macedo, Isabela Maria, Luana Passos e Jú;

Aos caros amigos do meu oásis Cachoeiras de Macacú: Carol, Vivico, Aderbal Rosa Kelly, Mayara, Rayana, Tia Salú, Zé, Fernada, Jotinha, Marcela, Fagner, Crica, Mirna, Gil, Inês, Erickson, Renato, Juliana, Fefê à Cida e Jamerson por sempre nos acolherem no Carrapixo. E aos amigos do CCH-UENF.

Sumário

Lista de figuras.....	iii
Lista de tabelas.....	vi
Resumo.....	vii
Abstract.....	ix
1. Introdução.....	1
2.1 Objetivos.....	12
2.2 Hipóteses.....	12
3. Material e métodos.....	13
3.1. Área de estudos.....	13
3.2. Metodologia.....	16
4. Resultados.....	20
4.1. Características do ambiente.....	20
4.2. Plantio de mudas.....	22
4.2.1. Casa de vegetação.....	22
4.2.2. Experimento de campo.....	24
4.2.3. Mortalidade.....	24
4.2.4. Crescimento em altura e diâmetro das mudas.....	26
4.2.5. Número de folhas.....	32
4.2.6. Biomassa.....	35
4.3. Semeadura direta.....	38
5. Discussão.....	41
5.1. Efeito da serrapilheira do eucalipto.....	41
5.2. <i>Corymbia citriodora</i> como espécie facilitadora.....	45
6. Conclusão.....	49
7. Referências bibliográficas.....	51

Lista de Figuras

Figura 1. Mapa de localização da Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ, com foto de satélite (fonte: Google earth).....14

Figura 2. Radiação mensurada em dezembro de 2009 em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) na ReBio-União e em casa de vegetação (T4) na Universidade Estadual do Norte Fluminense. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas com $p \leq 0,05$ (Kruskal-Wallis e Mann-Whitney).....21

Figura 3. Precipitação pluviométrica entre os meses dezembro de 2009 e agosto de 2010 na Reserva Biológica União. Dados coletados na estação metrológica da UENF na ReBio-União.....22

Figura 4. Mortalidade média acumulada de mudas (%) de *C. legalis* (A); *A. polyphylla* (B); *T. heptaphylla* (C); *P. gonoacantha* (D) plantadas em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ.....25

Figura 5. Altura (média \pm DP) de mudas (N inicial: 40) de *C. legalis* (A); *A. polyphylla* (B); *T. heptaphylla* (C); *P. gonoacantha* (D) por parcela (n=5) plantadas em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ.....28

Figura 6. Altura (média \pm DP) de mudas (cm) de *C. legalis*; *A. polyphylla*; *T. heptaphylla*; *P. gonoacantha* por parcela (n=5) plantadas em área de eucalipto

com serrapilheira (T1), com remoção de serrapilheira (T2) a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas entre início e fim do experimento no tratamento ($p \leq 0,05$, Mann-Whitney) e números diferentes indicam diferenças estatísticas ao fim do experimento entre tratamentos ($p \leq 0,05$, Kruskal-Wallis).....30

Figura 7. Diâmetro (mediana \pm quartis) mudas de *C. legalis* (A), *A. polyphylla* (B), *T. heptaphylla* (C), *P. gonoacantha* (D) por parcela (n=5) plantadas em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) na ReBio União, Rio das Ostras – RJ. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas entre os tratamentos no início do experimento e números diferentes indicam diferenças estatísticas ao fim do experimento entre tratamentos com $p \leq 0,05$ (Kruskal-Wallis e Mann-Whitney).....31

Figura 8. Número de folhas (média \pm DP) mudas de *C. legalis* (A); *A. polyphylla* (B); *T. heptaphylla* (C); *P. gonoacantha* (D) por parcela (n=5) plantadas em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ.....33

Figura 9. Número de folhas (média \pm DP) de mudas de *C. legalis*; *A. polyphylla* (B); *T. heptaphylla*; *P. gonoacantha* por parcela (n=5) plantadas em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ Letras diferentes indicam diferenças estatísticas entre início e após 12 meses do experimento no tratamento ($p \leq 0,05$, Mann-Whitney) e números diferentes indicam diferenças estatísticas após 12 meses entre os tratamentos ($p \leq 0,05$, Kruskal-Wallis).....34

Figura 10. Biomassa aérea e radicular (mediana \pm quartis) de mudas de *C. legalis* (A e B) *A. polyphylla* (C e D) plantadas em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio

das Ostras – RJ. Nos tempos: T0= início do plantio (dezembro de 2009, n=15) e após 12 meses (dezembro de 2010, n=5). Letras diferentes indicam diferenças estatísticas entre início e fim do experimento no tratamento ($p \leq 0,05$, Mann-Whitney) e números diferentes indicam diferenças estatísticas ao fim do experimento entre tratamentos ($p \leq 0,05$, Kruskal-Wallis).....36

Figura 11. Biomassa aérea e radicular (mediana \pm quartis) de mudas de *T. heptaphylla* (A e B) *P. gonoacantha* (C e D) plantadas em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ Nos tempos: T0= início do plantio (dezembro de 2009, n=15) e após 12 meses (dezembro de 2010, n=5). Letras diferentes indicam diferenças estatísticas entre início e fim do experimento no tratamento ($p \leq 0,05$, Mann-Whitney) e números diferentes indicam diferenças estatísticas ao fim do experimento entre tratamentos ($p \leq 0,05$, Kruskal-Wallis).....37

Figura 12. Porcentagem média de germinação (do método I – por enterrio) com N de 120 sementes por tratamento das espécies *C. strellensis* (A), *T. heptaphylla* (B), *S. terebinthifolius* (C), *C. sellowiana* (D) semeadas em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2), a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ e em casa de vegetação (T4), na Universidade Estadual do Norte Fluminense.....39

Figura 13. Porcentagem média de germinação de *T. heptathylla* (do método II - ao lanço) com N de 120 sementes por tratamento, semeadas a lanço em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ.....40

Figura 14. Porcentagem média de germinação de *S. terebinthifolius* (do método II - ao lanço) com N de 120 sementes por tratamento, semeadas a lanço em área de eucalipto com serrapilheira (T1), com remoção de serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ.....41

Lista de Tabelas

Tabela 1. Características biométricas de mudas (média ± DP) mantidas em casa de vegetação (n= 40 mudas por espécie) na Universidade Estadual do Norte fluminense. Valores iniciais (dez/09) e finais (após seis meses de experimento, jul/10). Letras diferentes significam diferenças estatísticas entre início e fim (após 6 meses) do experimento (Mann-Whitney).....23

Tabela 2. Número de mudas mortas (média ± DP) por parcela (n=5) ao final do experimento para *C. legalis*; *A. polyphylla*; *T. heptaphylla*; *P. gonoacantha* plantadas em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ. Letras diferentes significam diferenças estatísticas entre os tratamentos (Kruskal-Wallis e Mann-Whitney).....26

Tabela 3. Crescimento em altura (cm) e relativo (cm/dia) nos intervalos de amostragem de *C. legalis*; *A. polyphylla*; *T. heptaphylla*; *P. gonoacantha* plantadas em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ.....29

Tabela 4. Crescimento mensal em altura (cm) após 12 meses para mudas de *C. legalis* (A); *A. polyphylla* (B); *T. heptaphylla* (C); *P. gonoacantha* (D) por parcela (n=5) plantadas em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ.....29

Resumo

A Mata Atlântica é um dos principais biomas brasileiros, formado por um complexo conjunto de ecossistemas de exuberante diversidade biológica. O desmatamento observado em matas nativas reflete-se no aumento de áreas de florestas secundárias ou plantações comerciais. Os plantios de eucalipto produzem uma serrapilheira rica em resíduos com baixa qualidade nutricional e elevados conteúdos de compostos recalitrantes e pobre em N e P, podendo produzir compostos alelopáticos que suprimem a vegetação de sub-bosque. O presente estudo teve por objetivo verificar se a serrapilheira do eucalipto *Corymbia citriodora* inibi a germinação de sementes e/ou o desenvolvimento de mudas de espécies nativas da Mata Atlântica, além de avaliar se *C. citriodora* atua como espécie facilitadora, contribuinte para o desenvolvimento inicial das espécies nativas plantadas. A hipótese testada estabelece que o percentual de germinação será maior e o desenvolvimento inicial de mudas plantadas será melhor em áreas onde ocorre a remoção periódica da serrapilheira. O estudo foi conduzido na Reserva Biológica União (2.548 ha), Rio de Janeiro, Brasil, onde 220 ha são cobertos por plantios de eucalipto. Para o estudo foi utilizado duas áreas na Reserva e em casa de vegetação na UENF. No talhão 39 de eucalipto anteriormente foram alocadas 10 parcelas (5 m x 20 m) onde cinco são controle (T1) e cinco ocorre remoção mensal da serrapilheira (T2). Seguindo este modelo, foram estabelecidas na ausência do *C. citriodora* (T3). Em dezembro de 2009 foram plantadas quarenta mudas de cada espécie por tratamento utilizando: *Cariniana legalis*, *Acacia polyphylla*, *Tabebuia heptaphylla*, *Piptadenia gonoacantha*. Foram realizados censos até Dezembro de 2010 além da avaliação de biomassa aérea e subterrânea. Para semeadura direta utilizou-se o método por enterrio (método I) e a lanço (método II) com: *Cariniana strellensis*, *Tabebuia heptaphylla*, *Schinus terebinthifolius*, *Cordia sellowiana*. Nos tratamentos no interior do plantio de eucalipto não houve diferença significativa entre os valores de mortalidade. Em relação à evolução das características biométricas, as mudas sobreviventes de *Acacia polyphylla*, *Tabebuia heptaphylla*, *Piptadenia gonoacantha* apresentaram melhores condições no Tratamento a pleno sol (T3), sugerindo a não necessidade da presença do eucalipto como facilitador. As espécies semeadas apresentaram

em geral taxa de germinação inferior a 50% nos tratamentos de campo. Apenas a espécie *Cordia sellowiana* apresentou sofreu inibição de germinação na presença da serrapilheira do *C. citriodora*.

Palavras-chave: Eucalipto, Mata Atlântica, semeadura direta, plantio de mudas, inibição.

Abstract

The Atlantic Forest is one of the main Brazilian biomes, formed by a complex group of ecosystems lush biodiversity. Deforestation observed in native forests is reflected in increasing areas of secondary forests or crops. The eucalyptus plantations produce a litter rich in residues with low nutritional value and high content of recalcitrant compounds and low in N and P, apparently produces allelopathic compounds that suppress the understory vegetation. This study aimed to determine whether the litter of *Corymbia citriodora* inhibit seed germination and / or development of seedlings of native species of the Atlantic Forest, and to evaluate the need for use of *C. citriodora* species as facilitator, contributor to the early development of native species planted. The hypothesis states that the germination percentage will be higher and the initial development of tree seedlings will be better in areas where there is the periodic removal of litter. The study was conducted at the Biological Reserve (2,548 ha), Rio de Janeiro, Brazil, where 220 ha are covered by eucalyptus plantations. The study used two areas in the Reserve and in the greenhouse at UENF. In a plantation of eucalyptus were previously allocated 10 plots (5 mx 20 m) where five are control (T1) and five monthly litter removal occurs (T2). Plots of the same model were established in the absence of *C. citriodora* (T3). In December 2009, were planted forty plants of each species per treatment using: *Cariniana legalis*, *Acacia polyphylla*, *Tabebuia heptaphylla*, *Piptadenia gonoacantha*. Censuses were conducted until December 2010 and also evaluating the aboveground and underground. For direct seeding, was used the method with grooves (method I) and the Broadcasting (method II) with: *Cariniana strellensis*, *Tabebuia heptaphylla*, *Schinus terebinthifolius*, *Cordia sellowiana*. In the treatments within the eucalyptus plantation was no significant difference between the values of mortality. Regarding the evolution of morphology of the seedlings survived, *Acacia polyphylla*, *Tabebuia heptaphylla* *Piptadenia gonoacantha* were in better condition in the T3 treatment, suggesting no need for the presence of eucalyptus as the catalyst. The species sown in general, showed germination rate less than 50% in the treatment field. Only species *Cordia sellowiana* showed inhibition of germination in the presence of litter *C. citriodora*.

Keywords: Eucalyptus, Atlantic, direct seeding, planting seedlings, inhibition.

1. Introdução

A Mata Atlântica é um dos principais biomas brasileiros, formado por um complexo conjunto de ecossistemas de exuberante diversidade biológica e importância sócio-econômica (Sanquetta *et al.*, 2008). No entanto, é um dos biomas mais ameaçados do mundo devido às constantes perturbações antrópicas desde o descobrimento do Brasil. Tais perturbações resultam no processo de fragmentação que conseqüentemente implica na perda da biodiversidade (Morellato e Haddad, 2000).

O histórico de devastação antropogênica sobre o ecossistema Mata Atlântica teve início na colonização européia, com a extração do Pau-Brasil (*Caesalpinia echinata* Lam.), processo precursor da colonização da costa brasileira, que foi caracterizada pela exploração irracional dos seus recursos naturais e destruição da floresta. Desde então, seguiram-se diferentes ciclos de exploração, como o do ouro, o da cana-de-açúcar e o do café. Cada ciclo foi marcado pelo avanço sobre a floresta e redução de sua área original de cobertura. Outros ciclos ocorreram posteriormente, desta vez, efetivando o processo de industrialização e urbanização na região, desconsiderando sua relevância ecológica. Atualmente as principais cidades brasileiras estão localizadas em áreas originalmente ocupadas pela Mata Atlântica (Sanquetta *et al.*, 2008).

Apesar do atual cenário caótico, este ecossistema está entre as vinte e cinco mais importantes áreas de biodiversidade do mundo, suportando mais de 20.000 espécies de plantas vasculares, onde 40% destas são endêmicas, representando 2,7% do total de plantas catalogadas (Mittermeier *et al.*, 1999). Devido à relevância ecológica do bioma Mata Atlântica, houve o reconhecimento pela UNESCO (Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura) e pela ONU (Organização das Nações Unidas), que a consideraram importantes trechos como Patrimônio Mundial e Sítios Naturais do Patrimônio Mundial, denominando-a “Reserva da Biosfera da Mata Atlântica”. No Brasil, a Mata Atlântica é expressamente formalizada como Patrimônio Nacional na Constituição Federal de 1988 (Sanquetta *et al.*, 2008).

A despeito de seu grande valor ecológico, científico e cultural, o ecossistema encontra-se seriamente ameaçado, principalmente em consequência do contínuo processo de fragmentação, o qual converte a densa floresta em fragmentos cercados por uma matriz geralmente urbana ou de produção agrícola. Este processo atualmente ocorre em uma taxa anual de 0,5% ao ano (Tabarelli *et al.*, 2005).

Dados revelam um remanescente de aproximadamente 7,5% da cobertura original, o que corresponde a 97.596 km² dos 1,3 milhões de km² iniciais (Myers *et al.*, 2000). Dados do Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica de 2005 a 2008 revelam que juntas, as regiões metropolitanas de São Paulo, Rio de Janeiro e Vitória, desmataram 793 hectares do Bioma Mata Atlântica. Os Estados São Paulo, Rio de Janeiro e Espírito Santo, desmataram 1.218 hectares do Bioma Mata Atlântica segundo o mais recente levantamento de dados (Fundação SOS Mata Atlântica, 2011).

Na extensão original deste bioma vivem atualmente 60% da população brasileira. Com base no Censo Populacional 2000 do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), são 108 milhões de habitantes em mais de 3.406 municípios, o que corresponde a 62% do número de municípios brasileiros. A maioria destes (2.528 municípios) possui a totalidade dos seus territórios inseridos no bioma, de acordo com informações do IBGE (1997) e atualizadas por GEOSCAPE BRASIL (2001) (Sanquetta *et al.*, 2008).

O crescimento populacional constatado ultimamente aumenta a demanda de área ocupacional e suprimento alimentar para a população. Consequentemente, nas últimas décadas tem aumentado a pressão exercida pelas culturas sobre fragmentos florestais, intensificando o processo de fragmentação. Constata-se que a maioria das áreas cultivadas são monoculturas, freqüentemente compostas por espécies exóticas introduzidas, em um *design* que não promove e tampouco sustenta a biodiversidade, tal como a cultura do eucalipto.

Segundo Barlow *et al.* (2007), o elevado nível de desmatamento observado em matas nativas nos trópicos úmidos reflete-se no aumento de áreas de florestas secundárias ou plantações comerciais, cuja área total

passou de aproximadamente 17,8 Mha em 1980 para 70 Mha em 2000 (Brown, 2000), grande parte desta área é utilizada para o cultivo de eucalipto (Evans e Turnbull, 2004).

Os eucaliptos foram introduzidos no Brasil a partir de 1900, principalmente ao longo de estradas de ferro para suprir a demanda por madeira combustível. A expansão de produção se deu em 1903, juntamente com a Companhia Paulista de Estradas de Ferro (Lima, 1993). Devido à alta taxa de desenvolvimento e à sua grande capacidade de adaptação a novos sítios, inclusive com baixa fertilidade, atualmente os eucaliptos são o grupo florestal mais cultivado do mundo (Turnbull, 1999). Em consequência do rápido aumento de áreas de plantio ocorrido nas duas últimas décadas, estima-se uma área de 19 milhões de hectares cobertos por eucalipto em todo o mundo (Iglesias *et al.*, 2008).

O gênero *Eucalyptus* inclui mais de 700 espécies (Rockwood *et al.*, 2008), destas apenas duas não são nativas da Austrália (Eldrig *et al.*, 1997). As espécies de eucalipto mais utilizadas atualmente são *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden, *Eucalyptus urophylla* S. T. Blacke, *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. e *Eucalyptus globulus* Labill. Estas totalizam 80% dos plantios do gênero no mundo (Rockwood *et al.*, 2008).

No Brasil, as espécies mais cultivadas são *E. grandis*, *Corymbia citriodora*, *E. saligna* e *E. tereticornis*. Segundo a associação Brasileira de Florestas Plantadas (ABRAF), no território brasileiro a área ocupada por plantios de eucalipto é de aproximadamente 4,51 milhões de hectares, com maior concentração no Estado de Minas Gerais e São Paulo (ABRAF, 2011).

Os plantios de eucalipto são estabelecidos com baixos custos e o caráter pioneiro das espécies resulta em exigências mínimas em termos de qualidade de solo e precipitação pluviométrica (Lamprecht, 2003; Turnbull, 1999; Rockwood *et al.*, 2008). No entanto, a introdução de espécies exóticas pode comprometer a estrutura da comunidade e levar à exclusão de espécies nativas através de mecanismos variados (Vitousek, 1990).

