

**DINÂMICA DA COMUNIDADE E DAS PRINCIPAIS POPULAÇÕES  
ARBUSTIVO-ARBÓREAS DE MATA ATLÂNTICA EM PLANTIOS  
ABANDONADOS DE EUCALIPTO (*Corymbia citriodora* (Hook.) K.D.Hill &  
L.A.S.Johnson).**

**VINÍCIOS TRONCONE EVARISTO**

**CAMPOS DOS GOYTACAZES, RJ.  
FEVEREIRO DE 2008**

**DINÂMICA DA COMUNIDADE E DAS PRINCIPAIS POPULAÇÕES  
ARBUSTIVO-ARBÓREAS DE MATA ATLÂNTICA EM PLANTIOS  
ABANDONADOS DE EUCALIPTO (*Corymbia citriodora* (Hook.) K.D.Hill &  
L.A.S.Johnson).**

**VINÍCIOS TRONCONE EVARISTO**

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.  
FEVEREIRO DE 2008

**DINÂMICA DA COMUNIDADE E DAS PRINCIPAIS POPULAÇÕES  
ARBUSTIVO-ARBÓREAS DE MATA ATLÂNTICA EM PLANTIOS  
ABANDONADOS DE EUCALIPTO (*Corymbia citriodora* (Hook.) K.D.Hill &  
L.A.S.Johnson).**

**VINICIOS TRONCONE EVARISTO**

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.

Aprovada em 25 de fevereiro de 2008

Comissão examinadora:

---

Dra. Déborah Guerra Barroso – Uenf

---

Dr. Manoel Cláudio da Silva Júnior - UnB

---

Dr. Pablo José Francisco Pena Rodrigues - JBRJ

---

Dr. Marcelo Trindade Nascimento – Uenf (Orientador)

Dedico esta dissertação  
aos meus pais José Alfredo  
e Valdéa

## **Agradecimentos**

Aos meus pais, Valdéa e José Alfredo pelo apoio e carinho em todos os momentos. Devo tudo a eles. Amo vocês.

A Anandra, pela amizade, companheirismo, dedicação e amor.

Ao professor Marcelo, pela confiança e pela liberdade na condução do trabalho.

A professora Marina Satika Suzuki pela revisão da dissertação e aos professores Manoel Cláudio Silva Júnior, Déborah Guerra Barroso e Pablo José Francisco Pena Rodrigues por aceitarem o convite para a participação na banca desta dissertação.

Aos amigos do Laboratório de Ciências Ambientais e do curso de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais pelo ótimo convívio, em especial a Ana Carolina e Marcela pela força e amizade.

Aos amigos e familiares em Niterói que mesmo distante sempre torceram por mim.

Aos pesquisadores do Jardim Botânico do Rio de Janeiro: João Marcelo Alvarenga Braga, Haroldo Cavalcante de Lima, Elsie Franklin Guimarães e Adriana Lobão pela importante ajuda na identificação do material botânico.

Aos técnicos Nil, Helmo, e Gerson, pela ajuda nos trabalhos de campo.

Ao IBAMA/ MMA /Reserva Biológica União pelo suporte logístico

A Faperj/Uenf pela concessão da bolsa de mestrado

A CNPq e a Faperj pelo suporte financeiro

# Índice

<i>Índice</i> .....	<i>I</i>
<i>Resumo</i> .....	<i>XVI</i>
<i>Abstract</i> .....	<i>XVII</i>
<b>Capítulo 1. Introdução.</b> .....	<b>1</b>
1.1 A mata atlântica .....	1
1.2 Plantios de eucalipto. ....	3
1.3. Justificativa .....	5
1.4. Objetivos .....	8
1.5. Objetivos específicos .....	8
<b>Capítulo 2. Área de estudo</b> .....	<b>9</b>
2.1. A Reserva Biológica União .....	9
2.2. Os plantios de eucalipto. ....	11
<b>Capítulo 3. Mudanças na estrutura da comunidade arbórea nativa de mata atlântica em plantios de eucalipto (<i>Corymbia citriodora</i> (Hook.) K.D.Hill &amp; L.A.S.Johnson) após 11 anos de abandono.</b> .....	<b>18</b>
3.1. Introdução .....	18
3.2. Objetivo .....	20
3.3. Metodologia .....	20
3.3.1. Área de estudo .....	20
3.3.2. Dinâmica da comunidade arbórea .....	20
3.4. Resultados .....	22
3.5. Discussão .....	26
<b>Capítulo 4. Dinâmica de populações arbóreas nativas de mata atlântica sob plantios abandonados de eucalipto (<i>Corymbia citriodora</i>) (Hook.) Hill &amp; Johnson no período de 1996 a 2007.</b> .....	<b>36</b>
4.1. Introdução .....	36

4.2. Objetivo	37
4.3. Metodologia	37
4.3.1. Área de estudo	37
4.3.2. Dinâmica de populações	38
4.4. Resultados	39
4.4.1. Mortalidade e recrutamento	39
4.4.2. Incremento em diâmetro	42
4.5. Discussão	43
4.5.1. Mortalidade e recrutamento	43
4.5.2. Incremento em diâmetro	48

**Capítulo 5. Dinâmica da regeneração natural em plantios abandonados de eucalipto (*Corymbia citrionora*) (Hook.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson na Reserva Biológica União. \_\_\_ 53**

5.1. Introdução	53
5.2. Objetivos	56
5.3. Metodologia	56
5.3.1. Área de estudo	56
5.3.2. Estrato de jovens	56
5.3.3. Estrato de plântulas	58
5.4. Caracterização micro climática dos plantios de eucalipto estudados.	61
5.4.1. Umidade relativa do ar e temperatura do ar	61
5.4.2. Temperatura do solo	61
5.4.3. Umidade do solo	63
5.4.4. Radiação	64
5.4.5. Cobertura do dossel	64
5.5. Resultados e discussão da análise microclimática.	66
5.6. Resultados	70
5.6.1. Estrato de jovens	70
5.6.1.1. Recrutamento e mortalidade	77
5.6.1.2. Incremento em diâmetro	78
5.6.2. Estrato de plântulas	82
5.6.2.1. Recrutamento e mortalidade	83
5.6.2.2. Incremento em diâmetro	92
5.6.2.3. Distribuição espacial	97
5.7. Discussão	107
5.7.1. Estrutura da comunidade de jovens	107
5.7.2. Estrutura da comunidade de plântulas	109

5.7.3. Recrutamento e mortalidade	111
5.7.4. Incremento em diâmetro	114
5.7.5. Distribuição espacial	115
<b>Capítulo 6. Considerações finais.</b>	<b>117</b>
<b>Referências bibliográficas</b>	<b>120</b>
<b>Anexos</b>	<b>135</b>



## Lista de figuras

### Capítulo 2.

- Figura 2. 1. Localização da Reserva Biológica União, municípios de Casimiro de Abreu, Rio das Ostras e Macaé, RJ. Brasil. \_\_\_\_\_ 10
- Figura 2. 2. Precipitação pluviométrica e temperatura média na Reserva Biológica União entre os anos de 2004 e 2006. Dados coletados pela equipe do Programa de Translocação da Associação Mico-Leão-Dourado. \_\_\_\_\_ 11
- Figura 2. 3. Localização dos plantios de eucalipto estudados na Reserva Biológica União. \_\_\_\_ 13
- Figura 2. 4. Fotos do plantio 1. Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ. \_\_\_\_\_ 14
- Figura 2. 5. Fotos do plantio 2. Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ. \_\_\_\_\_ 15
- Figura 2. 6. Fotos dos plantios 3 (A, B) e 4 (C, D). Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ. \_\_\_\_\_ 16
- Figura 2. 7. Foto do plantio 5. Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ. \_\_\_\_\_ 17

### Capítulo 4.

- Figura 4. 1 Área basal relativa de cada espécie em relação ao total nos três censos realizados nos plantios de eucalipto da Reserva Biológica União. Outras – espécies que não apresentaram populações com mais de dez indivíduos em pelo menos um dos censos; xyl.ser – *Xylopia sericea*; eug.sup – *Eugenia supraaxilaris*; cup.obl – *Cupania oblongifolia*; rol.dol – *Rollinia dollabripetala*; spa.leu – *Sparathosperma leucanthum*; ab – área basal. \_\_\_\_\_ 45

### Capítulo 5.

- Figura 5. 1. Esquema da divisão das parcelas. (A) árvores; (B) jovens; (C) plântulas. A área escura representa a localização de cada parcela ou sub-parcela. \_\_\_\_\_ 60
- Figura 5. 2. Foto mostrando o termohigrômetro (A) e o radiômetro (B). \_\_\_\_\_ 62
- Figura 5. 3. Foto mostrando o termômetro de solo (A) e o trado (B). \_\_\_\_\_ 62
- Figura 5. 4. Esquema representando uma sub-parcela de 2,5 m X 5 m onde foram realizados os levantamentos do estrato de plântulas (capítulo 5). Os círculos representam a região onde foram coletados os dados de temperatura e umidade do solo. A marcação X indica o local onde foi realizado as medidas de umidade relativa e temperatura do ar. \_\_\_\_\_ 63
- Figura 5. 5. Esquema representando uma sub-parcela de 2,5 m X 5 m onde foram realizados os levantamentos do estrato de plântulas. Os círculos representam a região onde foram coletados os dados de radiação a altura do solo. \_\_\_\_\_ 64
- Figura 5. 6. Foto mostrando o quadrado de 50 X 50 cm divididos em 100 partes iguais utilizado para a mensuração da cobertura do dossel. \_\_\_\_\_ 65

Figura 5. 7. Esquema representando uma sub-parcela de 2,5 m X 5 m onde foram realizados os levantamentos do estrato de plântulas (capítulo 5). Os círculos representam a região onde foram coletados os dados de cobertura do dossel. \_\_\_\_\_ 65

Figura 5. 8. Umidade relativa do ar nos plantios de eucalipto (1, 2, 3 e 4) e em área de mata adjacente em fevereiro (chuvoso) e agosto (seco) de 2007 na Reserva Biológica União. Barras significam erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas ao nível de 5%. Letras minúsculas se referem aos dados de fev/07 e letras maiúsculas se referem aos dados de ago/07. \_\_\_\_\_ 66

Figura 5. 9. Temperatura do ar nos plantios de eucalipto (1, 2, 3 e 4) e em área de mata adjacente em fevereiro (chuvoso) e agosto (seco) de 2007 na Reserva Biológica União. Barras significam erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas ao nível de 5%. Letras minúsculas se referem aos dados de fev/07 e letras maiúsculas se referem aos dados de ago/07. \_\_\_\_\_ 67

Figura 5. 10. Temperatura do solo nos plantios de eucalipto (1, 2, 3 e 4) e em área de mata adjacente em fevereiro (chuvoso) e agosto (seco) de 2007 na Reserva Biológica União. Barras significam erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas ao nível de 5%. Letras minúsculas se referem aos dados de fev/07 e letras maiúsculas se referem aos dados de ago/07. \_\_\_\_\_ 68

Figura 5. 11. Porcentagem de água no solo nos plantios de eucalipto (1, 2, 3 e 4) e em área de mata adjacente em fevereiro (chuvoso) e agosto (seco) de 2007 na Reserva Biológica União. Barras significam erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas ao nível de 5%. Letras minúsculas se referem aos dados de fev/07 e letras maiúsculas se referem aos dados de ago/07. \_\_\_\_\_ 68

Figura 5. 12. Radiação acima do solo nos plantios de eucalipto (1, 2, 3 e 4) e em área de mata adjacente em fevereiro (chuvoso) e agosto (seco) de 2007 na Reserva Biológica União. Barras significam erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas ao nível de 5%. Letras minúsculas se referem aos dados de fev/07 e letras maiúsculas se referem aos dados de ago/07. \_\_\_\_\_ 69

Figura 5. 13. Cobertura do dossel nos plantios de eucalipto (1, 2, 3 e 4) e em área de mata adjacente em fevereiro (chuvoso) e agosto (seco) de 2007 na Reserva Biológica União. Barras significam erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas ao nível de 5%. Letras minúsculas se referem aos dados de fev/07 e letras maiúsculas se referem aos dados de ago/07. \_\_\_\_\_ 69

Figura 5. 14. Densidade (ha) de indivíduos jovens para as espécies mais importantes no estrato arbóreo com representação no estrato de jovens, do grupo constituído das outras espécies e de toda comunidade por plantio, nos plantios de eucalipto da Rebio União. No plantio 4 foi observado menos de 10 indivíduos nativos no estrato de jovens em todos os censos. X. ser – *Xylopia sericea*; S.gui – *Siparuna guianensis*; C.obl – *Cupania oblongifolia*; S.leu – *Sparattosperma leucanthun*; M.cor – *Myrsine coriacea*; E.sp2 – *Euphorbiaceae sp2*. Os desvios estão indicados no anexo 2. Não houve diferenças estatísticas (5%) na densidade da comunidade e para qualquer espécie durante o estudo em um mesmo plantio. \_\_\_\_\_ 73

Figura 5. 15 Taxas de recrutamento (% ano<sup>-1</sup>) de indivíduos jovens (DAP < 5 cm e altura > 50 cm) para a comunidade, para as principais espécies e para as demais espécies nativas nos plantios de eucalipto da Rebio União. Valores entre 0 e 1. X. ser – *Xylopia sericea*; S.gui – *Siparuna guianensis*; C.obl – *Cupania oblongifolia*; S.leu – *Sparattosperma leucanthun*; M.cor – *Myrsine coriacea*; Euph.sp2 – *Euphorbiaceae sp2*; com – comunidade; out – outras. \_\_\_\_\_ 79

Figura 5. 16. Taxas de mortalidade (% ano<sup>-1</sup>) de indivíduos jovens (DAP < 5 cm e altura > 50 cm) para a comunidade, para as principais espécies e para as demais espécies nativas nos plantios de eucalipto da Rebio União. Valores entre 0 e 1. X. ser – *Xylopia sericea*; S.gui –

Siparuna guianensis; C.obl – Cupania oblongifolia; S.leu – Sparattosperma leucanthun; M.cor – Myrsine coriacea; Euph.sp2 – Euphorbiaceae sp2; com – comunidade; out – outras. \_\_\_\_\_ 80

Figura 5. 17. Taxas de incremento em diâmetro ( $\text{cm ano}^{-1}$ ) de indivíduos jovens ( $\text{DAP} < 5 \text{ cm}$  e altura  $> 50 \text{ cm}$ ) para a comunidade, para as principais espécies e para as demais espécies nativas nos plantios de eucalipto da Rebio União. X. ser – *Xylopia sericea*; S.gui – *Siparuna guianensis*; C.obl – *Cupania oblongifolia*; S.leu – *Sparattosperma leucanthun*; M.cor – *Myrsine coriacea*; Euph.sp2 – *Euphorbiaceae sp2*; com – comunidade; out – outras. \_\_\_\_\_ 81

Figura 5. 18. Densidade de plântulas de espécies nativas nos sete censos realizados nos plantios de eucalipto da Rebio União. Barras significam erro padrão. Só foram observadas diferenças estatísticas ao nível de 5% durante o estudo no plantio 1. Os censos em que foram observadas as diferenças e os respectivos valores de P estão indicados no anexo 6. \_\_\_\_\_ 82

Figura 5. 19. Densidade relativa de plântulas de *Xylopia sericea* (X.ser) e *Siparuna guianensis* (S.gui) nos plantios de eucalipto 1 e 2 na Rebio União, Rio das Ostras, RJ. \_\_\_\_\_ 85

Figura 5. 20. Número de plântulas de espécies nativas por classes de altura amostrados nos plantios de eucalipto estudados na Rebio União. \_\_\_\_\_ 86

Figura 5. 21. Número de plântulas de *Xylopia sericea* e *Siparuna guianensis* por classes de altura amostrados nos plantios de eucalipto 1 e 2 da Rebio União. \_\_\_\_\_ 87

Figura 5. 22. Taxas anuais de recrutamento e mortalidade para a comunidade de plântulas de espécies nativas nos plantios de eucalipto da Rebio União, RJ. \_\_\_\_\_ 88

Figura 5. 23. Taxas anuais de recrutamento e mortalidade de plântulas de *S. guianensis* e *X. sericea* nos plantios de eucalipto 1 (P1) e 2 (P2) da Rebio União, RJ. Mor – mortalidade; rec – recrutamento. \_\_\_\_\_ 89

Figura 5. 24. Taxas anuais de recrutamento da comunidade, das principais espécies e do grupo constituído das outras espécies de plântulas de espécies nativas nos plantios de eucalipto da Rebio União, RJ. \_\_\_\_\_ 90

Figura 5. 25. Taxas anuais de mortalidade da comunidade, das principais espécies e do grupo constituído das outras espécies de plântulas de espécies nativas nos plantios de eucalipto da Rebio União, RJ. \_\_\_\_\_ 93

Figura 5. 26. Mortalidade de plântulas de espécies nativas por classes de altura, nos plantios de eucalipto da Rebio União, RJ. \_\_\_\_\_ 94

Figura 5. 27. Mortalidade de plântulas de *X. sericea* e *S. guianensis* por classes de altura, nos plantios de eucalipto 1 e 2 da Rebio União, RJ. \_\_\_\_\_ 95

Figura 5. 28. Curvas de sobrevivência de plântulas das coortes de agosto de 2002 (A e C) e janeiro de 2004 (B e D) para o plantio 1 (A e B) e para o plantio 2 (C e D) na Reserva Biológica União. Valor de P obtido através de um teste Qui quadrado. \_\_\_\_\_ 96

Figura 5. 29. Evolução nas taxas de incremento em diâmetro de plântulas de espécies nativas em plantios de eucaliptos abandonados na Reserva Biológica União, RJ. Os valores estão expressos em  $\text{cm ano}^{-1}$  na tabela 5. Barras significam erro padrão. \_\_\_\_\_ 97

Figura 5. 30. Incremento em diâmetro de plântulas das principais espécies e do grupo constituído das outras espécies nativas nos plantios de eucalipto da Rebio União, RJ. \_\_\_\_\_ 98

Figura 5. 31. Gráficos de distribuição espacial de plântulas de *X. sericea* no plantio 1. Freqüência de indivíduos observada (barras) e freqüência esperada segundo Poisson (linha). A

tabela no final de cada figura indica o valor do coeficiente de dispersão (CD) e os limites de confiança (2,5 e 97,5). As letras do lado de cada censo indicam o gráfico correspondente, o sinal \* indica que o valor de CD é significativo ( $P < 0,05$ ). Continua na próxima página. \_\_\_\_ 99

Figura 5. 32. Gráficos de distribuição espacial de plântulas de *S. guianensis* no plantio 1. Freqüência de indivíduos observada (barras) e freqüência esperada segundo Poisson (linha). A tabela no final de cada figura indica o valor do coeficiente de dispersão (CD) e os limites de confiança (2,5 e 97,5). As letras do lado de cada censo indicam o gráfico correspondente, o sinal \* indica que o valor de CD é significativo ( $P < 0,05$ ). Continua na próxima página. \_\_\_\_ 101

Figura 5. 33. Gráficos de distribuição espacial de plântulas de *X. sericea* no plantio 2. Freqüência de indivíduos observada (barras) e freqüência esperada segundo Poisson (linha). A tabela no final de cada figura indica o valor do coeficiente de dispersão (CD) e os limites de confiança (2,5 e 97,5). As letras do lado de cada censo indicam o gráfico correspondente, o sinal \* indica que o valor de CD é significativo ( $P < 0,05$ ). Continua na próxima página \_\_\_\_ 103

Figura 5. 34. Gráficos de distribuição espacial de plântulas de *Siparuna guianensis* no plantio 2. Freqüência de indivíduos observada (barras) e freqüência esperada segundo Poisson (linha). A tabela no final de cada figura indica o valor do coeficiente de dispersão (CD) e os limites de confiança (2,5 e 97,5). As letras do lado de cada censo indicam o gráfico correspondente, o sinal \* indica que o valor de CD é significativo ( $P < 0,05$ ). Continua na página seguinte \_\_\_\_ 105

## Lista de tabelas

### Capítulo 2.

Tabela 2. 1. Área dos plantios, espaçamento entre os indivíduos de eucalipto, ano de estabelecimento, número de árvores de eucalipto e volume com casca ( $m^3$ ) por hectare e total nos plantios de eucalipto estudados. Fonte: Plano de recuperação ambiental dos eucaliptais da Reserva Biológica União (Ibama, 2007). \_\_\_\_\_ 14

### Capítulo 3.

Tabela 3. 1. Densidade ( $D \text{ ind ha}^{-1}$ ), área basal ( $AB \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ), número total de espécies ( $St$ ), número médio de espécies ( $Sx$ ), índice de diversidade de Shannon & Wiener ( $H'$ ), uniformidade de Pielou ( $J'$ ) e número de famílias ( $n^\circ \text{ fam}$ ) de indivíduos nativos com  $DAP \geq 5$  cm nas três amostragens realizadas em plantios de eucalipto (*Corymbia citriodora*) da Reserva Biológica União, Rio de Janeiro. Não foram observadas diferenças estatísticas ao nível de 5% na densidade e no número de espécies entre os anos em um mesmo plantio. \_\_\_\_\_ 23

Tabela 3. 2. Alterações no número total de indivíduos ( $N$ ) e área basal ( $m^2$ ) ( $AB$ ), em cada plantio de *C. citriodora* da Reserva Biológica União, nos anos de 2001, 2005 e 2007. \_\_\_\_\_ 25

Tabela 3. 3. Dominância relativa ( $DoR$ ), densidade relativa ( $DeR$ ), índice de valor de cobertura ( $IVC$ ) e posição quanto a importância em ordem crescente de  $IVC$  ( $Imp$ ) para as espécies nativas com indivíduos com  $DAP \geq 5$  cm nos censos de 2001 (01), 2005 (05) e 2007 (07), em plantios de eucalipto da Reserva Biológica União, Rio de Janeiro. \_\_\_\_\_ 33

### Capítulo 4.

Tabela 4. 1. Número total de indivíduos ( $N$ ) em 2001 (01), 2005 (05) e 2007 (07), número de indivíduos mortos, número de recrutas, taxas de recrutamento e mortalidade ( $\% \text{ ano}^{-1}$ ) entre os anos de 2001 e 2005 e entre 2005 e 2007 da comunidade, das principais espécies (com mais de 10 indivíduos em pelo menos um das três amostragens) e das outras espécies (com menos de 10 indivíduos nas três amostragens) observadas nos  $5000 \text{ m}^2$  ( $1000 \text{ m}^2$  por plantio) de plantios de eucalipto amostrado da Reserva Biológica União. O censo do plantio 2 foi realizado em outubro de 2000. \_\_\_\_\_ 41

Tabela 4. 2. Número total de indivíduos ( $N$ ), densidade relativa ( $DR$ ) e índice do valor de cobertura ( $IVC$ ) em 2001 (01), 2005 (05) e 2007 (07) em  $1000 \text{ m}^2$  de área amostrada por plantio, para cada espécie com mais de 10 indivíduos em pelo menos um censo nos plantios de eucalipto estudados na Reserva Biológica União, RJ. \_\_\_\_\_ 51

Tabela 4. 3. Taxa anual de incremento em diâmetro ( $\text{cm ano}^{-1}$ ) entre os anos de 2001 e 2005 e entre 2005 e 2007 da comunidade, das principais espécies (com mais de 10 indivíduos em pelo menos uma das três amostragens) e das outras espécies (com menos de 10 indivíduos nas três amostragens) observadas nos  $5000 \text{ m}^2$  ( $1000 \text{ m}^2$  por plantio) de área amostrada nos plantios de eucalipto da Reserva Biológica União. O censo do plantio 2 foi realizado em outubro de 2000. \_\_\_\_\_ 52

## Capítulo 5.

Tabela 5. 1 Resumo das metodologias utilizadas no estudo do estrato de jovens e plântulas. Das – diâmetro a altura do solo; X.ser – *Xylopia sericea*; C.obl – *Cupania oblongifolia*; S. leu – *Sparathosperma leucanthun*; S.gui – *Siparuna guianensis*; D – Densidade; AB – área basal; IVC – índice de valor de cobertura, S' – Riqueza; H' – Diversidade de Shannon & Wiener, J' – uniformidade de Pielou; rec – recrutamento; mor – mortalidade; sobrev X2 – curvas de sobrevivência testada por teste qui-quadrado; Poisson – calculo da distribuição de Poisson com um intervalo de 5% de confiança. \_\_\_\_\_ 60

Tabela 5. 2. Densidade e desvio padrão (ha), número total de espécies (S'), índice de diversidade de Shannon & Wiener (H'), uniformidade (J') e área basal (AB m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) do estrato de jovem nos plantios de eucalipto da Rebio União, RJ. \_\_\_\_\_ 72

Tabela 5. 3. Densidade relativa (DeR), dominância relativa (DoR) e a ordenação das espécies segundo a classificação decrescente do valor de cobertura (VC) que é a soma e DeR mais DoR para o estrato de jovens nos plantios de eucalipto da Rebio União, RJ. \_\_\_\_\_ 74

## Lista de anexos

### Capítulo 2.

Anexo 1. Recomendações de manejo dos plantios de eucalipto da Reserva Biológica União segundo o Plano de Recuperação dos Eucaliptais da Reserva Biológica União (IBAMA 2007).  
\_\_\_\_\_ 135

### Capítulo 5.

Anexo 2. Densidade  $\pm$  desvio padrão de indivíduos jovens das espécies mais importantes no estrato arbóreo e que apresentam indivíduos no estrato de jovens, da comunidade e das outras espécies nos plantios de eucalipto da Rebio União. \_\_\_\_\_ 137

Anexo 3. Taxas de recrutamento ( $\% \text{ ano}^{-1}$ ) de indivíduos jovens (DAP < 5 cm e altura > 50 cm) para a comunidade, para as principais espécies e as demais espécies nativas nos plantios de eucalipto da Rebio União. Valores entre 0 e 1. \_\_\_\_\_ 138

Anexo 4. Taxas de mortalidade ( $\% \text{ ano}^{-1}$ ) de indivíduos jovens (DAP < 5 cm e altura > 50 cm) para a comunidade, para as principais espécies e as demais espécies nativas nos plantios de eucalipto da Rebio União. Valores entre 0 e 1. \_\_\_\_\_ 138

Anexo 5. Taxas de incremento em diâmetro ( $\text{cm ano}^{-1}$ ) de indivíduos jovens (DAP < 5 cm e altura > 50 cm) para a comunidade, para as principais espécies e as demais espécies nativas nos plantios de eucalipto da Rebio União. \_\_\_\_\_ 139

Anexo 6. Densidade  $\pm$  desvio padrão ( $\text{ind ha}^{-1}$ ) de plântulas de espécies nativas nos oito censos realizados nos plantios de eucalipto da Rebio União. Também são apresentados os valores de P dos censos em que foram observadas diferenças estatísticas (5%) na densidade durante o estudo. Nos demais plantios não foram observadas diferenças estatísticas. \_\_\_\_\_ 139

Anexo 7. Taxas de mortalidade  $\text{ano}^{-1}$  e taxas de recrutamento  $\text{ano}^{-1}$  para a comunidade de plântulas de espécies nativas nos plantios de eucalipto da Reserva Biológica União. \_\_\_\_\_ 140

Anexo 8. Taxas de recrutamento de plântulas das principais espécies nativas, do grupo constituído pelas demais espécies (outras) e da comunidade nos plantios de eucalipto da Reserva Biológica União. \_\_\_\_\_ 140

Anexo 9. Taxas de mortalidade de plântulas das principais espécies nativas, do grupo constituído pelas demais espécies (outras) e da comunidade nos plantios de eucalipto da Reserva Biológica União. \_\_\_\_\_ 141

Anexo 10. Taxas de incremento anual em diâmetro de plântulas de espécies nativas em plantios de eucaliptos abandonados na Reserva Biológica União. Os valores estão expressos em  $\text{cm ano}^{-1}$ . No plantio 4 não havia indivíduos nativos no censo realizado em agosto de 2002.  
\_\_\_\_\_ 141

## Resumo

Este trabalho teve como objetivo avaliar a dinâmica da comunidade e das principais populações arbustivo-arbóreas nativas de Mata Atlântica regenerando em plantios abandonados de eucalipto (*Corymbia citriodora* (Hook.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson). Este trabalho foi realizado em cinco plantios de eucalipto abandonados em 1996, na Reserva Biológica União. Em cada plantio foram alocadas cinco parcelas de 20 X 10m, onde todas as árvores (DAP  $\geq$  5cm) foram mensuradas nos anos de 2001, 2005 e 2007. Em quatro plantios, cada parcela foi subdividida em quatro sub-parcelas de 10 X 5m, onde em duas destas, todos os indivíduos jovens (altura  $>$  50cm e DAP  $<$  5cm) foram amostrados em cinco censos. As mesmas parcelas foram ainda subdivididas em 16 sub-parcelas de 5 X 2,5m, onde em quatro, todas as plântulas (altura  $\leq$  50cm) foram amostradas em oito censos. A dinâmica da comunidade foi avaliada através das alterações dos parâmetros densidade, área basal, riqueza, índice de diversidade e uniformidade, sendo as espécies ordenadas em função do valor de cobertura. A dinâmica das principais populações foi avaliada através das taxas anuais de recrutamento, mortalidade e incremento em diâmetro. Não foram observadas mudanças acentuadas entre as espécies mais importantes. *Xylopia sericea* esteve sempre entre as espécies mais importantes nos três estratos. As maiores taxas de recrutamento e as menores taxas de mortalidade das principais espécies, quando comparadas ao grupo das demais espécies e a elevada dominância de *Xylopia sericea* e *Siparuna guianensis* no estrato de plântulas indicam a lentidão do processo de regeneração, pois se tratam de espécies heliófilas. A riqueza foi baixa, haja vista a proximidade dos plantios com áreas florestais preservadas com elevada diversidade. Apesar da análise de alguns parâmetros apresentarem resultados superiores àqueles observados em outras áreas de floresta secundária abandonadas em períodos semelhantes, a presença de *C. citriodora* parece estar dificultando a regeneração natural de espécies nativas, não corroborando assim, a hipótese do uso desta espécie como facilitadora da regeneração. Generalizações quanto ao uso do eucalipto em áreas de revegetação devem ser evitadas, devido a respostas distintas que diferentes espécies deste grupo podem apresentar.

**Palavras chave:** regeneração, *Corymbia citriodora*, facilitação, dinâmica florestal.



## Abstract

This study aimed to evaluate the community and populations dynamics of native plants in abandoned *Corymbia citriodora* (Hook.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson of União Biological Reserve, Rio das Ostras (RJ), Brazil. Five stands of eucalyptus with different ages were selected, in each one, five 20 x 10m plots were randomly plotted, where all trees (DBH  $\geq$  5 cm) were measured in three census. In four stands, plots were divided in four 10 x 5m sub-plots of, where in two of these sub-plots, saplings (h  $\geq$  50 cm e DBH < 5 cm) were measured in five census. The same 20 x 10m plots of were divided in 16 5 x 2,5m sub-plots, where in four of these, all seedlings (h  $\leq$  50 cm) were measured in eight census. Change in density, basal area, number of species, Shannon & Wiener diversity index and evenness index were calculated to describe community dynamics. Dynamics of the main species were evaluate by annual recruitment and mortality rate and annual diameter growth rate. Results showed few changes among the most important species. *Xylopia sericea* was always among most important species in trees, saplings and seedlings layers. The biggest recruitment rate and the lesser mortality rate of the main species, when compared with the group of others species and the higher dominance of *Siparuna guianensis* and *Xylopia sericea* seedlings suggest that natural regeneration process is being slow. Few species were found in eucalyptus stands nearby a high diverse native frests stands. Despite the analysis of some parameters presenting resulted even though higher to the observed in other secondary forests with abandonment time similar, the presence of *Corymbia citriodora* apparently is working regeneration difficulty. The hypothesis of the use of this species as nurse-trees was not corroborated. Generalizations on the use of eucalyptus as nurse-trees in degraded areas must be prevented, due the different reply that species of this group can present.

**Key words:** regeneration, *Corymbia citriodora*, nurse-trees, forest dynamics.

## Capítulo 1. Introdução.

### 1.1 A mata atlântica

Segundo o Ministério do Meio Ambiente e o programa SOS Mata Atlântica, a área original de mata atlântica no Brasil ultrapassava 1.360.000 Km<sup>2</sup>. Desde os períodos da colonização brasileira este bioma vem sendo degradado principalmente por estar situado no litoral brasileiro, onde hoje estão localizados os grandes centros urbanos. Acredita-se que a mata atlântica esteja reduzida à cerca de 7% de sua área original (Myers *et al.* 2000), e as áreas remanescentes estão altamente fragmentada. O estado do Rio de Janeiro, sede do governo federal por quase 200 anos entre os séculos XVIII e XX, foi alvo de intensa migração, que resultou no aumento populacional e grande pressão ambiental. Aqui, os fragmentos de mata atlântica, geralmente são menores que 1000 ha, estão localizados principalmente em áreas de difícil acesso, onde não foi possível a prática agrícola e em sua maioria em propriedades privadas. A maior parte destes remanescentes estão localizados nas regiões Sul Fluminense, Centro-Norte e Serrana.

Apesar da intensa fragmentação, a mata atlântica ainda é um bioma caracterizado pela alta diversidade, e isto se deve à grande variedade de habitats inseridos em uma série de tipologias, que compõe um mosaico vegetacional bastante complexo. Este bioma inclui, segundo o Decreto Federal nº 750/93, as “formações florestais” e os “ecossistemas associados” inseridos no domínio Mata Atlântica, com as respectivas delimitações estabelecidas pelo mapa de vegetação do Brasil, do IBGE (1992): Floresta Ombrófila Densa Atlântica; Floresta Ombrófila Mista; Floresta Ombrófila Aberta; Floresta Estacional Semi-decidual; Floresta Estacional Decidual; Manguezais; Restingas; Campos de Altitude; Brejos Interioranos e Encraves Florestais do Nordeste.

Esta grande variedade de habitats proporciona a elevada biodiversidade no bioma. A mata atlântica possui grande número de espécies endêmicas, sendo considerada internacionalmente como área prioritária para a

conservação (IUCN, 1988; Mori, 1989), e também classificada como um dos *hotspots* de biodiversidade do planeta (Myers *et al*, 2000).

Mittermeir *et al*, (1992) classificaram o Brasil como um dos países com maior biodiversidade, apresentando cerca de 10% dos organismos e com cerca de 30% das áreas de florestas tropicais mundiais. Apesar do aumento na área total legalmente preservada no Brasil nos últimos anos, as áreas protegidas respondem por 8% do território<sup>1</sup>, este valor pode ser considerado aquém do necessário para a manutenção da diversidade, o que facilita ainda mais sua degradação, principalmente devido à instabilidade política e econômica característica de um país em desenvolvimento.

A intensa fragmentação observada pode levar ao isolamento de várias populações, com o impedimento do fluxo gênico, e a redução da diversidade biológica local e regional. Muitos pesquisadores apontam a perda de espécies que nem mesmo foram descritas cientificamente. Apesar desta importância, a Mata Atlântica carece ainda de estudos, principalmente aqueles de longa duração. De certa forma isto é um fato curioso, já que grandes centros de pesquisas do Brasil estão localizados nos domínios da Mata Atlântica.