Entre as suas peculiaridades, os eucaliptos são característicos por serem altamente eficientes na absorção de nutrientes e na produção de biomassa vegetal, devido à sua elevada eficiência fotossintética (Lima, 1996). Como consequência, os plantios de eucalipto particularmente produzem uma grande quantidade de serrapilheira rica em resíduos com baixa qualidade nutricional e elevados conteúdos de compostos recalcitrantes, como lignina e polifenóis (Attiwill e Adams, 1993). Diversos estudos têm constatado espessas camadas de serrapilheira as quais podem atingir de 10 a 30 centímetros de altura (Schneider, 2003), evidenciando a lenta decomposição em sub-bosques destas culturas.

Os impactos da substituição da cobertura vegetal de floresta por monoculturas de eucalipto podem variar em função da espécie cultivada, das condições do clima e edáficas. Estudos conduzidos na região sudeste do Brasil constataram que, em comparação com formações de matas nativas, a quantidade de serrapilheira acumulada por eucaliptos é maior (Costa, 2002; Tesch, 2005; Gama-Rodrigues *et al.*, 2008). Esse fato pode ser explicado pela maior relação C:N na serrapilheira do sub-bosque de plantios de eucalipto (Gama-Rodrigues *et al.*, 2008). Este fato justifica as menores taxas de decomposição quando comparada a espécies nativas (Rezende *et al.*, 2001). Entretanto, estudos indicam que essa serrapilheira com baixa taxa de decomposição poderia atuar como uma barreira física contra processos erosivos e funcionar como uma reserva de nutrientes para futuros plantios de eucalipto ou outras culturas (Gama-Rodrigues, 1997).

Do mesmo modo, Pires *et al.* (2006) destacam a importância da porcentagem de cobertura do solo fornecida pela serrapilheira em culturas. Segundo estes autores, este é um fator fundamental na redução de perda de solo por erosão hídrica. Os autores concluem que entre os sistemas florestais estudados, o plantio de eucalipto (*Eucalyptus* spp.) em nível é o que mais se aproxima da mata nativa em termos de perdas de solo. Embora os estudos de impactos no solo destas florestas plantadas ainda sejam incipientes.

A discussão a respeito da utilização de espécies de eucalipto para fins comerciais ainda se estende no âmbito da possível super utilização de água

(impacto sobre a umidade do solo, os aquíferos e lençol freático). Almeida e Soares (2003) exibiram dados do Projeto Microbacia da Aracruz, os quais constataram que plantações de eucalipto se comparam à Mata Atlântica quanto a evapotranspiração anual e uso da água do solo. Segundo esta pesquisa, os plantios podem chegar a consumir menos água, se considerado o ciclo de crescimento como um todo. No entanto, diversos estudos atentam a respeito do alto consumo de água geralmente observado em plantios de eucalipto, e sobre formas de manejo que melhor adequam a produção ao regime de chuva dos sítios (Lima, 1996; Forrester *et al.*, 2010).

O foco em culturas comerciais é frequentemente a produção de biomassa total ou seu índice de colheita. O cálculo da eficiência no uso da água é capaz de ilustrar a eficiência do processo de produção. Em um recente estudo, Forrester *et al.* (2010) constataram que em culturas mistas houve um aumento da Eficiência no Uso da Água resultando num maior índice de colheita. Neste estudo foi utilizado *Eucalyptus globulus* em consórcio com uma espécie fixadora de Nitrogênio. Apesar de haver poucos estudos a respeito do assunto, esta parece ser uma alternativa que minimizaria alguns dos impactos exercidos pela monocultura das espécies deste gênero.

Neste contexto, autores indicam a utilização de algumas espécies de eucalipto tanto para sistemas agroflorestais, ou em consórcio com espécies comerciais, quanto para serem usados como espécie facilitadora da regeneração de espécies nativas em áreas degradadas (Feyera *et al.*, 2002; Sartori *et al.*, 2002; Neri *et al.*, 2005). Nos trabalhos, argumentam que, por haver a regeneração natural de espécies nativas no sub-bosque de talhões de eucalipto, as espécies deste gênero podem ser utilizadas como aceleradoras do processo de regeneração em áreas degradadas. Deste modo, o eucalipto funcionaria como pioneira ao proporcionar sombreamento.

Segundo Forrester *et al.* (2006), espécies intolerantes à sombra, como a maioria do gênero *Eucalyptus*, têm maiores taxas fotossintéticas do que as espécies tolerantes à sombra. As menos tolerantes ainda seriam capazes de manter sua folhagem em menores intensidades de luz, pois estas apresentam menores pontos de compensação. Estes autores relatam a tolerância das

espécies de eucalipto à radiação luminosa e as vantagens de consorciar o eucalipto com outras espécies fixadoras de Nitrogênio. Afirmam que o consórcio melhora a ciclagem de nutrientes, a fertilidade do solo, biomassa da produção, proporciona maior sequestro de carbono, facilita o manejo da produção e reduz risco peste.

No entanto, quando se trata de um plantio de eucalipto já estabelecido, o que se constata é a dificuldade de estabelecimento natural de um sub-bosque (Proença *et al.*, 2010). Este padrão tem sido observado em todo o mundo e se tornou alvo de investigações.

Durigan *et al.* (1997), estudando a regeneração natural da vegetação de Cerrado sob plantio de *C. citriodora*, encontraram baixa diversidade de espécies em comparação com sub-bosque de plantios de outras espécies. Entretanto, nota-se que esta diversidade está fortemente relacionada com alguns fatores como a proximidade de florestas nativas, condições prévias ao plantio (que podem eliminar um pretérito banco de sementes), atividades silviculturais empregadas e presença de fauna dispersora.

O processo de recolonização de áreas perturbadas ou plantios está fortemente correlacionado com a presença de um banco de sementes no solo e com a chuva de sementes que, por sua vez, dependem também da matriz nas quais se encontram inseridas (Neri *et al.*, 2005). A chuva de sementes representa a chave em um processo subsequente de recrutamento, sendo capaz de delinear a estrutura e dinâmica da regeneração da comunidade (Fuller e Moral, 2003).

Plantios de eucalipto são naturalmente pobres em fauna dispersora, devido à ausência da oferta de atrativos no interior destas culturas, resultando em maior riqueza e densidade de espécies nativas nas bordas segundo Neri *et al.*, 2005. Estas limitações podem resultar em bosques antigos com baixíssima diversidade abaixo do dossel. Para algumas espécies esta característica é bem marcante, porém dependerá de fatores como a matriz a qual o plantio está inserido.

C. citriodora (Hook) L. A. Johnson & K. D. Hill é uma espécie de ocorrência natural da Austrália, podendo atingir 50m de altura e 1,2m de diâmetro. Esta espécie foi denominada como resultado de uma reorganização taxonômica das espécies do gênero *Eucalyptus*. Nesta reclassificação *E. citriodora*, foi incluída em um novo gênero, *Corymbia*, passando então a *Corymbia citriodora* (Hook) L. A. Johnson & K. D. Hill (Johnson e Hill, 1995). As folhas desta espécie são ricas em óleos essenciais, podendo conter diversos princípios ativos (Morton, 1981). Autores mencionam que especificamente no caso dos eucaliptos, a ocorrência do óleo essencial estaria relacionada com a defesa da planta contra insetos, resistência ao frio no estágio de plântula, ao efeito alelopático e à redução da perda de água (Vitti e Brito, 2003).

Estudos recentes reportam que folhas da serrapilheira de *Eucalyptus camaldulensis* produzem efeitos inibitórios, comumente referidos como efeitos alelopáticos (Ahmed *et al.*, 2008). O termo alelopatia foi criado em 1937, pelo pesquisador austríaco Hans Molisch, posteriormente foi citado por diversos autores ao longo dos anos, com a união das palavras gregas *allélon* (mútuo) e *pathos* (prejuízo). Define-se por alelopatia a capacidade das plantas de produzirem substâncias químicas, que quando liberadas no ambiente influenciam outras plantas quanto ao desenvolvimento (Goetze e Thomé, 2004).

A liberação de aleloquímicos por espécies de eucalipto pode ocorrer de diversas formas, sendo as mais comuns: volatilização e decomposição de partes da planta no solo, como observado para a espécie *Corymbia citriodora*, embora possa ocorrer ainda liberação por exsudados da raiz e lixiviação como constatado para *E. regnans* e *E. baxteri*, respectivamente (Ferreira e Aquila, 2000).

Segundo Ahmed *et al.* (2008), alelopatia química pode estar relacionada com a riqueza de óleos essenciais típica dos eucaliptos. Adicionado a outras condições produzidas por plantios de eucalipto, como a grande quantidade de serrapilheira de difícil decomposição, os efeitos inibitórios resultam numa eficiente supressão da vegetação de sub-bosque (Ahmed *et al.*, 2008). Nishimura *et al.* (1984) comprovaram o efeito alelopático de *Corymbia*

citriodora devido à presença da substância p-metano-3,8 diol em suas folhas. Este composto ocasionou a inibição da germinação e do crescimento de algumas espécies como (*Lactuca sativa* L.), agrião (*Lepidium sativum* L.), capim-rabo-de-raposa (*Setaria viridis* (L.) P.Beauv.) e o capim-crista-de-galo (*Echinochloa crusgalli* (L.) P. Beauv.) em condições controladas. Entretanto, os autores não verificaram efeito alelopático para a germinação do arroz (*Oryza sativa* L.) e sementes da própria espécie.

Diversos autores reportaram o poder inibitório sobre a germinação e desenvolvimento inicial de sementes expostas a diferentes concentrações de extrato de folhas de eucaliptos (Sasikumar, 2001; Goetze, 2004; Ahmed *et al.*, 2008). Em um experimento recente realizado com extratos de serrapilheira e folhas verdes de *Corymbia citriodora*, provenientes da Reserva Biológica União, o autor observou o poder inibitório sobre a germinação e o desenvolvimento inicial de plântulas de Sapucaia-vermelha (*Lecythis pisonis* Camb.) e Vinhático-do-campo (*Plathymenia reticulata* Benth.) (Aleixo, 2009).

Batish *et al.* (2006) verificaram a composição e o efeito inibitório do óleo essencial da serrapilheira de *Eucalyptus citriodora*, sugerindo que os óleos essenciais presentes nas folhas poderiam ser utilizados como agente controlador de ervas. Zhang e Fu (2009) reportaram o poder inibitório de *E. urophylla* em condições de campo. Entretanto, a maioria dos estudos de alelopatia foram conduzidos sob condições laboratoriais, gerando a demanda de estudos sob condições de campo.

Em um estudo de investigação do efeito da camada de serrapilheira na regeneração natural em plantios abandonados de *C. citriodora* na Reserva Biológica União, foi constatado que a remoção da camada de serrapilheira dos plantios favoreceu o recrutamento de espécies nativas (Ribeiro, 2007). No mesmo estudo, apesar da remoção da serrapilheira não apresentar influência sobre o incremento em altura e diâmetro de plântulas, devido à baixa riqueza e diversidades de espécies nos sub-bosques dos plantios, concluiu-se que esta espécie não é facilitadora da regeneração (Ribeiro, 2007). Diversos estudos vêm sendo realizados nesta área buscando compreender os efeitos ecológicos da introdução da espécie *C. citriodora*.

Corroborando este estudo Evaristo *et al.*, 2011, constataram resultados semelhantes. Segundo estes autores, a colonização por espécies nativas nos plantios em questão parece ser dificultada, já que foi observado um pequeno número de espécies e uma elevada dominância de espécies de sucessão inicial, principalmente entre as plântulas. Apesar dos plantios estarem abandonados por pelo menos 10 anos, o processo de regeneração está muito lento e no estágio inicial de sucessão (resolução CONAMA Nº 006 de 04 de resolução maio de 1994). O autor conclui que o *C. citriodora* parece estar inibindo ou mesmo impedindo o crescimento e o estabelecimento de outras espécies (estudo Evaristo *et al.*, 2011).

A crescente necessidade de restauração da biodiversidade em áreas degradadas tem resultado em medidas que visam acelerar o processo de sucessão. A ecologia da restauração é “o processo de alterar intencionalmente um local para estabelecer um ecossistema que ocupara aquele local originalmente. O objetivo desse processo é copiar a estrutura, o funcionamento, a diversidade e a dinâmica de ecossistemas específicos” (Society for Ecological Restoration, 1991). Uma das estratégias atualmente utilizadas para acelerar os processos sucessionais em áreas perturbadas, com o intuito de auxiliar o potencial de auto-recuperação, é o processo de adensamento e/ou enriquecimento do ambiente degradado através do plantio de mudas e a semeadura direta de espécies arbóreas nativas (Parrotta *et al.*, 1997; Harrington, 1999; Florentine e Westbrooke, 2004).

A técnica de manejo e plantio de mudas faz-se necessária devido a algumas barreiras para a regeneração natural, tais como: a infestação por ervas daninhas, ausência de um banco de sementes no solo ou falta de suprimento de sementes, compactação do solo, depleção de nutrientes, microclima e microhabitat inadequados. Alguns destes fatores, ou sua combinação, geralmente resultam em um pobre recrutamento de plântulas nativas (Zimmerman *et al.*, 2000). Neste sentido, ecologistas vêm buscando detectar qual técnica seria mais apropriada para restaurar ecossistemas perturbados.

O plantio de mudas é predominantemente utilizado para restauração de áreas tropicais degradadas. Uma de suas vantagens é “pular” o período onde há maior probabilidade de morte do vegetal. Embora esta seja uma efetiva técnica para o rápido estabelecimento, há algumas desvantagens que podem torná-la menos usual quando se objetiva trabalhar com espécies florestais tardias. Isso se dá geralmente pela limitação comercial de um quantitativo suficiente e pela falta de conhecimento de técnicas de propagação de tais espécies (Sautu *et al.*, 2006).

Embora seja aparentemente simples, o plantio de mudas pode ser caro e requer mais mão-de-obra, principalmente quando envolve o uso espécies nativas em que o conhecimento de manejo é insuficiente (Cole e Holl, 2010). Apesar do aumento da demanda de conhecimento sobre cultivo e manejo de espécies nativas florestais, devido à crescente necessidade de projetos de restauração e manejo de áreas degradadas, há carência de estudos a respeito, embora tenha havido importantes avanços nas últimas décadas.

Outra estratégia de restauração é o simples “isolamento da área” para incentivar que os processos de sucessão ocorram naturalmente. Contudo, a maior limitação à regeneração natural em habitats degradados é a ausência de um banco de sementes viáveis ou deficiência na dispersão destas (Sautu *et al.*, 2006). Logo, em alguns casos, apenas o abandono da área é insuficiente.

Geralmente o processo de semeadura direta apresenta algumas vantagens em relação ao plantio de mudas, já que os custos diminuem, pois envolve menos equipamentos e estrutura necessária em viveiros, além do desenvolvimento inicial do indivíduo ser mais natural (Engel e Parrotta, 2001). Entretanto, a mortalidade das plântulas oriundas da semeadura direta, é bem maior que aquelas que já se desenvolveram em um viveiro com um criterioso cuidado.

Além disso, é importante considerar que não apenas a disponibilidade de sementes assegura o sucesso no estabelecimento (Tormo *et al.*, 2006), pois a partir da semeadura, as sementes são expostas a muitos fatores ambientais e bióticos que podem reduzir severamente a probabilidade de sucesso. Estudos de biologia de sementes de espécies florestais maduras indicam que a

maioria das espécies com sementes grandes possui sementes recalcitrantes, que são sensíveis a dessecação e elevadas temperaturas, além de possuírem curto período de germinação pós-dispersão (Sautu *et al.*, 2006).

Outro fator abordado a respeito da sementeira direta é a grande perda de sementes neste processo (Garcia-Orth e Martínez-Ramos, 2008). As sementes que são deixadas na superfície do solo podem ser levadas pelo vento, por animais, ou predadas, resultando numa distribuição desigual de plântulas (Florentine e Westbrooke, 2004). Embora a condução de sementes possa resultar numa arquitetura da comunidade mais parecida com uma comunidade naturalmente estabelecida. Deste modo, o sucesso da sementeira direta depende em grande parte da fauna presente e das características da área a ser restaurada (Camargo *et al.*, 2002).

Experimentos vêm demonstrando o importante papel da remoção pós-dispersão de sementes em sistemas naturais. Tais estudos evidenciam a importância de pássaros (Chistianini e Galetti, 2007), vertebrados (Tabarelli e Peres, 2002) e outros predadores de sementes em habitats florestais. Fatores que devem ser considerados em experimentos de sementeira. No entanto, apesar das limitações da sementeira direta, a técnica pode ser recomendada como prática de reflorestamento para espécies com sementes relativamente grandes se depositadas em grupos ou enterradas (Garcia-Orth & Martínez-Ramos, 2008).

Embora novas técnicas estejam sendo desenvolvidas, como o manejo da chuva de sementes e regeneração natural, na Mata Atlântica usa-se mais frequentemente a técnica do plantio de espécies nativas de diferentes grupos funcionais. Espécies nativas têm apresentado um bom desempenho em ecossistemas pós distúrbio e os resultados à longo prazo são satisfatórios (Rodrigues *et al.*, 2009). Há fortes evidências que o enriquecimento com espécies nativas pode catalisar a sucessão em sub-dosseis através da modificação das condições físicas e biológicas do habitat (Garcia-Orth & Martínez-Ramos, 2008).

Em resposta à grande necessidade de compreensão dos reais efeitos de populações de eucalipto sob comunidades nativas de Mata Atlântica, surge a

demanda de experimentos práticos que visem detectar os possíveis efeitos sobre plantas nativas e minimizar os prejuízos ecológicos visando a uma produção menos impactante. Neste contexto, informações a respeito dos métodos mais eficazes para manejo dessas áreas e interação do eucalipto *C. citriodora* com espécies nativas, são de suma importância para a otimização de modelos de regeneração usados em projetos de reflorestamento de áreas degradadas. Considerando que a gestão e restabelecimento da biodiversidade em florestas replantadas têm importância emergente na conservação da biodiversidade (Bowen *et al.*, 2007).

2. Objetivos

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar a germinação e o estabelecimento de espécies nativas a partir do método de semeadura direta e plantio de mudas nativas de Mata Atlântica em um cultivo de eucalipto em duas situações contrastantes, com e sem a presença de serrapilheira predominante de eucalipto.

2.1. Objetivos específicos

- Verificar se a serrapilheira de *C. citriodora* inibe a germinação de sementes e/ou o desenvolvimento de mudas de espécies nativas da Mata Atlântica.
- Verificar se *C. citriodora* se comporta como espécie facilitadora ou inibidora do desenvolvimento inicial das espécies nativas plantadas.

2.2. Hipóteses:

1- O desenvolvimento inicial de mudas de espécies de Mata Atlântica plantadas em áreas de eucalipto é prejudicado pela presença da serrapilheira.

2- O percentual de germinação em área de eucalipto é reduzido pela presença de serrapilheira.

3- *C. citriodora* não atua como espécie facilitadora, inibindo a germinação e o desenvolvimento inicial das espécies nativas quando submetidas às condições de sub-bosque em plantio de eucalipto.

3. Material e métodos

3.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido na Reserva Biológica União (ReBio-União) que está localizada no distrito Rocha Leão, na região Centro-Norte Fluminense (Figura 1). Em 1991, iniciou-se o processo de criação da ReBio-União, quando a Rede Ferroviária Federal S. A. (RFFSA) criou uma Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) em 1.500 hectares de mata da Fazenda União. Após a privatização da RFFSA, o IBAMA iniciou uma ação para a transformação de toda a área em Reserva Biológica. Em maio de 1998 foi assinado o decreto de criação da ReBio-União (IBAMA, 2003).

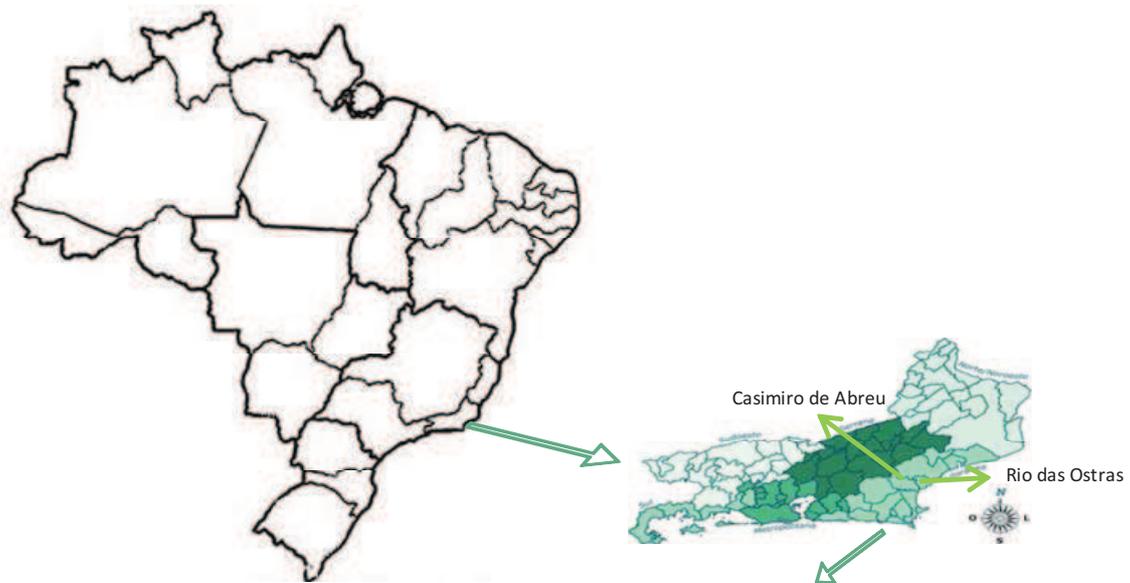


Figura 1. Mapa de localização da Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ, com foto de satélite (fonte: Google earth).

Hoje a Reserva União possui área total de aproximadamente 2.548 ha, dos quais 2.200 ha são cobertos pela Mata Atlântica. Sua área pertence a três municípios, Casimiro de Abreu, Rio das Ostras e Macaé. A Floresta está dividida pela BR-101 em duas partes, com aproximadamente 1.700 ha ao norte

e 500 ha ao sul da rodovia. Possui poucas áreas desmatadas e cerca de 10% de mata periodicamente inundada. Parte da área é coberta por plantios de eucalipto de diferentes idades que foram abandonados em 1996 e, desde então, não passaram por qualquer tipo de intervenção silvicultural (Evaristo *et al.*, 2011). Além disso, existe nas suas dependências uma área industrial e áreas de interceptação como estradas, linhas de torres com energia elétrica de alta tensão, gasoduto e torre de comunicação da Embratel.

Na ReBio existem 47 talhões de eucalipto, variando de 0,21 a 16,36 ha, totalizando área de aproximadamente, 220 ha (ICMbio, 2007). A retirada dos eucaliptos está prevista no decreto de criação da Reserva, considerando que a presença de espécies exóticas corrompe os objetivos de uma Unidade de Conservação de Proteção Integral. Desde o início de 2007, a equipe da ReBio, em conjunto com a Câmara Técnica, desenvolveu atividades com o intuito de elaborar um plano de manejo para os eucaliptais. O plano objetiva principalmente incentivar a regeneração e recomposição da vegetação original nestas áreas. Em setembro de 2007 foi apresentado o relatório denominado Plano de Recuperação Ambiental dos Eucaliptais da Reserva Biológica União, que visa promover a retirada dos eucaliptos, considerando as características de cada talhão, assim como o estágio de regeneração de espécies nativas em seus sub-bosques e métodos para recuperação destas áreas (ICMbio, 2007).

Em 2010 a ReBio-União passou a ser integrante do Mosaico de Unidades de Conservação Mico-Leão-Dourado, que tem por objetivo garantir melhor *status* de proteção de áreas de ocorrência natural ou reintrodução do Mico-Leão-Dourado. Tal iniciativa, de uma forma integrada, contribui com o combate à degradação ambiental, assegurando preservação da biodiversidade contida nos fragmentos com ações conservacionistas que utilizam a educação ambiental como principal ferramenta.

No talhão 39 (42 anos), selecionado para desenvolvimento do presente estudo, estão alocadas as parcelas de estudos pretéritos. Este Talhão está localizado a menos de 200 m de uma área de floresta nativa (posição UTM: 805391 e 7517167), sendo parte de um talhão que possui 11,44 ha. Foi estabelecido em 1968, e está desde 1996 sem sofrer intervenções

silviculturais. Possui árvores de eucalipto espaçadas em 3 x 3m, com dossel que apresenta 75% de cobertura vegetal e a camada de serrapilheira de cerca de quatro centímetros de altura (Evaristo, 2006). Evaristo, (2006) constatou densidade de 980 ind ha⁻¹ de árvores nativas (\geq 5 cm de DAP) e 7.660 ind ha⁻¹ indivíduos jovens (< 5 cm de DAP) também nativos neste talhão.

Segundo Miranda *et al.*, 2007 o solo dos talhões de eucalipto são classificados como argissolo vermelho-amarelo distrófico latossólico em estágio avançado de intemperismo, e por isso, ao longo do tempo, perdem sua fertilidade devido a solubilização e remoção de nutrientes. Entretanto, o solo do talhão 39 apresenta valores de macronutrientes similares ao encontrado em solos da mata adjacente (Villela *et al.*, 2001; Miranda *et al.*, 2007). Na ReBio-União são encontrados ainda tipos de solo como Cambissolo (mata de morrote) e Gleissolo (mata alagada) (Miranda *et al.*, 2007).

A vegetação na Reserva União é caracterizada pela formação de terras baixias e sub-montana, classificadas como Floresta Ombrófila Densa, que apresenta um dos maiores valores de diversidade florística já observados para áreas de Mata Atlântica (Rodrigues, 2004). O clima predominante na região é tropical úmido, com uma temperatura média anual de 24°C, pluviosidade de aproximadamente 1700 mm ano⁻¹ (ICMbio, 2007).

3.2. Metodologia

Os experimentos foram conduzidos em duas áreas nas dependências da Reserva. Uma das áreas é o talhão 39 de eucalipto, onde foram utilizadas parcelas com e sem serrapilheira. A segunda área onde é um campo abandonado onde foram alocadas parcelas do mesmo modelo das parcelas alocadas no sub-bosque do talhão de eucalipto. Esta área corresponde ao tratamento T3, onde as parcelas estão sob plena luz. Neste tratamento houve capina da área antes da alocação das parcelas. Em nenhum tratamento houve controle de herbívoros, tampouco rega das mudas e sementes plantadas. Foi mantido um lote de mudas com número correspondente ao de um tratamento

de campo (40 mudas) em casa de Vegetação na UENF durante os seis primeiros meses de experimento.

Foram alocadas dez parcelas no talhão 39 de eucalipto, sendo cinco parcelas com serrapilheira (T1) e cinco parcelas onde havia remoção da serrapilheira (5m x 20m) que correspondem ao tratamento sem serrapilheira (T2). As parcelas com e sem remoção mensal de serrapilheira foram alocadas lado a lado, sendo a remoção mensal da camada de serrapilheira mantida desde 2004 (Ribeiro, 2007). Em T2, um corredor de isolamento com um metro de largura foi construído ao redor de cada parcela para que não houvesse interferência da parcela vizinha. Neste corredor a serrapilheira também foi varrida com o objetivo de evitar influência da serrapilheira nos arredores das parcelas limpas. Para a manutenção das parcelas sem serrapilheira do tratamento T2, as folhas caídas foram cuidadosamente varridas num intervalo de 30 dias evitando a formação da camada de folhas.

Para o plantio de mudas foram selecionadas quatro espécies em função de sua ocorrência nas matas da região (Carvalho *et al.*, 2008) e estágio sucessional (Carvalho *et al.*, 2006): *Cariniana legalis* (Mart.), Kuntze, *Lecythidaceae*; *Acacia polyphylla* (DC.), *Fabaceae*; *Tabebuia heptaphylla* (Vell.), *Bignoniaceae*; *Piptadenia gonoacantha* (Mart.), *Fabaceae*. Sendo a primeira considerada de estágio sucessional tardio, conhecida popularmente como Jequitibá Rosa. *A. polyphylla* é conhecida como Monjolo, considerada secundária inicial. A terceira espécie, *T. heptaphylla*, o Ipê roxo, é considerada tardia e a quarta, *P. gonoacantha*, é popularmente conhecida como Pau-jacaré, denominada de sucessão inicial (Carvalho *et al.*, 2006). As mudas foram plantadas de forma intercalada seguindo um modelo repetido em todas parcelas.

Todos os indivíduos plantados foram marcados e identificados com plaquetas numeradas. Foram realizados censos mensais até julho de 2010, posteriormente, foram bimestrais até dezembro de 2010. Nestes censos as mudas tiveram altura desde o colo até a gema apical do ramo principal e DAB-diâmetro da base mensurados, com régua graduada e paquímetro, respectivamente.

A partir destes censos foi calculado o percentual de mortalidade e observado características do desenvolvimento inicial. O crescimento relativo em altura dos indivíduos foi calculado a partir das seguintes fórmulas (Hunt, 1990):

$$\text{RGRH} = (\log \text{Ht2} - \log \text{Ht1}) / (t2 - t1)$$

Onde:

RGRH = Taxa do crescimento relativo em altura;

Ht1 = Medida da altura no primeiro levantamento;

Ht2 = Medida da altura no segundo levantamento;

t1 = Período em que o primeiro levantamento foi realizado;

t2 = Período em que o segundo levantamento foi realizado.

Houve verificação da biomassa aérea e subterrânea das mudas plantadas. Antes da designação aos tratamentos de campo, quinze mudas de cada espécie foram aleatoriamente destinadas à verificação de biomassa inicial, as quais tiveram parte aérea e subterrânea separadas com auxílio de uma tesoura de poda. Posteriormente foram identificadas em sacos de papel e submetidas à secagem em estufa de circulação à 50°C durante 72 horas. O método foi repetido ao final (em dezembro de 2010), no entanto, com o N de cinco mudas por tratamento. As mudas foram retiradas obedecendo a um sorteio prévio, com remoção de uma muda por parcela em cada tratamento. Apenas para *P. gonoacantha* o número de amostras destinadas à verificação de biomassa final foi de duas mudas no T3 devido à elevada mortalidade apresentada por esta espécie neste tratamento.

Assim como no plantio de mudas, para a semeadura direta foram selecionadas quatro espécies nativas de Mata Atlântica e de ocorrência natural da Região segundo Carvalho *et al*, (2008). As sementes foram compradas e foi seguido padrão de seleção utilizado no plantio de mudas, duas espécies tardias: *Cariniana strellensis* (Raddi) conhecida popularmente como jequitibá

brando e *T. heptaphylla* (Vell.), *Bignoniaceae*, o ipê roxo; uma espécie pioneira: *Schinus terebinthifolius* (Raddi), *Anacardiaceae*, também chamada de aroeira vermelha, e uma secundária inicial, *Cordia sellowiana* (Cham.), *Boraginaceae*, conhecida como babosa.

Foram utilizados dois métodos de semeadura: por enterrio (método I) e a lanço (método II). No primeiro, as sementes foram enterradas à uma profundidade de aproximadamente 2 centímetros e no segundo foram dispostas a lanço, sem abertura dos sulcos e sinalizadas, no dia 26 de março. As sementes das quatro espécies foram postas alternadamente em quatro sulcos de um metro, localizados em dois pontos no interior de cada parcela dos três tratamentos de campo. O grupo de sementes foi distanciada em vinte centímetros e cada sulco distanciada a um metro do próximo. No tratamento com serrapilheira a camada de folhas precisou ser retirada para possibilitar a abertura do sulco. Em nenhum dos métodos foi realizada a quebra de dormência das sementes. Foram utilizadas cento e vinte sementes por espécie em cada tratamento. Neste experimento de semeadura foi estabelecido um tratamento controle (denominado T4) onde a semeadura foi realizada em casa de vegetação, com irrigação periódica. Para isso, foram utilizadas bandejas plásticas com três quilos de solo cada uma, onde houve mistura de um quilo de areia para dois de substrato orgânico (Basapant).

O segundo método (Método II) de semeadura corresponde à semeadura ao lanço. Neste método, as sementes foram lançadas, sem a abertura de sulcos, e sinalizadas. Foram utilizadas cento e vinte sementes para cada espécie nos tratamentos de campo. Após a semeadura o percentual de emergência foi quantificado. O censo foi realizado aos cinco e dez dias após a semeadura e, a partir de então, o intervalo foi semanal, até quarenta e cinco dias após a semeadura. Posteriormente, o intervalo de observações foi maior, totalizando cento e vinte e quatro dias de experimento.

Cada parcela teve incidência luminosa inferida em seis pontos com a utilização de um radiômetro, Quantum Meter model LQS-QM em dezembro de 2009, em dia de céu totalmente claro entre 12 e 13 horas. Foram obtidos dados

de precipitação pluviométrica da Estação Meteorológica da UENF na ReBio-União referentes ao período de dezembro de 2009 a agosto de 2010.

Em todas as análises estatísticas foram consideradas as parcelas como unidades amostrais. Para verificar diferença estatística entre os três tratamentos de campo foi realizado o teste Kruskal-Wallis, quando o objetivo foi verificar diferenças entre dois tratamentos, utilizou-se Mann-Whitney, ambos, testes não paramétricos (STATISTCA 7).

4. Resultados

4.1. Características do ambiente

Os sítios diferiram significativamente em relação interceptação luminosa. Os tratamentos no sub-bosque do talhão de eucalipto com (T1) e sem serrapilheira (T2) apresentaram valores medianos similares de luminosidade $382\mu\text{mol}$ de fótons m^{-2} e $341\mu\text{mol}$ de fótons m^{-2} , não diferindo estatisticamente entre si. Dentre os tratamentos de campo, a área a pleno sol (T3) apresentou $1684,5\mu\text{mol}$ de fótons m^{-2} e diferiu significativamente em relação os demais tratamentos. O tratamento T4, em casa de vegetação (utilizado apenas no experimento de semeadura) apresentou valor de $847\mu\text{mol}$ de fótons m^{-2} (Figura 2).

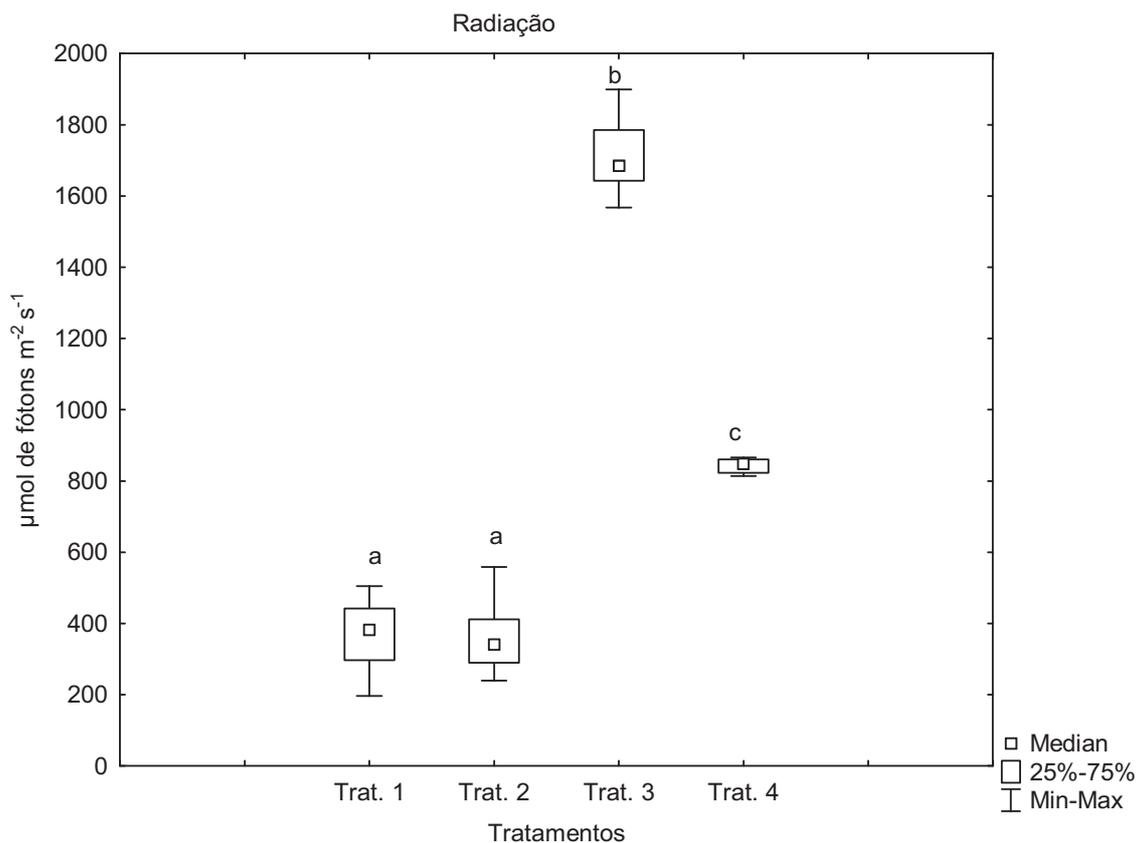


Figura 2. Radiação mensurada em dezembro de 2009 em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) na ReBio-União e em casa de vegetação (T4) na Universidade Estadual do Norte Fluminense. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas com $p \leq 0,05$ (Kruskal-Wallis e Mann-Whitney).