Na área que abrange as regiões Centro-Norte, Norte Fluminense e Baixada Litorânea, onde se localiza a primeira Reserva Biológica do país (Reserva Biológica de Poço das Antas) e por ser a área de atuação do projeto de translocação do Mico-Leão-Dourado, que é considerado, internacionalmente, um dos mais bem sucedidos, estudos sobre a estrutura florestal e seu funcionamento são reduzidos (Pessoa *et al*. 1997; Guedes-Bruni *et al*. 1997; Kurtz & Araújo 2000; Borem & Ramos 2001; Silva & Nascimento 2001; Borem & Oliveira Filho 2002; Moreno *et al*, 2003; Rodrigues, 2004; Carvalho *et al*. 2006a, 2006b; Carvalho *et al*, 2007). Portanto, existe um consenso de que é urgente ampliar os estudos ecológicos nos remanescentes de Mata Atlântica, e em especial, estudos de longa duração, para entender os processos que atuam sua dinâmica e estrutura florestal.

---

<sup>1</sup> <http://www.mma.gov.br/port/sbf/dap/apbparq.html> - acessado em 08/01/08.

## 1.2 Plantios de eucalipto.

Original da Austrália, o eucalipto é considerado o gênero<sup>2</sup> florestal mais plantado no mundo (Lima, 1996). O aumento da população humana e, conseqüentemente, da demanda por madeira foi fator que elevou o interesse do uso do eucalipto para a produção de madeira. Algumas espécies de eucalipto apresentam algumas características de crescimento rápido, alta resistência ao déficit hídrico, alta capacidade de rebrota, baixos custos de estabelecimento das plantações e baixa exigência qualitativa quanto ao solo e à precipitação que facilitaram sua difusão por todo o mundo.

No Brasil, segundo Lima (1996), os primeiros plantios de eucalipto foram estabelecidos em 1868 no Rio Grande do Sul, porém a cultura em larga escala se deu somente no início do século XX pela Companhia Paulista da Estrada de Ferro. A partir da década de 60, com o aumento dos programas de incentivos fiscais, a área plantada no Brasil apresentou considerável aumento. Mora e Garcia, em 2000, estimaram a área plantada em mais de 3 milhões de hectares principalmente nos estados do Paraná, São Paulo e Minas Gerais (Almeida e Soares, 2003).

Algumas espécies de eucalipto apresentam grande importância econômica, e são por isso amplamente utilizadas na construção civil, para a produção de papel, de carvão, na indústria farmacêutica, para cosméticos, artigos de limpeza e perfumaria, dentre outros.

Além dos usos já mencionados, os plantios de eucalipto também são bastante utilizados em sistemas agroflorestais, de forma integrada com as atividades agrícola e pecuária ou ainda, como prestadoras de serviços como quebra-ventos, cercas vivas e proteção de animais.

Desta forma, o eucalipto pode ter grande importância social quando utilizado em consórcio com espécies agrícolas. Xavier *et al*, (2006) mostraram que culturas agrícolas como o milho e a mandioca podem se desenvolver sem competição aparente com o eucalipto, de forma a aumentar a renda familiar das famílias envolvidas no projeto. Desta forma, diversos autores sugerem a utilização de plantios de eucalipto em sistemas agroflorestais como forma de

---

<sup>2</sup> Atualmente as espécies de eucalipto estão divididas em dois gêneros: *Eucalyptus* e *Corymbia* (Jonhson e Hill, 1995)

aumentar a produção agrícola, apesar dos programas de incentivo do governo contemplarem os plantios com espécies nativas (Neri *et al.*, 2005). A preferência pelas monoculturas de eucalipto se deve ao baixo custo de estabelecimento quando comparado ao plantio de espécies nativas, a maior rentabilidade do eucalipto e também a falta de conhecimento silvicultural e maiores ciclos de vida de outras espécies.

Segundo Evans (1992) *apud* Schneider (2003) alguns países chegaram a proibir os plantios de eucalipto devido aos possíveis impactos negativos. Um argumento contra seu uso é o fato de ser uma espécie exótica, que pode trazer riscos às comunidades vegetais e animais locais. As preocupações mais comuns são: a redução do lençol freático pelo uso excessivo de água; a supressão do crescimento de outras espécies, o que pode causar aumento no processo erosivo do solo e a baixa aptidão de florestas de eucalipto à fauna (Schneider, 2003).

Almeida e Soares (2003) observaram que plantações de eucalipto se comparam a Mata Atlântica quanto à evapotranspiração e a utilização da água do solo, podendo, até mesmo, consumir menos água se considerado o ciclo de crescimento como um todo. A defesa para a utilização do eucalipto é argumentada pelo fato que a maior parte das culturas agrícolas como o milho, a soja, o arroz, o feijão, a cana-de-açúcar, o café, a batata e a laranja, também são de espécies exóticas, não havendo assim problemas para a utilização do eucalipto.

Outro problema relacionado a algumas espécies de eucalipto é a alelopatia. Nishimura *et al.* (1984) comprovaram o efeito alelopático de *Corymbia citriodora* (Hook.) K. D. Hill & L. A. S. Johnson, 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 alface (*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.). Entretanto, os autores não verificaram efeito alelopático para a germinação do arroz (*Oryza sativa* L.) e sementes da própria espécie.

A lenta decomposição das folhas de *Eucalyptus grandis*, como observado por Rezende *et al.* (2001), também pode dificultar o crescimento de espécies nativas, pois além de não disponibilizar nutrientes para os solos

tropicais comumente pobres, a espessa camada de serrapilheira que poderá se formar pode impedir a germinação de sementes que requerem luz para tal, e também dificultar o crescimento, principalmente de plântulas, devido a efeitos meramente físicos (Clark e Clark, 1987a).

A dispersão zoocórica pode ser bastante dificultada em plantios de eucalipto. Segundo Schneider (2003), estes plantios não fornecem refúgios seguros para a fauna dispersora atuante e seus frutos duros não são utilizados como alimento pela maioria das aves e mamíferos. A exalação de essências oriundas de óleos essenciais existentes nas folhas pode também atuar como um “repelente” para muitos animais. Estes fatos podem retardar ou mesmo impedir a regeneração de espécies nativas em plantios abandonados.

Ribeiro *et al.* (2005) verificaram o maior recrutamento de plântulas de espécies nativas em plantios de *Corymbia citriodora* em áreas onde a serrapilheira foi removida periodicamente quando comparado às áreas controle, onde a serrapilheira não foi removida. Os autores consideram que isto pode ser devido à presença do composto existente nas folhas de eucalipto, que ao decompor, é liberado ao solo, inibindo assim o estabelecimento de plântulas de outras espécies ou ainda pela remoção de uma barreira física, a serrapilheira que dificultava a germinação e o estabelecimento de plântulas.

### **1.3. Justificativa**

A intensidade e o tempo de duração dos distúrbios aos quais os fragmentos foram submetidos são importantes para se entender os processos de dinâmica e a regeneração em diferentes áreas (Oliveira-Filho *et al.*, 1997, Laurance *et al.*, 1998). Esses processos são influenciados por diversos fatores como a fonte de propágulos, as condições microclimáticas e as características fenológicas das espécies em questão (Sartori *et al.*, 2002). Neste contexto, torna-se importante o estudo da regeneração natural de espécies nativas para o entendimento da comunidade vegetal (Viana *et al.*, 1992), principalmente a regeneração em situações de competição com as árvores de plantios florestais já estabelecidos (Sartori *et al.*, 2002).

Neri *et al.*, (2005) salientam que a abordagem ecológica do sub-bosque de plantas nativas em plantios silviculturais tem como pontos fundamentais o

conhecimento de quais espécies ocorrem e o entendimento de como se relacionam com o meio abiótico. Entretanto, pouco se sabe sobre o comportamento do crescimento de espécies tropicais, devido a grande diversidade de espécies que este bioma apresenta (Condit *et al.*, 1992; Korning e Balsev, 1994; Nascimento e Proctor, 1997).

O uso de Sistemas Agroflorestais como “catalisador” da regeneração natural, facilitando o estabelecimento de espécies de estágios de sucessão mais avançado, possibilitando ainda a geração de renda para pequenos agricultores, tem sido sugerido por muitos pesquisadores, conforme pode ser observado no trecho a seguir, retirado de Vieira *et al.* (2006), apesar de serem poucos os estudos sobre os custos e as receitas sobre este tipo de intervenção:

*“Considerando o estado atual de degradação e fragmentação da Mata Atlântica e tendo em vista que grande parte destes fragmentos estão localizados entre pequenas propriedades rurais, os Sistemas Agroflorestais (SAF) apresentam-se como importante alternativa para a formação de corredores, visando conectar fragmentos florestais, e ainda possibilitar geração de renda para a agricultura familiar. Estes sistemas vêm sendo muito citados na literatura como essenciais para o aumento da renda dos agricultores familiares, no entanto, poucos são os estudos que realmente avaliam e disponibilizam números sobre os custos de implantação e rentabilidade desse manejo. Modelos agroflorestais que associem não somente espécies de valor comercial, mas também espécies nativas e de rápido crescimento (Fernandes, 2001<sup>3</sup>) favorecendo o surgimento das condições microclimáticas necessárias ao estabelecimento de espécies de estágios sucessionais mais avançados, parecem ser os mais indicados.”*

---

<sup>3</sup> Fernandes, E. C. M. In: III Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais: Manejando a Biodiversidade e Compondo a Paisagem Rural., 3. (2001), Manaus. Anais. Manaus: Embrapa Amazônia Ocidental. p. 76-102. (Embrapa Amazônia Ocidental. Documento, 17).

Desta maneira, o eucalipto aparece como boa opção, por ter baixo custo de implementação, possuir valor comercial e de ser espécie de rápido crescimento. Vieira *et al.* 2006 verificaram que a espécie de eucalipto utilizada (*Eucalyptus grandis*) apresentou o maior crescimento dentre as utilizadas, seguido de *Acacia angustissima* e *Morus nigra*.

Alguns estudos indicam que plantios de eucalipto podem ser usados com eficácia como facilitadora da regeneração de espécies nativas, como pode ser visto em revisão realizada por Feyera *et al.* (2002). Em estudo realizado em Minas Gerais, Silva Júnior *et al.* (1995) observaram a regeneração de 123 espécies nativas no sub bosque de plantios abandonados de *Eucalyptus grandis*, observando que, quanto mais próximo de remanescentes de mata nativa, mais rico era o sub bosque. Em outro estudo, Sartori *et al.* (2002), estudando a regeneração em plantios de *Eucalyptus saligna* em São Paulo, não observaram influência desta espécie exótica de forma a impossibilitar o crescimento de espécies nativas, concluindo que espécies não pioneiras foram beneficiadas em algumas áreas devido ao sombreamento causado por indivíduos adultos de eucalipto. Carneiro (2002), em trabalho sobre a regeneração natural em plantios de *E. grandis* em Itatinga, também concluiu que o plantio de eucalipto pode ser solução viável para o objetivo de restauração de matas nativas, desde que respeitados alguns aspectos quanto à retirada da madeira de eucalipto, a fim de não destruir o sub-bosque.

Os plantios de eucalipto da Reserva Biológica União estão abandonados desde 1996, proporcionando condições para a regeneração de espécies nativas no sub-bosque. Porém os primeiros resultados obtidos nos plantios de *Corymbia citriodora* na Reserva Biológica União (Rabelo 2003; Ribeiro *et al.* 2005; Evaristo *et al.* 2006) não corroboram os estudos citados acima, visto que a regeneração tem sido muito lenta e com baixa diversidade de espécies. Dessa forma um estudo de longo prazo é necessário para a avaliação mais acurada da regeneração das espécies nativas nestes plantios.



#### 1.4. Objetivos

Este trabalho teve como objetivos principais avaliar as alterações ocorridas na comunidade no período de 1996 a 2007 e a dinâmica populacional das principais espécies arbustivo-arbóreas de Mata Atlântica colonizadoras de plantios de eucalipto (*Corymbia citriodora*) (Hook.) K. D. Hill & L. A. S. Johnson, abandonados desde 1996, na Reserva Biológica União. A viabilidade do uso de plantios de *Corymbia citriodora* como forma de facilitar a regeneração também é avaliada.

#### 1.5. Objetivos específicos

Este trabalho teve como objetivos específicos:

- (1) Avaliar as mudanças ocorridas na comunidade arbórea nativa de Mata Atlântica entre 1996 e 2007, em plantios de *Corymbia citriodora*, na Reserva Biológica União.
- (2) Avaliar a dinâmica das principais populações de espécies arbóreas nativas de Mata Atlântica, regenerando em plantios de *Corymbia citriodora*, na Reserva Biológica União.
- (3) Avaliar a dinâmica da regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas nativas de Mata Atlântica, regenerando em plantios de *Corymbia citriodora*, na Reserva Biológica União.

Testa-se ainda as hipóteses de que *Corymbia citriodora* atue facilitando a regeneração natural de espécies nativas e de que o estabelecimento de novos indivíduos seja maior em plantios que possuem melhores condições microclimáticas, ou seja, mais próximas do observado em áreas de floresta adjacente.

## Capítulo 2. Área de estudo

### 2.1. A Reserva Biológica União

Oficialmente criada pelo decreto de 22 de abril em 1998, a Reserva Biológica União, está localizada nos municípios de Rio das Ostras (22° 27' 30"S e 42° 02' 14"W – sede administrativa), Casimiro de Abreu e Macaé, nas bacias dos rios São João, Macaé e das Ostras (figura 2.1). Apesar de apenas 0,1% da área da Reserva estar localizada no município de Macaé, este possui grande importância para a UC, pois a maior parte da área de entorno da Reserva União está localizada no município de Macaé (figura 2.1).

A Reserva, que é cortada pela BR 101, ocupa uma área de cerca de 3100 ha, com cerca de 2400 ha de Mata Atlântica em bom estado de preservação e, aproximadamente, 220 ha de plantios de eucalipto (IBAMA 2007). O restante é ocupado por áreas de antigo uso industrial, estradas, linha férrea, torres de energia e comunicação, gasodutos da Petrobrás e etc. Toda a área de construção nos domínios da Reserva Biológica União é derivada do antigo uso do terreno antes da sua criação. O terreno onde hoje está localizada a Reserva (antiga Fazenda União) teve, desde a década de 30, parte de sua mata nativa retirada para a utilização como lenha destinada a movimentação de locomotivas. A partir da década de 60 a fazenda passou a ser de propriedade da Rede Ferroviária Federal S/A (RFFSA), que deu início aos plantios de eucalipto, primeiramente a espécie *Eucalyptus grandis*, para a produção de lenha e carvão. Com a substituição das locomotivas por trens movidos a diesel nos meados da década de 70, passou-se a plantar eucalipto da espécie *Corymbia citriodora* para a produção de dormentes para a linha férrea. Em 1992, foi dado início ao processo de privatização da RFFSA, e a então fazenda União foi colocada à venda. Porém, desde 1991 a RFFSA iniciara um processo para a criação de uma Reserva Particular do Patrimônio Nacional (RPPN) no local e, auxiliada pela pressão para a conservação de habitats do Mico-Leão-Dourado, em 1998 foi criada a Reserva Biológica União.

O clima predominante na região da Reserva é o tropical úmido, (Nimer 1979) com temperatura média anual de 25,6°C, com a pluviosidade em torno

dos 2100 mm ano<sup>-1</sup>, sendo 80% da pluviosidade concentrada entre os meses de outubro e abril. (Figura 2.2). Segundo classificação do IBGE (1992) a vegetação da Rebio União apresenta formações de terras baixas e submontana, sendo classificada como Floresta Ombrófila Densa. A Reserva possui um dos maiores valores de diversidade florística já observados para áreas de Mata Atlântica. Rodrigues (2004) encontrou 208 espécies arbóreas e índice de diversidade de Shannon e Wiener de 4,9. Segundo RADAMBRASIL (1983), o relevo da Reserva é ondulado com morros mamelonares e o solo é classificado como latossólico vermelho distrófico.



Figura 2. 1. Localização da Reserva Biológica União, municípios de Casimiro de Abreu, Rio das Ostras e Macaé, RJ. Brasil.

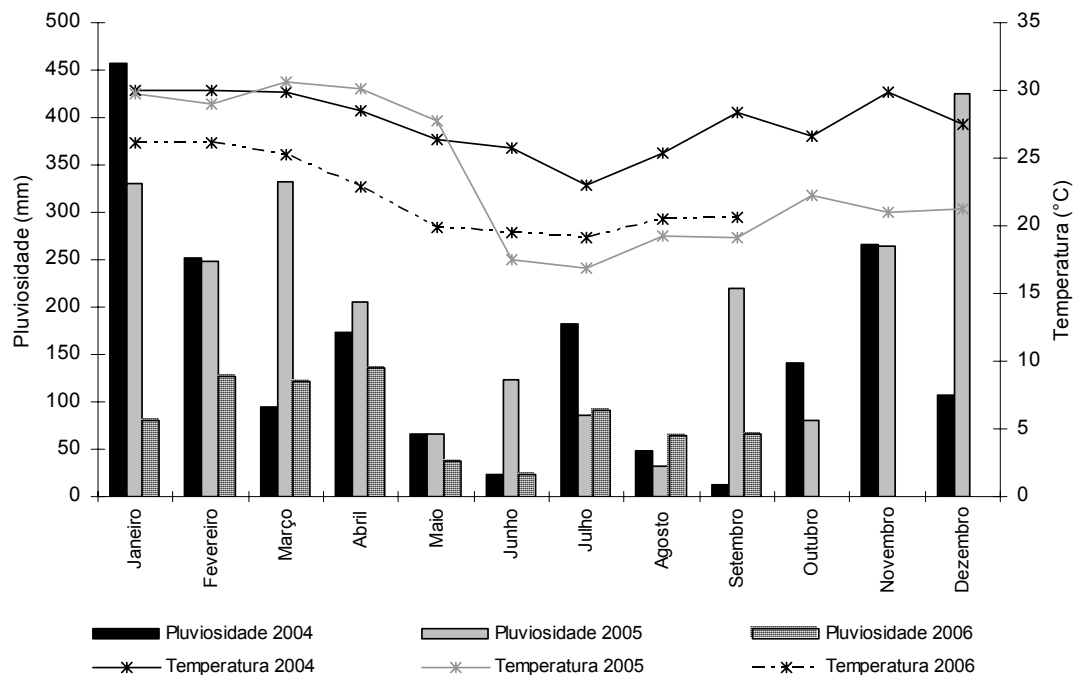


Figura 2. 2. Precipitação pluviométrica e temperatura média na Rebio União entre os anos de 2004 e 2006. Dados coletados pela equipe do Programa de Translocação da Associação Mico-Leão-Dourado.

## 2.2. Os plantios de eucalipto.

Na Reserva Biológica União existem 47 talhões de eucalipto variando de 0,21 a 16,36 ha, totalizando área de, aproximadamente, 220 ha (IBAMA 2007). A retirada dos eucaliptos está prevista no decreto de criação da Reserva, já que a presença de espécies exóticas fere os objetivos de uma Unidade de Conservação de Proteção Integral. No decreto é recomendado que os eucaliptos “deverão ser cortados de acordo com plano a ser preparado pelo IBAMA, e a madeira utilizada para atividades da Reserva ou de outras unidades de conservação federais, ou vendida, na forma determinada pela legislação, devendo os recursos arrecadados serem aplicados na implantação da própria Reserva, principalmente na regeneração e recomposição da vegetação original”. Uma dificuldade encontrada no processo de retirada do eucalipto é o tipo de metodologia a ser utilizada, o que vem sendo objeto de grande discussão. No ano de 2003 foi criada uma Câmara Técnica inserida ao Conselho Consultivo da Rebio com a finalidade de discutir a retirada do eucalipto da Reserva e a recuperação destas áreas.

Desde o início de 2007 a equipe da Rebio, juntamente com a Câmara Técnica, desenvolveram atividades com o intuito de elaborar um plano de manejo para os eucaliptais da Reserva. Em setembro de 2007 foi apresentado o relatório denominado Plano de Recuperação Ambiental dos Eucaliptais da Reserva Biológica União, que visa à retirada dos eucaliptos levando em consideração as características de cada talhão, bem como o estágio de regeneração de espécies nativas (quando existente) em seus sub-bosques e métodos para recuperação destas áreas (IBAMA 2007).

Dentre os 47 talhões existentes na Rebio União, cinco plantios foram considerados distintos e selecionados com base nas idades dos eucaliptos, espaçamento entre os indivíduos e uso do solo. Como características em comum podem ser destacadas a proximidade, de no máximo 400 m, que todos os plantios têm com algum fragmento de Mata Atlântica e por terem sido submetidos pelos mesmos tratamentos silviculturais, recebendo calagem e adubação (N, P, K) no estabelecimento do plantio e limpeza e desbastes a cada três anos, com ciclo de cortes de 7, 14 e 21 anos.

É ressaltado que os plantios foram abandonados em 1996 e, desde então, não passaram por qualquer tipo de intervenção silvicultural. O solo nos plantios, segundo Miranda *et al.* (2007), é do tipo argissolo vermelho-amarelo distrófico latossólico. A localização de cada plantio é mostrada na figura 2.3.

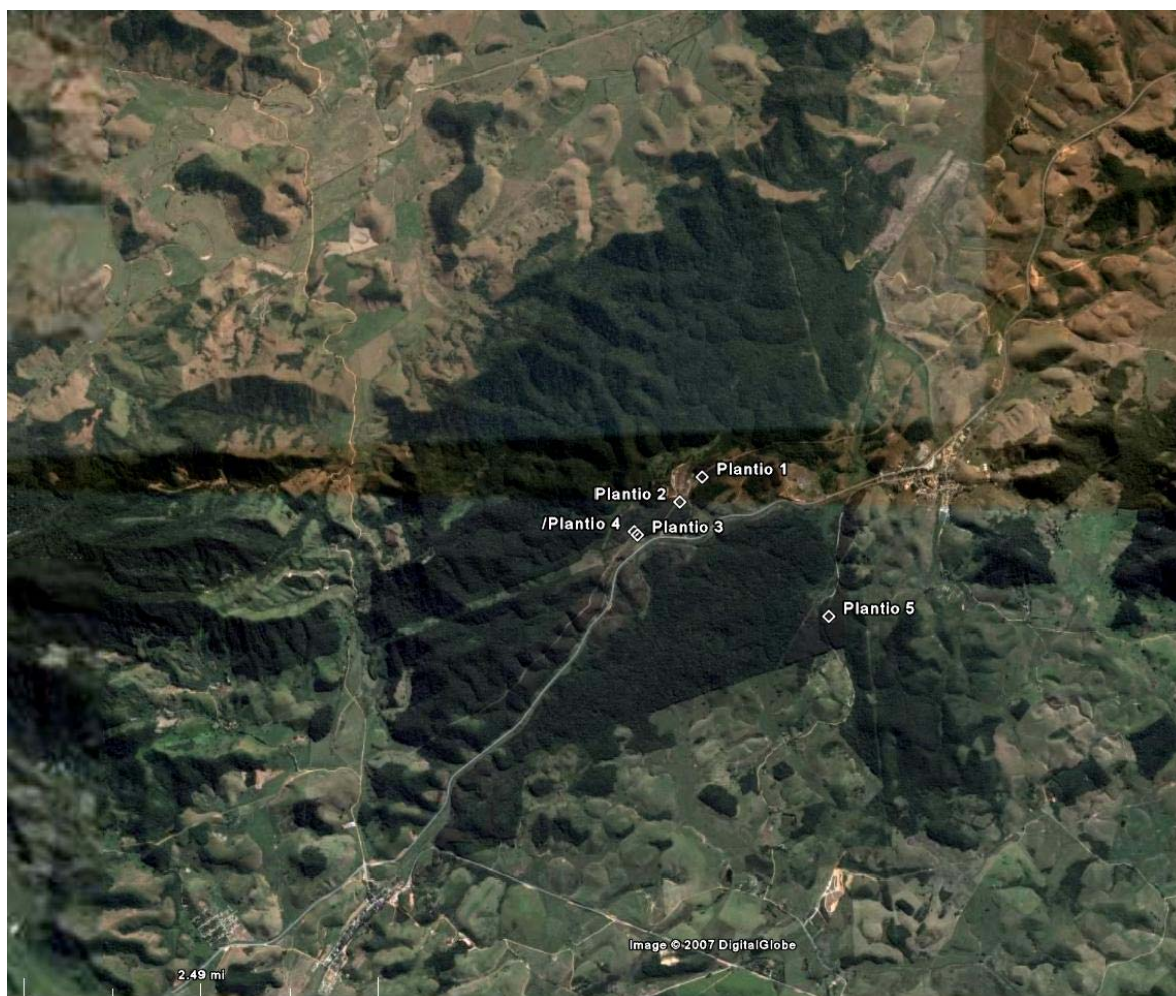


Figura 2. 3. Localização dos plantios de eucalipto estudados na Reserva Biológica União.

O plantio 1 (posição UTM: 805391 e 7517167) é parte de um talhão que possui 11,44 ha (tabela 2.1). É o mais antigo dentre os plantios estudados, estabelecido em 1968, e apresenta espaçamento de 3m x 3m (figura 2.4). Segundo o plano de manejo dos eucaliptais (IBAMA 2007) o volume de madeira de eucalipto para lenha e escora é de 225,40 m<sup>3</sup>, para viga e mourão é de 533,56 m<sup>3</sup> e para uso em serraria o volume é de 1661,32m<sup>3</sup>.

O plantio 2 (posição UTM: 805170 e 75167768) se localiza próximo a sede da Reserva, estando localizado entre 2 morrotes mamelonares. Este plantio apresenta espaçamento de 1,5m x 3m, foi estabelecido em 1989 e possui uma área de 9,70 ha (figura 2.5). A densidade é de 706 indivíduos ha<sup>-1</sup> para um total de 6898 indivíduos, o volume de madeira com casca foi estimado em aproximadamente 200 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (tabela 2.1). O volume de madeira que pode



Figura 2. 4. Fotos do plantio 1. Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ.

Tabela 2. 1. Área dos plantios, espaçamento entre os indivíduos de eucalipto, ano de estabelecimento, número de árvores de eucalipto e volume com casca ( $m^3$ ) por hectare e total nos plantios de eucalipto estudados. Fonte: Plano de recuperação ambiental dos eucaliptais da Reserva Biológica União (Ibama, 2007).

Plantio 1 (11,44 ha)	por hectare	total
espaçamento: 3 X 3m		
ano do plantio : 1968		
n° árvores	661	7575
volume com casca ( $m^3$ )	152,09	1751,31
<hr/>		
Plantio 2 (9,7 ha)		
espaçamento: 1,5 X 3m		
ano do plantio: 1989		
n° árvores	706	6898
volume com casca ( $m^3$ )	199,54	1981,23
<hr/>		
Plantios 3 e 4 (7,2 ha)		
espaçamento: 1,5 X 3m		
ano do plantio: 1991		
n° árvores	611	4487
volume com casca ( $m^3$ )	161,78	1256,01
<hr/>		
Plantio 5 (15,7 ha)		
espaçamento: 1,5 X 1,5m		
ano do plantio: 1985		
n° árvores	563	8949
volume com casca ( $m^3$ )	238,72	3837,26

ser utilizado como lenha/escora é de  $190,44 m^3$ , como viga/mourão é de  $1687,71 m^3$  e para o uso em serraria é de  $103,08 m^3$  (IBAMA 2007).

Os plantios 3 e 4 (posição UTM: 803949 e 7515984) ambos estabelecidos em 1991, estão localizados próximo à BR 101, sobre um único morrote mamelonar, apresentando um espaçamento de 1,5m x 3m (figura 2.6).

No ano de 2001 ocorreu uma queimada neste morrote, em especial no plantio 4, que acarretou na formação de um estrato herbáceo predominantemente graminóide e dominado por *Imperata brasiliensis* Trin. (sapê). Trata-se de um único talhão, mas devido ao incêndio ocorrido na parte do talhão ao lado da BR 101, optou-se por estudar a regeneração natural tanto na parte que sofreu incêndio como na parte do talhão não queimada (figura 2.6). Todo o talhão possui 7,20 ha. Segundo o plano de manejo dos eucaliptais (IBAMA 2007) a densidade é de 611 indivíduos  $\text{ha}^{-1}$  para um total de 4487 indivíduos, já o volume de madeira com casca foi estimado em  $161 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  (tabela 2.1). O volume de madeira de eucalipto para lenha/escora é de  $141,50 \text{ m}^3$ , para Viga/Mourão é de  $1045,30 \text{ m}^3$  e para uso em serraria o volume é de  $69,21 \text{ m}^3$  (IBAMA 2007).



Figura 2. 5. Fotos do plantio 2. Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ.

O plantio 5 (posição UTM: 806898 e 7515509), estabelecido em 1985, possui o menor espaçamento dentre os estudados ( $1,5 \times 1,5\text{m}$ ) (figura 2.7). A sua maior distância da sede da reserva e a proximidade de uma estrada dificultam a fiscalização. A área deste plantio foi a única que não teve outro uso (pecuária) entre a derrubada da floresta nativa e o estabelecimento do plantio (Ricardo Medeiros, ex-engenheiro florestal da RFFSA, com. pess). De acordo com o plano de manejo dos eucaliptais (IBAMA 2007) o talhão possui 15,74 hectares e volume de madeira de  $138,57 \text{ m}^3$  para o uso como lenha,  $3392,44 \text{ m}^3$  para o uso como viga/mourão e de  $306,26 \text{ m}^3$  para o uso em serraria. O volume total de madeira com casca foi estimado em  $238 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ . O número de árvores foi estimado em 563 indivíduos por hectare e 8949 no total (tabela 2.1).



A menor densidade de eucalipto por hectare no plantio 5 (tabela 2.1), apesar do menor espaçamento, pode estar associado a maior mortalidade neste plantio. Dos 21 indivíduos mortos neste plantio no ano de 2007, 20 eram da espécie *C. citriodora*. Desta forma, a densidade de eucalipto está relacionada com os diferentes padrões de mortalidade observada em cada plantio, dependendo de suas características.



Figura 2. 6. Fotos dos plantios 3 (A, B) e 4 (C, D). Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ.



Figura 2. 7. Foto do plantio 5. Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ.

As recomendações de manejo segundo o Plano de Recuperação Ambiental dos Eucaliptais da Reserva Biológica União (IBAMA 2007) para cada plantio estudado estão descritas no anexo 1.

### **Capítulo 3. Mudanças na estrutura da comunidade arbórea nativa de mata atlântica em plantios de eucalipto (*Corymbia citriodora* (Hook.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson) após 11 anos de abandono.**

#### **3.1. Introdução**

De acordo com características intrínsecas, cada espécie ocupa espaço diferente no processo de sucessão. Essas diferentes características permitem a classificação e a divisão das espécies em grupos ecológicos (Gandolfi *et al.*, 1995). Várias são as classificações existentes na literatura, porém todas se baseiam na capacidade de germinar e crescer sob diferentes intensidades de luz. Budowski (1965) dividiu as espécies tropicais em pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e clímax, de acordo com a posição de cada espécie no processo de sucessão. Swaine e Whitmore (1988) classificaram as espécies em dois grupos, as pioneiras e as clímaxes. Ainda dividiram as espécies clímaxes em exigentes em luz e tolerantes à sombra. Em ambas classificações as espécies pioneiras seriam aquelas que se estabelecem logo após um distúrbio, crescendo sob maiores intensidades de luz. A tolerância à luz diminui à medida que as espécies vão substituindo umas às outras, com as espécies clímaxes sendo adaptadas à sombra do dossel.

Qualquer classificação estará sujeita a algum tipo de erro conceitual, seja pela falta de conhecimento sobre algumas espécies, pela plasticidade e pela ampla distribuição de algumas espécies ou mesmo por fatores ligados a fatores microclimáticos e a competição interespecífica (Barbosa *et al.*, 1992). Ainda assim, a divisão das espécies a partir dos conceitos relacionados à tolerância a sombra, são importantes em atividades de manejo (Kageyama e Castro, 1989).

A velocidade do processo de sucessão e das alterações na composição depende, dentre outros fatores da qualidade do substrato a ser colonizado, das espécies e da quantidade de sementes que irá chegar ao ambiente recém aberto (Holl, 1999). O processo de regeneração natural tende a ser mais rápido em locais que possuem áreas de floresta madura próximas. Estas áreas

atuariam como fonte de propágulos, possibilitando assim a recolonização e até mesmo o aumento da biodiversidade pela manutenção do fluxo gênico (Guevara *et al.*, 1998; Kageyama *et al.*, 2003). O processo de substituição de espécies também tende a ser bastante variável de acordo com o estágio da regeneração (Aide *et al.*, 1996).

A exploração de madeira, juntamente com prática agrícola são os maiores responsáveis pela fragmentação florestal. Segundo Ferreira e Galvão (2000), a demanda anual por madeira no Brasil alcança 350 milhões de metros cúbicos, enquanto a produção de madeiras por florestas plantadas é de apenas 90 milhões de metros cúbicos. Desta forma existe grande pressão nos remanescentes florestais para suprir este déficit. Para muitos pesquisadores o aumento da área plantada, além de proporcionar uma diminuição da pressão sobre os remanescentes florestais, pode ser uma solução para a recuperação de áreas degradadas, ao facilitar a regeneração atuando como espécie pioneira. Desta maneira, o eucalipto aparece como boa opção, por ter baixo custo de implementação, possuir valor comercial e de ser espécie de rápido crescimento (Feyera *et al.* 2002).

Devido à necessidade de não só preservar os fragmentos remanescentes, mas também recuperar áreas já degradadas, é de extrema importância o entendimento dos processos que ocorrem ao longo do tempo em uma comunidade vegetal. Este conhecimento pode ser ferramenta de muita utilidade em projetos de recuperação e restauração de áreas degradadas, pois ajuda na escolha de espécies ou grupos ecológicos adequados (Lopes & Schiavini, 2007). Segundo estes autores, programas de reflorestamento com espécies nativas devem proporcionar formações com funções o mais próximo possível do observado em formações florestais não alteradas.

O estudo da dinâmica de comunidades permite a visualização de mudanças espaciais e temporais na composição florística, fornecendo informações sobre o funcionamento da comunidade em longo prazo (Líbano e Felfili, 2006). Estas variações, espaciais e temporais, são resultado do produto das interações de diferentes fatores abióticos e bióticos, que podem ser expressos em taxas de mortalidade, recrutamento e crescimento (Felfili, 1995).

Apesar de importante, pouco se sabe sobre o padrão de crescimento de espécies tropicais, principalmente devido ao grande número de espécies que

ocorrem neste bioma, logo é necessário intensificar os estudos neste segmento (Condit *et al.*, 1992; Korning e Balsev, 1994; Nascimento e Proctor, 1997). Em situações de competição com plantios florestais, como o eucalipto, informações sobre o estabelecimento e a dinâmica de espécies nativas são ainda mais escassas (Carneiro, 2002). Este tipo de informação torna-se imprescindível quando se sugere a utilização de plantios florestais na recuperação de áreas degradadas.

### **3.2. Objetivo**

Este trabalho teve como objetivo principal avaliar as mudanças ocorridas na comunidade arbórea nativa entre 1996, quando todos os plantios foram abandonados e 2007 em plantios de eucalipto na Reserva Biológica União. Testou-se ainda a hipótese de que o eucalipto facilitou a regeneração natural de espécies nativas. Para a aceitação da hipótese espera-se registrar mudanças na composição e na estrutura da comunidade e entre as espécies mais importantes durante o período estudado.

### **3.3. Metodologia**

#### **3.3.1. Área de estudo**

Vide capítulo 2

#### **3.3.2. Dinâmica da comunidade arbórea**

Em cada um dos cinco plantios selecionados, foram estabelecidas cinco parcelas de 20m X 10m, um total de 0,1 ha por plantio. Todos os indivíduos adultos (Diâmetro a altura de 1,30 m do solo - DAP  $\geq$  5cm) foram mensurados. Todos os indivíduos foram marcados com plaquetas de alumínio numeradas e a medida de DAP tomada utilizando-se fita métrica.

O primeiro censo foi realizado em, outubro de 2000 <sup>4</sup> para o plantio 2 e em 2001 foram amostrados os demais plantios (Rabelo, 2003). Novos censos foram realizados em janeiro de 2005 e fevereiro de 2007. Todo novo indivíduo que alcançou o limite de inclusão aqui proposto nos censos de 2005 e 2007 foi marcado, identificado e considerado como recruta. Todo indivíduo anteriormente amostrado e plaqueado, com câmbio seco ou não encontrado, foi considerado morto.

O material botânico coletado para identificação foi depositado no Herbário Uenf, do Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (Uenf). O material coletado foi identificado por especialistas, por comparação com exsicatas dos Herbários do Jardim Botânico do Rio de Janeiro e da Uenf ou por consultas a literatura especializada. Foi adotada a classificação de famílias segundo APG II (2003). A ortografia dos binômios e as abreviações dos autores das espécies foram conferidas e atualizadas nos sítios eletrônicos do The Internation Plant Names Index (<http://www.ipni.org/index.html>) e do Missouri Botanical Garden (<http://mobot.mobot.org/W3T/Search/vast.html>).

As mudanças na comunidade foram avaliadas através das alterações dos seguintes parâmetros: número de indivíduos, área basal e índice do valor de cobertura (IVC) que é a soma da densidade relativa e a dominância relativa de cada espécie (Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974), além do número de espécies, índice de diversidade de Shannon & Wiener e uniformidade de Pielou (Brower e Zar, 1984). As espécies foram ordenadas em função do IVC, em todos os três censos. Para a análise dos parâmetros fitossociológicos foi utilizado o programa FITOPAC1 (Shepherd, 1995). Diferenças estatísticas na densidade de árvores foram avaliadas por uma análise de variância ao nível de 5% com o auxílio do programa R-System 2.2.1.

Neste trabalho assumiu-se densidade zero de indivíduos nativos com DAP  $\geq$  5 cm nos plantios em 1996. Os plantios foram submetidos aos mesmos tratos silviculturais, limpeza e desbastes a cada três anos, com ciclo de cortes de 7, 14 e 21 anos até a privatização da RFFSA.

---

<sup>4</sup> O primeiro censo do plantio 2 foi realizado em outubro de 2000. Deste ponto em diante, a referência do primeiro censo será sempre janeiro de 2001, mas todo cálculo referente ao plantio 2 levará em consideração os três meses de diferença.

### 3.4. Resultados

A densidade de indivíduos arbóreos nativos durante o estudo variou entre zero (plantio 4) e 1010 indivíduos  $\text{ha}^{-1}$  (plantio 1) (tabela 3.1). Observa-se o aumento na densidade durante o estudo em todos os plantios, com exceção do plantio 4 que não apresentou qualquer indivíduo arbóreo nativo com  $\text{DAP} \geq 5$  cm. O plantio 1 foi o mais denso, 750 a 1010 indivíduos por hectare, seguido dos plantios 2 e 5. No plantio 3 foi observado um único indivíduo de *Myrsine coriacea* em 2007.

O aumento na densidade foi maior no período compreendido entre 2001 e 2005, exceção do plantio 5, quando houve um incremento de  $7,3\% \text{ ano}^{-1}$ ,  $17,8\% \text{ ano}^{-1}$  e  $3,7\% \text{ ano}^{-1}$  na densidade nos plantios 1, 2 e 5 respectivamente. Entre 2005 e 2007 o aumento foi de  $2,1\% \text{ ano}^{-1}$ ,  $2,0\% \text{ ano}^{-1}$  e  $9,7\% \text{ ano}^{-1}$  nos mesmos plantios. Considerando-se os seis anos de estudo, o aumento foi superior a 34%, alcançando mais de 77% no plantio 2.

Tabela 3. 1. Densidade (D ind ha<sup>-1</sup>), área basal (AB m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>), número total de espécies (St), número médio de espécies (Sx), índice de diversidade de Shannon & Wiener (H'), uniformidade de Pielou (J') e número de famílias (n° fam) de indivíduos nativos com DAP ≥ 5 cm nas três amostragens realizadas em plantios de eucalipto (*Corymbia citriodora*) da Reserva Biológica União, Rio de Janeiro. Não foram observadas diferenças estatísticas ao nível de 5% na densidade e no número de espécies entre os anos em um mesmo plantio.

plantio ano	D ind ha <sup>-1</sup>	AB m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>	St	Sx	H'	J'	n° fam
P1 2001	750 ±154	5,7	15	6 ± 2,4	2,1	0,78	11
P1 2005	970 ± 256	8,7	17	6,8 ± 2,9	2,1	0,76	12
P1 2007	1010 ± 204	9,9	17	7 ± 2,7	2,1	0,73	12
P2 2000	450 ± 154	2,8	16	5,4 ± 2,4	2,3	0,82	11
P2 2005	770 ± 443	4,9	22	8,8 ± 2,8	2,6	0,84	12
P2 2007	800 ± 413	5,7	22	9,2 ± 2,6	2,7	0,86	12
P3 2001	0	0	0	0	0	0	0
P3 2005	0	0	0	0	0	0	0
P3 2007	10	0,03	1	0,2 ± 0,44	0,0	0,00	1
P4 2001	0	0	0	0	0	0	0
P4 2005	0	0	0	0	0	0	0
P4 2007	0	0	0	0	0	0	0
P5 2001	270 ± 222	2,4	15	4,4 ± 3,4	2,6	0,95	11
P5 2005	310 ± 253	2,9	20	5,2 ± 4,1	2,8	0,95	15
P5 2007	370 ± 270	4,0	20	5,8 ± 3,7	2,8	0,92	14

No período de seis anos foi observado o aumento na área basal, que variou entre 5,7 e 9,9 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> no plantio 1, entre 2,8 e 5,7 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> no plantio 2 e entre 2,4 e 4,0 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> no plantio 5. O mesmo ocorreu para a área basal, ou seja, um maior aumento no período entre 2001 e 2005 para os plantios 1 e 2 (13,2% ano<sup>-1</sup> e 18,9% ano<sup>-1</sup> contra 6,9% ano<sup>-1</sup> e 8,2% ano<sup>-1</sup> entre 2005 e 2007) e no plantio 5 entre os anos de 2005 e 2007 (19% ano<sup>-1</sup> contra 5,4% ano<sup>-1</sup> no primeiro intervalo). Quando considerado o primeiro e o último censo o aumento foi de 73%, 101% e 66% nos plantios 1, 2 e 5, respectivamente.

Em relação à riqueza de espécies foi observado um aumento no número de espécies arbóreas nativas no período compreendido entre 2001 e 2005. Entre 2005 e 2007 o número de espécies nativas por plantio se manteve constante (tabela 3.1). O plantio 2, foi o mais rico e apresentou maior aumento no número de espécies (seis) durante o estudo, resultante da entrada de nove



da perda de três espécies. O plantio 5 apresentou ganho real de cinco espécies com a entrada de seis e a perda de uma.

A diversidade se manteve em 2,1 no plantio 1, variou entre 2,3 e 2,7 no plantio 2 e entre 2,6 e 2,8 no plantio 5. Enquanto a uniformidade variou entre 0,73 e 0,78 no plantio 1, entre 0,82 e 0,86 no plantio 2 e entre 0,95 e 0,92 no plantio 5 (tabela 3.1).

As alterações na densidade e na área basal ocorridas nos anos de 2005 e 2007 estão descritas na tabela 3.2.

No plantio 1, as espécies mais importantes foram *Xylopia sericea*, *Eugenia supraaxillaris* e *Cupania oblongifolia* (tabela 3.3), compondo mais de 64% dos indivíduos nos três censos. Neste plantio foi observada pequena variação na composição florística e nos parâmetros fitossociológicos, principalmente entre as espécies mais importantes. As mudanças mais acentuadas ocorreram com *Cupania racemosa*, que passou da 9ª para a 5ª posição nos censos seguintes, e *Lacistema pubescens*, que passou da 7ª para a 10ª espécie mais importante nos dois últimos censos. Não houve perda de espécies neste período.

O plantio 2 apresentou-se mais dinâmico. A terceira espécie mais importante no primeiro censo foi *Cupania oblongifolia*, já nos censos seguintes esta espécie passou a ocupar a 6ª (2005) e a 5ª (2007) posições. A terceira posição entre as espécies mais importantes passou então a ser ocupada por *Lacistema pubescens* que teve seis novos indivíduos recrutados, sendo essa a espécie que apresentou maior ganho de indivíduos durante o estudo (tabelas 3.2 e 3.3).

Tabela 3. 2. Alterações no número total de indivíduos (N) e área basal (m<sup>2</sup>) (AB), em cada plantio de *C. citriodora* da Reserva Biológica União, nos anos de 2001, 2005 e 2007.

Plantio 1	N 01	AB 01	N 05	AB 05	N 07	AB 07
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	2	0,0134	3	0,0211	3	0,0251
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	9	0,0492	12	0,0757	11	0,0856
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	2	0,0133	5	0,0368	5	0,0410
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	2	0,0070	2	0,0085	2	0,0092
<i>Erythroxylum pulchrum</i> A.St.-Hil.	1	0,0062	1	0,0050	1	0,0050
<i>Eugenia supraaxillaris</i> Spring	13	0,1183	14	0,1670	14	0,1666
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl			1	0,0038	1	0,0042
<i>Guatteria xylopioides</i> R.E.Fr.	1	0,0064	1	0,0103	1	0,0144
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	1	0,0042	1	0,0043	1	0,0045
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	2	0,0229	2	0,0272	2	0,0298
<i>Licaria bahiana</i> H.W.Kurz	1	0,0029	1	0,0054	1	0,0061
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	2	0,0112	4	0,0246	4	0,0332
<i>Myrcia anceps</i> (Spreng.) O.Berg	6	0,0423	6	0,0560	5	0,0586
<i>Piptocarpha macropoda</i> Baker	2	0,0375	2	0,0499	2	0,0583
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	5	0,0196	5	0,0235	5	0,0219
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.			1	0,0018	1	0,0020
<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hill	26	0,2179	36	0,3491	42	0,4232
<b>total</b>	<b>75</b>	<b>0,572</b>	<b>97</b>	<b>0,870</b>	<b>101</b>	<b>0,989</b>

Plantio 2	N 00	AB 00	N 05	AB 05	N 07	AB 07
<i>Acacia lacerans</i> Benth.	1	0,0045	1	0,0087		
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.			1	0,0034	1	0,0023
<i>Cecropia lyratiloba</i> Miq.	1	0,0035				
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	3	0,0158	4	0,0250	5	0,0393
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.					1	0,0023
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton			3	0,0101	3	0,0107
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	1	0,0063	1	0,0139	2	0,0214
<i>Eugenia dodoneaefolia</i> Cambess.	1	0,0043	1	0,0069	1	0,0069
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer			1	0,0051	1	0,0064
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl			1	0,0060	1	0,0073
<i>Guatteria xylopioides</i> R.E.Fr.	1	0,0050	2	0,0143	2	0,0137
indeterminada	2	0,0083				
<i>Jacaranda bracteata</i> Bureau & K.Schum	1	0,0037	2	0,0063	2	0,0063
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.			1	0,0039	2	0,0060
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	3	0,0094	9	0,0448	9	0,0545
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin			2	0,0076	3	0,0141
<i>Myrcia anceps</i> (Spreng.) O.Berg	3	0,0102	5	0,0294	5	0,0366
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.			8	0,0186	8	0,0243
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	1	0,0026	1	0,0067	1	0,0085
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	2	0,0088	2	0,0208	2	0,0252
<i>Rollinia dollabripetala</i> (Raddi) R.E.Fr.	14	0,1300	13	0,1411	13	0,1525
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	9	0,0578	15	0,1031	14	0,1138
<i>Swartzia oblata</i> R.S.Cowan			1	0,0028	1	0,0025
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	1	0,0038	1	0,0042	1	0,0058
<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hill	1	0,0020	2	0,0088	2	0,0118
<b>total</b>	<b>45</b>	<b>0,276</b>	<b>77</b>	<b>0,492</b>	<b>80</b>	<b>0,572</b>

continua

Plantio 5	N 01	AB 01	N 05	AB 05	N 07	AB 07
<i>Casearia arborea</i> (L.C.Rich.) Urb.	3	0,0168	3	0,0257	3	0,0373
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	3	0,0235	3	0,0329	4	0,0453
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	1	0,0036	1	0,0054	2	0,0110
<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.			1	0,0019	1	0,0032
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	1	0,0047	1	0,0088	1	0,0135
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	1	0,0058	1	0,0069	1	0,0097
<i>Eugenia supraaxillaris</i> Spring	3	0,0468	1	0,0188	1	0,0207
<i>Exostyles venusta</i> Schott ex Spreng.	1	0,0030	1	0,0069	1	0,0097
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer			1	0,0023	1	0,0037
indeterminada	2	0,0306				
<i>Lecythis lanceolata</i> Poir.	1	0,0055	1	0,0082	1	0,0097
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin			1	0,0019	1	0,0046
<i>Myrcia anceps</i> (Spreng.) O.Berg	1	0,0021	1	0,0033	1	0,0060
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.					1	0,0038
<i>Peltogyne angustiflora</i> Ducke	1	0,0032	1	0,0058	1	0,0079
<i>Piper arboreum</i> Aubl.			1	0,0022		
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	4	0,0726	4	0,1078	4	0,1378
<i>Piptocarpha macropoda</i> Baker	1	0,0067	1	0,0074	1	0,0103
<i>Pradosia lactescens</i> (Vell.) Radlk.	2	0,0102	2	0,0139	3	0,0196
<i>Rollinia dollabripetala</i> (Raddi) R.E.Fr.	2	0,0065	2	0,0072	2	0,0088
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.			1	0,0036	1	0,0054
<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hill			3	0,0147	6	0,0291
<b>total</b>	<b>27</b>	<b>0,242</b>	<b>31</b>	<b>0,286</b>	<b>37</b>	<b>0,397</b>

Os plantios 3 e 4 não possuem indivíduos nativos com DAP  $\geq$  5 cm, com exceção do plantio 3 no ano de 2007 em que foi observado um indivíduo da espécie *Myrsine coriaceae* (Sw.) R.Br. Ex Roem. & Schult. A ausência de marcação indica que determinada espécie não ocorre no respectivo plantio/ano.

No plantio 5, a grande maioria das espécies foi representada com menos de três indivíduos. Nenhuma espécie apresentou mais de seis indivíduos (tabela 3.3). *Piptadenia gonoacantha* com quatro indivíduos foi à mais importante nos três censos, apesar de em 2007, *Xylopia sericea* contar com mais indivíduos (6) na área. O plantio 5 apresentou-se dinâmico com constantes alterações no ranqueamento da espécie que ocupou a 2ª posição no IVC, com *Eugenia supraaxillaris* em 2001; *Casearia sylvestris* em 2005 e *Xylopia sericea* em 2007.

O destaque neste plantio foi *Xylopia sericea*, sem representação em 2001, e a quarta mais importante em 2005, em 2007 já ocupava a segunda posição entre as espécies mais importantes (tabela 3.2). Ressaltase, porém o baixo número de indivíduos arbóreos nativos, 370 indivíduos ha<sup>-1</sup>, neste plantio.

### 3.5. Discussão

A análise da velocidade da regeneração natural e do estágio sucessional da vegetação depende fortemente do parâmetro considerado, densidade, área

basal, riqueza ou diversidade de espécies, conforme observado em alguns estudos como os de Guariguata e Ostertag, 2001 e Van Breugel *et al.*, 2006. No presente estudo foi observado incremento em quase todos os parâmetros observados, com exceção do índice de diversidade de Shannon & Wiener. Os valores foram inferiores aos observados em outros estudos realizados em áreas de floresta secundária e em trabalhos realizados em plantios abandonados de eucalipto (Silva Júnior, *et al.*, 1995; Carneiro, 2002; Saporetti Júnior *et al.*, 2003; Neri *et al.*, 2005).

Estudos em áreas de florestas secundárias no Rio de Janeiro encontraram densidades sempre superiores a  $1000 \text{ ind ha}^{-1}$ , para um limite de inclusão de  $\text{DAP} \geq 5,0 \text{ cm}$  (Guedes-Bruni *et al.*, 1997; Pessoa *et al.*, 1997; Kurtz e Araújo, 2000; Carvalho e Nascimento no prelo e Carvalho *et al.*, 2007). Foram encontradas até mesmo densidades superiores a  $2000 \text{ ind ha}^{-1}$  (Guedes-Bruni *et al.*, 1997; Pessoa *et al.*, 1997). Densidades próximas a  $700 \text{ ind ha}^{-1}$ , conforme observado neste estudo, foram observadas em florestas onde os levantamentos foram realizados com um limite de inclusão de  $\text{DAP} \geq 10 \text{ cm}$  (Moreno *et al.*, 2003; Rodrigues, 2004 e Carvalho *et al.*, 2007).

Outros levantamentos realizados em áreas de floresta secundária ou sob outros plantios de eucalipto também apresentaram densidades superiores aos observados nos plantios de eucalipto da Rebio União (Silva Júnior *et al.* 1995; Durigan *et al.* 1997; Nascimento *et al.* 1999; Oliveira *et al.* 2001; Carneiro 2002; Oliveira 2002; Sartori *et al.* 2002; Neri *et al.*, 2005; Gomes 2006). A comparação das densidades observadas com outras áreas sob plantios de eucalipto e áreas de floresta secundária (com diferentes idades ou tempo de abandono) mostra a baixa densidade de indivíduos nativos nos plantios de eucalipto da Rebio União. Deve-se ressaltar que a presença do eucalipto limita o número de indivíduos nativos devido a falta de espaço. Porém, mesmo que haja a soma do número de indivíduos nativos com os de eucalipto a densidade ainda é inferior ao observado em muitos dos trabalhos citados acima.

Em floresta caracterizada como primária alterada com a extração seletiva de madeira em décadas passadas, Formento *et al.* (2004) verificaram o aumento na densidade de 62% entre 1992 e 2003. Isto pode ser devido à retirada dos maiores indivíduos em épocas passadas e assim, com a maior

disponibilidade de luz, houve aumento da densidade relativa dos menores (caules mais finos).

Processo semelhante pode responder pelo elevado aumento proporcional na densidade, nos plantios de eucalipto da Reserva Biológica União. O baixo número inicial de indivíduos com  $DAP \geq 5$  cm, associado a seu abandono cinco anos antes do primeiro censo, pode ter feito com que um grande número de indivíduos jovens, tenham alcançado o limite de inclusão proposto neste trabalho. É de se esperar a redução no aumento proporcional na densidade com o passar dos anos, e este fato, de certa forma já pode ser verificado nestas áreas. Após elevado aumento na densidade nos primeiros anos nos plantios 1, 2 e 5, foi observada uma redução no recrutamento de novos indivíduos com  $DAP \geq 5$  cm, principalmente em 2007.

O aumento proporcional na área basal, acima de 65% nos plantios 1, 2 e 5, para um intervalo de seis anos foi elevado, se considerarmos alguns dados descritos na literatura (Cabral 1999; Amador e Viana 2000; Rolim & Couto 2003; Formento *et al.* 2004; Souza 2005; Oliveira Filho *et al.* 2007; Lopes e Schiavini 2007).

Este fato sugere que os sub-bosques dos plantios de eucalipto da Reserva União encontram-se no início de processo de recuperação. O elevado aumento na densidade e em área basal são características das fases iniciais de sucessão (Whitmore, 1989; Gomes *et al.*, 2003; Villela *et al.*, 2006) em florestas tropicais primárias.

O incremento em área basal pode ser entendido pelo crescimento de indivíduos jovens que tiveram ingresso no plantio após abandono. A tendência é que exista a predominância de um aumento na biomassa (crescimento secundário) dos indivíduos que ocupam os pontos mais altos do dossel.

Após 11 anos de abandono, as 22 espécies arbóreas nativas amostradas nos plantios 2 e 5, representam os maiores valores encontrados nos plantios estudados. Quando comparados com os dados de riqueza de espécies obtidos em áreas de floresta nativa do Rio de Janeiro, observa-se número reduzido de espécies regenerando sob os eucaliptos (Guedes-Bruni *et al.*, 1997; Pessoa *et al.*, 1997; Kurtz e Araújo, 2000; Moreno *et al.*, 2003; Rodrigues, 2004; Carvalho *et al.*, 2006b; Carvalho, *et al.*, 2007). Apesar desta comparação se tratar de áreas de floresta nativa, se o eucalipto estivesse

facilitando a regeneração, esperar-se-ia encontrar um número mais elevado de espécies nos plantios de eucalipto da Rebio União.

Considerando-se plantios de eucalipto, Silva-Júnior *et al.* 1995 verificaram 123 espécies regenerando (rebrotando) em um plantio de *Eucalyptus grandis* em Minas Gerais após 10 anos de abandono. Os plantios de *Corymbia citriodora* da Reserva União estão abandonados também a pelo menos 10 anos, e a maior riqueza observada para o estrato arbóreo não ultrapassa 22 espécies por plantio (tabela 3.1) para um total de 41 nos cinco plantios. Sartori *et al.* (2002) encontraram 24 e 90 espécies nos dois sítios estudados (para um total de 107 espécies), dois anos após o último corte raso. Os autores concluíram que a presença do eucalipto não impossibilita o crescimento de espécies nativas da região de estudo (Cerrado – SP).

Estas informações não corroboraram os resultados obtidos para os plantios da Rebio União, onde *Corymbia citriodora* parece estar agindo como inibidor da germinação e/ou o crescimento de algumas espécies como, por exemplo, através da alelopatia (Nishimura *et al.*, 1984; Singh *et al.*, 1991). Devem-se sempre ressaltar as diferentes condições observadas em cada trabalho, como por exemplo, o espaçamento entre os indivíduos de eucalipto.

Bone *et al.* (1999) também observaram efeitos negativos das plantações de eucalipto (*E. camaldulensis* Dehnh.) sobre as espécies nativas na Malásia. No cerrado (MG), Saporetti Jr *et al.*, (2003) também consideraram que a baixa riqueza, 39 espécies, foi produto da presença do *E. grandis*. Os autores sugeriram, assim como Schneider (2003), que a presença dos eucaliptos restringiu a presença de uma comunidade faunística atuante, o que dificultou a dispersão de certas espécies que dependem da fauna para tal. Outros autores, entretanto, como Silva Júnior *et al.* (1995), Geldenhuys (1997), Parrota *et al.* (1997), Sartori *et al.* (2002), Carneiro (2002) e Feyera *et al.* (2002) afirmam que plantações de eucalipto de algumas espécies podem atuar como facilitadores à regeneração de espécies nativas.

Na Rebio ocorreu pequeno aumento no número de espécies entre 2001 e 2007, variando entre zero, plantio 4, e seis, plantio 2. Esses números podem ser considerados baixos, visto que a chegada de propágulos seja por chuva de sementes ou por dispersão zoocórica não deveria ser um problema em função da ocorrência de matas nativas adjacentes aos plantios com alta diversidade e

riqueza de espécies arbóreas (Rodrigues, 2004), de aves e pequenos mamíferos (Pinto, 2004). Assim, o baixo recrutamento de novas espécies nos plantios pode ser devido à ação “repelente” de *C. citriodora* sobre a fauna dispersora de sementes, que estaria relacionada a fatores tais como: à exalação de essências oriundas de óleos essenciais existentes nas folhas e aos frutos pequenos e duros que não são utilizados como alimento por aves e mamíferos além do fato dos plantios não fornecerem refúgios seguros para fauna (Schneider, 2003).

Os valores de diversidade de espécies nativas nos plantios mantiveram-se constantes ou com pequenas reduções (tabela 3.1). Este resultado parece estar relacionado ao aumento na densidade das principais espécies, associado ao baixo recrutamento de novas espécies, acarretando em um aumento da dominância de espécies (com exceção do plantio 2). A diversidade observada nos plantios de eucalipto da Rebio União está na variação encontrada para outras áreas de regeneração sob plantios de eucalipto. Neri *et al.* (2005) encontraram diversidade de 2,49 em um talhão de 30 anos. Os autores acreditam que este baixo valor, quando comparado a outras áreas de cerrado, seja devido às condições impostas pelo plantio de *Eucalyptus sp.* Em um talhão de *Eucalyptus grandis*, Saporetto Júnior *et al.* (2003) encontraram diversidade de 2,64 em um talhão de 28 anos com o último corte raso tendo sido realizado 10 anos antes do estudo. Sartori *et al.* (2002) verificaram diversidades de 2,51 e 3,75 nos dois sítios estudados em povoamentos de *Eucalyptus saligna* com 50 anos, com o último corte raso ocorrendo dois anos antes do levantamento, em São Paulo. Já Durigan *et al.* (1997) encontraram valor de diversidade de 2,14 em uma área de Cerrado regenerando sob floresta de *Eucalyptus citriodora*<sup>5</sup> de 22 anos em São Paulo. Deve-se ressaltar que as comparações quanto à diversidade devem ser cautelosas, pois se trata de um parâmetro que pode ser bastante influenciado pela amostragem.

Com relação a densidade por espécie, exceção de *Xylopia sericea* no plantio 1, as principais espécies arbóreas não sofreram alterações acentuadas em sua densidade. Isto pode ser atribuído à baixa entrada de sementes via

---

<sup>5</sup> Até 1995, toda espécie de eucalipto era do gênero *Eucalyptus*. Atualmente as espécies de eucalipto estão divididas em dois gêneros: *Corymbia* e *Eucalyptus*. Vide Johnson, L. A. & Hill, H. D. (1995). Systematic studies in the eucalypts. A revision of the bloodwoods, genus *Corymbia* (Myrtaceae). Pp. 185-504. Volume 6, Part 2-3.

dispersão zoocórica (Schneider, 2003) e ao possível efeito alelopático ou físico sobre a germinação ou sobre o estabelecimento de novos indivíduos (Nishimura *et al.*, 1984; Singh *et al.*, 1991).

As alterações observadas na classificação da importância das espécies nos plantios 2 e 5, foram devido, principalmente, ao ganho em área basal, visto que a mortalidade foi baixa, o que, segundo Felfili (1995) indica dinâmica lenta. As diferenças no ganho em área basal para cada espécie pode ser consequência da característica de cada espécie, de por exemplo, apresentar um crescimento em pulsos, de acordo com as condições microclimáticas.

Quando comparados os diferentes plantios estudados, notou-se que a existência de condições microclimáticas favoráveis são fundamentais para o desenvolvimento de comunidades. Os plantios 3 e 4 possuem, além de condições mais estressantes (figuras 5.8, 5.9, 5.10, 5.11, 5.12 e 5.13), uma alta densidade de sapê (figura 2.6). Nos plantios 3 e 4, após 11 anos foi observado um único indivíduo arbóreo nativo (tabela 3.1). A maior densidade no plantio 1 pode ser resultado da maior proximidade de fonte de propágulos a ao maior espaçamento entre os indivíduos de eucalipto (3 X 3 m), o que diminui a competição por espaço e luz. Deve-se ressaltar, porém, que as diferenças no espaçamento não estão refletidas (ao menos aparentemente) na densidade de eucalipto por hectare por plantio (tabela 2.1). Por exemplo, os plantios 2, 3 e 4 apresentam o mesmo espaçamento (1,5 X 3 m), mas estruturas e composição do sub-bosque completamente distintas.

A maior riqueza observada no plantio 2 (tabela 3.1), pode ser produto da maior heterogeneidade de habitats observada neste plantio. Este plantio apresenta maior inclinação além de sua localização em dois morrotes separados por um vale, das cinco parcelas, duas estão de um lado do vale e as outras três do outro lado.

Outro fator importante no sucesso do processo de sucessão é o uso anterior do solo. Dentre os plantios estudados, o único que não teve um uso entre a derrubada da mata e o estabelecimento do plantio foi o plantio 5. Porém, as melhores condições do solo não estão refletidas na estrutura e composição florística do sub-bosque. Isto pode ser decorrência da localização do plantio, do outro lado da BR-101 em relação a sede administrativa da reserva e próximo ao distrito de Rocha Leão, que dificulta a fiscalização e



facilita a entrada de pessoas e principalmente animais (gado) no plantio. É comum a observação de trilhas dentro das parcelas.

As espécies mais importantes observadas nos plantios de eucalipto da Reserva Biológica União são classificadas na literatura como pioneiras ou secundárias iniciais (Lorenzi, 1998a; Lorenzi, 1998b; Tabarelli e Mantovani, 1997, Mantovani e Tabarelli, 1999; Rolim *et al.*, 1999; Peixoto *et al.*, 2004 e Carvalho *et al.*, 2006b). Desta forma, sugere-se que a regeneração nos plantios está lenta e encontra-se em sua fase inicial de sucessão, apesar do abandono de aproximadamente 11 anos. Nos trabalhos realizados em florestas alteradas e preservadas do Rio de Janeiro, estas espécies, quando encontradas, possuem poucos indivíduos e não ocupam posições de destaque em análises fitossociológicas (Guedes-Bruni *et al.*, 1997; Pessoa *et al.*, 1997; Kurtz e Araújo, 2000; Borém e Oliveira Filho, 2002; Moreno *et al.*, 2003; Rodrigues, 2004; Carvalho *et al.*, 2006b; Carvalho, *et al.*, 2007).

Outra observação que sugere um processo lento de sucessão nos plantios foi o baixo recrutamento de espécies. Das cinco novas ocorrências, apenas *Guarea macrophylla* é considerada de sucessão tardia.

O elevado número de espécies de sucessão inicial indica que a situação observada atualmente nos plantios, baixa riqueza e dominância de poucas espécies pioneiras, ainda irá perdurar por algum tempo, sugerindo que *C. citriodora* não funciona como uma eficiente facilitadora da regeneração natural conforme sugerido em alguns trabalhos para outras espécies de eucalipto, desta forma, refuta-se a hipótese de estudo.

Tabela 3. 3. Dominância relativa (DoR), densidade relativa (DeR), índice de valor de cobertura (IVC) e posição quanto a importância em ordem crescente de IVC (Imp) para as espécies nativas com indivíduos com DAP  $\geq$  5 cm nos censos de 2001 (01), 2005 (05) e 2007 (07), em plantios de eucalipto da Reserva Biológica União, Rio de Janeiro.