Na figura 3 são apresentados os dados de precipitação obtidos entre dezembro de 2009 e agosto de 2010. A maior marca foi obtida em dezembro com 285mm. Posteriormente houve uma drástica redução em janeiro, onde foi registrado 58,7mm. Em seguida a precipitação volta a aumentar até março onde atinge: 263,1mm. A tendência foi de redução até os meses seguintes finalizando com o menor registro de 18,3mm em agosto (Figura 3).

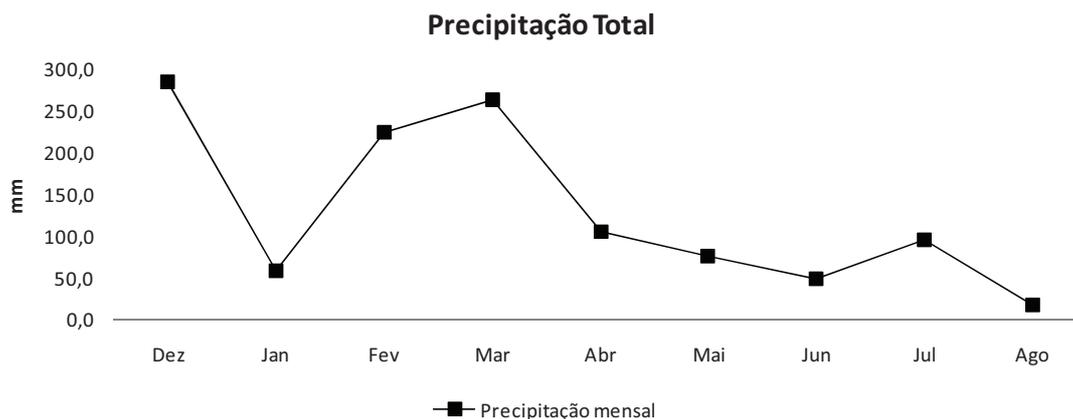


Figura 3. Precipitação pluviométrica entre os meses dezembro de 2009 e agosto de 2010 na Reserva Biológica União. Dados coletados na estação metrológica da UENF na ReBio-União

4.2. Plantio de mudas

4.2.1. Casa de vegetação

Para nenhuma espécie foi observada mortalidade. A Tabela 1 apresenta os resultados das características biométricas das mudas mantidas em casa de vegetação após seis meses de experimento. Todas as espécies apresentaram altura, diâmetro, número de folhas, biomassa aérea e subterrânea estatisticamente superior ao final do experimento. *C. legalis* apresentou menor taxa de crescimento mensal, enquanto *P. gonoacantha* cresceu 4,8 cm por mês durante os seis meses em casa de vegetação.

Tabela 1. Características biométricas de mudas (média \pm DP) mantidas em casa de vegetação (n= 40 mudas por espécie) na Universidade Estadual do Norte fluminense. Valores iniciais (dez/09) e finais (após seis meses de experimento, jul/10). Letras diferentes significam diferenças estatísticas entre início e fim (após 6 meses) do experimento (Mann-Whitney).

Casa de vegetação	Altura (Cm)		Cres. Mensal cm/mês		Diâmetro (cm)		Núm. Folhas		Biom. Aérea (g)		Biom. Sub. (g)	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
<i>Cariniana legalis</i>	36,6 \pm 6,8a	53,4 \pm 7,6b	1,4	0,5 \pm 0,1a	0,6 \pm 0,1b	37,6 \pm 12,0a	46,7 \pm 3,0b	2,6 \pm 1,3a	6,4 \pm 1,3b	2,7 \pm 2,2a	7,7 \pm 2,2b	
<i>Acacia polyphylla</i>	16 \pm 8,1a	62,5 \pm 16,5b	3,9	03, \pm 0,1a	0,5 \pm 0,1b	8,1 \pm 2,7a	18,3 \pm 3,2b	0,6 \pm 2,3a	5,9 \pm 2,3b	0,9 \pm 1,0a	3,1 \pm 1,0b	
<i>Tabebuia heptaphylla</i>	8,2 \pm 2,8a	27,0 \pm 5,6b	1,6	0,3 \pm 0,1a	0,4 \pm 0,1b	6,8 \pm 1,8a	14,9 \pm 2,0b	0,3 \pm 1,3a	4,7 \pm 1,3b	0,2 \pm 3,0a	7,1 \pm 3,0b	
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	21,5 \pm 10,3a	77,2 \pm 16,5b	4,8	0,4 \pm 0,1a	0,5 \pm 0,1b	7,1 \pm 3,1a	19,4 \pm 4,0b	1,3 \pm 7,5a	11,9 \pm 7,5b	0,9 \pm 1,3a	3,6 \pm 1,3b	

4.2.2. Experimento no campo

4.2.3 Mortalidade

Para todas as espécies a maior mortalidade foi detectada nos primeiros 90 dias de experimento, a partir de então houve tendência à estabilização das taxas de mortalidade (Figura 4). Ao final do experimento (após 12 meses), foi observado que duas espécies apresentaram maior mortalidade no tratamento a pleno sol (T3), com *P. gonoacantha* atingindo 94,3% de perda de mudas e *A. polyphylla* 68,6% (Figura 5D e B), para as outras duas espécies estudadas não houve diferença significativa entre os tratamentos. Considerando apenas os tratamentos em sub-bosque de eucalipto, com (T1) e sem serrapilheira (T2), não foi observado diferença significativa na mortalidade de mudas para nenhuma das espécies (Tabela 2). Para *T. heptaphylla*, no tratamento com serrapilheira (T1), foi observado uma perda de 27,6% das mudas. Entretanto, 24,7% desta mortalidade foi causada por tatu, portanto a perda sem considerar este evento foi de apenas 2,9% (Figura 4C).

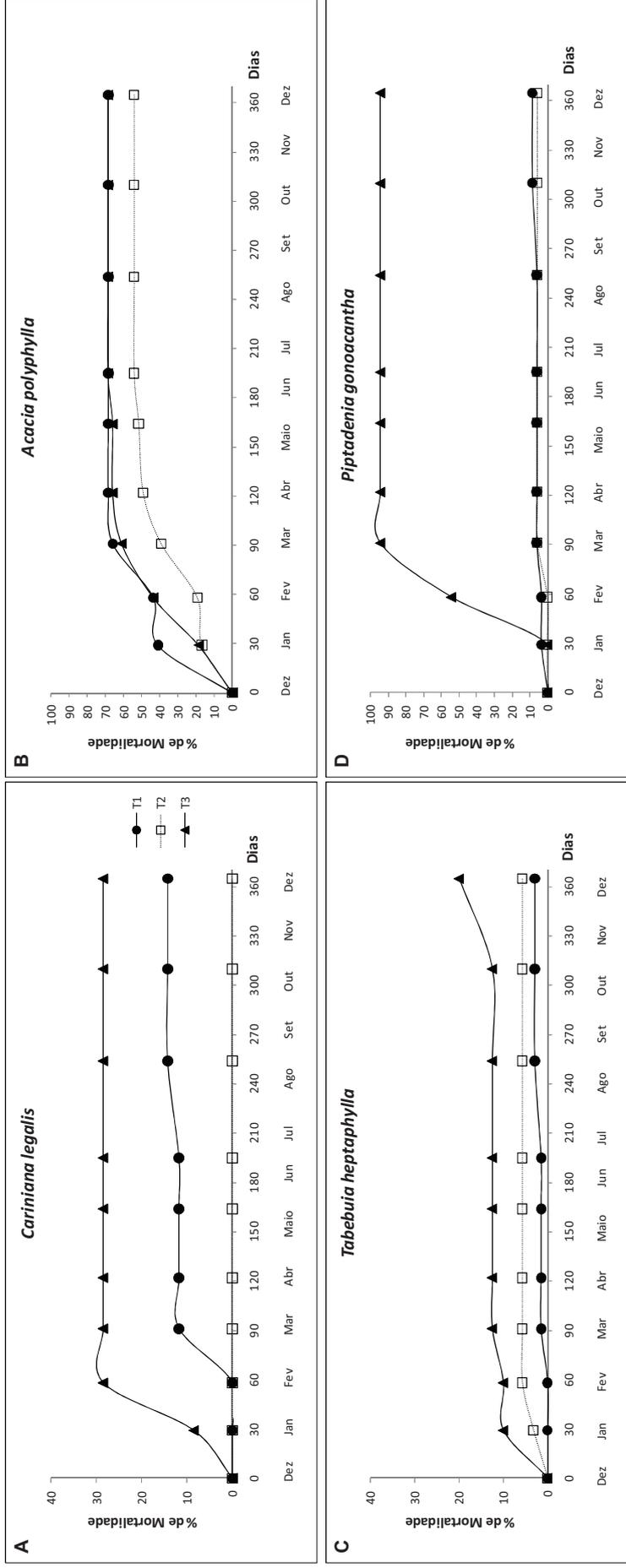


Figura 4. Mortalidade média acumulada de mudas (%) de *C. legalis* (A); *A. polyphylla* (B); *T. heptaphylla* (C); *P. gonoacantha* (D) plantadas em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ.

Tabela 2. Número de mudas mortas (média \pm DP) por parcela (n=5) ao final do experimento para *C. legalis*; *A. polyphylla*; *T. heptaphylla*; *P. gonoacantha* plantadas em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ. Letras diferentes significam diferenças estatísticas entre os tratamentos (Kruskal-Wallis e Mann-Whitney).

Mortalidade	T1	T2	T3
<i>Cariniana legalis</i>	1 \pm 1,2a	0, \pm 0a	2,0 \pm 0,7b
<i>Acacia polyphylla</i>	4,8 \pm 1,1a	3,8 \pm 2,2a	4,8 \pm 1,8a
<i>Tabebuia heptaphylla</i>	0,2 \pm 0,4a	0,4 \pm 0,9a	1,4 \pm 1,1a
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	0,6 \pm 0,5a	0,4 \pm 5,0a	6,6 \pm 1,5b

4.2.4. Crescimento em altura e diâmetro das mudas

Todas as espécies apresentaram altura inicial similar entre os diferentes tratamentos (Figura 5). Ao final do experimento (após 12 meses) foi observado que para *A. polyphylla* e *T. heptaphylla* a altura média final das mudas foi maior no tratamento a pleno sol, apenas *P. gonoacantha* não apresentou diferença significativa entre os tratamentos (figura 6D). Ao longo do experimento, as espécies apresentaram uma tendência à perda em altura durante a estação seca (abr-ago), porém apresentando ganho durante a estação chuvosa (dez-mar), inclusive nos tratamentos em área de eucalipto (T1 e T2) (Tabela 3 e Figura 6).

Foi observado redução na altura das mudas de *C. legalis* plantadas em área de eucalipto sem serrapilheira (T2), assim como no tratamento a pleno sol (T3), chegando a apresentar perda estatisticamente significativa em altura ao final do experimento neste tratamento (Figura 7A). *C. legalis* e *P. gonoacantha* não apresentaram crescimento mensal superior no tratamento a pleno sol (T3) (Tabela 4).

No tratamento com serrapilheira (T1) todas as espécies cresceram mais em centímetros no período chuvoso. No tratamento sem serrapilheira (T2) houve tendência, entre as espécies, de redução no período seco e *C. legalis* apresentou tênue diminuição no período chuvoso. No tratamento a pleno sol

(T3), *C. legalis* apresentou redução tanto em período seco quanto chuvoso, *P. gonoacantha* exibiu acentuada redução no período seco (Tabela 3).

Em relação ao crescimento em diâmetro, as espécies não apresentaram diâmetro final significativamente superior ao diâmetro inicial nos tratamentos em área de eucalipto com (T1) e sem serrapilheira (T2). Entretanto, no tratamento a pleno sol (T3) houve um aumento significativo no diâmetro final das mudas das espécies estudadas, exceto para *C. legalis* (Figura 7).

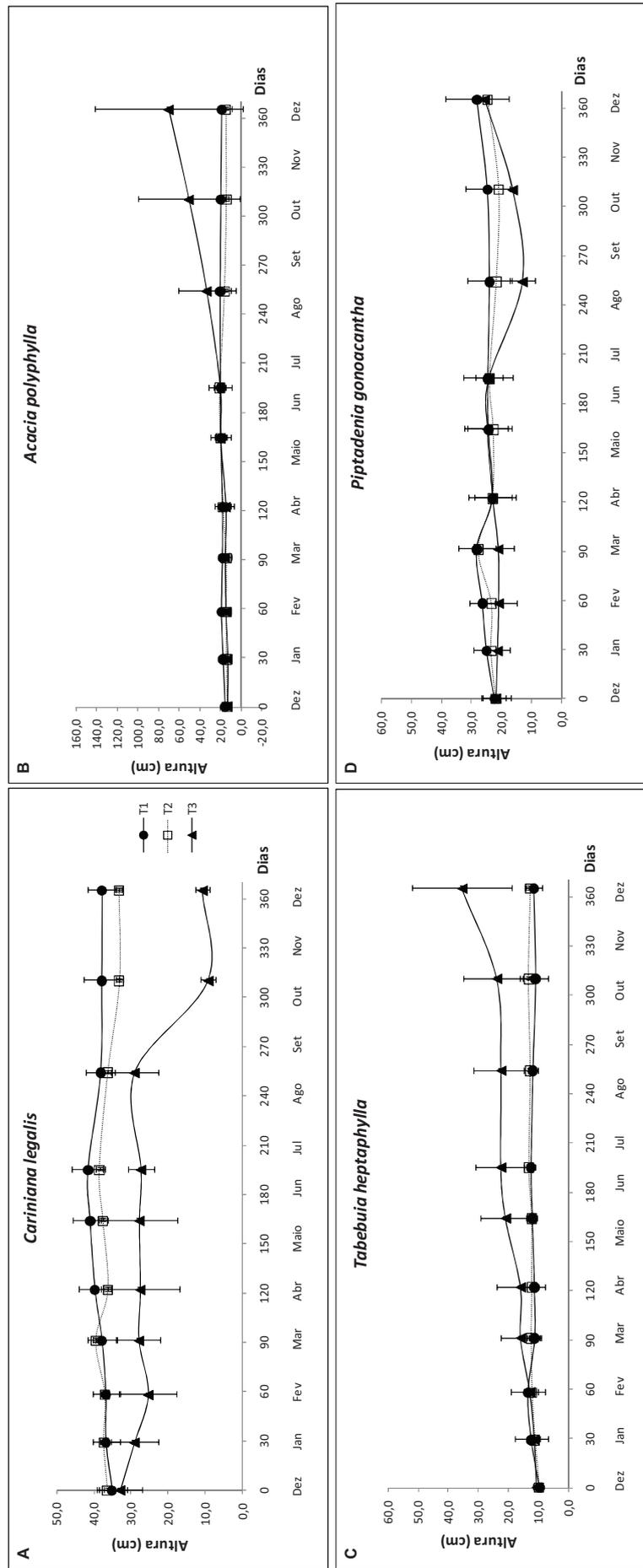


Figura 5. Altura (média \pm DP) de mudas (N inicial: 40) de *C. legalis* (A); *A. polyphylla* (B); *T. heptaphylla* (C); *P. gonoacantha* (D) por parcela (n=5) plantadas em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ.

Tabela 3. Crescimento em altura (cm) e relativo (cm/dia) nos intervalos de amostragem de *C. legalis*; *A. polyphylla*; *T. heptaphylla*; *P. gonoacantha* plantadas em área de eucalipto com serrapilheira (T1) e a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ.

	<i>Cariniana legalis</i>						<i>Acacia polyphylla</i>						<i>Tabebuia heptaphylla</i>						<i>Piptadenia gonoacantha</i>								
	Chuvoso			Seco			Chuvoso			Seco			Chuvoso			Seco			Chuvoso			Seco					
	dez-mar	abr-ago	Cm	Cresc. Rel.	Cm	dez-mar	abr-ago	Cm	Cresc. Rel.	Cm	dez-mar	abr-ago	Cm	Cresc. Rel.	Cm	dez-mar	abr-ago	Cm	Cresc. Rel.	Cm	dez-mar	abr-ago	Cm	Cresc. Rel.	Cm		
T1	4,56	0,12	-1,45	-0,01	2,77	0,10	2,09	0,05	1,70	0,07	0,48	0,02	0,69	0,02	0,94	0,03	0,08	0,01	0,99	0,04	1,07	0,03	0,08	0,02	0,94	0,03	
T2	-0,11	-0,04	0,06	0,02	3,99	0,13	-1,27	0,00	2,47	0,08	0,47	0,01	0,99	0,04	-1,25	-0,01											
T3	-5,40	-0,20	-6,43	-0,11	1,71	-0,03	18,57	0,28	9,06	0,28	2,83	0,08	1,07	0,03	-9,83	-0,16											

Tabela 4. Crescimento mensal em altura (cm) após 12 meses para mudas de *C. legalis* (A); *A. polyphylla* (B); *T. heptaphylla* (C); *P. gonoacantha* (D) por parcela (n=5) plantadas em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ.

	T 1	T 2	T 3
<i>Cariniana legalis</i>	0,2	-0,3	-1,8
<i>Acacia polyphylla</i>	0,3	0,1	4,8
<i>Tabebuia heptaphylla</i>	0,2	0,2	2,1
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	0,5	0,2	0,3

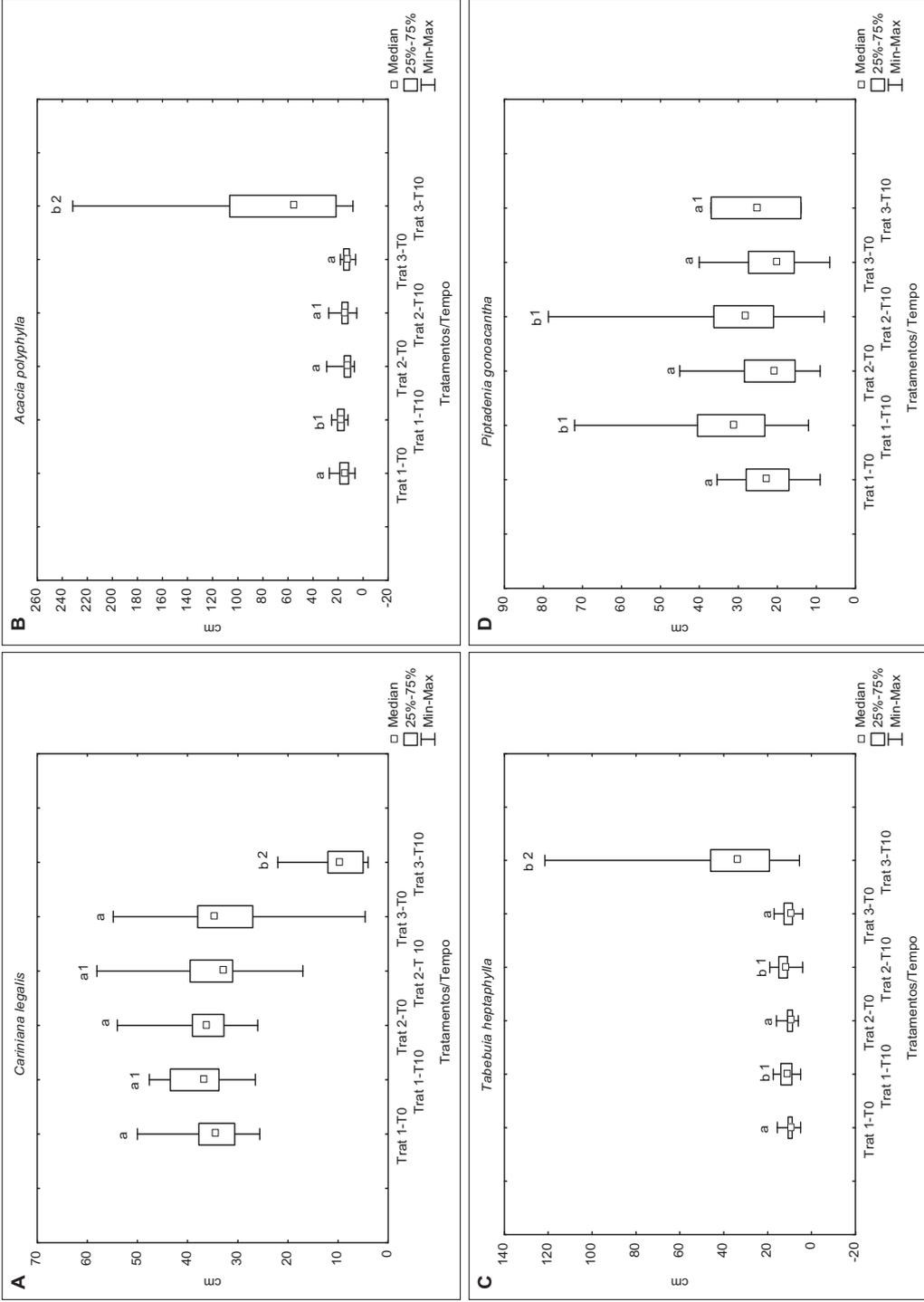


Figura 6. Altura (média ± DP) de mudas (cm) de *C. legalis*; *A. polyphylla*; *T. heptaphylla*; *P. gonoacantha* por parcela (n=5) plantadas em área de eucalipto com serrapilheira (T1), com remoção de serrapilheira (T2) a pleno sol (T3) na ReBio- União, Rio das Ostras – RJ. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas entre início e fim do experimento no tratamento ($p \leq 0,05$, Mann-Whitney) e números diferentes indicam diferenças estatísticas ao fim do experimento entre tratamentos ($p \leq 0,05$, Kruskal-Wallis).

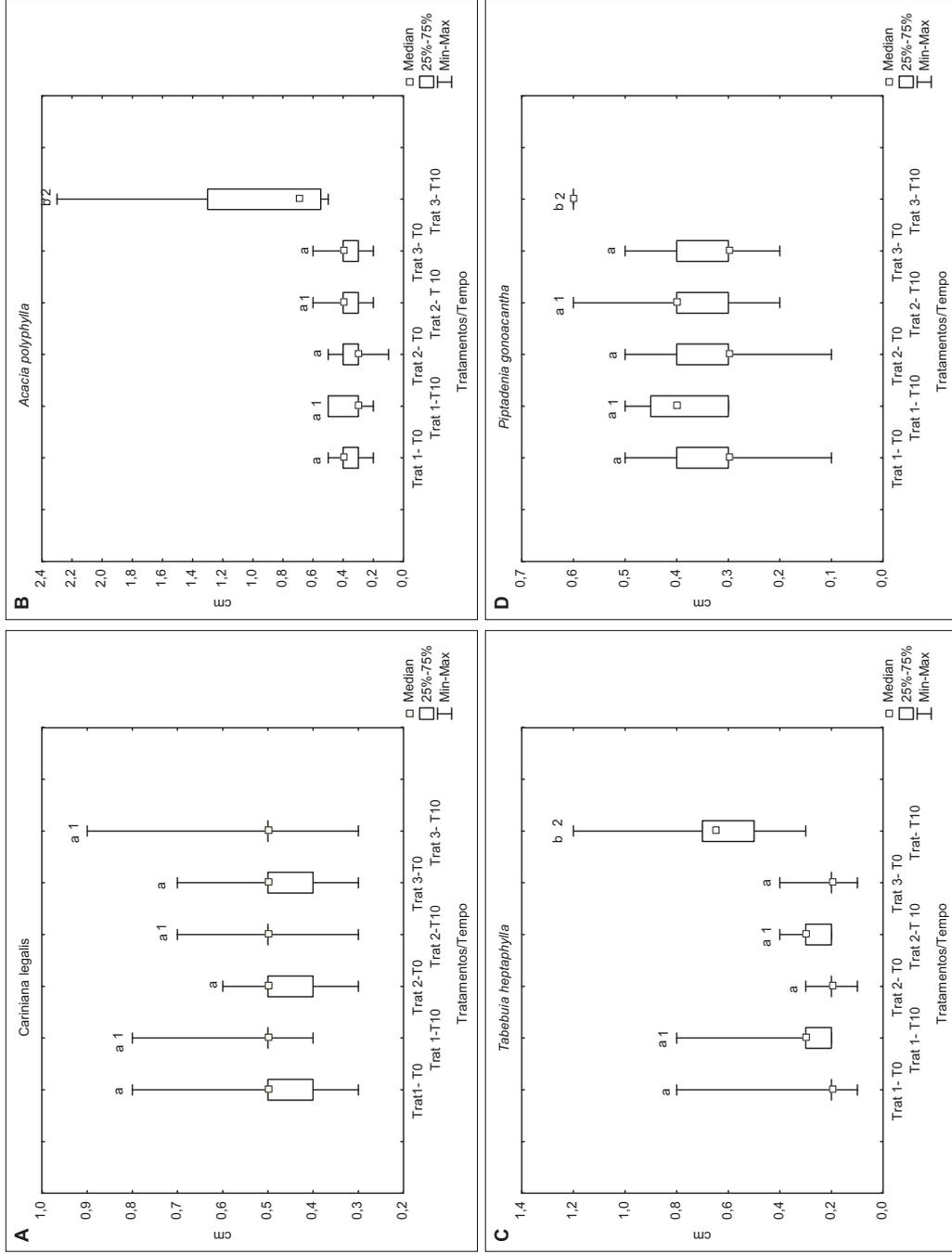


Figura 7. Diâmetro (mediana \pm quartis) mudas de *C. legalis* (A), *A. polyphylla* (B), *T. heptaphylla* (C), *P. gonocantha* (D) por parcela (n=5) plantadas em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2) e pleno sol (T3) na ReBio União, Rio das Ostras – RJ. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas entre os tratamentos no início do experimento e números diferentes indicam diferenças estatísticas ao fim do experimento entre tratamentos com $p \leq 0,05$ (Kruskal-Wallis e Mann-Whitney).

4.2.5. Número de Folhas

Ao longo do experimento, foi observado que as mudas das quatro espécies estudadas apresentaram queda no número médio de folhas principalmente no período seco (julho a setembro), com tendência a recuperação, com produção de folhas, entre outubro e dezembro (Figura 8).

Para a maioria das espécies, foi observado que após 12 meses ocorreu perda ou não houve alteração no número médio de folhas em relação ao número inicial em todos os tratamentos (Figura 9). *A. polyphylla* e *P. gonoacantha* apresentaram aumento significativo no número de folhas após 12 meses, e este aumento ocorreu somente no tratamento a pleno sol (T3) (Figura 9B).

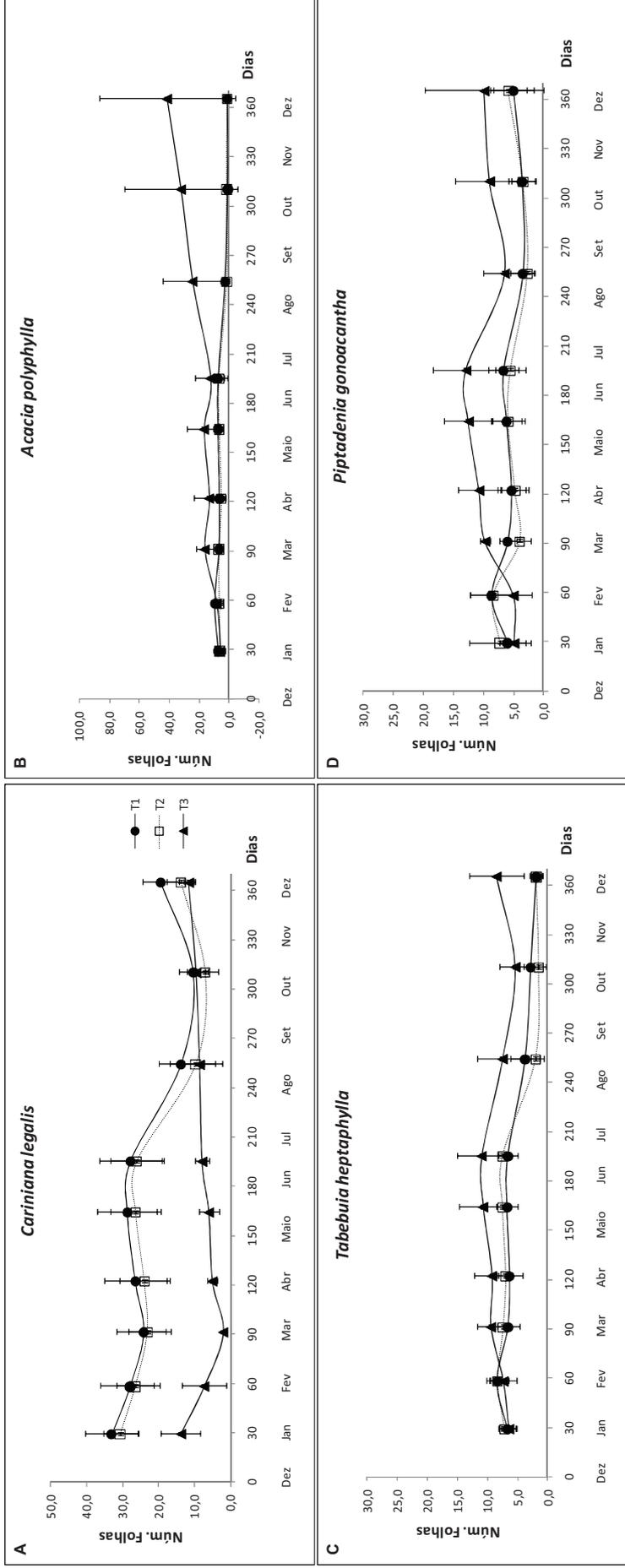


Figura 8. Número de folhas (média \pm DP) mudas de *C. legalis* (A); *A. polyphylla* (B); *T. heptaphylla* (C); *P. gonoacantha* (D) por parcela (n=5) plantadas em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ.

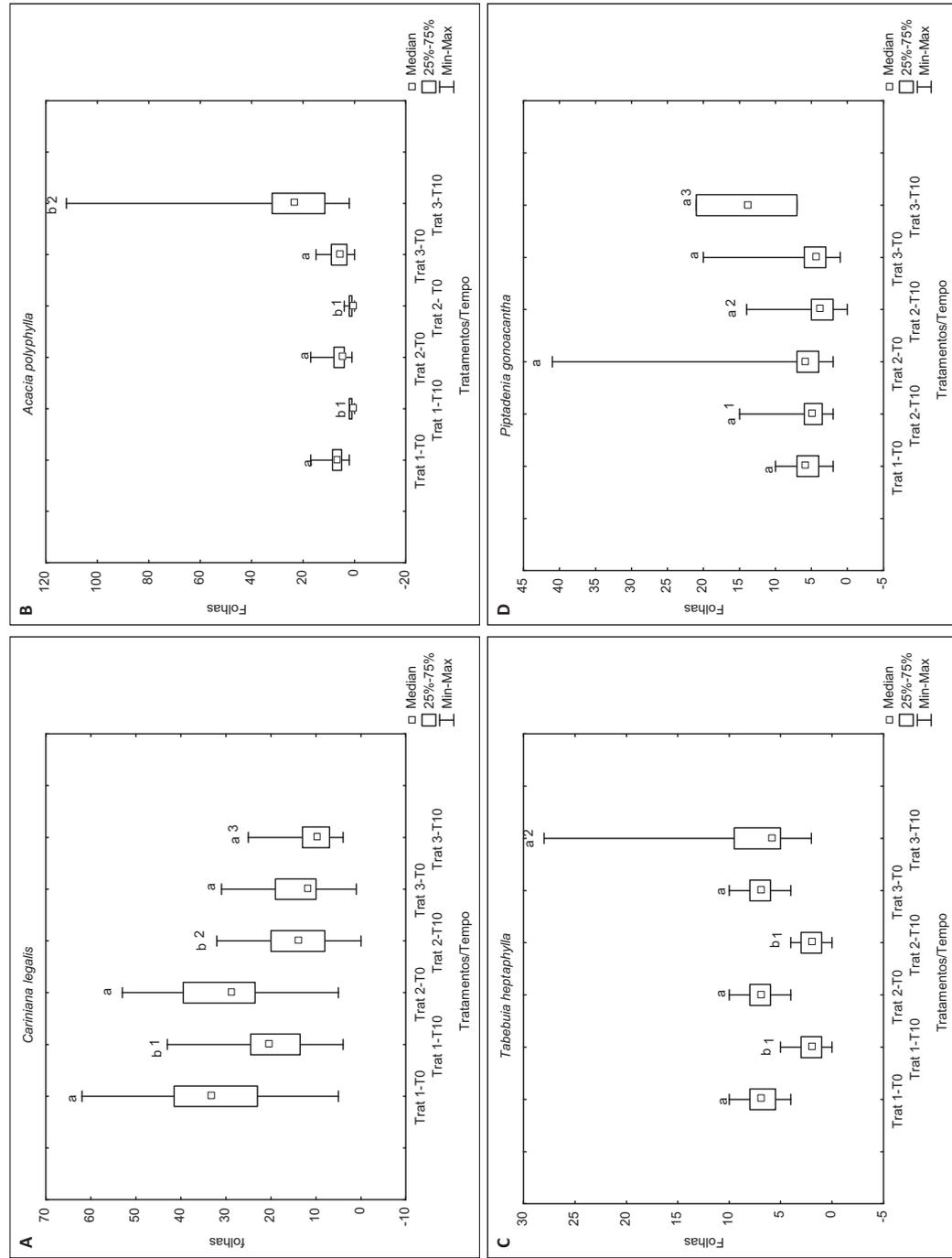


Figura 9. Número de folhas (média ± DP) de mudas de *C. legalis*; *A. polyphylla* (B); *T. heptaphylla*; *P. gonoacantha* por parcela (n=5) plantadas em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas entre início e após 12 meses do experimento no tratamento ($p \leq 0,05$, Mann-Whitney) e números diferentes indicam diferenças estatísticas após 12 meses entre os tratamentos ($p \leq 0,05$, Kruskal-Wallis).

4.2.6. Biomassa

As espécies apresentaram respostas semelhantes quanto à alocação em biomassa aérea após 12 meses do plantio (Figuras 10 e 11), com diferenças significativas entre valores de biomassa inicial e final apenas no tratamento a pleno sol (T3). Entretanto, *C. legalis* apresentou perda significativa de biomassa aérea a pleno sol (T3) e *A. polyphylla* apresentou um pequeno ganho em biomassa aérea no plantio de eucalipto com serrapilheira (T1). Assim, em geral, as mudas plantadas em área de eucalipto não apresentaram ganho de biomassa aérea ao longo do período amostrado (Figura 10 e 11).

Para a biomassa radicular, as respostas foram distintas entre as espécies (Figuras 10 e 11), ocorrendo diferenças na maioria dos tratamentos. Entretanto, com variações e sem um padrão definido, principalmente para as mudas plantadas em área de eucalipto com (T1) e sem (T2) serrapilheira. Porém, para as mudas plantadas a pleno sol houve um ganho de biomassa radicular significativo e sempre superior, quando comparada à mudas plantadas em área de eucalipto, exceto para *C. legalis* que não apresentou diferença nos valores de biomassa radicular inicial e final em nenhum dos tratamentos (Figura 10B).