Plantio 1	DoR 01	DoR 05	DoR 07	DeR 01	DeR 05	DeR 07	IVC 01	IVC 05	IVC 07	Imp 01	Imp 05	Imp 07
<i>Xylopia sericea</i>	38,08	40,12	42,80	34,67	37,11	41,58	72,75	77,23	84,39	1	1	1
<i>Eugenia supraaxillaris</i>	20,66	19,20	16,85	17,33	14,43	13,86	38,00	33,63	30,72	2	2	2
<i>Cupania oblongifolia</i>	8,60	8,70	8,66	12,00	12,37	10,89	20,60	21,08	19,55	3	3	3
<i>Myrcia anceps</i>	7,40	6,43	5,93	8,00	6,19	4,95	15,40	12,62	10,88	4	4	4
<i>Siparuna guianensis</i>	3,42	2,70	2,22	6,67	5,15	4,95	10,08	7,85	7,17	5	6	8
<i>Piptocarpha macropoda</i>	6,55	5,73	5,90	2,67	2,06	1,98	9,21	7,79	7,88	6	7	6
<i>Lacistema pubescens</i>	3,99	3,12	3,01	2,67	2,06	1,98	6,66	5,19	4,99	7	10	10
<i>Byrsonima sericea</i>	2,35	2,43	2,54	2,67	3,09	2,97	5,01	5,52	5,51	8	9	9
<i>Cupania racemosa</i>	2,33	4,23	4,15	2,67	5,15	4,95	5,00	9,39	9,10	9	5	5
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	1,96	2,83	3,35	2,67	4,12	3,96	4,63	6,96	7,31	10	8	7
<i>Cybistax antisyphilitica</i>	1,23	0,98	0,94	2,67	2,06	1,98	3,89	3,04	2,92	11	11	11
<i>Guatteria xylopioides</i>	1,11	1,19	1,45	1,33	1,03	0,99	2,45	2,22	2,44	12	12	12
<i>Erythroxylum pulchrum</i>	1,09	0,57	0,50	1,33	1,03	0,99	2,42	1,60	1,49	13	14	14
<i>Jacaranda puberula</i>	0,73	0,50	0,45	1,33	1,03	0,99	2,06	1,53	1,44	14	15	15
<i>Licaria bahiana</i>	0,50	0,62	0,62	1,33	1,03	0,99	1,84	1,65	1,61	15	13	13
<i>Guarea macrophylla</i>		0,44	0,43		1,03	0,99		1,47	1,42		16	16
<i>Sparattosperma leucanthum</i>		0,21	0,20		1,03	0,99		1,24	1,19		17	18
<b>total</b>	100	100	100	100,010	99,970	99,990	200	200,01	200,01			

continua

<b>Plantio 2</b>	<b>DoR 00</b>	<b>DoR 05</b>	<b>DoR 07</b>	<b>DeR 00</b>	<b>DeR 05</b>	<b>DeR 07</b>	<b>IVC 00</b>	<b>IVC 05</b>	<b>IVC 07</b>	<b>Imp 00</b>	<b>Imp 05</b>	<b>Imp 07</b>
<i>Rollinia dollabripetala</i>	47,08	28,71	26,65	31,11	16,88	16,25	78,19	45,60	42,90	1	1	1
<i>Sparattosperma leucanthum</i>	20,94	20,98	19,89	20,00	19,48	17,50	40,94	40,46	37,39	2	2	2
<i>Cupania oblongifolia</i>	5,71	5,09	6,87	6,67	5,19	6,25	12,37	10,28	13,12	3	6	5
<i>Myrcia anceps</i>	3,70	5,99	6,39	6,67	6,49	6,25	10,37	12,48	12,64	4	5	6
<i>Lacistema pubescens</i>	3,41	9,12	9,53	6,67	11,69	11,25	10,07	20,81	20,78	5	3	3
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	3,19	4,23	4,40	4,44	2,60	2,50	7,63	6,83	6,90	6	7	7
indeterminada	3,02			4,44			7,46			7		
<i>Dalbergia nigra</i>	2,28	2,83	3,75	2,22	1,30	2,50	4,50	4,13	6,25	8	12	8
<i>Guatteria xylopioides</i>	1,80	2,91	2,39	2,22	2,60	2,50	4,02	5,51	4,89	9	9	11
<i>Acacia lacerans</i>	1,62	1,76		2,22	1,30		3,84	3,06		10	14	
<i>Eugenia dodoneaefolia</i>	1,57	1,40	1,20	2,22	1,30	1,25	3,79	2,70	2,45	11	15	17
<i>Vernonanthura discolor</i>	1,39	0,86	1,01	2,22	1,30	1,25	3,62	2,15	2,26	12	19	19
<i>Jacaranda bracteata</i>	1,34	1,28	1,09	2,22	2,60	2,50	3,56	3,87	3,59	13	13	13
<i>Cecropia lyratiloba</i>	1,27			2,22			3,49			14		
<i>Pera glabrata</i>	0,95	1,36	1,49	2,22	1,30	1,25	3,18	2,66	2,74	15	16	15
<i>Xylopia sericea</i>	0,74	1,80	2,07	2,22	2,60	2,50	2,96	4,39	4,57	16	10	12
<i>Apuleia leiocarpa</i>		0,69	0,41		1,30	1,25		1,99	1,66		21	21
<i>Cupania racemosa</i>			0,40			1,25			1,65			22
<i>Dalbergia frutescens</i>		2,05	1,88		3,90	3,75		5,95	5,63		8	10
<i>Guarea guidonia</i>		1,03	1,11		1,30	1,25		2,33	2,36		18	18
<i>Guarea macrophylla</i>		1,23	1,28		1,30	1,25		2,52	2,53		17	16
<i>Jacaranda puberula</i>		0,79	1,05		1,30	2,50		2,09	3,55		20	14
<i>Miconia cinnamomifolia</i>		1,55	2,46		2,60	3,75		4,15	6,21		11	9
<i>Myrcia splendens</i>		3,79	4,25		10,39	10,00		14,18	14,25		4	4
<i>Swartzia oblata</i>		0,56	0,43		1,30	1,25		1,86	1,68		22	20
<b>total</b>	<b>100,01</b>	<b>100,01</b>	<b>100,00</b>	<b>99,98</b>	<b>100,02</b>	<b>100,00</b>	<b>199,99</b>	<b>200,00</b>	<b>200,00</b>			

continua

<b>Plantio 5</b>	<b>DoR 01</b>	<b>DoR 05</b>	<b>DoR 07</b>	<b>DeR 01</b>	<b>DeR 05</b>	<b>DeR 07</b>	<b>IVC 01</b>	<b>IVC 05</b>	<b>IVC 07</b>	<b>Imp 01</b>	<b>Imp 05</b>	<b>Imp 07</b>
<i>Casearia arborea</i>	6,96	8,98	9,39	11,11	9,68	8,11	18,07	18,66	17,50	5	3	4
<i>Casearia sylvestris</i>	9,73	11,53	11,40	11,11	9,68	10,81	20,84	21,20	22,21	3	2	3
<i>Cupania oblongifolia</i>	1,49	1,91	2,78	3,70	3,23	5,41	5,19	5,13	8,18	12	14	6
<i>Cybistax antisiphilitica</i>		0,67	0,80		3,23	2,70		3,89	3,50		20	20
<i>Dalbergia frutescens</i>	1,94	3,09	3,40	3,70	3,23	2,70	5,65	6,32	6,11	11	8	9
<i>Dalbergia nigra</i>	2,40	2,42	2,45	3,70	3,23	2,70	6,10	5,65	5,16	9	11	11
<i>Eugenia supraaxillaris</i>	19,39	6,57	5,22	11,11	3,23	2,70	30,50	9,80	7,92	2	6	7
<i>Exostyles venusta</i>	1,24	2,40	2,44	3,70	3,23	2,70	4,95	5,62	5,15	14	12	12
<i>Guarea guidonia</i>		0,80	0,94		3,23	2,70		4,03	3,64		17	19
indeterminada	12,67			7,41			20,07			4		
<i>Lecythis lanceolata</i>	2,27	2,85	2,44	3,70	3,23	2,70	5,97	6,08	5,14	10	9	13
<i>Miconia cinnamomifolia</i>		0,67	1,15		3,23	2,70		3,89	3,86		19	17
<i>Myrcia anceps</i>	0,89	1,17	1,51	3,70	3,23	2,70	4,59	4,40	4,22	15	16	15
<i>Myrcia splendens</i>			0,96			2,70			3,67			18
<i>Peltogyne angustiflora</i>	1,32	2,03	1,99	3,70	3,23	2,70	5,02	5,25	4,69	13	13	14
<i>Piper arboreum</i>		0,76			3,23			3,98			18	
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	30,04	37,75	34,68	14,81	12,90	10,81	44,86	50,65	45,49	1	1	1
<i>Piptocarpha macropoda</i>	2,76	2,59	2,60	3,70	3,23	2,70	6,47	5,82	5,30	8	10	10
<i>Pradosia lactescens</i>	4,21	4,87	4,93	7,41	6,45	8,11	11,62	11,32	13,03	6	5	5
<i>Rollinia dollabripetala</i>	2,69	2,53	2,22	7,41	6,45	5,41	10,10	8,98	7,63	7	7	8
<i>Siparuna guianensis</i>		1,27	1,37		3,23	2,70		4,50	4,07		15	16
<i>Xylopia sericea</i>		5,13	7,32		9,68	16,22		14,81	23,54		4	2
<b>total</b>	<b>100,00</b>	<b>99,99</b>	<b>99,99</b>	<b>99,97</b>	<b>100,06</b>	<b>99,98</b>	<b>200,00</b>	<b>199,98</b>	<b>200,01</b>			

## **Capítulo 4. Dinâmica de populações arbóreas nativas de mata atlântica sob plantios abandonados de eucalipto (*Corymbia citriodora*) (Hook.) Hill & Johnson no período de 1996 a 2007.**

### **4.1. Introdução**

Mudanças em nível individual e populacional ocorrem naturalmente em comunidades vegetais ao longo do tempo devido aos processos de recrutamento, crescimento e mortalidade (Felfili, 1995), sendo estes processos derivados de interações de fatores abióticos e bióticos (Rolim *et al.*, 1999),

O estudo da dinâmica de populações baseia-se em dados de recrutamento, crescimento e mortalidade. Este tipo de informação pode variar bastante entre diferentes locais, entre diferentes espécies e entre diferentes estágios de vida de uma mesma espécie (van Breugel *et al.*, 2006).

Estudos de dinâmica de populações e o entendimento do funcionamento de uma comunidade vegetal ao longo de um tempo são informações de grande importância, principalmente para projetos de manejo e conservação. Kageyama e Gandara (1993) enumeraram três pontos que devem ser entendidos para o manejo e a conservação de determinada população: (1) quantos indivíduos formam uma população viável? (2) Como estes indivíduos estão distribuídos espacialmente nas populações naturais? e (3) Como é a dinâmica dessas populações na floresta tropical? Sendo assim, devem ser intensificados os estudos que possam responder tais questões e assim contribuir para projetos de manejo mais adequados e que considerem as diferentes características de cada população e sua dinâmica, principalmente em ecossistemas tropicais, dado sua alta diversidade e complexidade.

Devido a sua importância, os estudos de dinâmica podem ser atualmente considerados escassos, principalmente em áreas de mata atlântica. Em florestas tropicais na América, os primeiros trabalhos de dinâmica de populações vegetais são datados da década de 80 (ver Cabral, 1999). No Brasil, a maior parte dos trabalhos são ainda mais recentes, a partir da década de 90, (Rankin de Merona *et al.*, 1990). Atualmente podem ser encontrados no

Brasil trabalhos de dinâmica de populações vegetais em Florestas Semidecíduais (Nascimento *et al.*, 1999; Amador e Viana, 2000; Souza, 2005); em matas ciliares (Felfilli, 1995; Cabral, 1999; Oliveira e Felfilli, 2005); em florestas de tabuleiro (Rolim e Couto, 2003; Souza, 2005); na floresta amazônica (Carvalho *et al.*, 2004), em florestas monodominantes (Nascimento e Proctor, 1997; Murrison, 2005) e em florestas atlânticas (Santos *et al.*, 1998)

Apesar da existência de trabalhos fitossociológicos nas regiões do Norte Fluminense, do Centro-Norte Fluminense e da Baixada Litorânea (Borém & Ramos 2001; Silva & Nascimento 2001; Borém & Oliveira Filho 2002; Moreno *et al.* 2003; Rodrigues 2004; Carvalho *et al.* 2006a; Carvalho *et al.* 2006b; Carvalho *et al.* 2007), estudos de dinâmica de populações ainda são escassos (Souza 2005).

Vários estudos sobre a regeneração de espécies nativas em sub-bosques de plantios de eucalipto no Brasil tem sido realizados (Silva Júnior *et al.*, 1995; Durigan *et al.*, 1997; Carneiro, 2002; Sartori *et al.*, 2002; Saporetti *et al.*, 2003; Neri *et al.*, 2005), porém somente o estudo de Carneiro (2002) avalia a dinâmica da regeneração natural.

## **4.2. Objetivo**

Este trabalho teve como objetivo avaliar a dinâmica das principais populações de espécies nativas regenerando em plantios de eucalipto abandonados na Reserva Biológica União, em um período de seis anos. Ainda testa-se a hipótese de que maiores taxas de mortalidade sejam observadas entre as espécies de sucessão inicial, enquanto que o recrutamento seja maior para as espécies de sucessão tardia, caso o processo de sucessão esteja sendo facilitado pela presença do eucalipto.

## **4.3. Metodologia**

### **4.3.1. Área de estudo**

Vide capítulo 2

### 4.3.2. Dinâmica de populações

Em cada um dos cinco plantios selecionados (ver capítulo 2), foram estabelecidas cinco parcelas de 20m X 10m, em um total de 0,1 ha por plantio. Dentro de cada parcela foi mensurado todos os indivíduos adultos, DAP  $\geq$  5cm. Todos os indivíduos foram marcados com plaquetas de alumínio numeradas, e as medidas de DAP foram tomadas utilizando-se fita métrica.

O primeiro censo foi realizado em outubro de 2000 (plantio 2) e janeiro de 2001 (demais plantios) (Rabelo, 2003). Novos censos foram realizados em janeiro de 2005 e janeiro de 2007. Todo novo indivíduo que alcançou o limite aqui proposto de DAP  $\geq$  5 cm nos censos de 2005 e 2007 foi marcado, identificado e considerado como recruta. Todo indivíduo com câmbio seco ou não encontrado foi considerado morto.

Neste trabalho assumiu-se que a densidade de indivíduos nativos com DAP  $\geq$  5 cm nos plantios era zero em 1996, devido ao fato dos plantios terem sido submetidos pelos mesmos tratamentos silviculturais, recebendo limpeza e desbastes a cada três anos, com ciclo de cortes de 7, 14 e 21 anos até a privatização da RFFSA.

O material botânico coletado para identificação foi depositado no Herbário UENF no Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense. O material coletado foi identificado por especialistas, por comparação com exsiccatas do Herbário do Jardim Botânico do Rio de Janeiro ou por consultas a literatura especializada. Foi adotada a classificação de famílias segundo APG II (2003). A ortografia dos binômios e as abreviações dos autores das espécies foram conferidas e atualizadas nos sítios eletrônicos do The International Plant Names Index (<http://www.ipni.org/index.html>) e do Missouri Botanical Garden (<http://mobot.mobot.org/W3T/Search/vast.html>).

Toda população que apresentou pelo menos dez indivíduos em um dos três censos teve sua dinâmica avaliada separadamente da comunidade.

Para a análise das alterações nos parâmetros fitossociológicos foi utilizado o programa FITOPAC1 (Shepherd, 1995), sendo utilizados os parâmetros: densidade, área basal e índice de valor de cobertura (IVC) em cada censo.

A dinâmica das principais espécies observadas nos plantios foi avaliada através dos seguintes parâmetros:

- Taxa de recrutamento (Sheil & May, 1996):  $r = (N_1 / N_0)^{1/t} - 1$
- Taxa de mortalidade (Sheil *et al*, 1995):  $m = 1 - (N_1 / N_0)^{1/t}$
- Taxa de incremento anual:  $IMA = DAP_1 - DAP_0 / t$

Onde:

r= taxa de recrutamento anual

m= taxa de mortalidade anual

$N_0$ = número de indivíduos no tempo zero

$N_1$  = número de indivíduos após o intervalo de tempo

t = tempo decorrido em anos entre um censo e outro

IMA = incremento médio anual em diâmetro (expresso em  $\text{cm ano}^{-1}$ )

$DAP_0$  = diâmetro a altura do peito no tempo zero

$DAP_1$  = diâmetro a altura do peito após t anos

#### 4.4. Resultados

##### 4.4.1. Mortalidade e recrutamento

As populações que tiveram sua dinâmica avaliada separadamente da comunidade foram: *Xylopia sericea*, *Cupania oblongifolia* e *Eugenia supraaxilaris* no plantio 1 e *Rollinia dolabripetalla* e *Sparathosperma leucanthum* no plantio 2. Nos plantios 3 e 4 foi observado somente um indivíduo de *Myrsine coriacea* no ano de 2007, enquanto que no plantio 5 nenhuma população apresentou mais de dez indivíduos em pelo menos um censo (vide capítulo 3).

O período compreendido entre 2001 e 2005<sup>6</sup> pareceu ser mais favorável ao estabelecimento de novos indivíduos. Neste período, o plantio 1 apresentou recrutamento de 25 indivíduos e mortalidade de 3 indivíduos, resultando em uma taxa de recrutamento de  $7,5\% \text{ ano}^{-1}$  e taxa de mortalidade de  $0,7\% \text{ ano}^{-1}$ . No plantio 2, os 37 novos indivíduos e os cinco mortos, representaram taxas de

<sup>6</sup> O primeiro censo do plantio 2 foi realizado em outubro de 2000



15,5% ano<sup>-1</sup> e 2,8% ano<sup>-1</sup> de recrutamento e de mortalidade, respectivamente (tabela 4.1).

Entre 2005 e 2007, apesar do recrutamento ter diminuído, com sete indivíduos no plantio 1 (taxa de 3,9% ano<sup>-1</sup>) e cinco no plantio 2 (taxa de 3,1% ano<sup>-1</sup>), este foi ainda bem superior a mortalidade (1,5% ano<sup>-1</sup> e 1,2% ano<sup>-1</sup>, em um total de 3 e 2 indivíduos para os plantios 1 e 2, respectivamente) (tabela 4.1).

Dentre as espécies mais importantes, *X. sericea* apresentou maior recrutamento, dez indivíduos entre 2001 e 2005 (taxa de 8,5% ano<sup>-1</sup>) e sete indivíduos entre 2005 e 2007 (taxa de 8,9% ano<sup>-1</sup>). A mortalidade anual da população de *X. sericea* foi zero entre 2001 e 2005 e 1,3% entre 2005 e 2007. Os quatro indivíduos de *Cupania oblongifolia* recrutados entre 2001 e 2005 foram responsáveis por uma taxa de 9,6% ano<sup>-1</sup>, a maior observada no plantio 1, já no segundo intervalo nenhum indivíduo foi recrutado, enquanto a mortalidade foi de 2,9% entre 2001 e 2005 e de 4,1% entre 2005 e 2007. Para *Eugenia supraaxilaris* não foi observada mortalidade durante o estudo. Esta espécie teve apenas um indivíduo recrutado entre 2001 e 2005 e não apresentou recrutamento no período entre 2005 e 2007 (tabela 4.1).

Tabela 4. 1. Número total de indivíduos (N) em 2001 (01), 2005 (05) e 2007 (07), número de indivíduos mortos, número de recrutados, taxas de recrutamento e mortalidade (% ano<sup>-1</sup>) entre os anos de 2001 e 2005 e entre 2005 e 2007 da comunidade, das principais espécies (com mais de 10 indivíduos em pelo menos um das três amostragens) e das outras espécies (com menos de 10 indivíduos nas três amostragens) observadas nos 5000 m<sup>2</sup> (1000 m<sup>2</sup> por plantio) de plantios de eucalipto amostrado da Reserva Biológica União. O censo do plantio 2 foi realizado em outubro de 2000.

<b>plantio 1</b>	<b>N 01</b>	<b>Mortos</b>	<b>Recrutados</b>	<b>N 05</b>	<b>tx mort</b>	<b>tx rec</b>
<i>Cupania oblongifolia</i>	9	1	4	12	2,9	9,6
<i>Eugenia supraaxilaris</i>	13	0	1	14	0	1,9
<i>Xylopia sericea</i>	26	0	10	36	0	8,5
outras	27	2	10	35	0	6,3
comunidade	75	3	25	97	0,7	7,5
<b>plantio 2</b>						
<i>Sparathosperma leucanthum</i>	9	0	6	15	0	13
<i>Rollinia dollabripetala</i>	14	1	0	13	1,8	0
outras	22	4	31	49	4,3	16,3
comunidade	45	5	37	77	2,8	15,5
<b>plantio 1</b>	<b>N 05</b>	<b>Mortos</b>	<b>Recrutados</b>	<b>N 07</b>	<b>tx mort</b>	<b>tx rec</b>
<i>Cupania oblongifolia</i>	12	1	0	11	4,1	0
<i>Eugenia supraaxilaris</i>	14	0	0	14	0	0
<i>Xylopia sericea</i>	36	1	7	42	1,3	8,9
outras	35	1	0	34	1,6	0
comunidade	97	3	7	101	1,5	3,9
<b>plantio 2</b>						
<i>Sparathosperma leucanthum</i>	15	1	0	14	3,3	0
<i>Rollinia dollabripetala</i>	13	0	0	13	0	0
outras	49	1	5	53	1,1	3,4
comunidade	77	2	5	80	1,2	3,1

No plantio 2 o grupo compreendido pelas espécies que não apresentaram mais de dez indivíduos em pelo menos um censo tiveram taxas de recrutamento superiores as observadas entre as principais espécies do plantio, *Rolinia dolabripetalla* e *Sparathosperma leucanthum*. Entre as espécies mais importantes, *S. leucanthum* apresentou um recrutamento de seis indivíduos (taxa de 13%) e nenhum indivíduo morto, enquanto *R. dolabripetalla* apresentou mortalidade de um indivíduo (taxa de 1,8%), não apresentando recrutamento no primeiro intervalo. Já entre 2005 e 2007, enquanto a população de *R. dolabripetalla* não apresentou mortalidade ou recrutamento, a população de *S. leucanthum* apresentou apenas um indivíduo morto (taxa de 3,3%) e nenhum indivíduo recrutado (tabela 4.1).

Desta forma observou-se que no plantio 1, as espécies mais importantes tiveram taxas de recrutamento superiores as observadas para as demais espécies, com menos de dez indivíduos em todos os censos, enquanto que no plantio 2 este grupo apresentou maior recrutamento do que as espécies mais importantes (tabela 4.1). Esta informação pode ser confirmada observando-se as alterações da densidade relativa e no índice de valor de cobertura (IVC) de cada população em relação ao total do plantio. Enquanto que no plantio 1 a soma da densidade e do IVC das populações mais importantes aumentaram durante o estudo, no plantio 2 foi verificada uma redução (tabela 4.2). Deve-se ressaltar que no plantio 1 tal aumento se deve ao elevado recrutamento de *X. sericea*, já que a densidade relativa e o IVC das outras duas populações estudadas diminuiu durante o estudo.

#### 4.4.2. Incremento em diâmetro

Dentre os plantios que apresentaram indivíduos com DAP  $\geq 5$  cm, as maiores taxas de crescimento anual em diâmetro foram observadas no plantio 5, 1,1 cm ano<sup>-1</sup> entre 2001 e 2005 e 1,5 cm ano<sup>-1</sup> entre 2005 e 2007. As menores taxas foram observadas no plantio 1 (0,9 cm ano<sup>-1</sup> e 0,3 cm ano<sup>-1</sup> entre 2001 e 2005 e entre 2005 e 2007, respectivamente). Assim como o verificado para o recrutamento e para a mortalidade, o período entre 2001 e 2005 foi mais favorável ao crescimento (tabela 4.3).

As populações de *X. sericea* e de *C. oblongifolia* tiveram crescimento semelhante (0,9 cm ano<sup>-1</sup> entre 2001 e 2005 e 0,5 cm ano<sup>-1</sup> entre 2005 e 2007), estes valores foram bem próximos ao observado para a comunidade como um todo no plantio 1.

A população de *S. leucanthum* apresentou crescimento de 0,9 cm ano<sup>-1</sup> e 0,6 cm ano<sup>-1</sup> para os mesmos intervalos, sendo estes valores também próximos ao observado para a comunidade no plantio 2, porém inferior ao verificado para o grupo de espécies que não possuíram pelo menos dez indivíduos em pelo menos um dos três censos (tabela 4.3).

As taxas de crescimento das populações de *E. supraaxilaris*, 0,7 cm ano<sup>-1</sup> e 0 cm ano<sup>-1</sup> entre 2001 e 2005 e entre 2005 e 2007 respectivamente, e de *R.*

*dollabripetala*,  $0,2 \text{ cm ano}^{-1}$  e  $0,4 \text{ cm ano}^{-1}$  entre 2001 e 2005 e entre 2005 e 2007, respectivamente, foram em geral inferiores ao observado para a comunidade e para as demais espécies (tabela 4.3).

Com relação à área basal, observou-se que no plantio 1 a área basal relativa das espécies mais importantes em relação ao total variou pouco, enquanto que no plantio 2, houve uma redução na área basal relativa da soma das espécies mais importantes, principalmente de *R. dollabripetalla* (Figura 4.1).

## 4.5. Discussão

### 4.5.1. Mortalidade e recrutamento

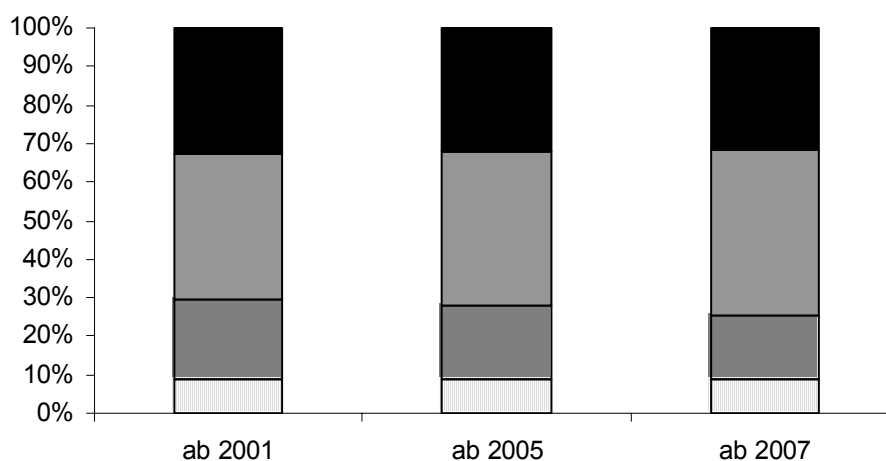
As taxas de recrutamento da comunidade e das principais populações de espécies nativas nos plantios de eucalipto da Rebio União foram muito superiores às observadas em florestas tropicais. Por exemplo, em Linhares, Rolim *et al.* (2005) verificaram recrutamento em torno de  $2,1\% \text{ ano}^{-1}$ ; Murrumbidgee (2005) observou taxa de recrutamento de  $2,03\% \text{ ano}^{-1}$  em floresta monodominante de *Brosimum rubescens*, mesmo valor encontrado por Cabral (1999) para mata ciliar em Minas Gerais. Já Felfili (1995) encontrou, em estudo no Brasil Central, taxas na ordem de  $2,7\% \text{ ano}^{-1}$  ao ano. Estudando a dinâmica da população de *Xylopia brasiliensis* Sprengel em floresta de galeria em Minas Gerais, Corrêa & Van den Berg (2002) observaram recrutamento de  $0,05\%$  em intervalo de dois anos para indivíduos com  $\text{DAP} \geq 10 \text{ cm}$ . Entretanto, deve-se levar em consideração que os dados dos trabalhos acima referem-se a florestas maduras.

Considerando-se os dados de recrutamento, a princípio pode-se pensar que o eucalipto estaria realmente funcionando como catalisador da regeneração natural conforme sugerido por alguns autores. Porém a análise das espécies que estão regenerando mostra que praticamente todas as espécies são classificadas como pioneiras ou secundárias iniciais (Lorenzi, 1998a; Lorenzi, 1998b; Tabarelli e Mantovani, 1997, Mantovani e Tabarelli, 1999; Rolim *et al.*, 1999; Peixoto *et al.*, 2004 e Carvalho, 2006b). Nota-se que o cálculo do recrutamento, bem como a mortalidade, leva em consideração os

números iniciais de indivíduos, que nos plantios é bem reduzido, ou seja, o recrutamento de três indivíduos é bem mais representativo em um universo de cinco indivíduos do que em um universo de 50 indivíduos.

O alto recrutamento de espécies consideradas de estágio inicial de sucessão nos plantios de eucalipto da Reserva Biológica União, após dez anos de abandono indica que a regeneração nestes plantios é lenta. Schorn e Galvão (2006) avaliaram a dinâmica da regeneração natural em três estágios de sucessão, inicial, intermediário e avançado, porém não informavam a idade das áreas, em uma floresta ombrófila em Blumenau-SC, observando que no estágio inicial, os maiores ingressos de indivíduos foram de espécies clímax exigentes em luz. Já nos estágios intermediário e avançado as espécies clímax tolerantes à sombra apresentaram os maiores recrutamentos. Um estágio mais avançado de sucessão apontaria para maior mortalidade de espécies de estágio inicial de sucessão e maior recrutamento de espécie de sucessão tardia (Begon *et al.* 1990) devido às alterações microclimáticas associadas ao processo de sucessão, sombreamento, umidade, temperatura entre outros. Porém tal fato não foi observado para os plantios estudados da Rebio União.

plantio 1 area basal em relação ao total do plantio



plantio 2 area basal em relação ao total do plantio

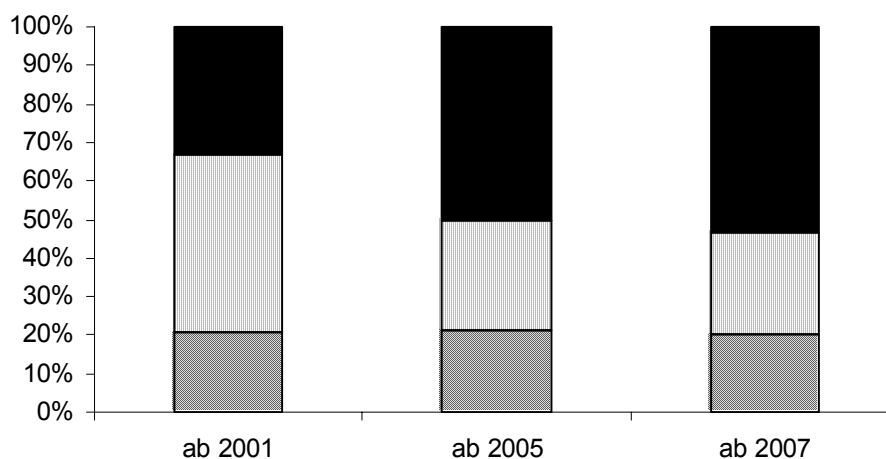


Figura 4. 1 Área basal relativa de cada espécie em relação ao total nos três censos realizados nos plantios de eucalipto da Reserva Biológica União. Outras – espécies que não apresentaram populações com mais de dez indivíduos em pelo menos um dos censos; xyl.ser – *Xylopiya sericea*; eug.sup – *Eugenia supraaxilaris*; cup.obl – *Cupania oblongifolia*; rol.dol – *Rollinia dollabripetala*; spa.leu – *Sparathosperma leucanthum*; ab – área basal.

Segundo Philips e Gentry (1994), as taxas de mortalidade em florestas tropicais maduras variam entre 1 e 2% ano<sup>-1</sup>. As taxas médias anuais de mortalidade para a comunidade e para as principais populações estudadas neste trabalho estão dentro do observado em outros trabalhos em diversas

florestas tropicais (Lieberman *et al.*, 1985; Lieberman e Lieberman 1987; Swaine *et al.*, 1987; Felfili 1995; Oliveira-Filho *et al.*, 1997; Cabral 1999; Bellinghan e Tanner 2000; Rolim e Couto 2003; Corrêa & Van den Berg 2002; Marrimom 2005; Rolim *et al.*, 2005).

Taxas de mortalidade acima dos 3% ano<sup>-1</sup> indicam alta dinâmica segundo Felfili (1995), enquanto taxas de mortalidade próximas de 1% ano<sup>-1</sup> podem indicar lenta dinâmica como sugerido por Marrimon (2005) e Sheil e May (1996). Desta forma, pode-se de certa maneira observar que não existiu padrão claro de mortalidade nos plantios como um todo. Seguindo este raciocínio, o plantio 2 aparece como o mais dinâmico, enquanto o plantio 1 se mostrou como o menos dinâmico, apesar da diferença na densidade. Laurance *et al.*, (2004) apontam como fator que pode diminuir a dinâmica em florestas tropicais a escassez de nutrientes no solo, o que pode ser acentuado em plantios de eucalipto. A serrapilheira produzida por espécies de eucalipto, de maneira geral, possui um baixo teor nutricional, além de ser de difícil decomposição (Rezende *et al.*, 2001). Em condições de baixa disponibilidade de nutrientes no solo, as taxas de crescimento dos indivíduos seriam reduzidas, diminuindo assim a competição por luz entre os indivíduos, levando a redução na mortalidade. Porém, deve-se salientar que no caso particular deste trabalho, esperar-se-ia maior competição devido à presença da espécie exótica.

Em estudo sobre povoamentos de *Eucalyptus grandis*, 30 e 45 meses após a exploração do eucalipto, Carneiro (2002) observou taxas de mortalidade e de recrutamento de 22% e 37% ano<sup>-1</sup>, respectivamente, ou seja, valores muito superiores aos observados no presente estudo. Esses valores podem ser explicados pelo menor tempo entre a última exploração do eucalipto e a realização do trabalho. Também pode ter influência o limite de inclusão adotado pelo autor (altura  $\geq 1,5$  m) que favorece maiores taxas de recrutamento, por privilegiar no cálculo o ingresso de indivíduos menores e pode ter influência na taxa de mortalidade, já que como descrito na literatura, indivíduos menores ou senescentes são mais propensos a mortalidade (Felfili, 1995). Percebe-se que qualquer comparação com outros trabalhos deve ser cautelosa, devido às diferentes metodologias utilizadas, não somente com relação ao limite de inclusão, mas também as diferentes fórmulas para os

cálculos de recrutamento e mortalidade descritas na literatura e a diferentes características do ambiente, diferentes espécies e tipos de solo.

Conforme já mencionado, trabalhos em florestas tropicais mostraram que a mortalidade tende a ser maior nas menores e nas maiores classes de tamanho (Felfili, 1995; Oliveira Filho *et al.*, 1997). A maior mortalidade nas menores classes de tamanho seria causada pela maior competição entre esses indivíduos, já a alta mortalidade nas maiores classes de tamanho seria devido a senescência. A ausência de indivíduos nativos de grande porte nos plantios de eucalipto da Reserva Biológica União sugere que a mortalidade de indivíduos com DAP  $\geq 5$  cm é em grande parte devido a competição. Apesar da análise de grupos ecológicos mostrar que a maior parte das espécies, dentre elas, as mais importantes, nos plantios serem de estágio inicial de sucessão e não alcançarem assim, grandes diâmetros, a maior parte dos indivíduos, inclui-se toda a comunidade, não alcançaram ainda o estágio reprodutivo logo a mortalidade não seria pela senescência dos indivíduos.

Entre as espécies mais importantes a única que apresentou a mortalidade superior ao recrutamento foi *Rollinia dollabripetala* (tabela 4.1) o que pode ser indício que esta população pode estar em processo de declínio, cedendo lugar a outras espécies de estágios mais avançados. Outra espécie com destaque nos plantios que teve dinâmica populacional bastante reduzida quando comparada à comunidade foi *Eugenia supraaxilaris* (tabela 4.1).

Em florestas tropicais maduras normalmente é observado um padrão de equilíbrio entre mortalidade e recrutamento (Swaine *et al.*, 1987). Mudanças muito acentuadas seriam ocasionadas por fortes distúrbios tais como tempestades, ciclones e a grandes períodos de estiagem (Condit *et al.*, 1996; Nascimento *et al.*, 1999; Primack e Hall, 1992; Rolim *et al.*, 2005). Nos plantios de eucalipto da Reserva Biológica União, as taxas de recrutamento da comunidade foram bem superiores às taxas de mortalidade. Indicando que o sub-bosque nos plantios estão em fase de construção.

Diferenças nas taxas de recrutamento e de mortalidade em pequenos intervalos de tempo já foram descritas em outras áreas, sendo possivelmente resultado do processo natural da ocupação de novos nichos na floresta (Korning e Balsev, 1994; Felfili 1995).



#### 4.5.2. Incremento em diâmetro

Os valores de incremento em diâmetro observados neste trabalho, entre 0 e 1,5 cm ano<sup>-1</sup>, (tabela 4.3) foram em geral superiores aos observados em outras florestas tropicais (Felfili 1995; Carvalho *et al* 2004; Marrimom 2005; Souza 2005).

Segundo Lieberman *et al.* (1985), o crescimento em diâmetro entre diferentes espécies tende a ser bastante variável. Estas diferenças ocorrem devido as diferentes condições ambientais onde as espécies se desenvolvem, bem como das diferenças nas estratégias ecológicas de estabelecimento (Clark & Clark, 1987b; Swaine & Whitmore, 1988).

Segundo Tanner *et al.* (1992) e Herwitz e Young (1994), as variações no crescimento em diâmetro (para espécies diferentes e mesmo para indivíduos de uma mesma espécie) são causadas, principalmente, pela disponibilidade de nutrientes no solo e pela precipitação anual.

A análise dos dados de precipitação da Reserva entre os anos de 2004 e 2006 mostrou que em 2006 a precipitação foi inferior a observada nos anos anteriores (Figura 2.2) De janeiro a setembro, a precipitação foi praticamente a metade da observada em 2004 e 2005. O período entre 2001 e 2005 pode ter sido mais propício ao crescimento dos indivíduos.

Conforme já mencionado, além da precipitação, a disponibilidade de nutrientes é outro fator importante. Vale lembrar que a serrapilheira produzida por espécies de eucalipto é geralmente refratária e de baixo teor nutricional (Rezende *et al.*, 2001), e considerando que os solos de florestas tropicais são pobres nutricionalmente, poder-se-ia esperar que o crescimento de espécies nativas nos plantios fosse prejudicado. Neste caso, ou a disponibilidade de nutrientes não limita o crescimento ou este poderia ser ainda mais elevado.