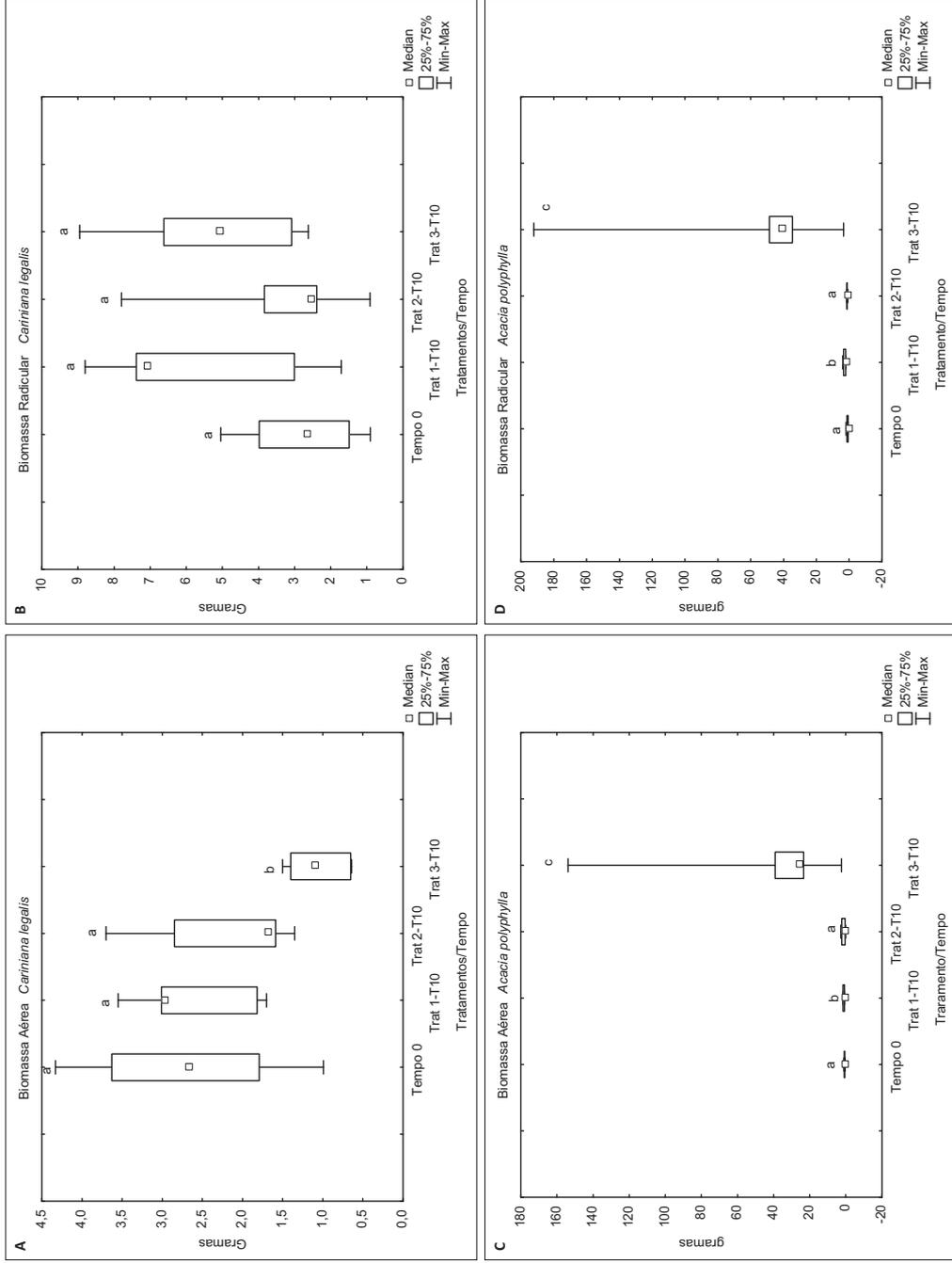


Figura 10. Biomassa aérea e radicular (mediana \pm quartis) de mudas de *C. legalis* (A e B) e *A. polyphylla* (C e D) plantadas em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ. Nos tempos: T0= início do plantio (dezembro de 2009, n=15) e após 12 meses (dezembro de 2010, n=5). Letras diferentes indicam diferenças estatísticas entre início e fim do experimento no tratamento ($p \leq 0,05$, Mann-Whitney) e números diferentes indicam diferenças estatísticas ao fim do experimento entre tratamentos ($p \leq 0,05$, Kruskal-Wallis).

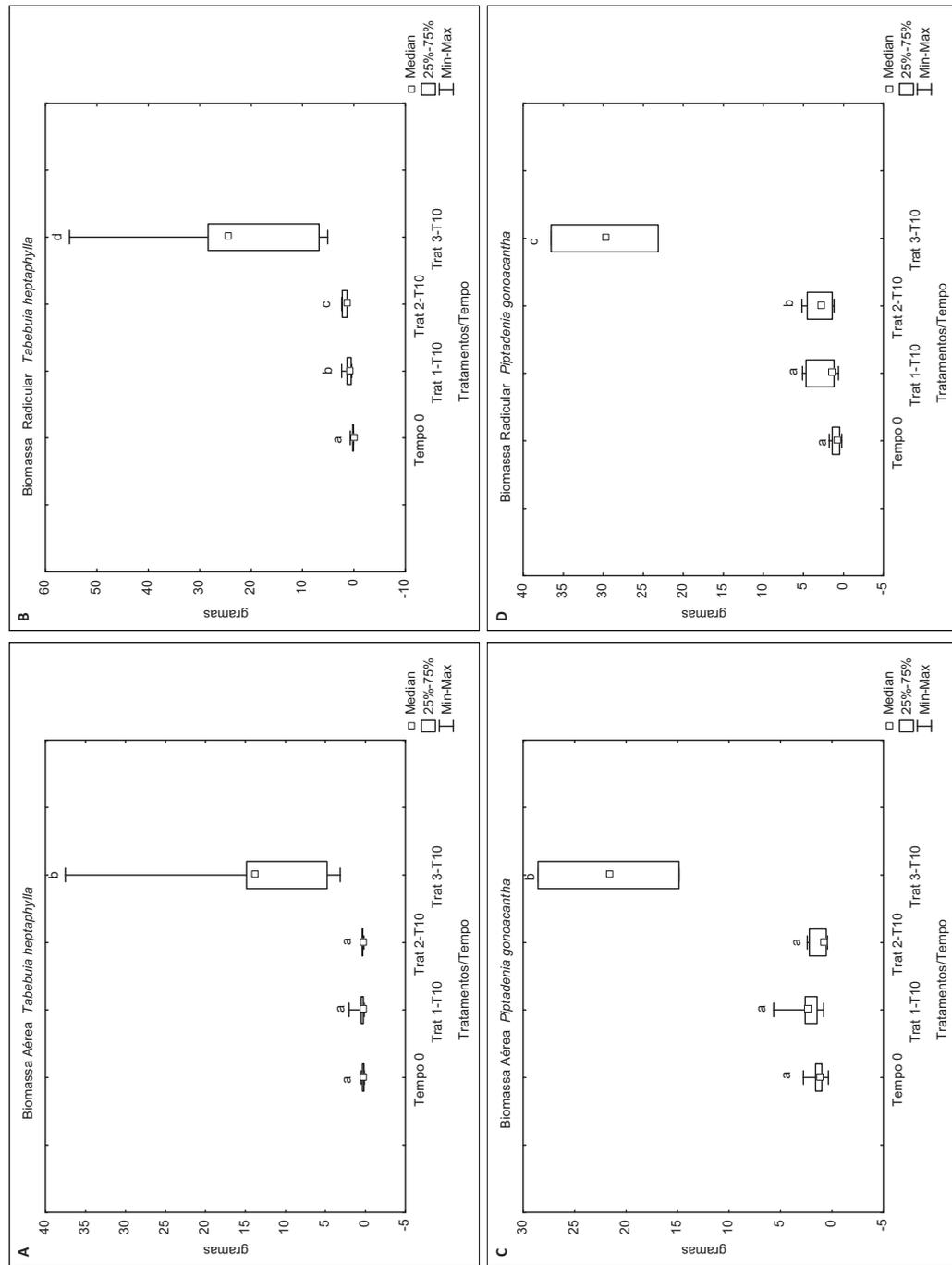


Figura 11. Biomassa aérea e radicular (mediana ± quartis) de mudas de *T. heptaphylla* (A e B) *P. gonoacantha* (C e D) plantadas em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2) e pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ Nos tempos: T0= início do plantio (dezembro de 2009, n=15) e após 12 meses (dezembro de 2010, n=5). Letras diferentes indicam diferenças estatísticas entre início e fim do experimento no tratamento ($p \leq 0,05$, Mann-Whitney) e números diferentes indicam diferenças estatísticas ao fim do experimento entre tratamentos ($p \leq 0,05$, Kruskal-Wallis).

4.3. Semeadura direta

No experimento de semeadura direta, a germinação ocorreu, em geral, após o décimo sétimo dia de experimento. A maioria das espécies exibiu um baixo percentual de germinação, principalmente nos tratamentos de campo, com apenas *C. sellowiana* apresentando percentual médio de germinação superior a 40% na maioria dos tratamentos. Os maiores percentuais de germinação ocorreram sempre na casa de vegetação (T4) para todas as espécies estudadas (Figura 12).

Entre os tratamentos de campo, as espécies apresentaram respostas distintas, com *C. estrellensis* e *S. terebentifollius* apresentando os maiores percentuais de germinação em área de eucalipto, independentemente da presença de serrapilheira (Figura 13A e C). Enquanto *T. heptaphylla* apresentou maior germinação (42%) nos tratamentos com serrapilheira (T1), seguido da semeadura a pleno sol (T3) com 27,5% (Figura 12B). *C. sellowiana*, foi a espécie com a maior taxa de germinação em todos os tratamentos, exibindo taxa 50,8% a pleno sol (T3), seguido da semeadura em área sem serrapilheira de eucalipto (T2) com 36,6 % (Figura 12D).

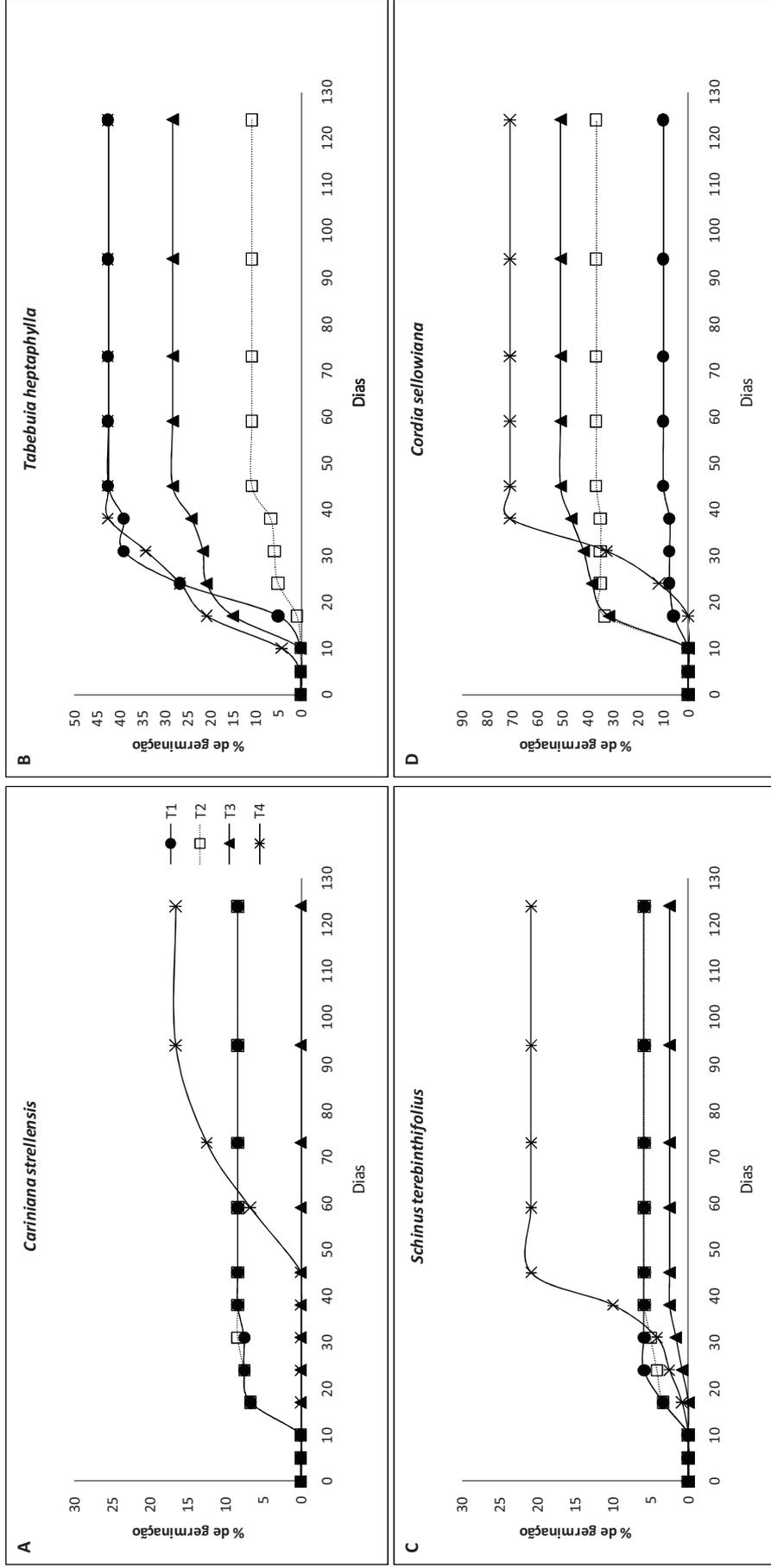


Figura 12. Porcentagem média de germinação (do método I – por enterrio) com N de 120 sementes por tratamento das espécies *C. strellezensis* (A), *T. heptaphylla* (B), *S. terebinthifolius* (C), *C. sellowiana* (D) semeadas em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2), a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ e em casa de vegetação (T4), na Universidade Estadual do Norte Fluminense.

No método de semeadura a lanço, das quatro espécies estudadas, apenas duas (*T. heptaphylla* e *S. terebinthifolius*) germinaram. A germinação destas espécies ocorreu entre o décimo e o vigésimo quarto dia após a semeadura, com *T. heptaphylla* apresentando taxa de germinação igual (6,7%) entre a área de eucalipto com serrapilheira (T1) e a pleno sol (T3) e de apenas 1,7% na semeadura sob eucalipto sem serrapilheira (T2) (Figura 13).

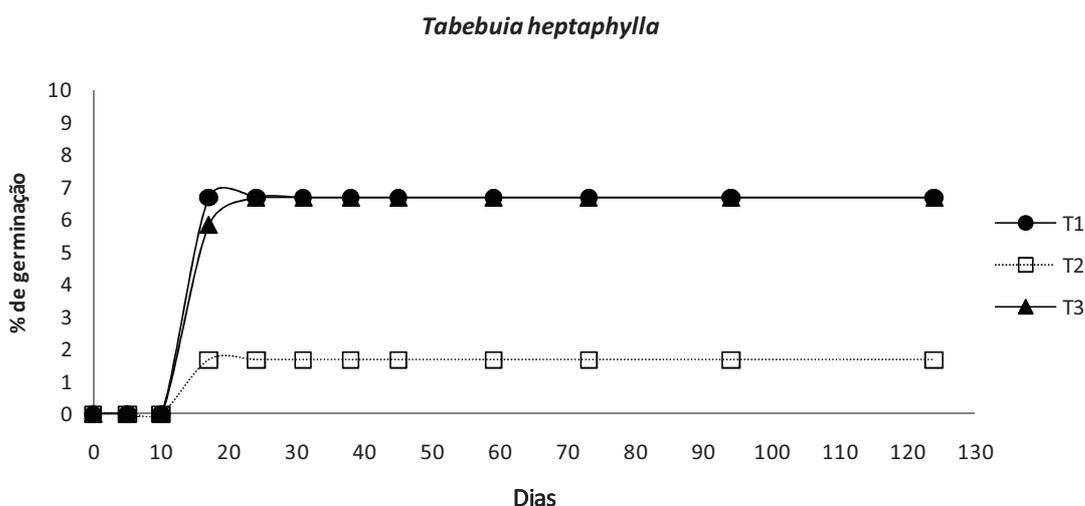


Figura 13. Porcentagem média de germinação de *T. heptaphylla* (do método II - ao lanço) com N de 120 sementes por tratamento, semeadas a lanço em área de eucalipto com serrapilheira (T1), sem serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ.

A germinação de *S. terebinthifolius* ocorreu apenas em área de eucalipto com (T1) e sem serrapilheira (T2). Em ambos os tratamentos a germinação ocorreu entre o décimo sétimo e o vigésimo quarto dia (Figura 14).

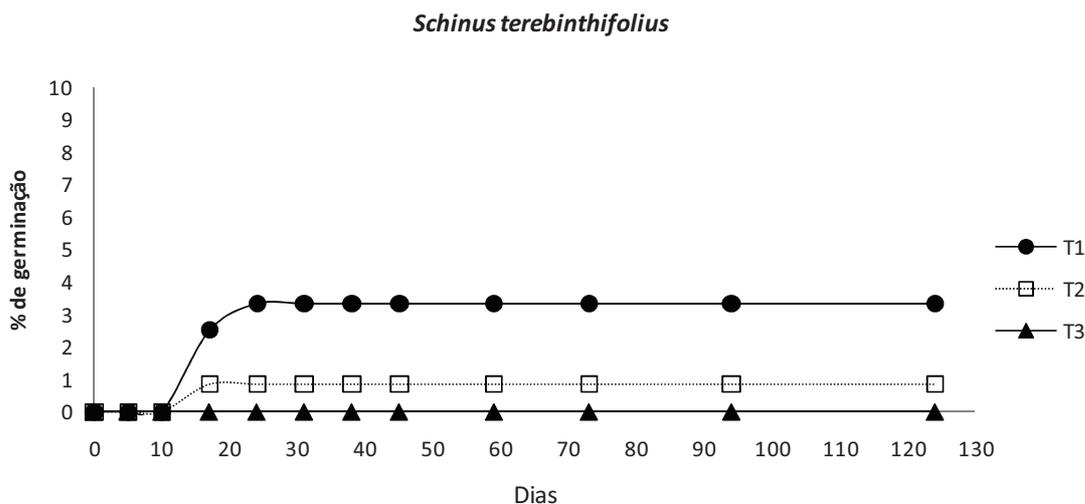


Figura 14. Porcentagem média de germinação de *S. terebinthifolius* (do método II - ao lanço) com N de 120 sementes por tratamento, semeadas a lanço em área de eucalipto com serrapilheira (T1), com remoção de serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) na ReBio-União, Rio das Ostras – RJ.

5. Discussão

5.1. O efeito da serrapilheira do eucalipto

A serrapilheira é considerada um fator determinante na germinação e estabelecimento de plantas, seja pela sua atuação como barreira física (Santos e Valio, 2002) ou química, através de efeitos alelopáticos (Ahmed *et al.*, 2008). Entretanto, a não ocorrência de uma relação direta entre a presença da serrapilheira e a baixa percentagem de germinação das espécies estudadas nos dois métodos de semeadura, sugere que a serrapilheira de *C. citriodora* parece não atuar como limitante à germinação das sementes testadas. Assim, o poder inibitório constatado em algumas espécies de eucalipto sobre a germinação e desenvolvimento inicial de sementes verificado em laboratório (Nishimura *et al.*, 1984; Goetze, 2004; Sasikumar, 2001; Ahmed *et al.*, 2008, Aleixo, 2008) parece não atuar de forma significativa no campo para as espécies estudadas.