Outro fator considerado por muitos autores o mais importante é a radiação incidente. As espécies de eucalipto, caracteristicamente, não possuem copa densa, o que permite grande entrada de luz. A figura 2.17 mostra que nos plantios de eucalipto a radiação que chega ao solo é bem superior àquela observada em área de mata secundária adjacente aos plantios. Porém, deve-se considerar que a intensa radiação tende a diminuir a umidade do ar, aumentando assim o déficit de pressão de vapor (DPV) (Aro *et al.*, 1993;

Pimentel, 2004), aumentando a transpiração, podendo causar um processo fotoinibitório no qual a planta deixa de realizar a fotossíntese, cessando o crescimento. Se esta condição for freqüente, o crescimento pode ser prejudicado, caso a planta não seja tolerante, o que não dever ser o caso das espécies que atualmente colonizam os plantios, já que a maior parte das espécies são de sucessão inicial, ou seja, crescem em condições de alta luminosidade.

O fato da composição florística dos plantios, bem como as espécies mais importantes, serem características de início de sucessão também deve ser considerado, pois as espécies deste grupo possuem rápido crescimento em condições de alta luminosidade quando comparadas a espécies de sucessão mais adiantada (Davidson *et al.*, 2002).

As elevadas taxas de crescimento das espécies colonizadoras de plantios de eucalipto da Reserva Biológica União sugerem que as espécies nativas existentes possuem alguma resistência à competição com o eucalipto. Na literatura podem ser encontrados diversos trabalhos que conferem a espécies de eucalipto propriedades que o torna forte competidor, apresentando mecanismos de inibição do estabelecimento e do crescimento de outras espécies como a alelopatia e a produção de óleos que permitem ou facilitam a ocorrência de queimadas naturais (Nishimura *et al.*, 1984; Rickfels, 1993).

Outro fator associado a espécies de eucalipto que pode dificultar o crescimento de outras espécies é um suposto consumo excessivo de água (Schneider, 2003). Apesar da análise da porcentagem de água no solo mostrar diferenças significativas entre a área de mata secundária adjacente e os plantios (figura 5.10), este fator, assim como a radiação, parece não ter um caráter limitante ao crescimento. A disponibilidade de água, juntamente com a elevada radiação incidente, podem permitir um maior crescimento da planta por participarem do processo fotossintético. Estas informações mostram o quão variável é o crescimento de dada população, ou mesmo em nível individual, já que, segundo Rolim e Couto (2003), pode haver um período de rápido crescimento quando na ocorrência de condições favoráveis, seguido de períodos de lento crescimento ou mesmo estagnação, quando as condições ambientais não são as mais propícias.

Indivíduos de *Siparuna guianensis* apresentaram transpiração dez vezes superior no plantio 1 do que na mata às 13:30 hs (maior luminosidade) (observação pessoal). A elevada transpiração quando comparada a área de mata, sugere que tal plantio não apresenta déficit hídrico pronunciado, ainda mais se levarmos em consideração o fato do estudo ter sido realizado em julho (ápice da época seca) e que segundo dados meteorológicos da própria Reserva, não havia chovido nos 15 dias que antecederam ao experimento de transpiração. Isto pode ser indício de que a água não é fator limitante ao mesmo tempo em que não houve o processo de fotoinibição para a espécie em questão.

A variabilidade observada nas taxas de crescimento em florestas tropicais, segundo Chagas *et al.*, (2001) é relacionada à heterogeneidade do sub-bosque deste tipo de floresta. O decréscimo no crescimento entre períodos sucessivos já foi encontrado em outros estudos (Felfili, 1995; Marrimom, 2005), podendo ser reflexo das variações climáticas naturais e que segundo Alvarez-Buylla *et al.* (1996) operam em padrão estocástico causando o mesmo efeito nas taxas de crescimento das diferentes populações.

As maiores taxas de recrutamento observadas entre as espécies pioneiras, quando comparada às espécies de sucessão mais avançada nos plantios de eucalipto da Reserva Biológica União, parecem indicar uma lenta recuperação do sub-bosque destes plantios. Tal informação não corrobora a hipótese de que o eucalipto atue como espécie facilitadora da regeneração natural.

Tabela 4. 2. Número total de indivíduos (N), densidade relativa (DR) e índice do valor de cobertura (IVC) em 2001 (01), 2005 (05) e 2007 (07) em 1000 m<sup>2</sup> de área amostrada por plantio, para cada espécie com mais de 10 indivíduos em pelo menos um censo nos plantios de eucalipto estudados na Reserva Biológica União, RJ.

<b>Plantio 1</b>	<b>N 01</b>	<b>N 05</b>	<b>N 07</b>	<b>DR 01</b>	<b>DR 05</b>	<b>DR 07</b>	<b>IVC 01</b>	<b>IVC 05</b>	<b>IVC 07</b>
<i>Cupania oblongifolia</i>	9	12	11	12,00	12,37	10,89	20,60	21,08	19,55
<i>Eugenia supraaxilaris</i>	13	14	14	17,33	14,43	13,86	38,00	33,63	30,72
<i>Xylopia sericeae</i>	26	36	42	34,67	37,11	41,58	72,75	77,23	84,39
<b>Plantio 2</b>									
<i>Sparathosperma leucanthun</i>	9	15	14	20,00	19,48	16,25	40,94	40,46	37,39
<i>Rollinia dollabripetala</i>	14	13	13	31,11	16,88	16,25	78,19	45,60	42,90
<b>soma das mais importantes</b>									
Plantio 1	48	62	67	64	63,91	66,33	131,35	131,94	134,66
Plantio 2	23	28	27	51,11	36,36	32,5	119,13	86,06	80,29
<b>total do plantio</b>									
Plantio 1	75	97	101	100	100	100	200	200	200
Plantio 2	45	77	80	100	100	100	200	200	200

Tabela 4. 3. Taxa anual de incremento em diâmetro ( $\text{cm ano}^{-1}$ ) entre os anos de 2001 e 2005 e entre 2005 e 2007 da comunidade, das principais espécies (com mais de 10 indivíduos em pelo menos uma das três amostragens) e das outras espécies (com menos de 10 indivíduos nas três amostragens) observadas nos  $5000\text{m}^2$  ( $1000\text{m}^2$  por plantio) de área amostrada nos plantios de eucalipto da Reserva Biológica União. O censo do plantio 2 foi realizado em outubro de 2000.

	incremento	
	2001-2005	2005-2007
<b>plantio 1</b>		
comunidade	0,9	0,3
<i>X. sericea</i>	0,9	0,5
<i>C. oblongifolia</i>	0,9	0,5
<i>E. supraaxilaris</i>	0,7	0
outras	1	0,2
<b>Plantio 2</b>		
comunidade	1,2	0,7
<i>S. leucanthum</i>	0,9	0,6
<i>R. dollabripetala</i>	0,2	0,4
outras	1,5	0,5
<b>Plantio 5</b>		
comunidade	1,1	1,5

## **Capítulo 5. Dinâmica da regeneração natural em plantios abandonados de eucalipto (*Corymbia citrriorora*) (Hook.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson na Reserva Biológica União.**

### **5.1. Introdução**

Estudos sobre a regeneração natural são de fundamental importância para o entendimento da dinâmica florestal. Segundo Poggiani (1989), a regeneração natural pode ser definida como sendo o processo de crescimento da vegetação desde uma perturbação até a formação de uma floresta. Apesar de serem observados estudos sobre a regeneração natural desde o final do século XIX, somente após a “Conference of State Forest Officers” em 1914 que este estudo se tornou mais comum (Jardim e Hosokawa, 1987).

O processo de regeneração natural pode se iniciar através de propágulos advindos da dispersão, do banco de plântulas, do banco de sementes ou até mesmo pela reprodução vegetativa. O sucesso do estabelecimento de dada população e, conseqüentemente, da comunidade, depende do equilíbrio entre os meios de regeneração acima citados (Kennard *et al.* 2002) e da sobrevivência de plântulas, com a velocidade da regeneração natural dependendo do tipo e da extensão da perturbação ocorrida em determinada área (Guariguata & Dupuy 1997).

Em geral, maiores taxas de mortalidade e de recrutamento são observadas nas menores classes de tamanho, em processo de substituição de espécies ao longo do tempo, que na verdade corresponde a uma substituição de diferentes grupos ecológicos a que cada espécie pertence (Swaine & Whitmore 1988).

A plântula é o estágio mais susceptível a danos, logo, a sobrevivência nos períodos iniciais é de fundamental importância para a manutenção da população e para a estrutura da comunidade ao longo do tempo. Apesar de importantes no

processo de sucessão, a definição de plântula é um tanto imprecisa ou mesmo arbitrária. Diferentes delimitações deste estágio podem ser observadas na literatura, como por exemplo, um limite de altura, até 50 cm seria considerado plântula (Melo *et al.* 2004; Souza 2005; Cansi 2007); o número de folhas (até três folhas seria considerado plântula) ou mesmo até o momento em que a planta se torna independente das reservas do cotilédone (Fenner 1987), embora este fato seja muito difícil de ser determinado no campo.

Diversos fatores podem influenciar a regeneração natural como a fenologia, a dispersão de sementes, umidade, temperatura e a radiação incidente (Holl 1999). Outros fatores importantes são o tipo de perturbação ocorrido na área, bem como sua extensão, a proximidade de uma fonte de propágulos, a herbivoria, a predação de sementes, a capacidade de dispersão, a presença de fauna potencialmente dispersora, as condições micro-climáticas e as condições do solo (Toriola *et al.*, 1998; Holl e Kapelle, 1998).

Apesar de todos os fatores mencionados acima variarem no espaço e no tempo (Houle, 1992; Castro *et al.*, 2004) alterando assim as taxas de mortalidade e de recrutamento, Kollmann (2000) sugeriu que os padrões do estabelecimento de plântulas variam principalmente devido a diferenças entre micro-habitats. Em florestas tropicais diferentes micro-habitats são “criados” quando ocorre a aberturas de clareiras naturais (como por exemplo, a queda de árvores) de diferentes tamanhos, o que conseqüentemente gera diferenças micro-climáticas e na distribuição dos recursos, criando assim diferentes nichos de colonização (Denslow, 1980).

Segundo Engel & Parrota (2003), plantios florestais têm a capacidade de facilitar a regeneração natural por causarem alterações microclimáticas. Dentre as alterações estão o aumento na heterogeneidade do habitat, aumento na camada de serrapilheira, diminuição de processos erosivos e maior retenção de água no solo, fazendo com que a germinação e o estabelecimento de plântulas seja favorecido.

De acordo com Tabarelli *et al.* (1993), a vegetação no sub-bosque de plantios florestais apresenta-se sob a forma de mosaico, com a densidade e a

riqueza variando no espaço. Tais variações estariam relacionadas a heterogeneidade das características físicas e químicas do solo (Sartori *et al.* 2002).

Ainda assim outros fatores como as espécies utilizadas, o histórico de ocupação e uso do solo, a proximidade de fonte de propágulos e a disponibilidade de luz (Denslow 1987; Keenan *et al.* 1997; Holl 1999; Davies 2001; Carneiro 2002) também são importantes para o sucesso do uso de plantios florestais na regeneração de áreas degradadas. Plantios de eucalipto estão entre os mais citados na literatura para este fim (Silva Júnior *et al.* 1995; Geldenhuys 1997; Parrota *et al.* 1997; Feyera *et al.* 2002; Xavier *et al.* 2006).

Porém Schneider (2003) aponta algumas características de plantios florestais de eucalipto que inviabilizariam este uso, tais como o uso excessivo de água do solo, a supressão do crescimento de outras espécies e a baixa aptidão dos plantios a fauna. Outras características associadas a espécies de eucalipto como o baixo teor nutricional (Costa 2002) e a lenta decomposição de sua serrapilheira (Rezende *et al.* 2001) também podem diminuir o sucesso do estabelecimento de plântulas.

Apesar de importante para o entendimento da dinâmica florestal, estudos com plântulas são escassos, principalmente em áreas de mata atlântica. Possivelmente esta escassez de estudos seja devido à dificuldade de identificação, o que requer intenso trabalho de campo e grande conhecimento taxonômico, a dificuldade de se estabelecer uma definição para o estágio de plântula e a falta de padronização de metodologias, o que não permite comparações mais acuradas dos poucos trabalhos existentes.

Mesmo com toda dificuldade intrínseca ao estudo de plântulas, toda informação referente a este estágio de vida de plantas é bastante importante, principalmente para gerar conhecimentos que possam ser aplicados ao manejo, à conservação, à restauração e à recuperação de áreas degradadas. Ainda mais se levarmos em consideração a extrema necessidade de preservar os poucos remanescentes de mata atlântica ainda existente.



## **5.2. Objetivos**

Este trabalho tem como objetivo principal avaliar a dinâmica da regeneração natural de espécies nativas de mata atlântica, em plantios de eucalipto abandonados na Reserva Biológica União. Testou-se ainda a hipótese de que o estabelecimento de novos indivíduos seja maior em plantios de eucalipto que possuem melhores condições microclimáticas.

## **5.3. Metodologia**

### **5.3.1. Área de estudo**

Devido a maior dificuldade de fiscalização e a verificação de trilhas e de pastoreio no plantio 5, a análise da dinâmica da regeneração natural foi realizada apenas nos plantios 1, 2, 3 e 4. Maiores detalhes da área de estudo vide capítulo 2

### **5.3.2. Estrato de jovens**

Cada uma das cinco parcelas de 20 X 10m alocadas nos plantios selecionados foram subdivididas em quatro sub-parcelas de 10 X 5m (figura 5.1b). Em duas sub-parcelas sorteadas entre as quatro possíveis todos os indivíduos jovens, altura maior que 50 cm e DAP menor de 5 cm, foram marcados com plaquetas numeradas de alumínio, tiveram medidos o diâmetro a altura do solo com o auxílio de um paquímetro e a altura total com o auxílio de fita métrica.

Para o estrato de jovens o primeiro censo foi realizado em janeiro e fevereiro de 2001 (Rabelo, 2003). Os censos seguintes foram realizados entre março e junho de 2004, entre abril e maio de 2005, entre dezembro de 2005 e fevereiro de 2006 e no mês de setembro de 2006.

Para o estrato de jovens, as espécies que tiveram suas dinâmicas calculadas foram às mesmas estudadas no estrato arbóreo (vide capítulo 4) desde

que tivessem representantes no estrato de jovens. Desta forma, as espécies estudadas no estrato de jovens foram *Xylopia sericea*, *Cupania oblongifolia* e *Sparathosperma leucanthun*. *Siparuna guianensis* teve também sua dinâmica avaliada, apesar de não ter sido estudada no estrato arbóreo. Esta apresentou grande valor de importância no primeiro censo neste estrato (Rabelo, 2003), além de, pelo menos nas situações impostas pelos plantios de eucalipto, ser espécie caracteristicamente arbustiva, apresentou floração e frutificação durante o período de estudo.

Todo indivíduo anteriormente amostrado e plaqueado encontrado com câmbio seco ou não encontrado foram considerados mortos. Todo novo indivíduo que alcançou o limite aqui proposto para jovens nos censos realizados entre 2004 e 2006 foi marcado, identificado e considerado como recruta.

A dinâmica da comunidade de jovens foi avaliada através das alterações dos seguintes parâmetros: número de indivíduos, área basal e índice do valor de cobertura (IVC) que é a soma da densidade relativa e a dominância relativa de cada espécie (Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974), além do número de espécies, índice de diversidade de Shannon e uniformidade (Brower e Zar, 1984) sendo as espécies ordenadas em função do IVC, em todos os censos. Para a análise dos parâmetros fitossociológicos foi utilizado o programa FITOPAC1 (Shepherd, 1995). Diferenças estatísticas na densidade de jovens foram avaliadas por uma análise de variância ao nível de 5% com o auxílio do programa R-System 2.2.1.

A dinâmica das principais espécies observadas nos plantios foi avaliada através dos seguintes parâmetros:

- Taxa de recrutamento (Sheil & May, 1996):  $r = (N_1 / N_0)^{1/t} - 1$
- Taxa de mortalidade (Sheil *et al*, 1995):  $m = 1 - (N_1 / N_0)^{1/t}$
- Taxa de incremento anual:  $IMA = DAP_1 - DAP_0 / t$

Onde:

r= taxa de recrutamento anual

m= taxa de mortalidade anual

$N_0$ = número de indivíduos no tempo zero

$N_1$  = número de indivíduos após o intervalo de tempo

$t$  = tempo decorrido em anos entre um censo e outro

IMA = incremento médio anual em diâmetro (expresso em  $\text{cm ano}^{-1}$ )

$\text{DAP}_0$  = diâmetro a altura do peito no tempo zero

$\text{DAP}_1$  = diâmetro a altura do peito após  $t$  anos

Um resumo da metodologia utilizada no estrato de jovens está descrita na tabela 5.1.

### 5.3.3. Estrato de plântulas

As mesmas cinco parcelas de 20 X 10m foram ainda subdivididas em 16 sub-parcelas de 5 X 2,5m (figura 5.1c), onde em quatro, sorteadas entre as 16 possíveis, todas as plântulas, indivíduos com até 50 cm de altura, foram marcados com plaquetas numeradas de alumínio e, assim como o estrato de jovens, tiveram o diâmetro medido com ao auxílio de paquímetro e a altura com o auxílio de fita métrica. As plântulas ainda tiveram sua localização dentro de cada sub-parcela anotadas em papel milimetrado, facilitando assim sua localização dentro da parcela em nova amostragem.

O primeiro censo do estrato de plântulas foi realizado em agosto de 2002 (Rabelo, 2003). Os censos seguintes foram realizados em janeiro e agosto de 2004, em março e novembro de 2005, em março e outubro de 2006 e em abril de 2007, em um total de oito censos.

Para o estrato de plântulas as espécies estudadas foram *Xylopia sericea*, por ser esta, de elevada densidade nos três estratos, e *Siparuna guianensis* que também tem grande importância nos estratos de plântulas e jovens (Rabelo, 2003). Outro fator que foi considerado na escolha destas espécies é a sua fácil identificação no campo.

A dinâmica da comunidade de plântulas e das duas principais espécies (*X. sericea* e *S. guianensis*) foi avaliada através das mudanças na densidade total e na densidade por classe de altura. Além dos parâmetros já descritos para o estrato de jovens, recrutamento, mortalidade e incremento em diâmetro, a dinâmica das principais espécies foi avaliada através da mortalidade por classes

de altura e sobrevivência. Diferenças entre as taxas de sobrevivência foram testadas através de um teste qui-quadrado.

Para as espécies *X. sericea* e *S. guianensis* foi calculado ainda o padrão de distribuição espacial dos indivíduos. O padrão de distribuição dos indivíduos foi estimado calculando-se o coeficiente de dispersão ( $CD = \text{variância observada nas unidades amostrais (sub-parcelas)} / \text{média observada por unidade amostral}$ ). Este método se baseia na premissa que a distribuição dos indivíduos de qualquer espécie em uma floresta segue distribuição de Poisson, assim o valor do CD deve ser igual a 1, o que indica distribuição aleatória dos indivíduos da espécie. Valores de CD menores que 1 indicam distribuição uniforme, enquanto valores maiores que 1 indicam distribuição agregada. Foi utilizada reamostragem *Bootstrap* com 1000 repetições para verificar se o valor calculado era estatisticamente diferente de 1, com um nível de 95% de confiança. Diferenças estatísticas na densidade de plântulas foram testadas por uma análise de variância ao nível de 5%. As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do programa R-System versão 2.2.1.

Todo indivíduo anteriormente amostrado e plaqueado encontrado seco ou não encontrado foi considerado morto. Todo novo indivíduo que alcançou o limite aqui proposto para plântulas nos censos realizados entre 2004 e 2007 foi marcado, identificado e considerado como recruta.

Um resumo da metodologia utilizada no estrato de plântulas está descrito na tabela 5.1

O material botânico coletado para identificação foi depositado no Herbário Uenf do Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (Uenf). O material coletado foi identificado por especialistas, por comparação com exsiccatas dos Herbários do Jardim Botânico do Rio de Janeiro e da Uenf, ou por consultas à literatura especializada. Foi adotada a classificação de famílias segundo APG II (2003). A ortografia dos binômios e as abreviações dos autores das espécies foram conferidas e atualizadas nos sítios eletrônicos do The International Plant Names Index (<http://www.ipni.org/index.html>) e do Missouri Botanical Garden (<http://mobot.mobot.org/W3T/Search/vast.html>).

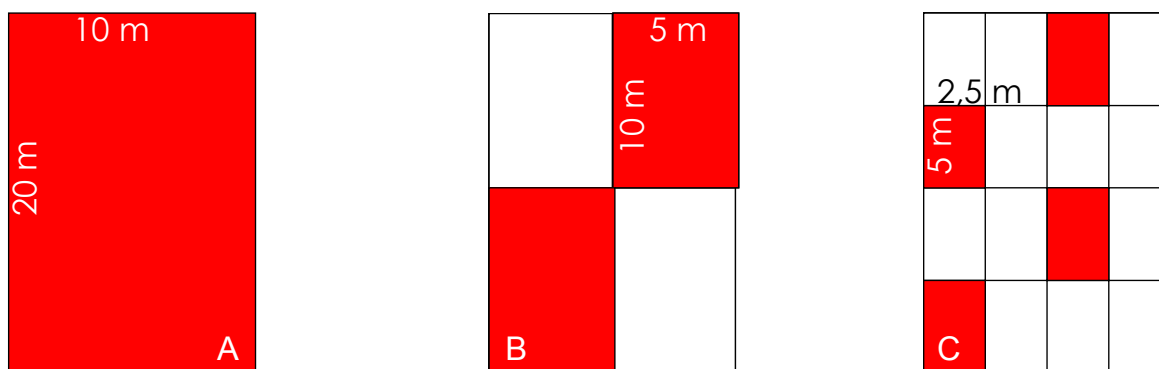


Figura 5. 1. Esquema da divisão das parcelas. (A) árvores; (B) jovens; (C) plântulas. A área escura representa a localização de cada parcela ou sub-parcela.

Tabela 5. 1 Resumo das metodologias utilizadas no estudo do estrato de jovens e plântulas. Das – diâmetro a altura do solo; X.ser – *Xylopia sericea*; C.obl – *Cupania oblongifolia*; S. leu – *Sparathosperma leucanthun*; S.gui – *Siparuna guianensis*; D – Densidade; AB – área basal; IVC – índice de valor de cobertura, S' – Riqueza; H' – Diversidade de Shannon & Wiener, J' – uniformidade de Pielou; rec – recrutamento; mor – mortalidade; sobrev X2 – curvas de sobrevivência testada por teste qui-quadrado; Poisson – cálculo da distribuição de Poisson com um intervalo de 5% de confiança.

	5.3.2. Jovens	5.3.3. Plântulas
plantios	1 / 2 / 3 / 4	1 / 2 / 3 / 4
parcelas	2 parcelas 5 X 10 m	4 parcelas de 2,5 X 5 m
limite	h > 50 cm e dap < 5 cm	h ≤ 50 cm
medida	das e altura total	das e altura total
censos	5 censos	8 censos
espécies	X. ser / C.obl / S.leu / S.gui	X.ser / S.gui
din. com	D / AB / IVC / S' / H' / J'	dens total e classe altura
din. pop	recrutamento / mortalidade	D / rec / mor / sobrev X2 / Poisson

#### **5.4. Caracterização micro climática dos plantios de eucalipto estudados.**

Os plantios (1, 2, 3 e 4) de eucalipto da Rebio União estudados tiveram suas características micro climáticas avaliadas através dos seguintes parâmetros: umidade relativa do ar (URA), temperatura do ar, temperatura do solo, porcentagem de água no solo, radiação incidente no solo e cobertura do dossel. A análise micro climática foi realizada duas vezes no ano de 2007, uma em fevereiro (período chuvoso) e outra em agosto (período seco). Os dados também foram coletados em uma área de mata secundária adjacente aos plantios. Diferenças estatísticas foram avaliadas por uma análise de variância ao nível de 5% com o auxílio do programa R-System 2.2.1. A seguir é apresentada a metodologia utilizada na análise de cada parâmetro.

##### **5.4.1. Umidade relativa do ar e temperatura do ar**

A umidade e a temperatura do ar foram mensuradas através de um termo-higrômetro Extech 445702 (figura 5.2) em 20 pontos dentro de cada plantio. Os 20 pontos foram os centros de cada sub-parcela onde foram realizados os levantamentos do estrato de plântulas (figura 5.4). O aparelho foi deixado cerca de três minutos para estabilização a uma altura de cinco centímetros do solo.

##### **5.4.2. Temperatura do solo**

A temperatura do solo foi mensurada com o auxílio de um termômetro Weksler 2" dual size bi-metal (figura 5.3a). O aparelho foi colocado a uma profundidade de 10 centímetros e deixado por cerca de dois minutos. Foram mensurados 80 pontos em cada plantio, os pontos foram os cantos de cada sub parcela onde foram realizados os levantamentos do estrato de plântulas conforme o esquema representado na figura 5.4.



Figura 5. 2. Foto mostrando o termohigrômetro (A) e o radiômetro (B).



Figura 5. 3. Foto mostrando o termômetro de solo (A) e o trado (B).

### 5.4.3. Umidade do solo

Para a obtenção dos valores de porcentagem de água no solo, foram coletadas 80 amostras de 10 centímetros de solo por plantio com o auxílio de um trado (figura 5.3b). No campo o solo foi acondicionado em sacos plásticos (tipo sacolé) e identificado. No laboratório o solo foi pesado (descontando-se o peso dos sacos) e logo depois transferido para recipientes de papel (tipo brigadeiro) e então colocados em estufa de circulação a 80° C por 48 horas. Após as 48 horas e da verificação que o peso estava estável, o material foi novamente pesado (descontando-se o peso das embalagens) e a diferença entre as duas pesagens foi considerada como a quantidade de água existente no solo, que foi transformada em uma porcentagem em relação ao peso total (peso úmido) através do seguinte cálculo:

$$\text{Umidade \%} = (\text{peso seco} \times 100) / \text{peso úmido}$$

As amostras foram retiradas próximas do local onde foram mensurados a temperatura do solo em cada sub-parcela de 2,5 m X 5 m, em um total de quatro amostras em cada uma das 20 sub-parcelas (figura 5.4).

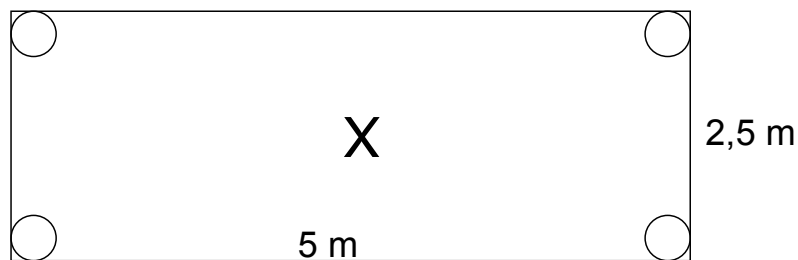


Figura 5. 4. Esquema representando uma sub-parcela de 2,5 m X 5 m onde foram realizados os levantamentos do estrato de plântulas (capítulo 5). Os círculos representam a região onde foram coletados os dados de temperatura e umidade do solo. A marcação X indica o local onde foi realizado as medidas de umidade relativa e temperatura do ar.



#### 5.4.4. Radiação

A radiação incidente no solo foi mensurada com o auxílio de um radiômetro Li-cor Li-250 (figura 5.2). Foram tomadas 60 medidas por plantio. Assim como os demais parâmetros foram utilizados como unidade amostral as 20 parcelas de 2,5 m X 5 m. Em cada uma das 20 parcelas foram tomadas três medidas da radiação a altura do solo, conforme esquematizado na figura 5.5. As medidas de radiação foram tomadas sempre em dias sem nuvens e entre 11:00 e 13:00.

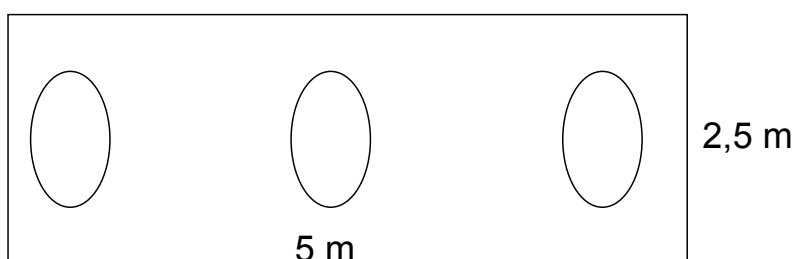


Figura 5. 5. Esquema representando uma sub-parcela de 2,5 m X 5 m onde foram realizados os levantamentos do estrato de plântulas. Os círculos representam a região onde foram coletados os dados de radiação a altura do solo.

#### 5.4.5. Cobertura do dossel

Para a análise da cobertura do dossel foi utilizado um quadrado (malha) de 50 X 50 cm, divididos em 100 partes iguais (figura 5.6). Como unidade amostral foram utilizadas as 20 sub-parcelas de 2,5 X 5 m (figura 5.1c). Em cada sub-parcela foram tomadas duas medidas conforme esquematizado na figura 2.13, totalizando 40 amostras por plantio. Nesta metodologia uma pessoa levanta o quadrado acima da cabeça com as duas mãos e olha para o dossel, de maneira que o centro do quadrado forme um ângulo de 90° com o solo. Nesta posição o responsável pela análise conta o número de pequenos quadrados (100 pequenos quadrados formados por linhas de nylon, figura 5.6) preenchidos totalmente pela vegetação. O valor total de quadrados preenchidos pela vegetação é considerado a cobertura percentual do dossel (Freitas *et al.* 2002). Este método apesar de

rudimentar, apresenta-se viável em dias nublados, além de poder ser realizado em qualquer hora do dia não necessitando de horários específicos como é observado na análise da radiação.

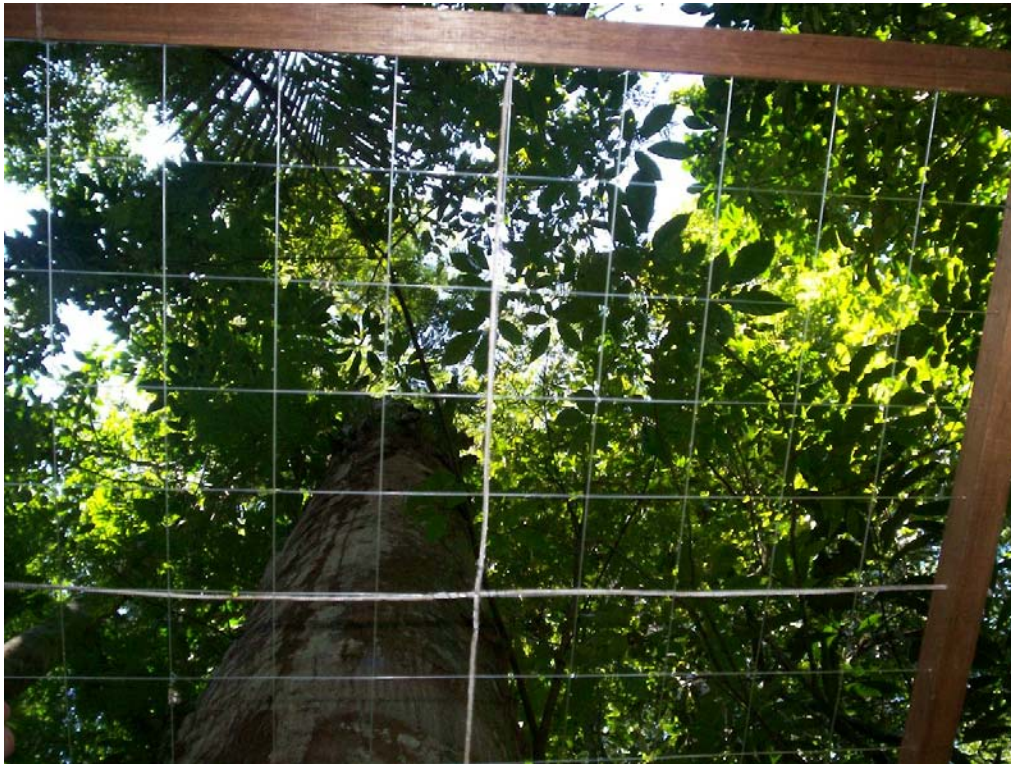


Figura 5. 6. Foto mostrando o quadrado de 50 X 50 cm divididos em 100 partes iguais utilizado para a mensuração da cobertura do dossel.



Figura 5. 7. Esquema representando uma sub-parcela de 2,5 m X 5 m onde foram realizados os levantamentos do estrato de plântulas (capítulo 5). Os círculos representam a região onde foram coletados os dados de cobertura do dossel.

### 5.5. Resultados e discussão da análise microclimática.

A análise das condições micro climáticas mostrou o plantio 1 como o que apresenta as melhores condições ambientais para o estabelecimento de espécies nativas, seguido do plantio 2 (figuras 5.8, 5.9, 5.10, 5.11, 5.12 e 5.13), visto que baixos valores de umidade relativa do ar associado a altas temperaturas (figuras 5.8 e 5.9) são limitantes ao estabelecimento e ao crescimento em florestas tropicais (Uhl 1987; Nepstad *et al.* 1996; Padilla & Pugnaire 2006).

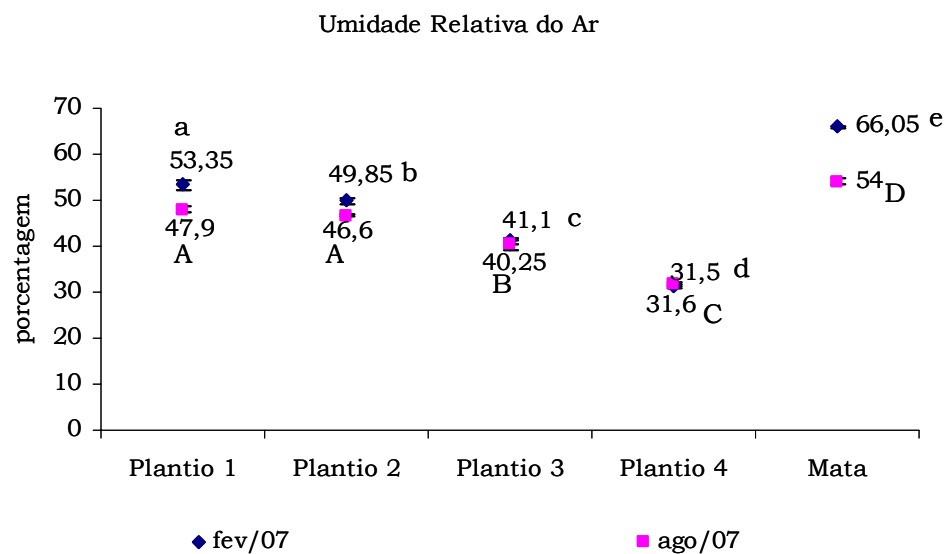


Figura 5. 8. Umidade relativa do ar nos plantios de eucalipto (1, 2, 3 e 4) e em área de mata adjacente em fevereiro (chuvoso) e agosto (seco) de 2007 na Reserva Biológica União. Barras significam erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas ao nível de 5%. Letras minúsculas se referem aos dados de fev/07 e letras maiúsculas se referem aos dados de ago/07.

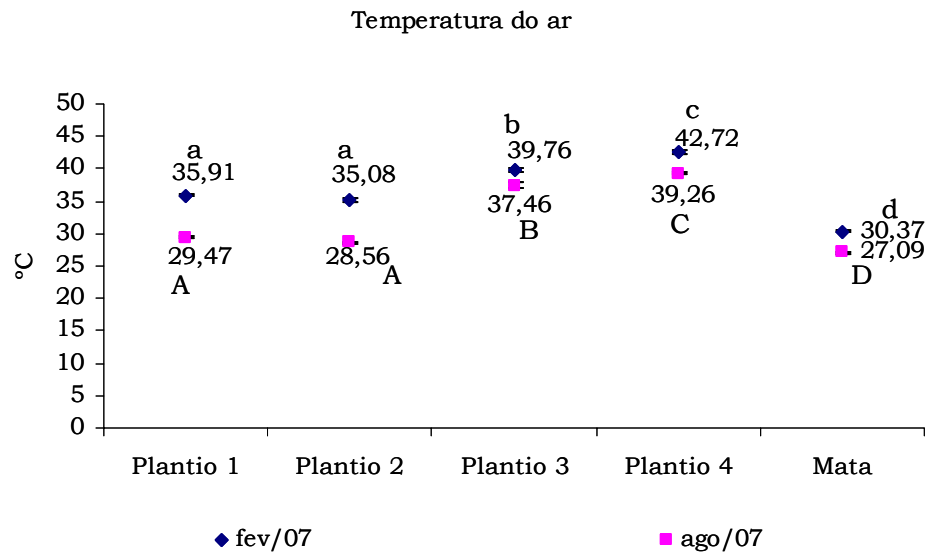


Figura 5. 9. Temperatura do ar nos plantios de eucalipto (1, 2, 3 e 4) e em área de mata adjacente em fevereiro (chuvoso) e agosto (seco) de 2007 na Reserva Biológica União. Barras significam erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas ao nível de 5%. Letras minúsculas se referem aos dados de fev/07 e letras maiúsculas se referem aos dados de ago/07.

A caracterização microclimática dos plantios mostrou um padrão definido entre as épocas do ano. Em fevereiro os plantios apresentaram maior umidade relativa do ar (figura 5.8), maior temperatura do ar e do solo (figuras 5.9 e 5.10) e maior porcentagem de água no solo (figura 5.11) quando comparadas ao mês de agosto. Este resultado de certa forma é esperado, pois a região, no período de fevereiro, apresenta os maiores valores de precipitação e as maiores temperaturas durante o ano, tendo um período quente e úmido entre outubro e abril e um período seco e com temperaturas mais amenas entre maio e setembro (Fonte: projeto de translocção da Associação Mico-Leão-Dourado). Já os dados de radiação e cobertura do dossel não apresentaram um padrão tão definido. Para estes parâmetros houve pouca variação entre os períodos amostrados (chuvoso e seco), com exceção da radiação no plantio 4 que foi de mais de 1100  $\mu\text{mol}$  de fótons  $\text{m}^{-2}$  em fevereiro, enquanto que em agosto foi 763,26  $\mu\text{mol}$  de fótons  $\text{m}^{-2}$  (figuras 5.12 e 5.13). Entretanto houve uma nítida tendência dos plantios 1 e 2 apresentarem valores de luminosidade e cobertura do dossel mais próximos aos valores observados para uma área de mata adjacente (figuras 5.12 e 5.13).

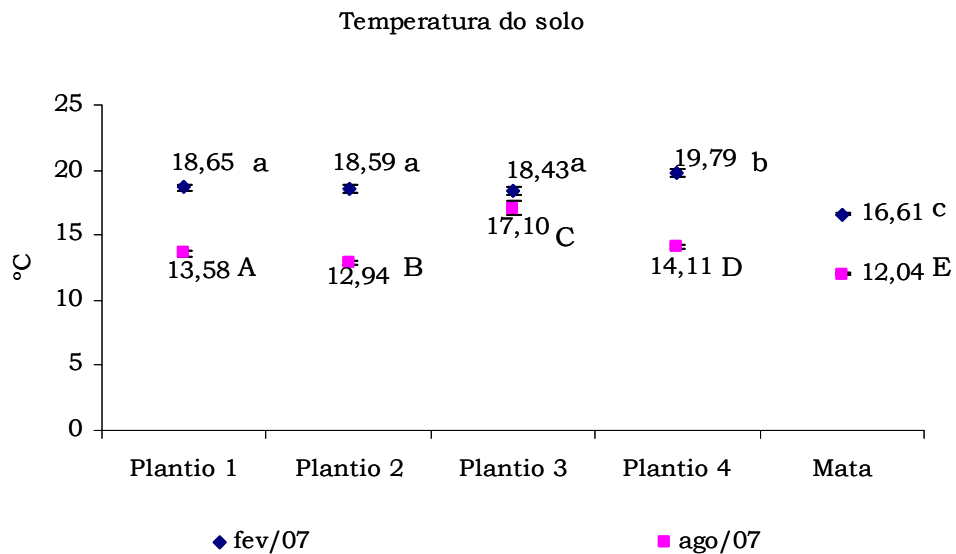


Figura 5. 10. Temperatura do solo nos plantios de eucalipto (1, 2, 3 e 4) e em área de mata adjacente em fevereiro (chuvoso) e agosto (seco) de 2007 na Reserva Biológica União. Barras significam erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas ao nível de 5%. Letras minúsculas se referem aos dados de fev/07 e letras maiúsculas se referem aos dados de ago/07.

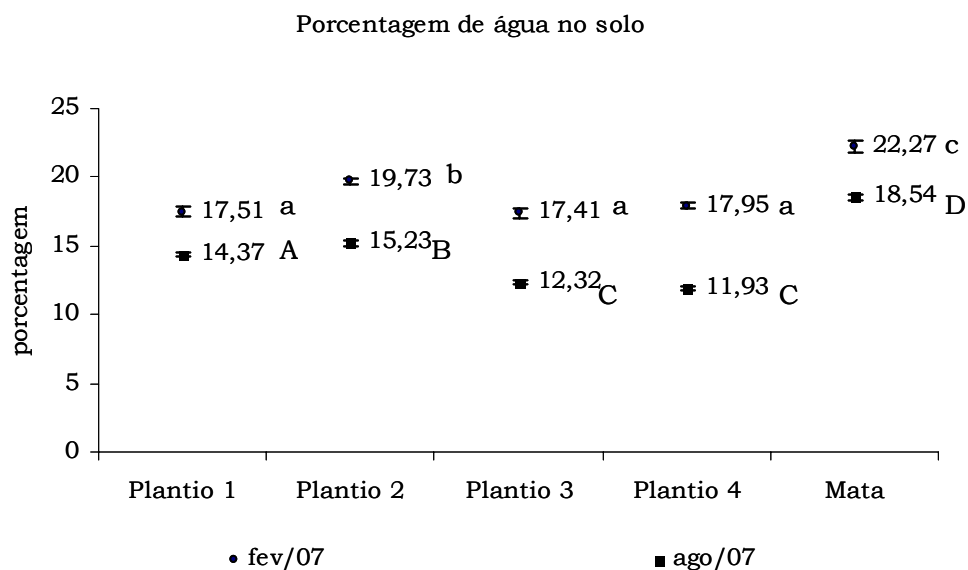


Figura 5. 11. Porcentagem de água no solo nos plantios de eucalipto (1, 2, 3 e 4) e em área de mata adjacente em fevereiro (chuvoso) e agosto (seco) de 2007 na Reserva Biológica União. Barras significam erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas ao nível de 5%. Letras minúsculas se referem aos dados de fev/07 e letras maiúsculas se referem aos dados de ago/07.

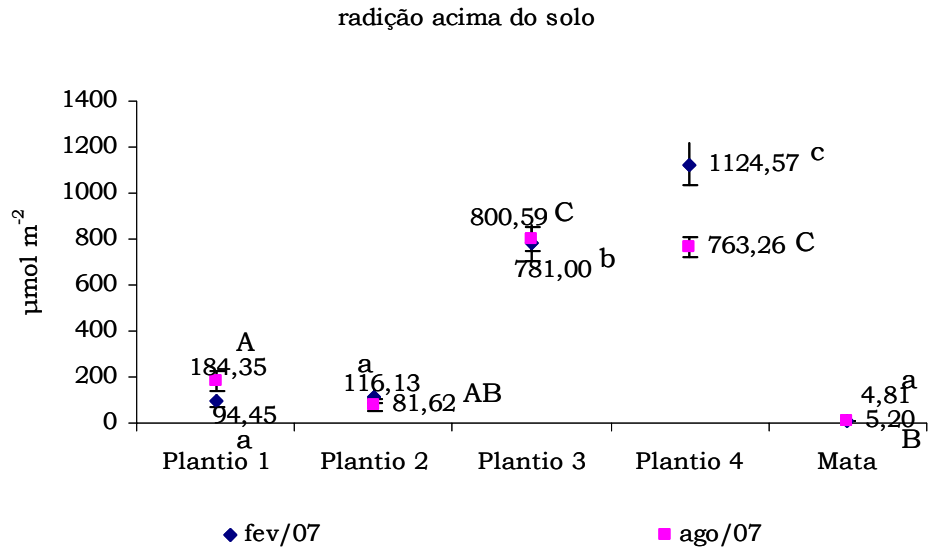


Figura 5. 12. Radiação acima do solo nos plantios de eucalipto (1, 2, 3 e 4) e em área de mata adjacente em fevereiro (chuvoso) e agosto (seco) de 2007 na Reserva Biológica União. Barras significam erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas ao nível de 5%. Letras minúsculas se referem aos dados de fev/07 e letras maiúsculas se referem aos dados de ago/07.

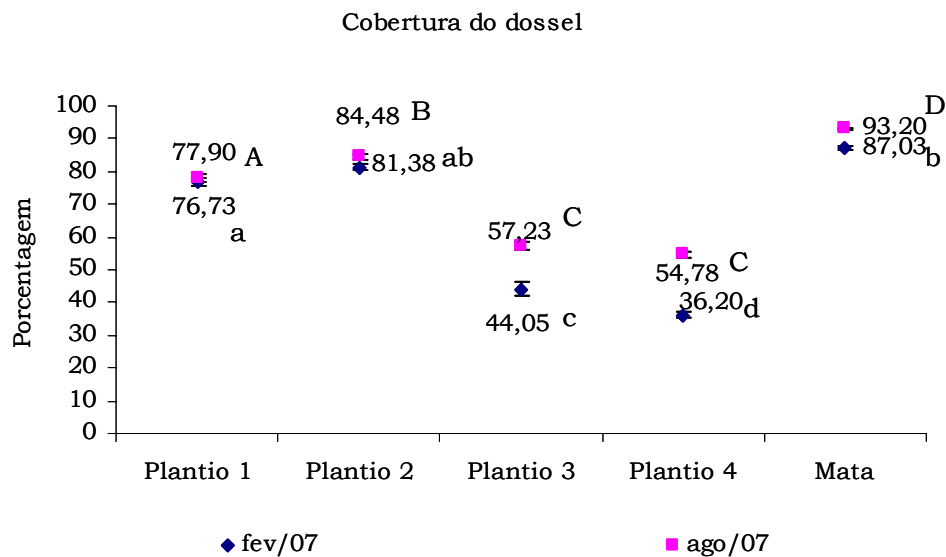


Figura 5. 13. Cobertura do dossel nos plantios de eucalipto (1, 2, 3 e 4) e em área de mata adjacente em fevereiro (chuvoso) e agosto (seco) de 2007 na Reserva Biológica União. Barras significam erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas ao nível de 5%. Letras minúsculas se referem aos dados de fev/07 e letras maiúsculas se referem aos dados de ago/07.

## 5.6. Resultados

### 5.6.1. Estrato de jovens

A densidade de indivíduos jovens de espécies nativas nos plantios da Rebio União variou de 640 a 8780 indivíduos  $ha^{-1}$  (figura 5.14 e anexo 2). Foi observado aumento na densidade em todos os plantios. No primeiro censo (janeiro de 2001) o plantio 2 era o mais denso, a partir do censo seguinte (março de 2004), o plantio 1 passou a ser o mais denso. O aumento na densidade no plantio 1, foi de 213% quando comparados o primeiro (jan/01) e o último censo (set/06). No mesmo período o plantio 2 apresentou aumento de apenas 5,6%, enquanto o plantio 3 um aumento de 90,9%.

Em relação ao número de espécies, o plantio 2 apresentou os maiores valores, variando entre 33 e 34 espécies durante o estudo (tabela 5.2). O maior ganho de espécies foi observado no plantio 1 que passou de 17 no primeiro censo, chegou a ter 25 espécies nos censos de março de 2005 e de fevereiro de 2006 e teve 23 espécies no último censo (set/06) (tabela 5.2). O plantio 3 apresentou número bastante reduzido de espécies variando entre 3 e 6 (tabela 5.2).

O mesmo padrão observado quanto à riqueza foi observado com relação à diversidade. Os maiores valores foram obtidos no plantio 2 (variando entre 2,56 e 2,69), seguido do plantio 1 (entre 1,42 e 1,75) e do plantio 3 (entre 0,67 e 1,03), porém diferentemente do observado com a riqueza, no plantio 1 foi observado decréscimo no índice de diversidade, apesar do aumento no número de espécies (tabela 5.2).

No plantio 1, as espécies *Xylopia sericea* e *Siparuna guianensis* representaram no primeiro censo cerca de 70% dos indivíduos, alcançando nos demais censos valores sempre superiores a 80% dos indivíduos do plantio (tabela 5.3). Nos dois primeiros censos a espécie *S. guianensis* foi a mais importante. A partir do terceiro censo *X. sericea* passou a ser a espécie mais importante. A terceira espécie mais importante no estrato de jovens foi *Cupania oblongifolia* nos três censos (tabela 5.3). As maiores alterações na classificação quanto a

importância das espécies no plantio 1 foram observadas na espécies *Myrcia splendens* que ocupava a 7ª posição em janeiro de 2001 e caiu cinco posições no censo seguinte e *Erythroxylum pulchrum* que não tinha indivíduos em janeiro de 2001, e em março de 2004 ocupava a 11ª posição passando a 9ª posição nos demais censos (tabela 5.3).

No plantio 2 a espécie mais importante foi *Sparattosperma leucanthun*, representando mais de 25% dos indivíduos neste plantio. Outras espécies que apareceram entre as mais importantes no plantio 2 foram *Dalbergia frutescens*, *Siparuna guianensis*, *Cupania oblongifolia* e *Xylopia sericea* (tabela 5.3). Apesar da espécie mais importante no plantio 2, *S. leucanthun*, ter mantido a 1ª posição durante todo o estudo, pode-se observar algumas mudanças entre as espécies mais importantes. *Dalbergia frutescens* que foi a segunda espécie mais importante nos dois primeiros censos, passou a ocupar a sexta, a quinta e novamente a sexta posição nos três censos subseqüentes. *Myrcia splendens* caiu 12 posições entre o primeiro e o segundo censo, passando da 4ª para a 16ª posição. *Siparuna guianensis* passou da sétima posição no primeiro censo para a segunda no terceiro censo, mantendo tal posição até o último censo, enquanto *Xylopia sericea* passou da 10ª para a 4ª posição entre o primeiro e o último censo (tabela 5.3).

No plantio 3 a alteração mais acentuada entre as espécies mais importantes foi observada para a espécie *Baccharis dracunculifolia*. No primeiro censo ela foi a mais importante, mas no censo seguinte todos os indivíduos haviam morrido, sendo a espécie Euphorbiaceae sp2 a mais importante. Entretanto a partir do terceiro censo a espécie *Myrsine coriacea* passou a ser a mais importante apesar de não ser a mais numerosa (tabela 5.3).



Tabela 5. 2. Densidade e desvio padrão (ha), número total de espécies (S'), índice de diversidade de Shannon & Wiener (H'), uniformidade (J') e área basal (AB m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) do estrato de jovem nos plantios de eucalipto da Rebio União, RJ.

Plantio 1	Dens (ha)	S'	H'	J'	AB m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>
<b>jan/01</b>	2820 ± 2601	17	1,75	0,619	2,237
<b>mar/04</b>	6680 ± 4654	24	1,5	0,47	2,596
<b>mai/05</b>	7660 ± 4835	25	1,43	0,445	3,72
<b>fev/06</b>	8580 ± 4741	25	1,42	0,442	3,711
<b>set/06</b>	8840 ± 4364	23	1,45	0,464	4,298
Plantio 2	Dens (ha)	S'	H'	J'	AB m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>
<b>jan/01</b>	4620 ± 1991	33	2,69	0,769	3,577
<b>jun/04</b>	4640 ± 1517	34	2,62	0,743	3,384
<b>mai/05</b>	4760 ± 1472	33	2,56	0,732	3,716
<b>fev/06</b>	5020 ± 1726	34	2,6	0,737	3,773
<b>set/06</b>	4880 ± 1797	34	2,61	0,742	4,208
Plantio 3	Dens (ha)	S'	H'	J'	AB m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>
<b>fev/01</b>	640 ± 923	5	1,03	0,642	0,188
<b>abr/04</b>	800 ± 1507	3	0,67	0,612	0,146
<b>abr/05</b>	1140 ± 1748	5	0,9	0,562	0,312
<b>dez/05</b>	1160 ± 1875	5	0,9	0,558	0,359
<b>set/06</b>	1260 ± 2005	6	0,96	0,537	0,564

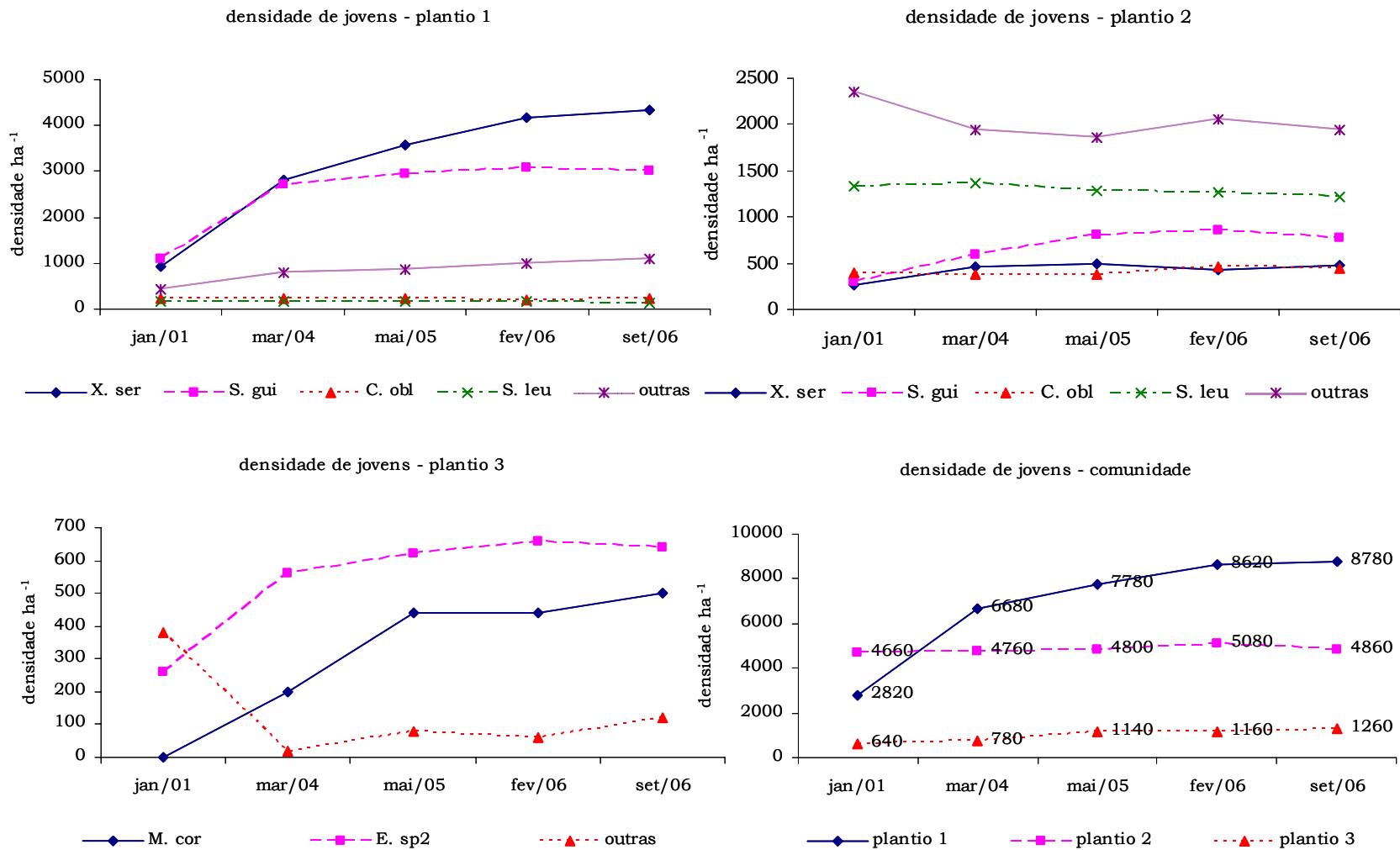


Figura 5. 14. Densidade (ha) de indivíduos jovens para as espécies mais importantes no estrato arbóreo com representação no estrato de jovens, do grupo constituído das outras espécies e de toda comunidade por plantio, nos plantios de eucalipto da Rebio União. No plantio 4 foi observado menos de 10 indivíduos nativos no estrato de jovens em todos os censos. X. ser – *Xylopia sericea*; S.gui – *Siparuna guianensis*; C.obl – *Cupania oblongifolia*; S.leu – *Sparattosperma leucanthun*; M.cor – *Myrsine coriacea*; E.sp2 – Euphorbiaceae sp2. Os desvios estão indicados no anexo 2. Não houve diferenças estatísticas (5%) na densidade da comunidade e para qualquer espécie durante o estudo em um mesmo plantio.

Tabela 5. 3. Densidade relativa (DeR), dominância relativa (DoR) e a ordenação das espécies segundo a classificação decrescente do valor de cobertura (VC) que é a soma de DeR mais DoR para o estrato de jovens nos plantios de eucalipto da Rebio União, RJ.

plantio 1	jan01	mar04	mai05	fev06	set06	jan01	mar04	mai05	fev06	set06	jan01	mar04	mai05	fev06	set06
	DeR	DeR	DeR	DeR	DeR	DoR	DoR	DoR	DoR	DoR	VC	VC	VC	VC	VC
<i>Siparuna guianensis</i>	38,3	40,72	38,64	36,13	33,94	13,49	28,65	29,11	29	28,33	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>
<i>Xylopia sericea</i>	32,62	41,92	45,95	48,48	49,55	10,82	23,81	31,19	31,8	31,71	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<i>Cupania oblongifolia</i>	8,51	3,29	2,87	2,33	2,71	26,98	16,07	13,62	13,24	14,38	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>
Sapindaceae sp4	2,13	0,6	0,26	0,23	0,23	17,89	5	3,29	3,3	3,26	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>8</b>
<i>Campomanesia laurifolia</i>	2,13	0,9	0,78	0,7	0,68	11,62	7,55	6,95	7,06	7,39	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>4</b>
<i>Sparattosperma leucanthum</i>	5,67	2,4	1,57	1,86	1,36	7,34	6,19	4,78	5,76	4,87	<b>6</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>
<i>Myrcia splendens</i>	0,71	0,6	0,52	0,7		3,33	0,75	1,16	0,71		<b>7</b>	<b>12</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	0,71	0,3				2,57	2,46				<b>8</b>	<b>9</b>			
<i>Lacistema pubescens</i>	1,42	2,99	2,61	2,33	2,04	1,6	2,51	2,95	2,65	2,52	<b>9</b>	<b>7</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>6</b>
<i>Byrsonima sericea</i>	1,42	0,6	0,26	0,23	0,23	1,24	3,54	0,96	1,47	1,27	<b>10</b>	<b>8</b>	<b>12</b>	<b>10</b>	<b>11</b>
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	0,71	0,3	0,26	0,23	0,23	1,82	0,39	1,31	0,35	0,37	<b>11</b>	<b>15</b>	<b>11</b>	<b>15</b>	<b>19</b>
<i>Myrsine coriacea</i>	2,13	0,3	0,26	0,23	0,68	0,16	0,07	0,07	0,07	1	<b>12</b>	<b>21</b>	<b>24</b>	<b>22</b>	<b>10</b>
<i>Myrcia anceps</i>	0,71	0,3	0,78	1,17	1,81	0,52	1,29	2,01	2,09	1,95	<b>13</b>	<b>10</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>7</b>
<i>Eugenia dodoneaefolia</i>	0,71	0,3	0,26	0,23	0,45	0,35	0,35	0,31	0,31	0,29	<b>14</b>	<b>16</b>	<b>17</b>	<b>17</b>	<b>15</b>
<i>Alchornea triplinervia</i>	0,71	0,3	0,26	0,23	0,23	0,13	0,22	0,13	0,31	0,39	<b>15</b>	<b>18</b>	<b>20</b>	<b>16</b>	<b>18</b>
Sapindaceae sp3	0,71		0,26	0,23	0,23	0,09		0,13	0,13	0,18	<b>16</b>		<b>21</b>	<b>19</b>	<b>20</b>
<i>Trichila sp</i>	0,71	0,6	0,52	0,47	0,45	0,06	0,11	0,14	0,21	0,22	<b>17</b>	<b>13</b>	<b>15</b>	<b>13</b>	<b>16</b>
Asteraceae sp1		0,3	0,26	0,23			0,07	0,09	0,07			<b>22</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	
<i>Casearia sp1</i>		0,3	0,26	0,23	0,23		0,05	0,07	0,07	0,06		<b>24</b>	<b>23</b>	<b>21</b>	<b>22</b>
<i>Cupania racemosa</i>		0,6	0,52	0,93	1,13		0,11	0,08	0,14	0,18		<b>14</b>	<b>16</b>	<b>12</b>	<b>12</b>
<i>Cybistax antasyphiletica</i>		0,3	0,26				0,1	0,24				<b>20</b>	<b>18</b>		
<i>Erythroxylum pulchrum</i>		1,2	1,31	1,63	1,81		0,28	0,39	0,47	0,44		<b>11</b>	<b>9</b>	<b>9</b>	<b>9</b>
<i>Guarea macrophylla</i>		0,3	0,26	0,23	0,23		0,05	0,05	0,07	0,06		<b>23</b>	<b>25</b>	<b>24</b>	<b>23</b>
indet			0,52	0,23	0,9			0,31	0,02	0,18			<b>13</b>	<b>25</b>	<b>13</b>
<i>Jacaranda puberula</i>				0,23	0,45				0,21	0,41				<b>18</b>	<b>14</b>
<i>melastomataceae sppilosa</i>		0,3	0,26	0,23	0,23		0,26	0,52	0,43	0,44		<b>17</b>	<b>14</b>	<b>14</b>	<b>17</b>
<i>Pera glabrata</i>		0,3	0,26	0,23	0,23		0,1	0,13	0,09	0,09		<b>19</b>	<b>19</b>	<b>20</b>	<b>21</b>

continua

plântio 2	jan01	jun04	mai05	fev06	set06	jan01	jun04	mai05	fev06	set06	jan01	jun04	mai05	fev06	set06
	DeR	DeR	DeR	DeR	DeR	DoR	DoR	DoR	DoR	DoR	VC	VC	VC	VC	VC
<i>Sparattosperma leucanthum</i>	28,57	28,45	26,47	25,1	25	28,48	30,89	32,77	29,42	30,67	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<i>Dalbergia frutescens</i>	3,9	3,45	2,94	2,79	2,87	15,16	13,12	9,49	10,76	10,68	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>6</b>
<i>Cupania oblongifolia</i>	8,66	8,19	7,98	8,76	9,02	7,03	6,76	8,58	8,39	6,71	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>3</b>
<i>Myrcia splendens</i>	5,19	0,86	0,84	1,2	1,23	7,43	0,79	1,24	1,62	1,67	<b>4</b>	<b>16</b>	<b>14</b>	<b>13</b>	<b>13</b>
<i>Lacistema pubescens</i>	3,46	2,59	2,52	1,99	2,05	8,96	7,6	7,3	6,52	6,54	<b>5</b>	<b>8</b>	<b>7</b>	<b>9</b>	<b>8</b>
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	6,93	4,31	4,2	5,18	3,69	3,69	3,13	3,19	3,53	2,14	<b>6</b>	<b>10</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>10</b>
<i>Siparuna guianensis</i>	6,49	13,36	17,23	17,13	15,98	4,03	2,86	6,33	5,85	5,51	<b>7</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>
<i>Swartzia oblata</i>	3,9	3,45	2,1	3,19	2,87	5,86	6,47	3,34	6,78	4,51	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>7</b>	<b>9</b>
<i>Cupania racemosa</i>	5,19	5,6	6,3	7,17	7,38	3,34	5,05	7	7,88	7,85	<b>9</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
<i>Xylopia sericea</i>	5,63	9,91	10,5	8,37	9,84	2,3	4,4	6,86	4,75	5,72	<b>10</b>	<b>5</b>	<b>3</b>	<b>6</b>	<b>4</b>
<i>Piper arboreum</i>	6,06		0,42	0,4	0,41	0,78		0,13	0,15	0,14	<b>11</b>		<b>29</b>	<b>27</b>	<b>29</b>
<i>Erythroxylum pulchrum</i>	3,46	2,59	3,36	3,59	3,69	3,19	1,28	1,3	1,37	1,58	<b>12</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>11</b>
<i>Rollinia dollabripetala</i>	0,43	0,43	0,42	0,4	0,41	1,96	1,52	1,55	1,52	1,67	<b>13</b>	<b>15</b>	<b>15</b>	<b>15</b>	<b>15</b>
<i>Rawolfia grandiflora</i>	0,87	0,43	0,42	0,4	0,41	1,26	1,13	1,1	1,08	1,2	<b>14</b>	<b>18</b>	<b>18</b>	<b>17</b>	<b>17</b>
<i>Talbermontana australis</i>	0,87	0,86	0,84	0,8	0,82	1,19	1,36	1,43	1,33	1,45	<b>15</b>	<b>14</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>14</b>
indet	1,3	1,72	2,1	2,79	2,46	0,74	1,03	0,49	1,93	2,2	<b>16</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>
<i>Casearia ovalifolia</i>	0,87	0,86	0,84	0,8	0,82	0,6	0,65	0,85	0,69	0,36	<b>17</b>	<b>19</b>	<b>16</b>	<b>16</b>	<b>18</b>
<i>Guatteria xyloptoides</i>	0,43	0,43				0,87	2,17				<b>18</b>	<b>13</b>			
<i>Cordia sp</i>	0,87	0,43	0,42	0,4	0,41	0,34	0,2	0,25	0,22	0,23	<b>19</b>	<b>25</b>	<b>25</b>	<b>25</b>	<b>25</b>
<i>Eugenia dodoneaeifolia</i>	0,87	0,86	0,42	0,4	0,41	0,23	0,2	0,24	0,13	0,15	<b>20</b>	<b>22</b>	<b>26</b>	<b>28</b>	<b>28</b>
<i>Myrsine coriacea</i>	0,43	3,45	2,94	2,79	3,28	0,58	6,88	2,93	2,77	5,39	<b>21</b>	<b>7</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>7</b>
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	0,87	0,86	0,84	0,8	0,41	0,08	0,23	0,59	0,42	0,5	<b>22</b>	<b>21</b>	<b>19</b>	<b>18</b>	<b>22</b>
<i>Gochnatia polymorpha</i>	0,43	0,43	0,42	0,4	0,41	0,47	0,68	0,72	0,71	0,75	<b>23</b>	<b>20</b>	<b>20</b>	<b>19</b>	<b>19</b>
<i>Aureliana fasciculata</i>	0,43					0,44					<b>24</b>				
<i>Acacia lacerans</i>	0,43	0,43	0,42			0,23	0,3	0,39			<b>25</b>	<b>24</b>	<b>21</b>		
<i>Trichila sp</i>	0,43	1,29	1,26	0,8	1,23	0,19	0,29	0,39	0,28	0,42	<b>26</b>	<b>17</b>	<b>17</b>	<b>20</b>	<b>16</b>
<i>Cordia taguahyensis</i>	0,43	0,43	0,42	0,4	0,41	0,16	0,14	0,21	0,21	0,19	<b>27</b>	<b>29</b>	<b>27</b>	<b>26</b>	<b>27</b>
<i>Cecropia lyratiloba</i>	0,43					0,15					<b>28</b>				
Sapindaceae sp3	0,43	0,43	0,42	0,4	0,41	0,11	0,14	0,18	0,22	0,21	<b>29</b>	<b>28</b>	<b>28</b>	<b>24</b>	<b>26</b>
<i>Eugenia supraaxillaris</i>	0,43	0,43	0,42	0,4	0,41	0,07	0,17	0,35	0,34	0,31	<b>30</b>	<b>27</b>	<b>23</b>	<b>23</b>	<b>24</b>
<i>Pera sp</i>	0,43		0,42	0,4		0,05		0,04	0,07		<b>31</b>		<b>32</b>	<b>30</b>	
<i>Aegiphyla sellowiana</i>	0,43	0,43				0,03	0,04				<b>32</b>	<b>32</b>			
<i>Sorocea hilari</i>	0,43	0,43	0,42	0,4	0,41	0,02	0,03	0,03	0,04	0,05	<b>33</b>	<b>33</b>	<b>33</b>	<b>32</b>	<b>33</b>
asteraceae sp1		0,43					0,03					<b>34</b>			
canela coco		0,86	0,42	0,4	0,41		0,16	0,27	0,48	0,54		<b>23</b>	<b>24</b>	<b>21</b>	<b>20</b>
<i>Dalbergia nigra</i>		0,43	0,42	0,4	0,41		0,06	0,07	0,07	0,08		<b>31</b>	<b>31</b>	<b>29</b>	<b>30</b>
<i>Guarea guidonia</i>		0,43	0,42	0,4	0,41		0,17	0,35	0,34	0,34		<b>26</b>	<b>22</b>	<b>22</b>	<b>23</b>
indet 2275				0,4	0,82				0,07	0,1				<b>31</b>	<b>21</b>
Melastomataceae spP3					0,41					0,06					<b>32</b>
melastomataceae sppilosa				0,4	0,41				0,04	0,02				<b>33</b>	<b>34</b>
<i>Solanun sp</i>		0,43	0,42	0,4	0,41		0,06	0,07	0,04	0,06		<b>30</b>	<b>30</b>	<b>34</b>	<b>31</b>

	fev01	abr04	abr05	dez05	set06	fev01	abr04	abr05	dez05	set06	fev01	abr04	abr05	dez05	set06
platio 3	DeR	DeR	DeR	DeR	DeR	DoR	DoR	DoR	DoR	DoR	<b>VC</b>	<b>VC</b>	<b>VC</b>	<b>VC</b>	<b>VC</b>
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	48,48					60,01					<b>1</b>				
Euphorbiaceae sp2	42,42	72,5	56,14	56,9	53,97	38,35	64,34	38,68	31,34	24,75	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>
<i>Psidium sp1</i>	3,03			1,72	1,59	0,76			0,71	0,88	<b>3</b>			<b>5</b>	<b>4</b>
Melastomataceae spP3	3,03					0,45					<b>4</b>				
<i>Crotalaria sp</i>	3,03					0,45					<b>5</b>				
<i>Chrysophyllum sp</i>			1,75	1,72	1,59			0,81	0,71	0,7			<b>5</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
<i>Myrcia splendens</i>			1,75	1,72	1,59			1,27	1,42	1,55			<b>4</b>	<b>3</b>	<b>3</b>
<i>Myrsine coriacea</i>		25	38,6	37,93	39,68		32,36	57,4	65,83	71,77		<b>2</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<i>Psidium sp2</i>		2,5	1,75		1,59		3,31	1,84		0,34		<b>3</b>	<b>3</b>		<b>6</b>

### 5.6.1.1. Recrutamento e mortalidade

De maneira geral, o recrutamento foi maior que a mortalidade no estudo (figuras 5.15 e 5.16 e anexos 3 e 4). Para a comunidade, as taxas de recrutamento variaram entre 0,165 e 0,35% ano<sup>-1</sup> no plantio 1, entre 0,061 e 0,141% ano<sup>-1</sup> no plantio 2 e entre 0,055 e 0,207% ano<sup>-1</sup> no plantio 3. Já as taxas de mortalidade variaram entre 0,054 e 0,125% ano<sup>-1</sup> no plantio 1, entre 0,058 e 0,125% ano<sup>-1</sup> no plantio 2 e entre 0,023 e 0,248% ano<sup>-1</sup> no plantio 3.