Neste experimento, apesar dos valores de germinação terem sido relativamente baixos para as sementes da maioria das espécies, nitidamente, a taxa de germinação foi superior com a utilização do método por enterrio (método I), onde a camada de serrapilheira foi afastada para que as sementes fossem levemente enterradas no solo, corroborando resultados de Doust *et al.* (2006), que constataram

maior taxa de germinação e estabelecimento a partir da sementeira direta quando as sementes foram enterradas. Os autores ainda apontam o método de sementeira direta como uma importante ferramenta, mas enfatizam que o sucesso dependerá fortemente da escolha do método ideal para a área em questão, além da adequação das sementes selecionadas.

Os resultados obtidos no processo de sementeira a lanço (método II), indicam este método como sendo uma forma pouco eficaz de enriquecimento da área. Pois, além de resultar na não germinação de duas espécies, as taxas de germinação para as espécies que germinaram, *S. terebinthifolius* e *T. heptaphylla*, foi inferior a 7%. Esses resultados corroboram o observado por alguns autores, que alertam em relação à infinidade de fatores a que são submetidas as sementes quando não são enterradas (Camargo *et al.*, 2002; Jinks, *et al.*, 2006; Garcia-Orth e Martínez-Ramos, 2008), denominando a ação de predadores, herbívoros e patógenos ditadora do sucesso da sementeira. Tornando então necessário, nos métodos de sementeira a proteção das áreas contra estes atores de limitação (Löf *et al.*, 2004).

Normalmente, a primeira barreira de colonização em plantios de espécies exóticas se dá pela dificuldade ou incapacidade da chegada de sementes no interior destes. Esta limitação pode ser reflexo da significativa redução na riqueza de espécie de pássaros e outros dispersores encontrada em plantios quando comparados a florestas nativas adjacentes (Zurita *et al.*, 2006; Proença *et al.*, 2010). Aparentemente, o fato ocorre principalmente pela pouca ou nenhuma oferta de recursos alimentares nestes habitats. A segunda limitação seria ocasionada pela espessa camada de serrapilheira que estas culturas apresentam (Souza e Davide, 2001; Schneider, 2003), pois dependendo do tipo de semente e tempo de viabilidade, pode-se reduzir drasticamente as chances de germinação (Sautu *et al.*, 2006). A terceira limitação seria a limitação química a qual as sementes estariam expostas ao entrar em contato com a serrapilheira e solo de sub-bosques de espécies eucalipto como constatada por alguns autores (Sasikumar *et al.*, 2001; Goetze e Thomé, 2004; Ahmed *et al.*, 2008; Aleixo, 2009; Zhang e Fu, 2009).

São raros os estudos conduzidos buscando constatar o efeito alelopático sobre a germinação e estabelecimento inicial de plântulas nativas sob plantios de eucalipto em condições de campo. Em um estudo recente, Zhang e Fu (2009) observaram o efeito inibitório tanto da serrapilheira quanto da raiz de *E. urophylla*,

principalmente em sementes de *Delonix regia* e mudas de *Schima superba*. Segundo estes autores, para a espécie *Delonix regia*, houve indícios de que os efeitos alelopáticos do eucalipto ocorreram principalmente através das raízes, já que apenas a presença da serrapilheira, na ausência de raízes, não afetou a germinação. Além disso, os autores constataram supressão no estabelecimento de plântulas e biomassa inicial. Segundo estes autores, os valores de pH encontrados no tratamento com a presença de raízes são inferiores aos demais tratamentos, provavelmente devido a acidificação do solo causada por alguns compostos das raízes dos eucaliptos, ou alternativamente, à acidificação do solo pode estar relacionado a algum aleloquímico nas plantas.

No entanto, cabe ressaltar que neste estudo os autores utilizaram bosques homogêneos de *E. urophylla* de dois anos de cultivo. Tais condições diferem das condições de campo as quais foram estabelecidas neste experimento. O talhão eucalipto estudado tem, aproximadamente, 42 anos e está parcialmente colonizado por espécies nativas (Evaristo *et al.*, 2011), as quais têm importante contribuição na produção de serrapilheira no sistema. Apesar da participação de folhas de *C. citriodora* na fração anual no estoque de serrapilheira desta área representar aproximadamente 70% (abril/2004 a abril/2005) do total do sistema (Tesch, 2005), é cabível considerar que com a colonização da área, embora lenta, os possíveis efeitos supressores de germinação poderiam estar “diluídos” devido à interação com as espécies nativas no local.

Dentre as espécies estudadas, *C. sellowiana* exibiu taxa de germinação inferior sob eucalipto com serrapilheira (T1) em relação aos demais tratamentos. Especialmente, esta espécie apresenta indícios de sofrer inibição em decorrência da presença da serrapilheira de *C. citriodora* neste tratamento, pois, nos demais tratamentos atingiu elevados índices de germinação, inclusive em campo. O segundo menor percentual foi observado no tratamento sem serrapilheira (T2). Estes resultados sugerem que esta espécie possivelmente teve germinação limitada por algum composto liberado pelas raízes e/ou serrapilheira do *C. citriodora*, como foi observado por Zhang e Flu, (2009) para uma das espécies estudadas. As diferentes respostas observadas pelas espécies nativas submetidas à serrapilheira de eucalipto em condições de campo e em casa de vegetação, leva-nos a inferir que os efeitos serão variáveis de acordo com a espécie em questão submetida à

serrapilheira, além dos fatores ambientais dessa submissão, como a presença de outras espécies reduzindo os efeitos de supressão e tornando cada vez mais “habitável” o sub-bosque destes plantios.

O experimento de plantio de mudas apresentou resultados similares aos encontrados no teste de germinação de sementes, indicando que em relação ao desenvolvimento das mudas plantadas, não ocorreu um efeito significativo da serrapilheira no crescimento destas. Tal fato sugere que os possíveis efeitos deletérios da serrapilheira de *C. citriodora* relacionados a compostos alelopáticos (Nishimura *et al.*, 1984, Ahmed *et al.*, 2008, Aleixo, 2009) e a outras condições produzidas pela grande quantidade de serrapilheira de difícil decomposição (Evaristo, 2006), que teriam efeitos inibitórios, resultando em uma eficiente supressão da vegetação de sub-bosque (Ahmed *et al.*, 2008), parecem não existir, ou se existem, não atuam de forma expressiva sobre as espécies estudadas. Entretanto, na presença do eucalipto foi observado indício de supressão no crescimento das mudas das quatro espécies estudadas, ou seja, após 12 meses do plantio não foi observado alteração significativa na altura, diâmetro, biomassa aérea e número de folhas para a maioria das espécies. Este resultado sugere que pode está ocorrendo efeito inibitório de *C. citriodora* sobre estas espécies, não estando necessariamente relacionado apenas a serrapilheira, mas sim a compostos produzidos pelas raízes desta espécie, conforme observado por Zhang e Fu (2009).

Deste modo, nossos resultados não corroboram o estudo de Ribeiro (2007), que relaciona o menor recrutamento em área de eucalipto à compostos inibitórios diretamente relacionados a presença da serrapilheira. Além disso, considera-se que não só o papel físico ou químico da serrapilheira parece estar resultando no lento processo de regeneração do sub-bosque de plantios abandonados de eucalipto, mas outros fatores podem estar atuando como determinantes no processo de colonização destes ambientes, tais como a herbivoria, especialmente por formigas cortadeiras dos gêneros *Atta* e *Acromyrmex* (Hymenoptera: Formicidae), que são comumente constatadas em plantios comerciais (Freitas *et al.*, 2002), assim como carência de dispersores (Neri *et al.*, 2005). Estes fatores podem resultar em bosques antigos com baixíssima diversidade abaixo do dossel, como observado por Durigan *et al.* (1997), Evaristo *et al.*, (2011) e Proença *et al.* (2010).

5.2. *Corymbia citriodora* como espécie facilitadora

A semeadura tanto pelo método de enterrio quanto a lanço (método I), demonstrou que as espécies apresentaram respostas distintas, com ausência de um padrão entre as áreas de eucalipto e a pleno sol. Este resultado indica que a cobertura do dossel pelo eucalipto não é essencial para o sucesso de germinação das espécies, embora tenha favorecido algumas.

As espécies *C. strellensis* e *S. terebinthifolius* apresentaram, no por enterrio (método I), a mesma taxa de germinação nos tratamentos no interior do talhão de eucalipto, quando as sementes foram enterradas. Entretanto, no tratamento a pleno sol, a primeira espécie não germinou e a segunda apresentou baixo índice de germinação, indicando sensibilidade à ambiente com intensa radiação luminosa, e possivelmente menos úmido. Semelhantemente, *T. heptaphylla* exibiu menor germinação nos tratamentos sem serrapilheira (T2) e a pleno sol (T3) também indicando esta limitação.

Apesar da semeadura para os dois métodos ter ocorrido em período chuvoso, estes resultados evidenciam a importância da manutenção da umidade e ideal temperatura do solo para a germinação de espécies florestais. Muitos estudos recentes têm focado no melhoramento das condições dos microambientes para germinação através da preparação dos sítios, enfatizando que a baixa umidade do solo aumenta os riscos de dissecação, injúrias e mortalidade das sementes (Jinks *et al.*, 2006). Estas ações são de extrema importância para espécies tardias que se mostram muito responsivas à variação de temperatura e umidade como observado neste experimento, cujos melhores resultados de germinação foram observados em casa de vegetação, onde as sementes foram submetidas à irrigação diária (T4) e não estavam em contato com a serrapilheira de *C. citriodora*. Como mencionado anteriormente, apenas a espécie *C. sellowiana* apresentou sofreu inibição de germinação na presença da serrapilheira e árvores adultas de *C. citriodora*, exibindo melhor índice de germinação a pleno sol (T3). As demais espécies apresentaram tendência de maiores taxas de germinação nos tratamentos no interior do talhão de eucalipto (T1 e T2), onde estavam submetidas a níveis inferiores de radiação e, possivelmente, condições mais amenas de umidade e temperatura.

As mudas das espécies plantadas foram altamente responsivas às diferentes condições dos tratamentos, exibindo, de modo geral, a preferência das espécies por determinados sítios, dependendo do estágio sucessional. Este fato evidencia a disponibilidade de luz como um fator crucial ao desenvolvimento de plântulas de espécies nativas tropicais (Denslow *et al.*, 1987), sendo capaz de influenciar a distribuição local das espécies em uma comunidade florestal e condicionar direta ou indiretamente grande parte dos processos de crescimento das plantas (Engel e Poggiani, 1990).

Para todas as espécies, o percentual de mortalidade das mudas plantadas foi superior na área a pleno sol (T3). No entanto, a partir da verificação número final de mudas mortas por parcela, apenas *C. legalis* e *P. gonoacantha* apresentaram mortalidade estatisticamente superior neste tratamento. Neste tratamento *P. gonoacantha* exibiu resposta não esperada. Aparentemente este tratamento apresentava condições favoráveis de sobrevivência para esta espécie por ser considerada uma heliófila. No entanto, notou-se um elevado percentual de mortalidade a partir do primeiro mês de experimento, no qual as folhas secavam gradativamente, levando o vegetal à morte. Apresenta-se duas possíveis causas para essas mortes, apesar de ser uma espécie pioneira: as mudas foram sensíveis à excessiva exposição ao sol ou as mudas foram acometidas por alguma doença específica que atacou apenas esta espécie no tratamento a pleno sol (T3). Para *C. legalis* a resposta de elevada mortalidade neste tratamento era esperada, considerando que a mesma é de estágio sucessional tardio, e sendo uma espécie não heliófila, seria intolerante aos elevados níveis de radiação a que foi exposta no tratamento a pleno sol (T3).

Apesar de ser considerada tardia, *T. heptaphylla* exibiu alta capacidade de aclimatar-se à diversidade dos habitats a que foi submetida nos tratamentos. Esta espécie se mostrou altamente eficiente na colonização de ambientes ensolarados, pois apresentou valores baixos de mortalidade e maior incremento em biomassa, diâmetro, altura e número de folhas no tratamento a pleno sol (T3). Estes resultados contradizem o observado por Engel e Poggiani, (1990), que observaram para o ipê-roxo, *Tabebuia avellanedae*, crescimento satisfatório a pleno sol, porém a espécie foi favorecida por níveis de sombra de 41% a 82%, sendo capaz de aceleração nas suas taxas de crescimento. Segundo os autores, tais características mostram que a espécie possui uma estratégia de alocação rápida de assimilados para a parte aérea

quando sombreada, conseqüentemente, se prestaria melhor a plantios sob cobertura e plantios de enriquecimento. No entanto, para a espécie *T. heptaphylla* não foi observado maiores valores de crescimento em condição de sombreamento quando comparado ao tratamento a pleno sol (T3).

Apesar do maior percentual de mortalidade observado no tratamento a pleno sol (T3) para as espécies, no decorrer do experimento, as características biométricas das espécies *A. polyphylla*, *T. heptaphylla* e *P. gonoacantha*, indicaram que mesmo com a intensa radiação constatada, as mudas sobreviventes apresentaram número médio de folhas e biomassa final significativamente superior quando comparados aos tratamentos em sub-bosque do talhão de eucalipto (T1 e T2). Este comportamento sugere que estas espécies sejam boas colonizadoras de ambientes perturbados e com alta incidência luminosa, indicando que poderiam ser utilizadas para recolonização de áreas sem a necessidade de uma espécie facilitadora para catalisar o processo de regeneração. Entretanto, para o estabelecimento de protocolos que permitam a utilização de espécies nativas em programas de recuperação de áreas degradadas, assim como para plantios comerciais, faz-se necessário o desenvolvimento de estudos de ecofisiologia em condições de campo, em condições controladas de laboratório e em condições semicontroladas em viveiros e casas de vegetação (Ramos *et al.*, 2004).

É fundamental uma análise criteriosa a respeito das espécies utilizadas na recuperação de áreas, levando em consideração principalmente seu estágio sucessional. De fato, algumas espécies necessitam de facilitação para sua ocorrência em determinada área (Simões-Jesus e Castellani, 2001). Geralmente são espécies que não suportam os altos níveis de radiação, como *C. legalis*, que neste estudo apresentou as piores condições morfológicas, além de maior taxa de mortalidade de mudas quando plantadas a pleno sol (T3).

Neste contexto, a escolha de espécies catalisadoras, bem como das possíveis colonizadoras deve considerar importantes aspectos locais da comunidade a ser restaurada, quando se objetiva a manutenção da biodiversidade ou catalisação da colonização. Perante tantas variáveis ambientais interferentes no estabelecimento dos plantios florestais e da regeneração natural sob as árvores plantadas, a extrapolação do comportamento de uma espécie, em uma determinada região, para outras regiões com características totalmente diferentes deve ser, no mínimo, cautelosa (Viani *et al.*, 2010). Deste modo, Parrotta *et al.* (1997) ressaltam

que uma espécie florestal não deve ser recomendada como catalisadora da regeneração natural, antes que se avalie criteriosamente o risco desta propagar-se além dos plantios e se tornar invasora de ecossistemas naturais como foi constatado por estes autores.

Embora tenha sido cada vez mais difundido o uso de espécies do gênero *Eucalyptus* como catalisadora do processo de colonização (Viani *et al.*, 2010), alegando-se que estes plantios possam tornar-se reduto de biodiversidade, alguns autores apontam as espécies deste gênero como grandes consumidoras de água e nutrientes do solo, devido às suas raízes longas e profundas, causando empobrecimento do solo de sub-bosque, levando a condições estressantes as demais espécies de plantas (Lima, 1996).

O fato de algumas espécies de eucalipto proporcionarem facilitação como observado nos estudos de Simões-Jesus & Castellani (2001); Neri, *et al.* (2005) e Feyera *et al.* (2002), não valida o ato de promover o uso e difusão de uma espécie exótica em ambientes que justamente por estarem perturbados, deveria ser priorizado o uso de espécies pioneiras nativas, embora, frequentemente, estas não possuam tão elevadas taxas de crescimento. No contexto conservacionista, o sombreamento fornecido pelas árvores adultas de *C. citriodora* poderia ser fornecido por outra espécie arbórea nativa tolerante à intensa radiação, proporcionando condições semelhantes de sub-bosque.

No entanto, a limitação de conhecimento científico a respeito, aliado ao elevado custo econômico limita tais ações. Muitas espécies exóticas são relatadas como boas catalisadoras da regeneração natural, contudo, nota-se que, para a maioria das regiões, faltam informações silviculturais sobre espécies arbóreas nativas (Lugo, 1997).

Estudos indicam os benefícios do consórcio de espécies de eucalipto, principalmente com espécies fixadoras de Nitrogênio. Inúmeras vantagens são apontadas, como melhor qualidade da madeira em função do simples incremento de Nitrogênio disponível (Forrester *et al.*, 2006). Entretanto, as vantagens desses consórcios não se resumem em melhores aspectos produtivos. Estendem-se ao contexto ecológico, pois resultam em maior diversidade, além de proporcionar aumento da qualidade do meio físico, por meio da manutenção das propriedades do solo, disponibilizando serrapilheira de melhor qualidade nutricional e, com menor tempo de decomposição (Rezende *et al.*, 2001; Costa, 2002).

Segundo Forrester *et al.* (2006), plantações mistas com um dossel estratificado, composto por plantas de rápido crescimento acima e espécies tolerantes a sombra abaixo, podem permitir maior captura e uso mais eficiente da luz que chega ao extrato superior do dossel. O autor ainda enfatiza que esta estratificação do dossel, não é o único fator que assegura o sucesso ou falha do consórcio, mas é a chave que assegura a coexistência entre as espécies.

No entanto, sugere-se que, em caso de recuperação de ambientes degradados, quando não é objetivo a obtenção de lucro da exploração da madeira, priorize-se a utilização de espécies nativas, já que algumas apresentam alto potencial colonizador como observado neste estudo. Esta iniciativa pode resultar na prevenção de ações com efeitos indesejáveis, já que, mesmo para as espécies exóticas mais utilizadas como catalisadores, ainda são insuficientes os estudos sobre os reais danos ecológicos causados pela introdução. Vale ainda salientar que, mesmo visando o lucro da produção da madeira de espécies como as do gênero *Eucalyptus*, têm se mostrado mais vantajosos em vários aspectos cultivos heterogêneos como observado por Forrester *et al.* (2006).

6. Conclusões

✓ Não foram observadas diferenças significativas na mortalidade, crescimento e ganho de biomassa entre as mudas das espécies plantadas em área de eucalipto quando comparadas entre os tratamentos com e sem serrapilheira, assim a camada de serrapilheira do eucalipto não interferiu no estabelecimento das mudas. Entretanto, foi observado supressão no crescimento das mudas nos tratamentos com e sem serrapilheira. Este fato sugere que *Corymbia citriodora* pode eliminar compostos alelopáticos através das raízes.