Para as principais espécies no estrato de jovens, *Xylopia sericea*, *Siparuna guianensis*, *Sparattosperma leucanthum* e *Cupania oblongifolia*, o mesmo padrão foi observado, ou seja, maiores taxas de recrutamento quando comparadas à mortalidade, principalmente no plantio 1. Apenas a mortalidade para *S. guianensis* foi maior que o recrutamento no censo de setembro de 2006 nos plantios 1 e 2. No censo de fevereiro de 2006 não foi observado recrutamento de *X. sericea* no plantio 2 (figura 5.15 e anexo 3). Não houve também o recrutamento de qualquer indivíduo de *S. leucanthum* no plantio 1 durante o estudo.

Deve-se destacar que, de maneira geral, *Siparuna guianensis* e *Xylopia sericea* apresentaram-se mais dinâmicas que as outras espécies (*Sparattosperma leucanthum*, *Cupania oblongifolia* e o grupo constituído das demais espécies). Dos quatro intervalos estudados, as espécies *X. sericea* e *S. guianensis* apresentaram os maiores valores de recrutamento em três, nos plantios 1 e 2, respectivamente.

Quanto à mortalidade, *S. leucanthum* apresentou os maiores valores no plantio 1, em dois dos quatro intervalos estudados, já no plantio 2 foi *S. guianensis* que apresentou os maiores valores de mortalidade em dois intervalos (figuras 5.15 e 5.16 e anexos 3 e 4).

No plantio 3 o recrutamento também foi superior a mortalidade (figuras 5.15 e 5.16 e anexos 3 e 4), mas, assim como nos demais plantios, não houve padrão quando comparadas as taxas entre as espécies. Neste plantio todos os 16 indivíduos da espécie *Baccharis dracunculifolia* morreram entre os censos de janeiro de 2001 e abril de 2004.

### 5.6.1.2. Incremento em diâmetro

Em relação às taxas de incremento em diâmetro para o estrato de jovens de espécies nativas nos plantios de eucalipto da Rebio União, considerando a comunidade como um todo, o plantio 3 foi o que apresentou os maiores valores de incremento que variaram entre 0,19 e 0,75 cm ano<sup>-1</sup> (figura 5.17 e anexo 5). Quando analisados os valores de incremento para as principais espécies, os maiores valores foram observados para *Cupania oblongifolia* no plantio 1 (variando entre 0,07 e 1,90 cm ano<sup>-1</sup>) e para *Siparuna guianensis* no plantio 2 (variando entre 0,26 e 0,88 cm ano<sup>-1</sup>). *Xylopia sericea* apresentou um crescimento semelhante nos dois plantios (média de 0,46 e 0,47 cm ano<sup>-1</sup> nos plantios 1 e 2 respectivamente). A espécie *Sparattosperma leucanthum* foi a que apresentou em geral os menores valores de incremento (figura 5.17 e anexo 5).

No plantio 3, as altas taxas de incremento da comunidade foram em parte, devido ao crescimento da espécie *Myrsine coriacea* que apresentou taxas variando entre 0,39 e 1,38 cm ano<sup>-1</sup>.

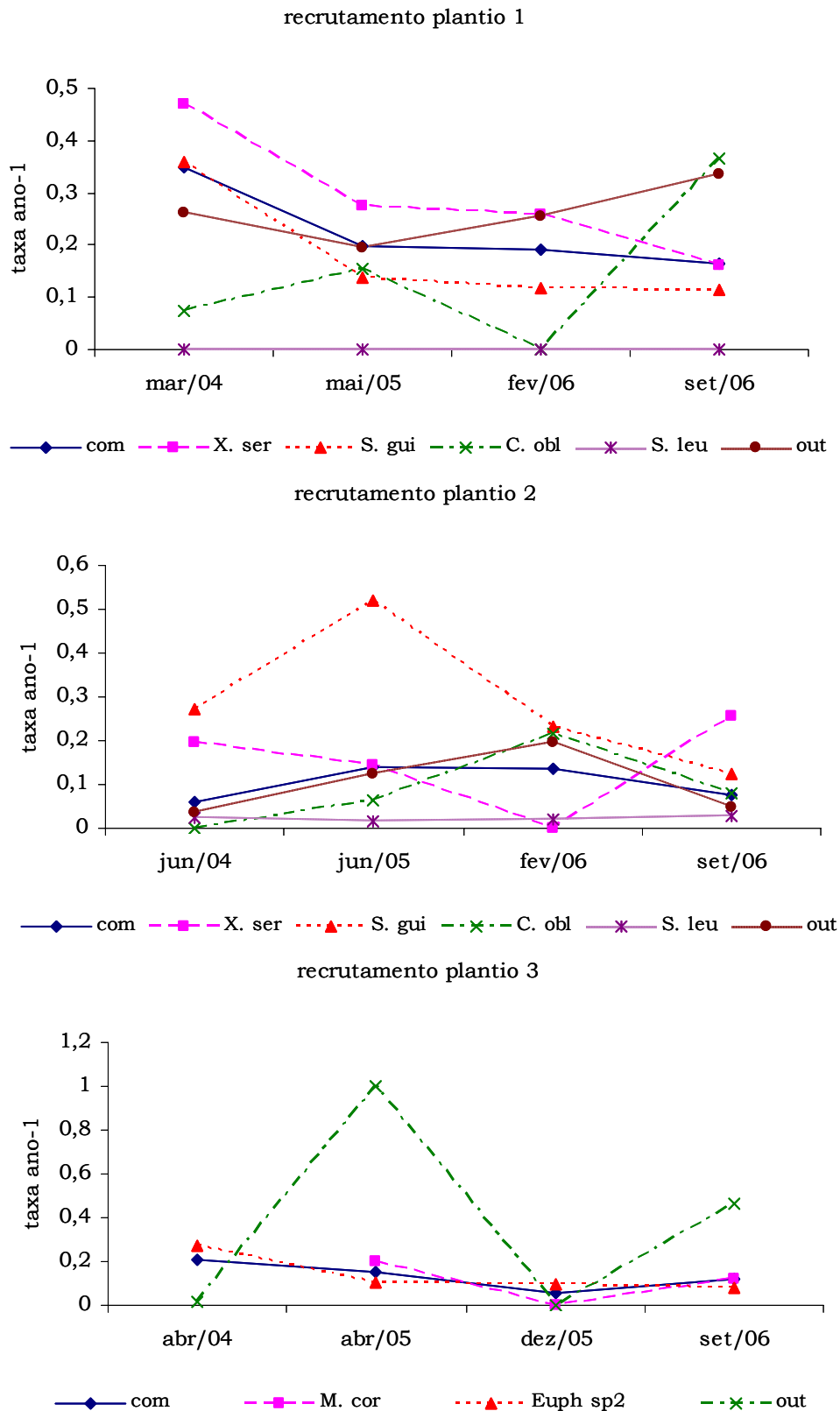


Figura 5. 15 Taxas de recrutamento (% ano<sup>-1</sup>) de indivíduos jovens (DAP < 5 cm e altura > 50 cm) para a comunidade, para as principais espécies e para as demais espécies nativas nos plantios de eucalipto da Rebio União. Valores entre 0 e 1. X. ser – *Xylopia sericea*; S. gui – *Siparuna guianensis*; C. obl – *Cupania oblongifolia*; S. leu – *Sparattosperma leucanthun*; M. cor – *Myrsine coriacea*; Euph.sp2 – Euphorbiaceae sp2; com – comunidade; out – outras.



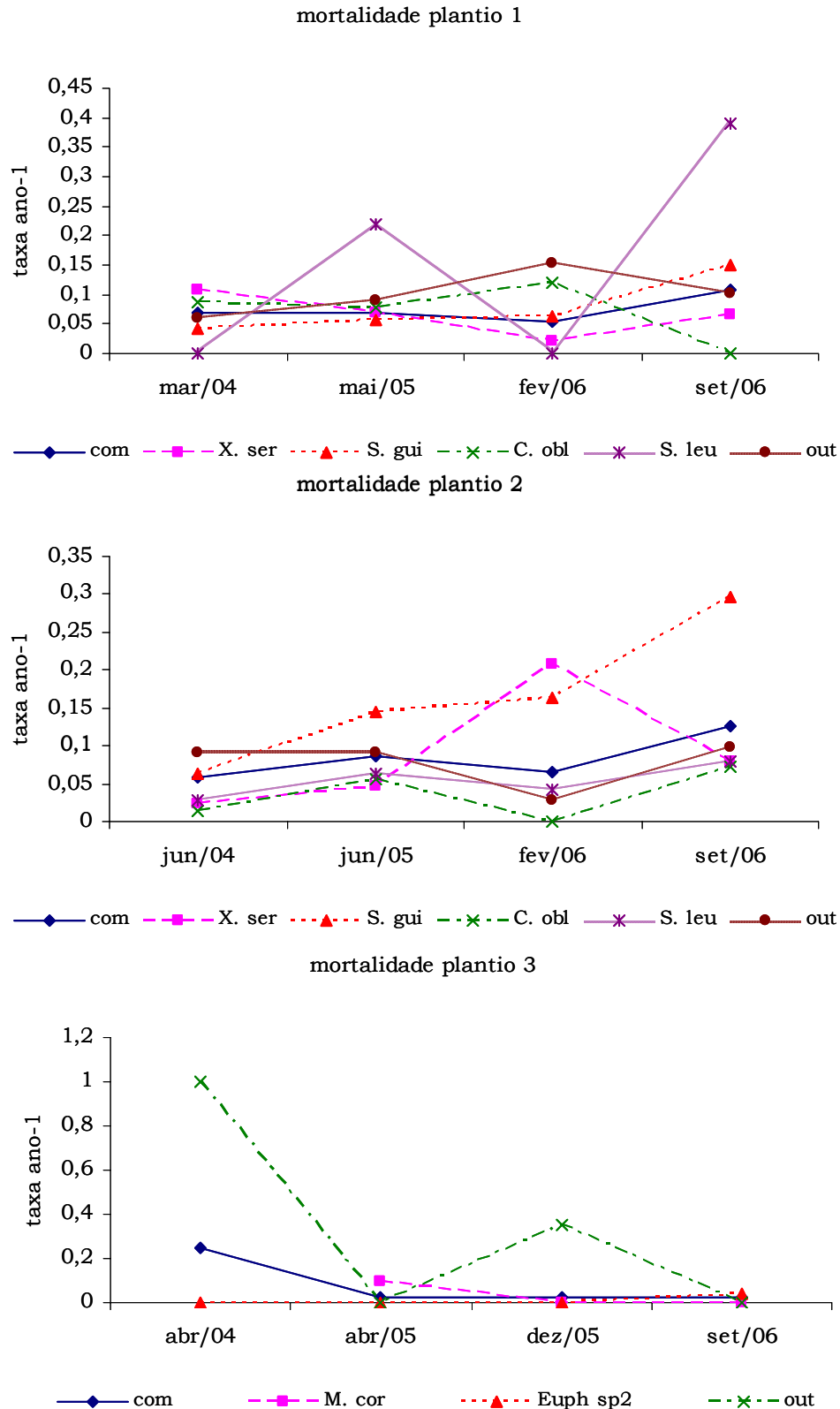


Figura 5. 16. Taxas de mortalidade (% ano<sup>-1</sup>) de indivíduos jovens (DAP < 5 cm e altura > 50 cm) para a comunidade, para as principais espécies e para as demais espécies nativas nos plantios de eucalipto da Rebio União. Valores entre 0 e 1. X. ser – *Xylopia sericea*; S.gui – *Siparuna guianensis*; C.obl – *Cupania oblongifolia*; S.leu – *Sparattosperma leucanthun*; M.cor – *Myrsine coriacea*; Euph.sp2 – Euphorbiaceae sp2; com – comunidade; out – outras.

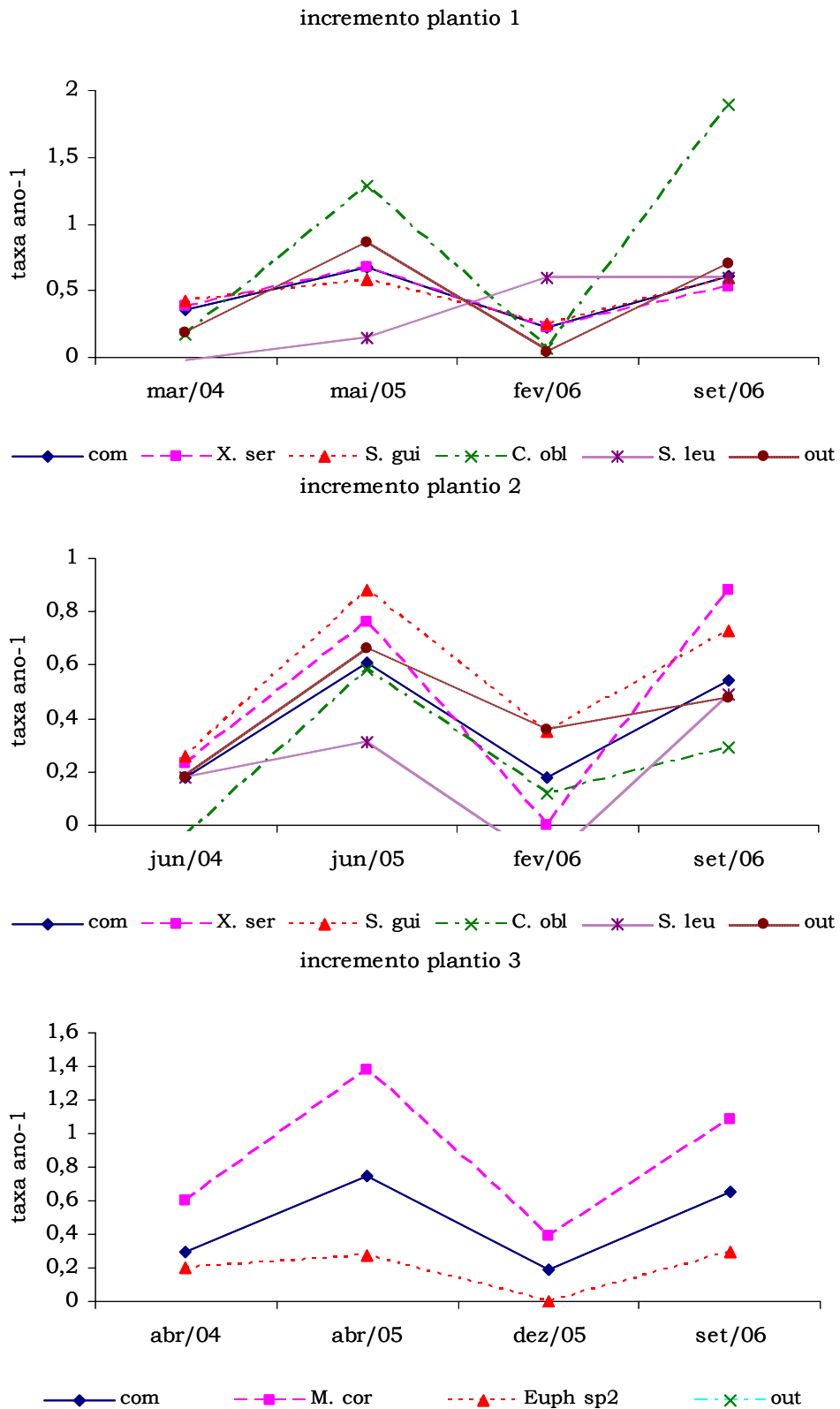


Figura 5. 17. Taxas de incremento em diâmetro ( $\text{cm ano}^{-1}$ ) de indivíduos jovens ( $\text{DAP} < 5 \text{ cm}$  e altura  $> 50 \text{ cm}$ ) para a comunidade, para as principais espécies e para as demais espécies nativas nos plantios de eucalipto da Rebio União. X. ser – *Xylopia sericea*; S. gui – *Siparuna guianensis*; C. obl – *Cupania oblongifolia*; S. leu – *Sparattosperma leucanthun*; M. cor – *Myrsine coriacea*; Euph.sp2 – Euphorbiaceae sp2; com – comunidade; out – outras.

### 5.6.2. Estrato de plântulas

A densidade de plântulas de espécies nativas variou de 0 a 18720 indivíduos  $\text{ha}^{-1}$  nos plantios estudados (figura 5.18 e anexo 6). De maneira geral, foi observado aumento na densidade até março de 2005, a partir deste censo foi verificado um decréscimo na densidade, no plantio 1 foi observado um novo aumento na densidade em abril de 2007. A densidade de plântulas foi maior no plantio 1 durante todo o estudo, seguido do plantio 2 (figura 5.18 e anexo 6). A maior densidade estudada foi no censo de março de 2005 (18720 indivíduos por ha) no plantio 1 (anexo 6). O aumento percentual quando comparado o primeiro e o último censo foi de 269% no plantio 1 e de 30% no plantio 2. O plantio 4 não possuía plântulas em agosto de 2002, porém se comparada a densidade em outubro de 2006 com a densidade de janeiro de 2004, o aumento foi de 169%. No plantio 3 foi observado um decréscimo de 26% na densidade de plântulas de espécies nativas.

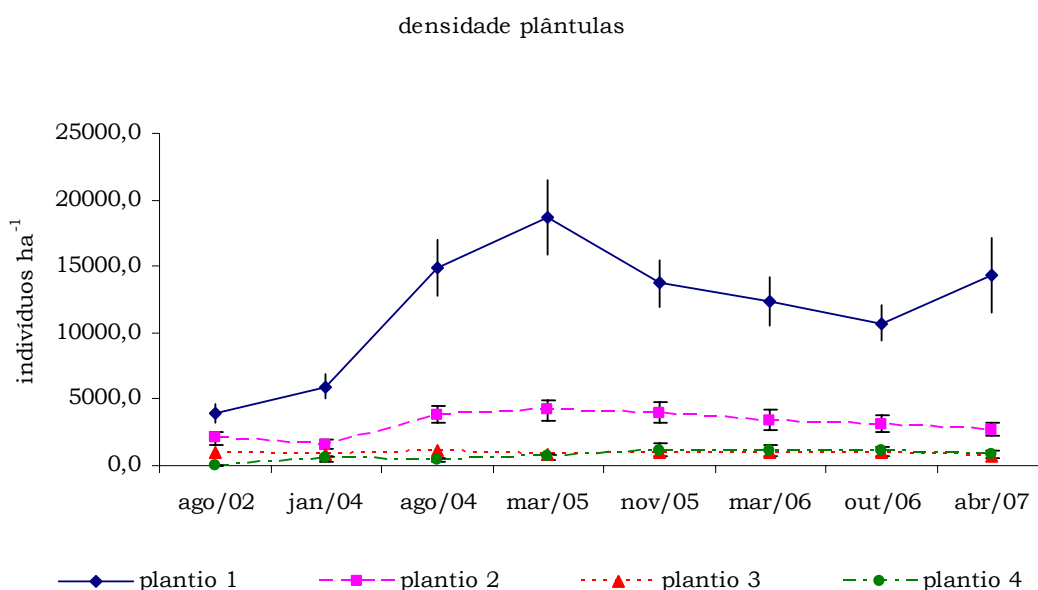


Figura 5. 18. Densidade de plântulas de espécies nativas nos sete censos realizados nos plantios de eucalipto da Rebio União. Barras significam erro padrão. Só foram observadas diferenças estatísticas ao nível de 5% durante o estudo no plantio 1. Os censos em que foram observadas as diferenças e os respectivos valores de P estão indicados no anexo 6.

As espécies mais importantes no estrato de plântulas foram *Xylopia sericea* e *Siparuna guianensis*. Estas espécies juntas somaram mais de 60%, alcançando 80% em abril de 2007, dos indivíduos no plantio 1, enquanto que no plantio 2, apesar de ser observado uma diminuição na densidade relativa destas espécies, estas somaram em abril de 2007 mais de 47% dos indivíduos deste plantio (figura 5.19).

A espécie *Myrsine coriacea* foi a mais abundante nos plantios 3 e 4. No plantio 3 esta espécie representou de 23,8% a 52% das plântulas deste plantio, enquanto no plantio 4 esta espécie não esteve representada no censo de janeiro de 2004 (o primeiro censo em que este plantio apresentou plântulas – anexo 6), mas em março de 2006, representou mais de 60% dos indivíduos deste plantio.

A análise da distribuição dos indivíduos em classes de altura mostra que os plantios 1 e 2 apresentaram distribuição em J reverso, ou seja, um maior número de indivíduos nas menores classes. Os plantios 3 e 4, principalmente o plantio 3, apresentaram algumas distorções neste padrão (figura 5.20), indicando algum tipo de problema com a regeneração.

Com relação às espécies mais importantes no estrato de plântulas, *Xylopia sericea* e *Siparuna guianensis*, a distribuição em classes de altura no plantio 1 mostrou padrão de distribuição em J reverso, já no plantio 2 este padrão não foi evidente para nenhuma das duas espécies (figura 5.21).

#### **5.6.2.1. Recrutamento e mortalidade**

O recrutamento foi, em geral, superior a mortalidade para a comunidade de plântulas em todo o estudo, sendo observado um pico de recrutamento no censo de agosto de 2004 nos plantios 1, 2 e 3. No plantio 4, foi observado pico de recrutamento no censo de novembro de 2005 (figura 5.22 e anexo 7). As taxas de recrutamento variaram entre 0,08 e 4,68% ano<sup>-1</sup> no plantio 1; 0,22 e 4,32% ano<sup>-1</sup> no plantio 2; entre 0,17 e 1,64% ano<sup>-1</sup> no plantio 3 e no plantio 4 variou entre 0,15 e 2,46% ano<sup>-1</sup>. Já as taxas de mortalidade variaram entre 0,09 e 0,39% ano<sup>-1</sup> no plantio 1; entre 0,04 e 0,44% ano<sup>-1</sup> no plantio 2; 0,08 e 0,42 % ano<sup>-1</sup> no plantio 3 e entre 0 e 0,362% ano<sup>-1</sup> no plantio 4 (anexo 7).

Nos plantios 1 e 2 (figuras 5.23 e 5.24) o mesmo padrão para a comunidade foi observado para as principais espécies, ou seja, maiores taxas de recrutamento quando comparadas a mortalidade e pico de recrutamento no censo de agosto de 2004. No plantio 1 todas as espécies, *Siparuna guianensis*, *Xylopia sericea* e o grupo constituído das demais, tiveram o mesmo padrão de recrutamento, inclusive com relação ao recrutamento de agosto de 2004 e de abril de 2007 (figura 5.24 e anexo 8). No plantio 2 o elevado recrutamento no censo de agosto de 2004 foi devido ao recrutamento de outras espécies. No plantio 2 o recrutamento de *X. sericea* e de *S. guianensis* não apresentaram grandes alterações durante o estudo. Nos plantios 3 e 4 não foram verificados padrões claros de recrutamento, porém deve-se ressaltar o sucesso no recrutamento de *Myrsine coriacea* a partir do censo de março de 2005 (figura 5.24 e anexo 8) principalmente no plantio 4 onde o recrutamento superou 14% ano<sup>-1</sup>. Porém deve-se atentar para a baixa densidade nestes plantios (anexo 6).

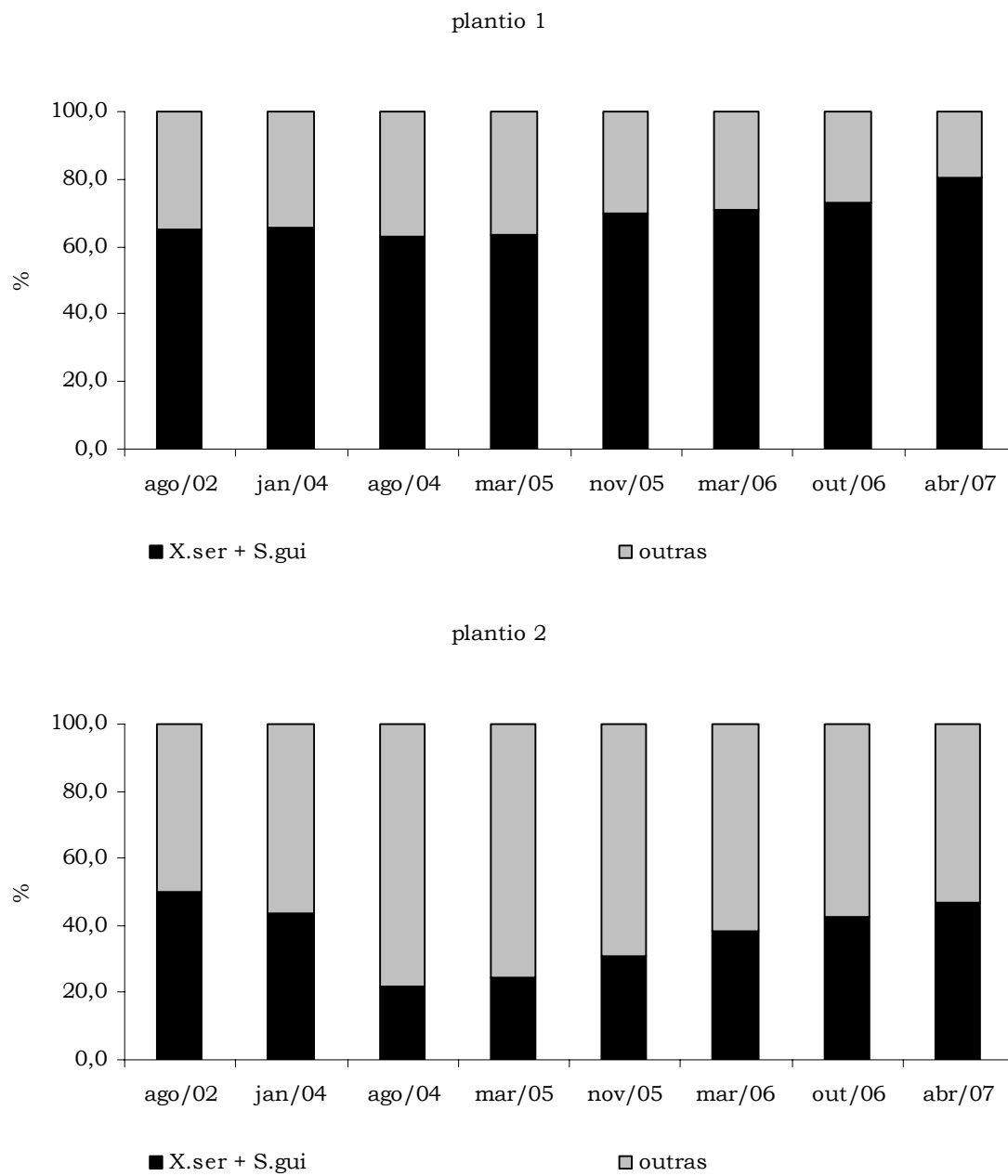


Figura 5. 19. Densidade relativa de plântulas de *Xylopia sericea* (X.ser) e *Siparuna guianensis* (S.gui) nos plantios de eucalipto 1 e 2 na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.

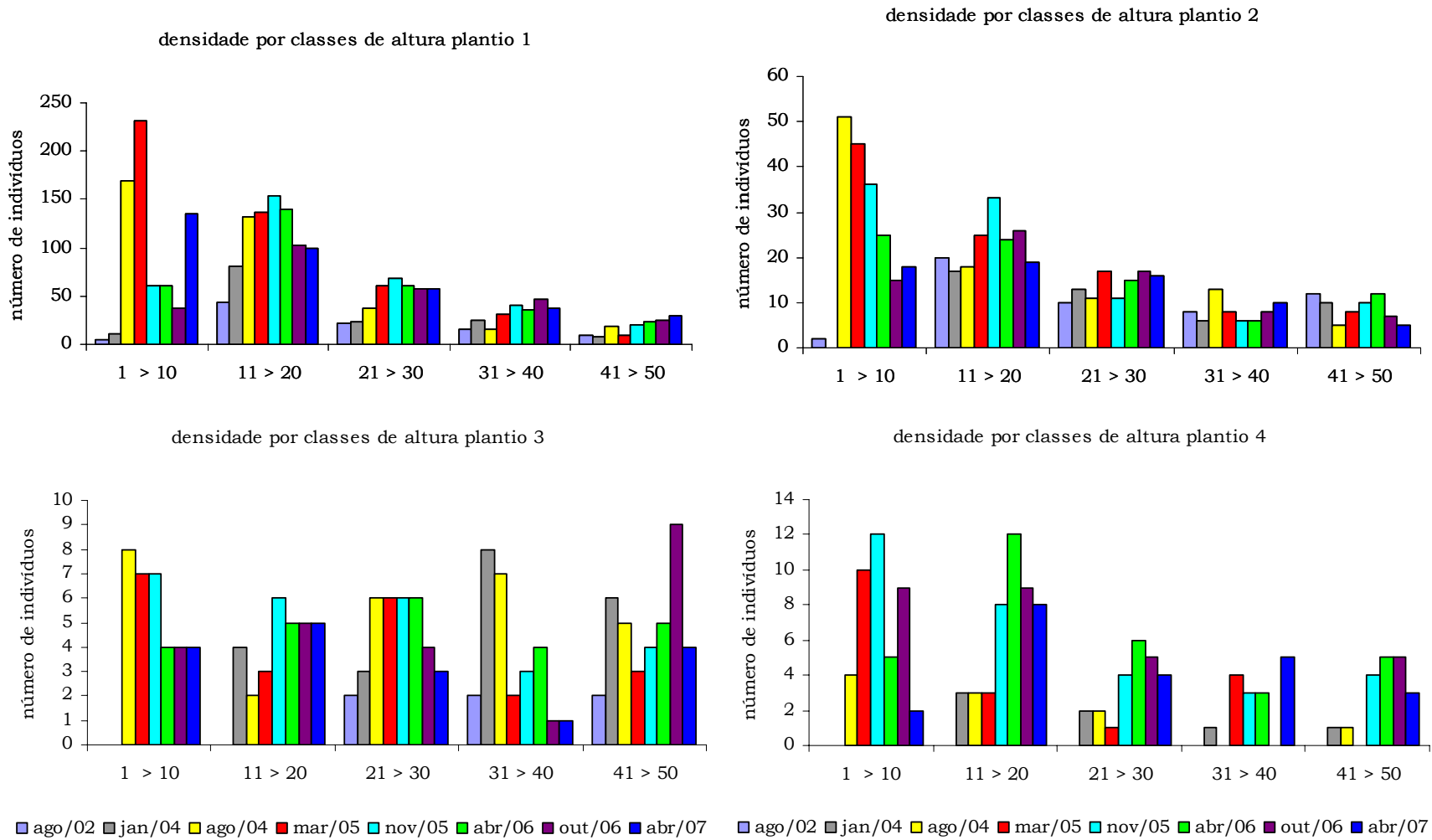


Figura 5. 20. Número de plântulas de espécies nativas por classes de altura amostrados nos plantios de eucalipto estudados na Rebio União.

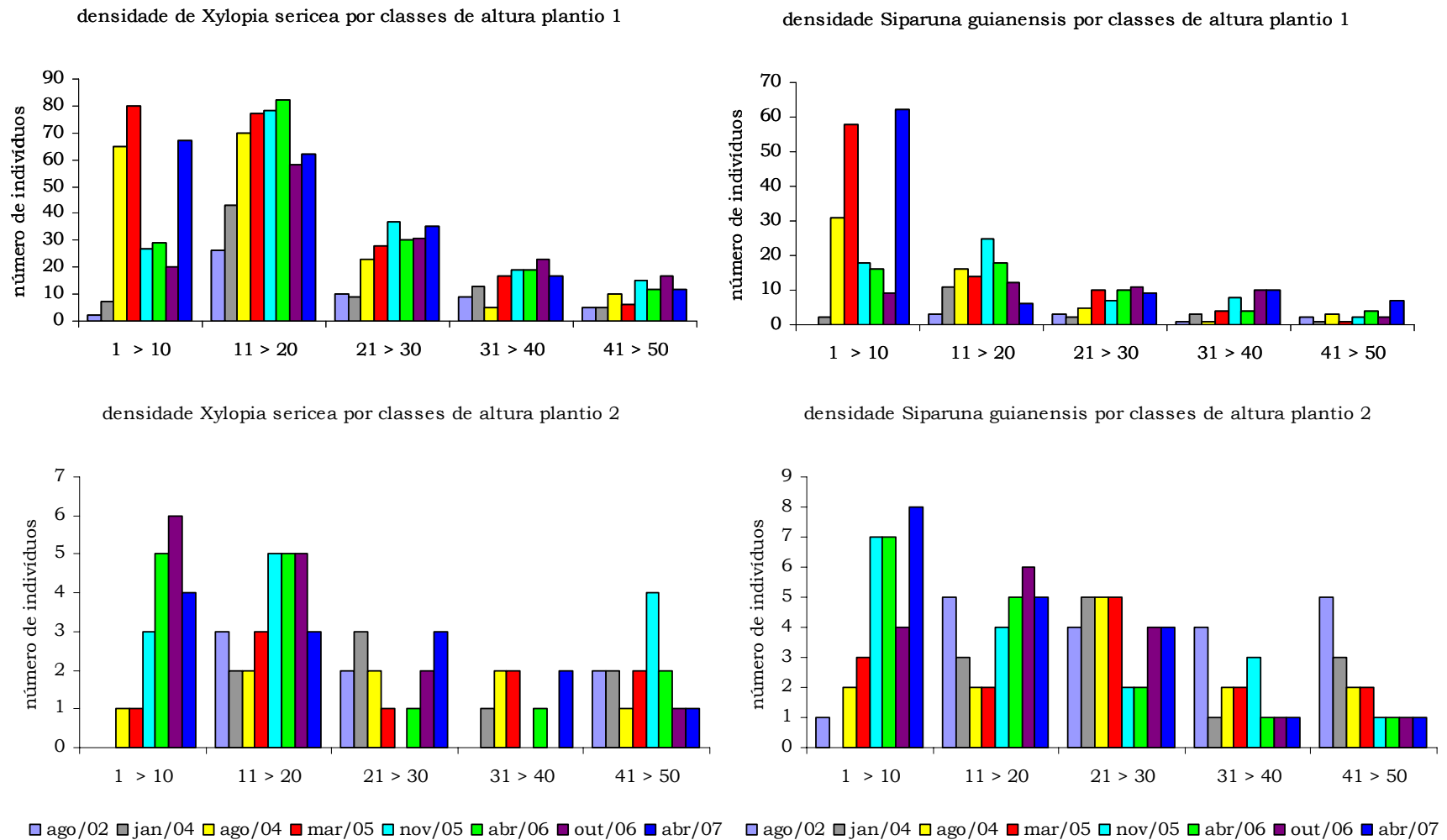


Figura 5. 21. Número de plântulas de *Xylopia sericea* e *Siparuna guianensis* por classes de altura amostrados nos plantios de eucalipto 1 e 2 da Rebio União.