✓ Houve diferentes respostas em relação aos padrões de germinação exibidas pelas espécies nativas submetidas às condições do sub-bosque do plantio de *Corymbia citriodora*. Apenas a espécie *Cordia sellowiana* apresentou indício de sofrer inibição da germinação devido a presença da serrapilheira e árvores adultas de *Corymbia citriodora*.

✓ *Corymbia citriodora* não atuou como espécie facilitadora do estabelecimento de mudas, visto que a mortalidade em área a pleno sol foi superior em apenas duas

espécies, e o desenvolvimento das mudas sobreviventes foi melhor nesta área quando comparada à de plantios de eucalipto.

7. Referências bibliográficas

ABRAF. Anuário Estatístico ABRAF – Ano base 2009. 2011. 22-135p, Brasília.

AHMED, A. T. M. R.; HOQUE, R.; HOSSAIN M. K. 2008. Allelopathic effect of leave litter of *Eucalyptus camaldulensis* on some forest and agricultural crops. *Journal of Forestry Research*. 19:19-24.

ALEIXO, S. 2009. Efeito alelopático de extrato de serrapilheira e folhas verdes de *Corymbia citriodora* (Hook) L. A. Jonson & K. D Hill sobre a germinação de três espécies vegetais de Mata Atlântica. Monografia. Universidade Estadual do Norte Fluminense. Campos dos Goytacazes, Rj. 44 p.

ALLEN, S. E. 1989. *Chemical Analysis of Ecological Materials*. 2nd. Blackwell Scientific Publications. London.

ALMEIDA, A. C.; SOARES, J. V. 2003. Comparação entre o uso de água em plantações de *Eucalyptus grandis* e floresta ombrófila densa (Mata Atlântica) na costa leste do Brasil. *Revista Árvore*. 27:159-170.

ALTIERI, M. A.; CURE, J. R.; GARCIA, M. A. 1993. The role and enhancement of parasitic *Hymenoptera* biodiversity in agroecosystems. *Hymenoptera and biodiversity*. London: CAB International. 257-275p.

ATTIWILL, P. & ADANS, M. 1993. Nutrient cycling in forests. *New Phytol*, 124:561-582.

BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; FERREIRA L. V.; PERES C. A. 2007. Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 247:91-97.

BATISH, D. R.; SINGH H. P.; SETIA N. KAUR S.; KOHLI R. K. 2006. Chemical primary composition and inhibitory activity of essential oil from decaying leaves of *Eucalyptus citriodora*. Z. Naturforsch. 61:52-56.

BOWEN, M. E.; MCALPINE, C. A.; HOUSE, A. P.N.; SMITH, G. C. 2007. Regrowth forests on abandoned agricultural land: A review of their habitat values for recovering forest fauna. Biological conservation. 40:273-296.

BROWN, C. 2000. The global outlook for present and future wood supply from forest plantation. Working Paper No. GFPOS/WP/03. FAO. Apud Barlow et al., 2007.

CAMARGO, J. L. C.; FERRAZ, I. D. K.; IMAKAWA, A. M. 2002. Rehabilitation of degraded areas of central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. 10:636-644.

CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M. T.; FILHO. A. T. O. 2008. Composição, riqueza e heterogeneidade da flora arbórea da bacia do rio São João, RJ, Brasil. Acta bot. bras. 22:929-940.

CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M. T. BRAGA J. M. A. 2006. Composição e riqueza florística do componente arbóreo da Floresta Atlântica submontana na região de Imbaú, Município de Silva Jardim, RJ. Acta bot. bras. 20:727-740.

CHRISTIANINI, A. V.; GALETTI, M. 2007. Spatial variation in post-dispersal seed removal in an Atlantic forest: Effects of habitat, location and guilds of seed predators. Acta Oecologica. 32:328 -336.

COSTA, G. S. 2002. Decomposição da serrapilheira em florestas plantadas e fragmentos de Mata Atlântica na Região Norte Fluminense. Tese de Doutorado. Universidade Estadual do Norte Fluminense. Campos dos Goytacazes, RJ.

DENSLOW, J. S. 1987. Gap partition(ING) among tropical rain forest trees. Biotropica. (suppl) 12:47-55.

DOUST, J. S.; ERSKINE, D. P.; LAMB D. 2006. Direct seeding to restore rainforest species: Microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia. *Forest Ecology and Management*. 234:333-343.

DURIGAN, G.; FRANCO, G. A. D. C.; PASTORE, J. A. & AGUIAR, O. T. 1997. Regeneração natural da vegetação de Cerrado sob floresta de *Eucalyptus citriodora*. *Revista do Instituto Florestal*. 9:71-85.

ENGEL, V. L.; POGGIANI, F. 1990. Influência do sombreamento sobre o crescimento de mudas de algumas essências nativas e suas implicações ecológicas e silviculturais. *IPEF*.43/44:1-10.

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

EVANS, J.; TURNBULL, J. 2004. *Plantation Forestry in the Tropics*. Oxford University Press, Oxford. Apud, Barlow, 2007.

EVARISTO, V. T. 2006. Dinâmica da comunidade arbustivo-arbórea de mata atlântica em plantios abandonados de eucalipto Reserva Biológica União. Monografia. UENF. Campos dos Goytacazes, RJ. 143 p.

EVARISTO, V. T.; BRAGA, J. M. A.; NASCIMENTO, M. T. 2011. Atlantic Forest regeneration in abandoned plantations of eucalypt (*Corymbia citriodora* (Hook.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson) in Rio de Janeiro, Brazil. *Interciencia*. 36: 431-436.

FERREIRA A. G.; AQUILA M. E. A. 2000. Alelopatia: uma área emergente na ecofisiologia. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*. 12:175-204.

FEYERA, S.; BECK, E.; LÜTTGE, U. 2002. Exotic trees as nurse-trees for the regeneration of tropical forests. *Tree*.16:245-249.

FLORENTINE K. S.; E. M. WESTBROOKE. 2004. Restoration on abandoned tropical pasturelands- Do we know enough? *Journal For Nature Conservation*. 12:85-94.

FORRESTER, D.I.; BAUHUS, J.; COWIE, A.L.; VANCLAY, J.K. 2006. Mixed-species plantations of Eucalyptus with nitrogen fixing trees: a review. *Forest Ecology and Management* 233, 211–230.

FORRESTER, D. I.; THEIVEYANATHAN, S.; COLLOPY, J. J.; MARCAR, N. E. 2010. Enhanced water use efficiency in a mixed Eucalyptus globulus and Acacia mearnsii plantation. *Forest Ecology and Management* 259:1761-1770.

FREITAS, F. A.; ZANUNCIO, T. V.; ZANUNCIO, J. C.; BRAGANÇA, M. A. L.; PEREIRA, J. M. M. 2002. Similaridade e Abundância de Hymenoptera inimigos naturais em plantios de eucalipto em área de vegetação nativa. *Floresta e Ambiente*. 9:145-152.

FULLER, R. N.; MORAL, R. D. 2003. The role of refugia and dispersal in primary succession on Mount St. Helens, Washington. *Journal of Vegetation Science* 14:637-644.

Fundação SOS Mata Atlântica. 2011. Disponível em: <http://mapas.sosma.org.br/>.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; BARROS N. F.; VIANA A. P. & SANTOS G. A. 2008. Alterações na biomassa e na atividade microbiana da serrapilheira e do solo, em decorrência da substituição de cobertura florestal nativa por plantações de eucalipto, em diferentes sítios da região sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 32:1489-1499.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. & BARROS, N. F. 1997. Biomassa microbiana de carbono e de nitrogênio de solos sob diferentes coberturas florestais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 21:361-365.

GARCIA-ORTH, X.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. 2008. Seed dynamics of early and late successional tree species in tropical abandoned pastures: Seed burial as a way of evading predation. *Restoration Ecology*. 16:435-443.

GOETZE, M.; THOMÉ, G. C. H. 2004. Allelopathic effects of *Nicotiana tabacum* and *Eucalyptus grandis* extracts in the germination of three vegetable species. *R. bras. Agrociência*.10:43-50.

HARRINGTON, C. A. 1999. Forest planted for ecosystem restoration or conservation. 1999. *New Forests* 17:175-190.

HUENNEKE, L. F.; STEVEN, P. H.; KOIDE R., MOONEY, H. A.; VITOUSEK, P. M. 1990. Effects of soil resources on plant invasion and community structure in californian serpentine grassland. *Ecology* 71:478-491.

HUNT, R. 1990. Basic growth analysis. Unwin Hyman, London, England.

IBAMA. 2003. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/unidades/biolog/docleg/2024/dnn220498.htm>.

ICMbio (Instituto Chico Mendes de Biodiversidade) 2007. Plano de Recuperação dos Eucaliptais da Reserva Biológica União. Reserva Biológica União. Rio das Ostras. 141p.

IGLESIAS, G.; WILSTERMANN, D. 2008. *Eucalyptus universalis*. Global cultivated eucalypt forests map 2008. Version 1.0.1 In GIT Forestry Consulting's EUCALYPTOLOGICS: Information resources on *Eucalyptus* cultivation worldwide. Retrieved from <http://www.git-forestry.com/>.

JINKS, R. L.; WILLOUGHBY, I.; BAKER, C. 2006. Direct seeding of ash (*Fraxinus excelsior* L.) and sycamore (*Acer pseudoplatanus* L.): The effects of sowing date, pre-emergent herbicides, cultivation, and protection on seedling emergence and survival. *Forest Ecology and Management* 237:373-386.

JOHNSON, L. A. & HILL, H. D. 1995. Systematic studies in the *Eucalypts*. A revision of the bloodwoods, genus *Corymbia* (Myrtaceae). P.185-504. 9:part 2-3.

LAMPRECHT, H. 1989. Silviculture in the Tropics. Paul Parey Verlag, Hamburg, 296 pp. Apud, Schneider, 2003.

LIMA, W. P. 1996. Impacto Ambiental do Eucalipto. Ed. Universidade de São Paulo, SP.

LÖF, M.; THOMSEN, A.; MADSEN, P. 2004. Sowing and transplanting of broadleaves (*Fagus sylvatica* L., *Quercus robur* L., *Prunus avium* L. and *Crataegus monogyna* Jacq.) for afforestation of farmland. Forest Ecology and Management 188:113-123.

LUGO, A. E. 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. Forest Ecology and Management. 99:9-19.

MIRANDA, C.C.; CANELLAS, L.P. & NASCIMENTO, M.T. 2007. Caracterização da matéria orgânica do solo em fragmentos de mata atlântica e em plantios abandonados de eucaliptos. Revista Brasileira de Ciências do Solo 31:905-916.

MORELLATO, L. P. C. AND HADDAD, C. F. B.. 2000. Introduction: the Brazilian Atlantic forest. Biotropica 32:786-792.

MORTON, J. F. 1981. Atlas of medicinal plants of middle America. Bahamas to Yucatan. C.C. Thomas, Springfield, IL. Apud Costa, G.S., 2002.

MYERS, N., R. A.; MITTERMEIER, C. G.; MITTERMEIER, G. A. B. FONSECA, and J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403:853–858.

NERI, A. V.; CAMPOS, E. P.; DUARTE, T. G.; MEIRA NETO, J. A. A.; SILVA, A. F.; VALENTE, G. E. 2005. Regeneração de espécies nativas lenhosas sob plantio de Eucaliptus em área de Cerrado na Floresta Nacional de Paraopeba, MG, Brasil. Acta. Bot. Bras. 19:369-376.

NISHIMURA, H.; NAKAMURA, T.; MIZUTANI, J. 1984. Allelopathic effects of p-menthane-3,8-diols in *Eucalyptus citriodora*. *Phytochemistry* .23:2777-2779.

PAIVA, A. V.; POGGIANI, F. 2000. Seedlings growth of native tree species in plantation in the understory of a forest fragment. *57:141-451*.

PARROTTA, J. A.; TURNBULL, J. W.; JONES, M. 1997. Catalizing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*. 99:1-7.

PIRES, L. S.; SILVA, M. L. N.; LEITE, N. C. F. P.; BRITO L. F. 2006. Water erosion in post-planting eucalyptus forests at center-east region of Minas Gerais State, Brazil. *Pesquisa agropecuária brasileira*. 41:687-695.

PROENÇA, V. M.; PEREIRA, H. M.; GUILHERME, J.; VICENTE, L. 2010. Plant and bird diversity in natural forests and in native and exotic plantations in NW Portugal. *Acta Oecologica* 36:219-226.

RAMOS, K. M. O.; FELFILI J. M.; FAGG, C. W.; SOUSA-SILVA, J. C.; FRANCO, A. C. 2004. Desenvolvimento inicial e repartição de biomassa de *Amburana cearensis* (Allemão) A.C. Smith, em diferentes condições de sombreamento. *Acta botânica brasileira*. 18:351-358.

REZENDE, L. P.; GARCIA, Q. S.; SCOTTI, M. R. M. L. 2001. Laboratory decomposition of *Dalbergia nigra* ALL. EX. BENTH and *Eucalyptus grandis* W.HILL EX. maiden leaves in forest and eucalypt plantation soils. *15:305-302*.

RIBEIRO, A. C. C. 2007. Efeito da Remoção da Serrapilheira no Estabelecimento de Plântulas de Espécies Nativas da Mata Atlântica em Plantios de Eucalipto *Corymbia citriodora* (Hook) L. A. Johnson & K. D. Hill na Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, RJ. 76p.

ROCKWOOD, D. L.; RUDIE A. W.; RALPH, S. A.; ZHU, J.Y.; WINANDY, J. E. 2008. Energy Product Options for *Eucalyptus* Species Grown as Short Rotation Woody Crops. *International Journal of Molecular Sciences*. 9:1361-1378.

RODRIGUES, P. J. F. P. 2004. A vegetação da Reserva Biológica União e os efeitos de borda na mata atlântica fragmentada. Tese de Doutorado. UENF, Campos dos Goytacazes, RJ. 136p.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. 2009. On the restorations of high diversity forest: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological conservation*. 142:1242-1251.

SANQUETTA, C. R.; WEBER, K. S.; VIGOLO, D. Z.; CORTE, A. P. D.; GOMIDE, G. L. A.; FERNANDES, L. A. V.; VIEIRA, G. 2008. Experiências de monitoramento no bioma Mata Atlântica com uso de parcelas permanentes. Curitiba. 338p.

SANTOS, S.L.; VALIO, I.F.M. 2002. Litter accumulation and its effect on seedling recruitment in a Southeast Brazilian Tropical Forest. *Revista Brasil Bot.* 25:89-92.

SARTORI, M. S.; POGGIANI, F.; ENGEL, V. L. 2002. Regeneração da vegetação arbórea de um povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith localizado no Estado de São Paulo. *Scientia Forestalis*. 62:86-103.

SASIKUMAR, K.; VIJAYALAKSHIMI, C.; PARTHIBAN, K. T. 2001. *Journal of Tropical Agriculture*. 39:134-148.

SAUTU, A.; BASKIN, J. M.; BASKIN, C. C.; CONDIT, R. 2006. Studies on the seed biology of 100 native species of trees in a seasonal moist tropical forest, Panama, Central America. *Forest Ecology and Management* 234:245-263.

SCHNEIDER, M. F. 2003. Conseqüências da acumulação de folhas secas na plantação de eucalipto em Zitundo, Distrito de Matutuíne. *Boletim de Investigação Florestal*. 37-42.

SIMÕES-JESUS, M. F. and CASTELLANI, T. T. 2007. Avaliação do potencial facilitador e *Eucalyptus* sp. na restinga da Praia da Joaquina, Ilha de Santa Catarina, SC. *Biotemas*. 20:27-35.

Society for Ecological Restoration. 1991. Program as abstracts. 3rd Annual Conference, Orlando, FL. 18-23. Apud PRIMACK B. R.; RODRIGUES. E. 2001. *Biologia da conservação*. Londrina. Editora planta. 327p.

SOUZA, J. A. and DAVIDE, A. C. 2001. Decomposição de serrapilheira e nutrientes de uma mata não minerada e em plantações de bragatinga (*Mimosa scabrella*) e de eucalipto (*Eucalyptus saligna*) em áreas de mineração de bauxita. *Cerne*. 7:101-13.

TABARELLI, M.; PERES, C. A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biological Conservation* 106:165-176.

TABARELLI, M.; PINTO, L.P.; SILVA, J. M. C.; HIROTA, M.; BEDÊ, L. 2005. Challenges and Opportunities for Biodiversity Conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology*.19:695-700.

TESCH, E. R. 2005. Produção de Serrapilheira em três Plantios de Eucalipto (*Corymbia citrodora* (Hook) L.A. Jonhoson & K.D.Hill), de diferentes idades, com Sub-bosques de Mata Nativa em regeneração, na Reserva Biológica União, RJ. Monografia. Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, RJ. 33p.

TORMO, J.; BOCHET, E.; GARCÍA-FAYOS, P. 2006. Is seed availability enough to ensure colonization success? An experimental study in road embankments. *Ecological Engineering* 26:224-230.

TURNBULL, J. W.1999. Eucalypt plantations. *New forest*.17:37-52.

VIANI, R. A. G.; DURIGAN, G. MELO, A. C. G. 2010. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? *Ciência Florestal*. 20:533-552.

VILLELA, D. M.; NASCIMENTO M. T.; MAZUREC A. P.; GONÇALVES G. M.; REZENDE C. E. 2001. Soil chemical properties under *Eucalyptus citriodora* plantation of different ages after 9-year period of abandonment in União Biological Reserve, Rio de Janeiro State, Brazil. International Conference on Land degradation and Meeting of the IUSS Subcommittee C- soil and Water Conservation. Poster (S4-033).

VITTI, A. M. S. E BRITO, J. O. 2003. Óleo essencial de eucalipto. Documentos florestais, no 17, p.1-26. Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

WANG, J.; LI, D.; REN, H.; Y. LONG. 2010. Seed supply and the regeneration potential for plantations and shrubland in southern China. *Forest Ecology and Management* 259:2390–2398.

ZAHAWI, R. A.; HOLL, K. D. 2008. Comparing the Performance of Tree Stakes and Seedlings to Restore Abandoned Tropical Pastures. *Restoration Ecology*.

ZHANG, C.; FU S. 2009. Allelopathic effects of eucalyptus and the establishment of mixed stands of eucalyptus and native species. *Forest Ecology and Management*. 258:1391-1396.

ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; AIDE, T. M. 2000. Barriers to forest regeneration in abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology*. 8:301-306.

ZURITA, G. A.; REY, N.; VARELA, D. M.; VILLAGRA, M.; BELLOCQ, M. I. 2006. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: effects on bird communities from the local and regional perspectives. *For. Ecol. Manage.* 235:164e173.