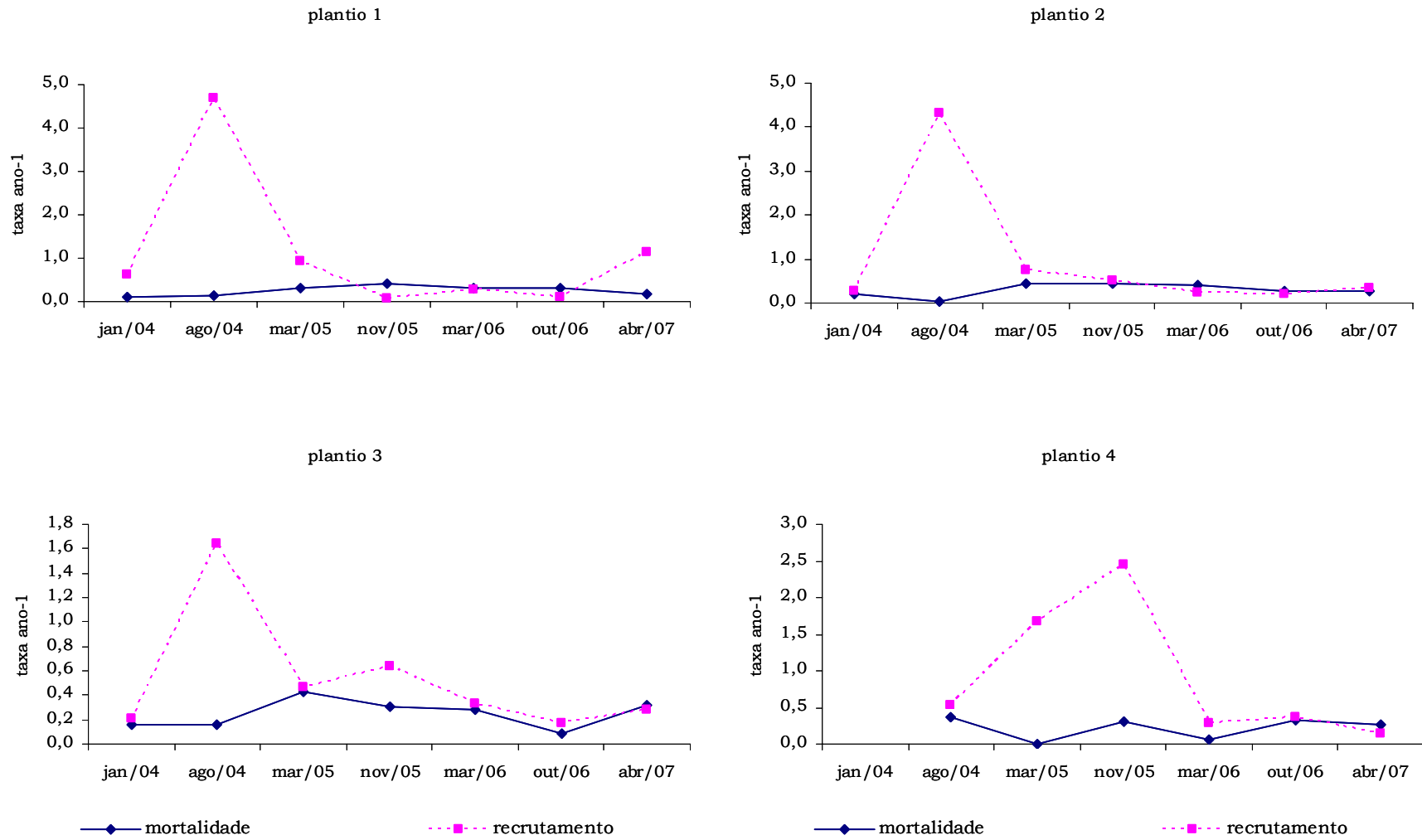


Figura 5. 22. Taxas anuais de recrutamento e mortalidade para a comunidade de plântulas de espécies nativas nos plantios de eucalipto da Rebio União, RJ.

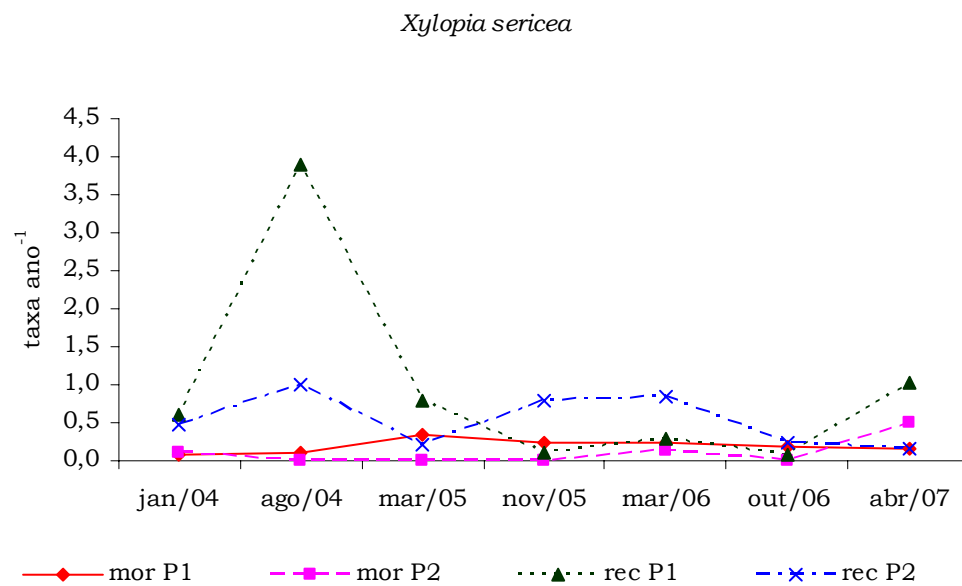
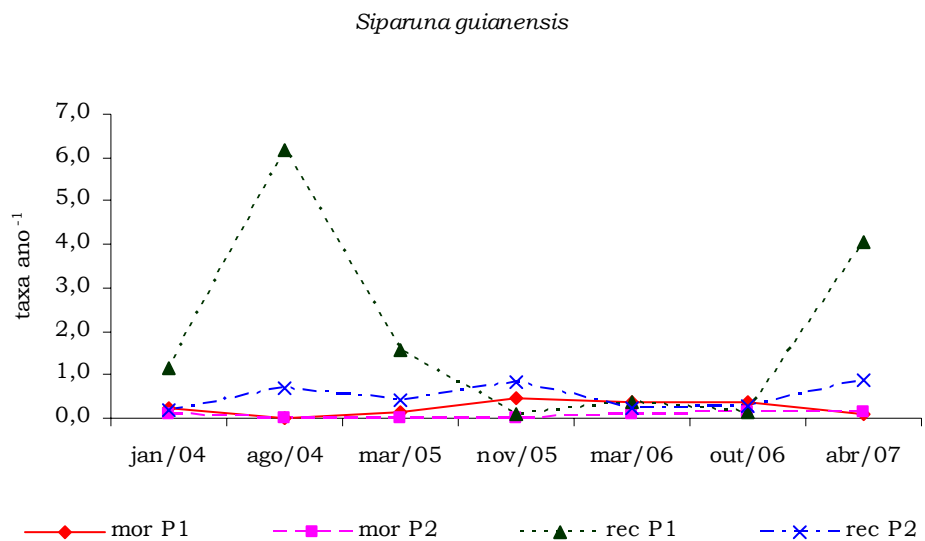


Figura 5. 23. Taxas anuais de recrutamento e mortalidade de plântulas de *S. guianensis* e *X. sericea* nos plantios de eucalipto 1 (P1) e 2 (P2) da Rebio União, RJ. Mor – mortalidade; rec – recrutamento.

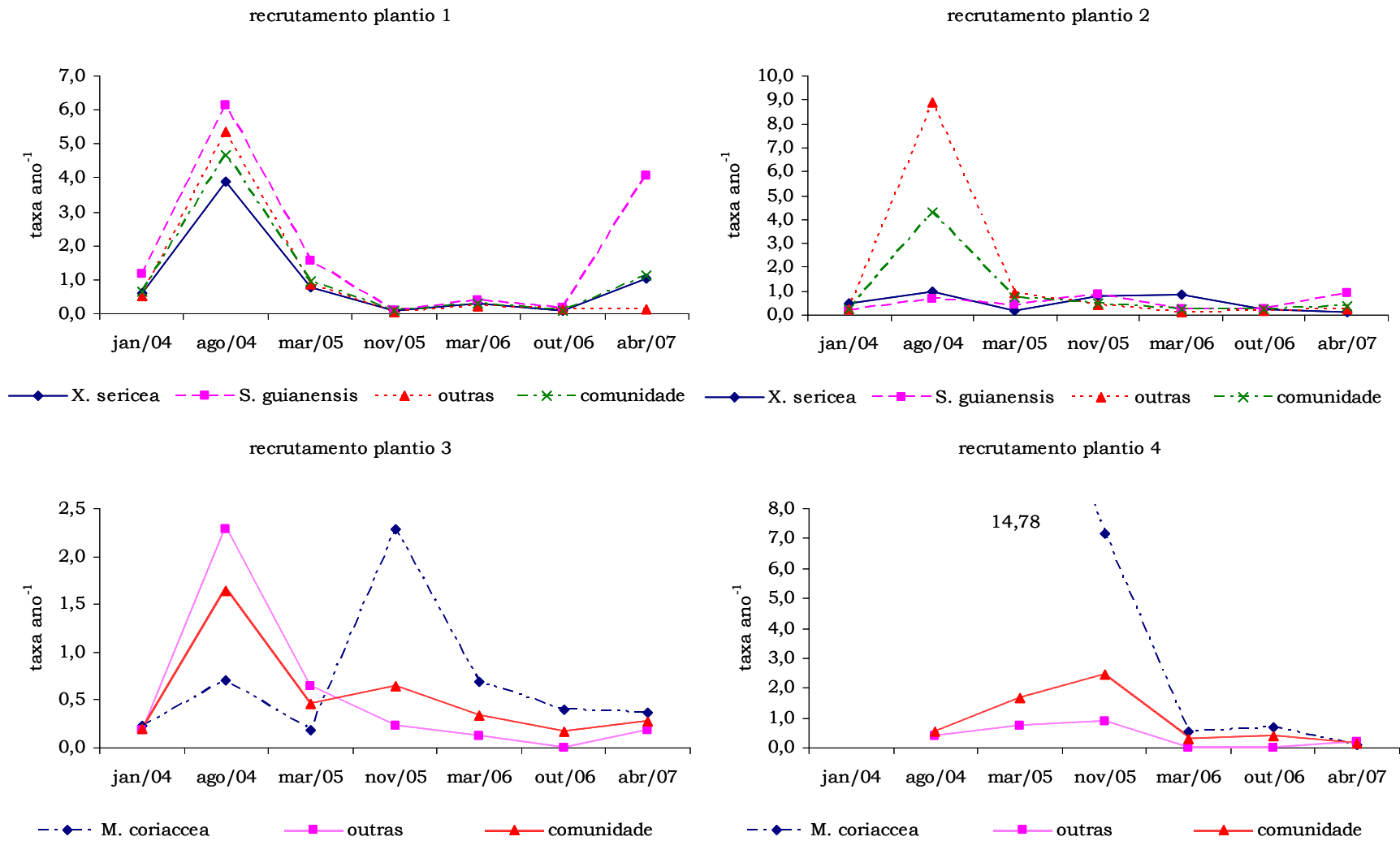


Figura 5. 24. Taxas anuais de recrutamento da comunidade, das principais espécies e do grupo constituído das outras espécies de plântulas de espécies nativas nos plantios de eucalipto da Rebio União, RJ.

Com relação à mortalidade, houve tendência das espécies mais importantes no estrato de plântulas apresentarem menor mortalidade. Principalmente no plantio 2, onde a mortalidade da comunidade esteve sempre relacionada a mortalidade de indivíduos de outras espécies e não da mortalidade das espécies mais importantes como *X. sericea* e de *S. guianensis*. Estas duas espécies não apresentaram mortalidade em três censos consecutivos (ago/04, mar/05 e nov/05). A espécie *S. guianensis* também apresentou taxa zero de mortalidade no censo de agosto de 2004 no plantio 1 (figura 5.23 e anexo 9). Deve-se destacar, porém, a elevada mortalidade de *X. sericea* quando comparado ao recrutamento em abril de 2007 no plantio 2 (figuras 5.23 e 5.25).

A mortalidade apresentou-se dependente do tamanho dos indivíduos nos plantios 1 e 2 (figura 5.26). Nestes plantios a maior parte dos indivíduos mortos estavam concentrados nas menores classes de tamanho (1 a 10 cm de altura e de 11 a 20 cm de altura). Nos plantios 3 e 4, assim como os demais parâmetros já descritos, não existiu um padrão definido (figura 5.26).

No plantio 1 as principais espécies também apresentaram a mortalidade dependente da altura dos indivíduos, já no plantio 2 isto não foi observado, devido ao baixo número de mortos de *S. guianensis* (n=4) e de *X. sericea* (n=6), (figura 5.27).

Apesar de ter sido verificada mortalidade dependente do tamanho dos indivíduos, a análise através de curvas de sobrevivência das duas primeiras coortes (ago/02 e jan/04) mostra que a mortalidade foi maior quando os indivíduos tinham mais de 500 dias de vida, o que representa, principalmente para a coorte de janeiro de 2004, um intervalo correspondente a três censos (figura 5.28). O teste de qui quadrado só indicou diferença significativa ( $p < 0,05$ ) para a coorte do grupo outras espécies de agosto de 2002 do plantio 2 (figura 5.28c). Neste plantio a mortalidade deste grupo (outras espécies) observada foi o dobro da mortalidade esperada segundo o teste de qui quadrado.

### 5.6.2.2. Incremento em diâmetro

Os valores de incremento em diâmetro variaram entre 0,08 e 0,26 cm ano<sup>-1</sup> no plantio 1, entre 0,10 e 0,20 cm ano<sup>-1</sup> no plantio 2, entre 0,13 e 0,35 cm ano<sup>-1</sup> no plantio 3 e no plantio 4 variou entre 0,12 e 0,26 cm ano<sup>-1</sup>. Assim, os plantios 3 e 4 foram os que apresentaram, de maneira geral, os maiores valores de incremento em diâmetro (figura 5.29 e anexo 10).

Com relação às espécies mais importantes, *X. sericea* e *S. guianensis*, estas apresentaram maior incremento quando comparadas as outras espécies (figura 5.30). No plantio 1 o padrão de incremento observado para a comunidade também foi observado para as espécies mais importantes, principalmente para *X. sericea*, ou seja, maiores taxas de incremento em diâmetro no período entre janeiro e agosto de 2004 (figura 5.30). A espécie *Myrsine. coriacea* apresentou, com exceção do censo de março de 2006 no plantio 3, valores de incremento superior ao observado para as outras espécies nos plantios 3 e 4. No plantio 4 o mesmo padrão de crescimento observado para *M. coriacea* foi encontrado para as outras espécies (figura 5.30).

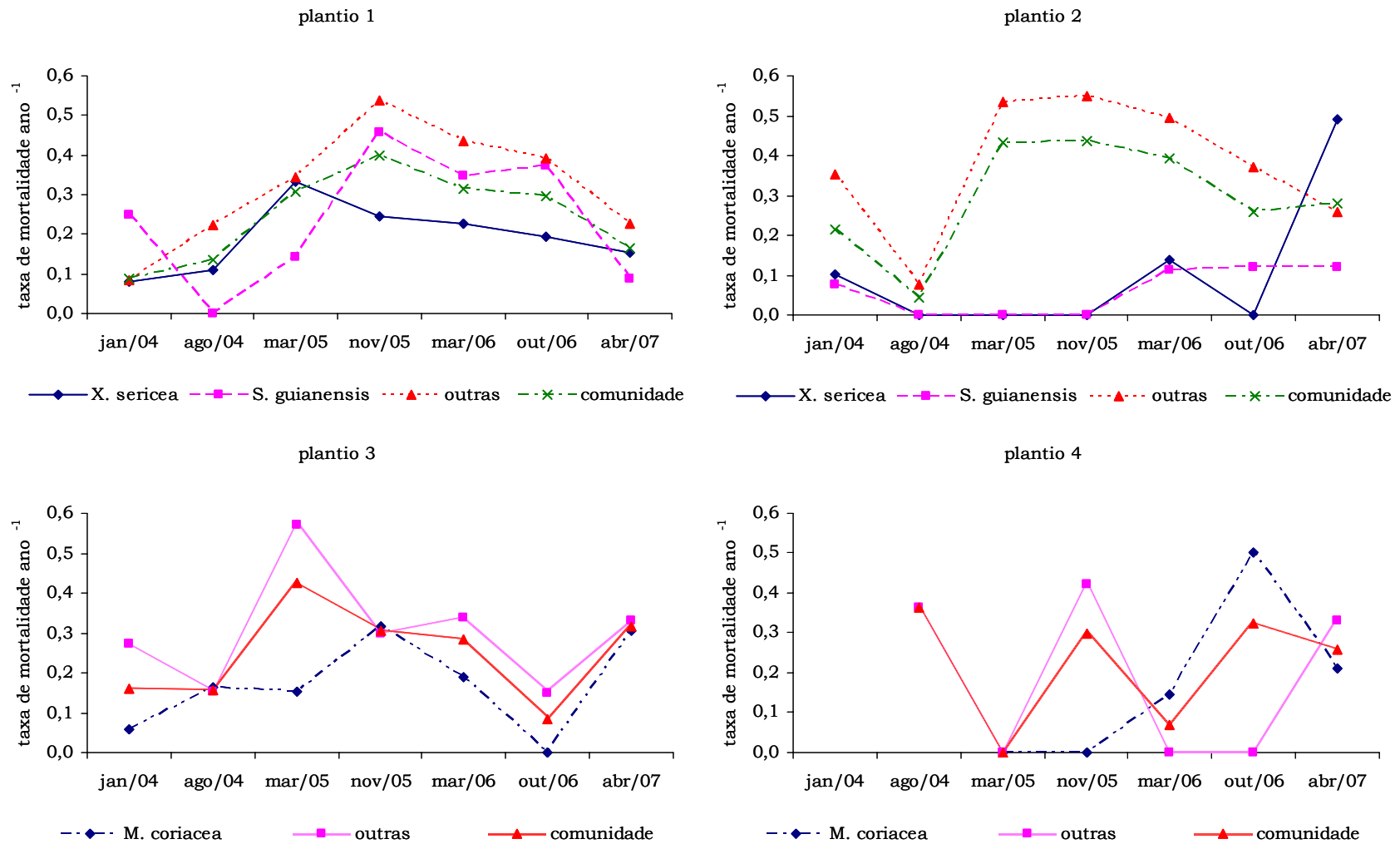


Figura 5. 25. Taxas anuais de mortalidade da comunidade, das principais espécies e do grupo constituído das outras espécies de plântulas de espécies nativas nos plantios de eucalipto da Rebio União, RJ.

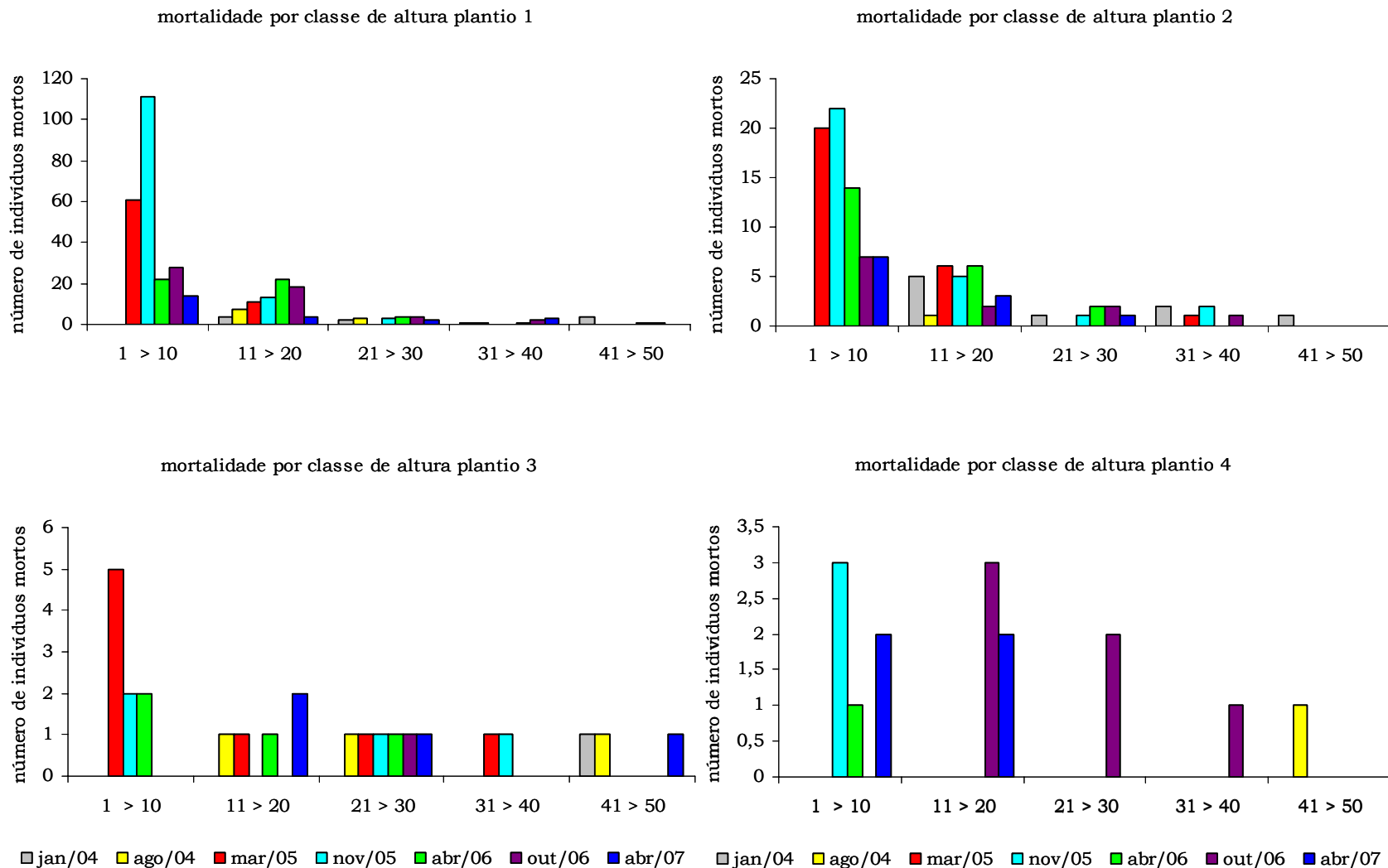


Figura 5. 26. Mortalidade de plântulas de espécies nativas por classes de altura, nos plantios de eucalipto da Rebio União, RJ.

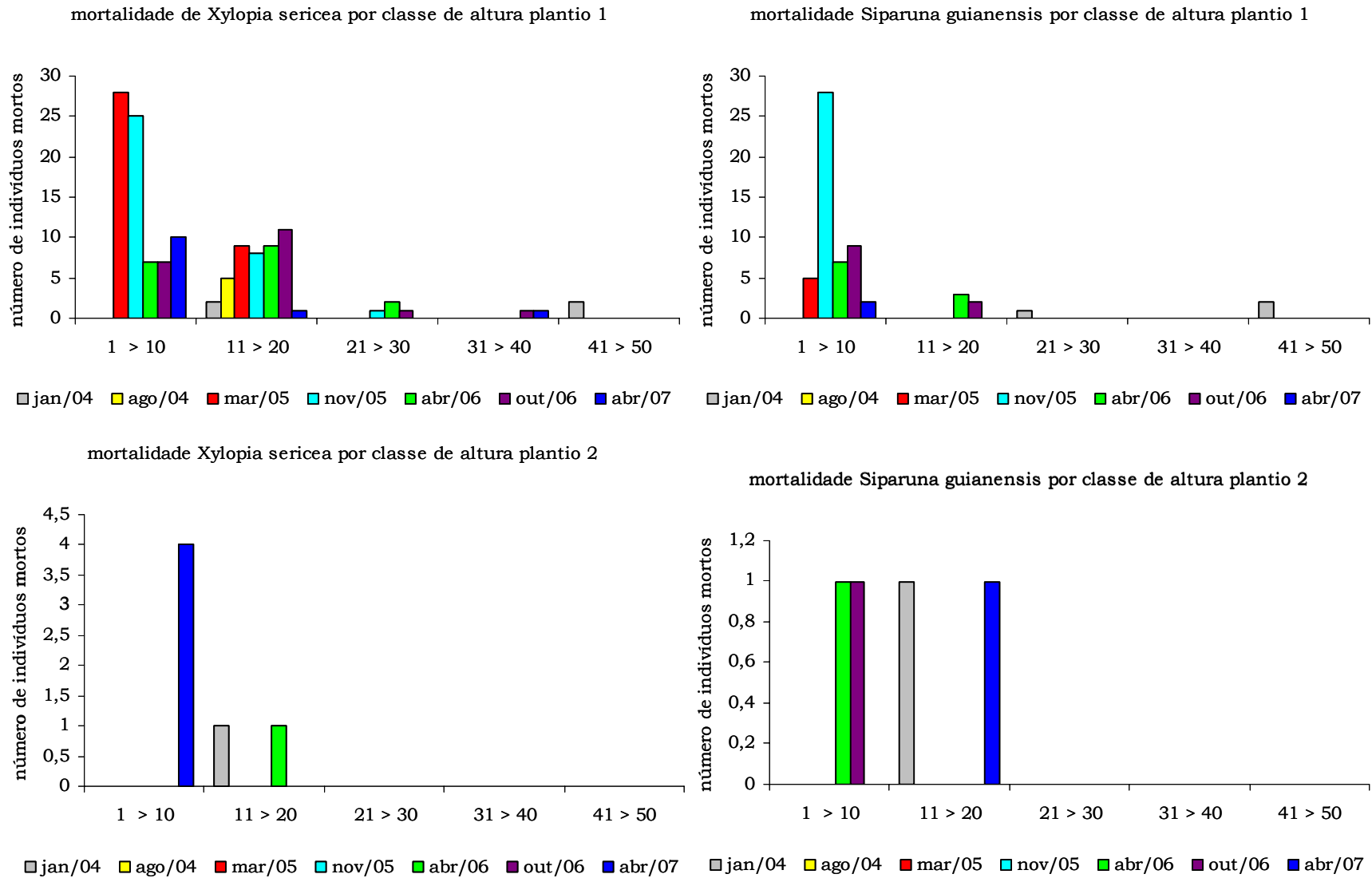


Figura 5. 27. Mortalidade de plântulas de *X. sericea* e *S. guianensis* por classes de altura, nos plantios de eucalipto 1 e 2 da Rebio União, RJ.



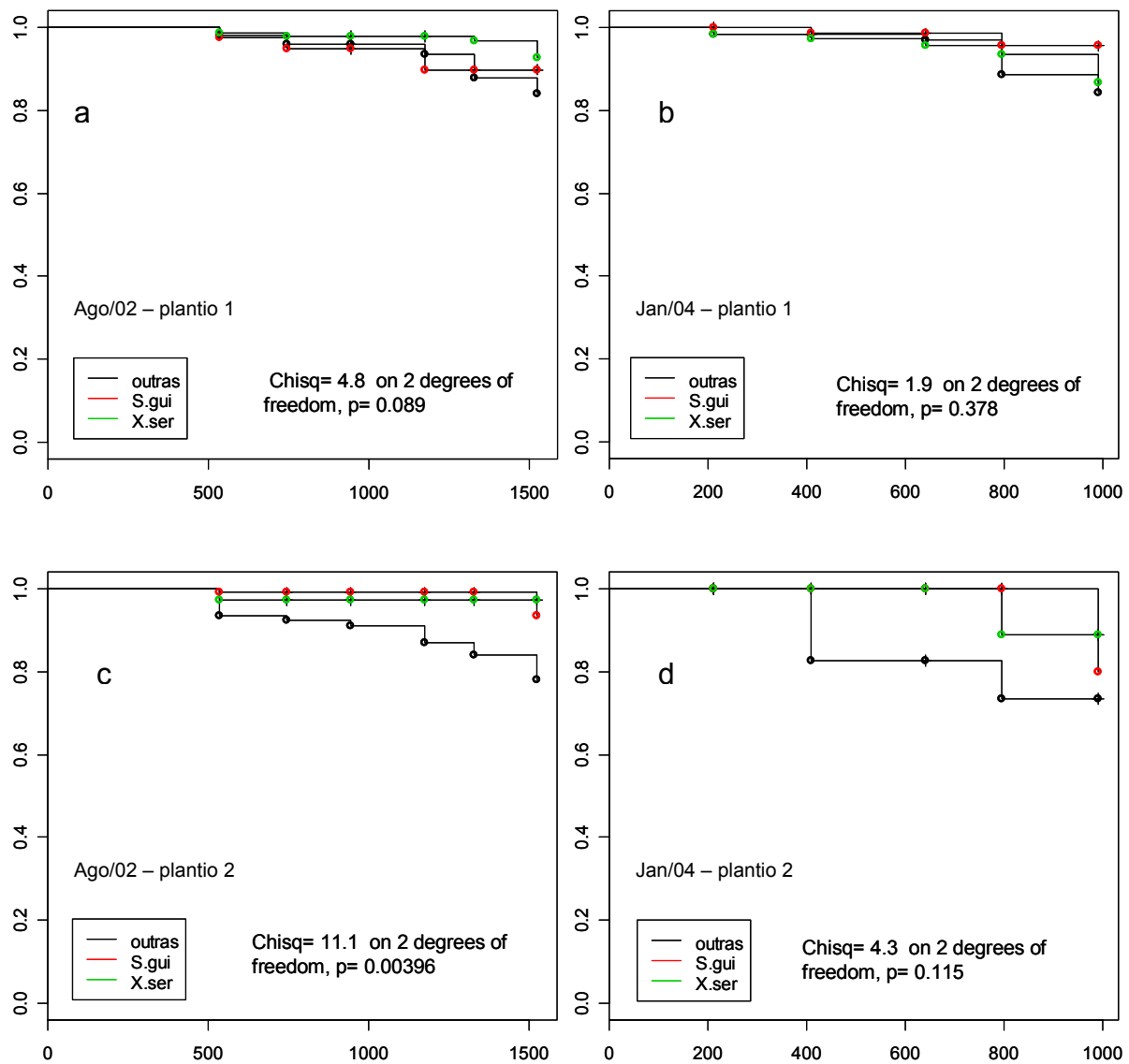


Figura 5. 28. Curvas de sobrevivência de plântulas das coortes de agosto de 2002 (A e C) e janeiro de 2004 (B e D) para o plantio 1 (A e B) e para o plantio 2 (C e D) na Reserva Biológica União. Valor de P obtido através de um teste Qui quadrado.

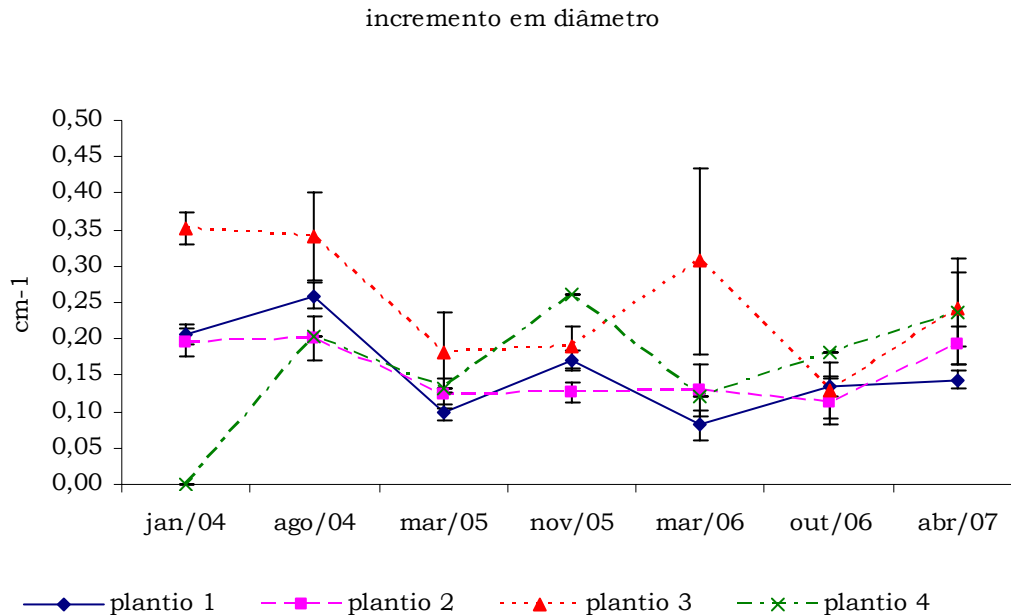


Figura 5. 29. Evolução nas taxas de incremento em diâmetro de plântulas de espécies nativas em plantios de eucaliptos abandonados na Reserva Biológica União, RJ. Os valores estão expressos em  $\text{cm}\cdot\text{ano}^{-1}$  na tabela 5. Barras significam erro padrão.

### 5.6.2.3. Distribuição espacial

As duas espécies mais importantes de plântulas apresentaram distribuição agregada nos dois plantios estudados (figuras 5.31, 5.32, 5.33 e 5.34), embora em duas ocasiões o coeficiente de dispersão tenha sido inferior a 1 para *X. sericea* no plantio 2. A espécie *S. suianensis* apresentou distribuição espacial agregada, confirmada estatisticamente nos censos de agosto de 2004, março de 2005, novembro de 2005 e março de 2006. Nos demais censos o padrão agregado não foi estatisticamente significativo. Apesar do padrão agregado ( $CD > 1$ ) na maior parte das análises, o padrão não foi confirmado estatisticamente ( $p < 0,05$ ) em todos os casos (figuras 5.31, 5.32, 5.33 e 5.34).

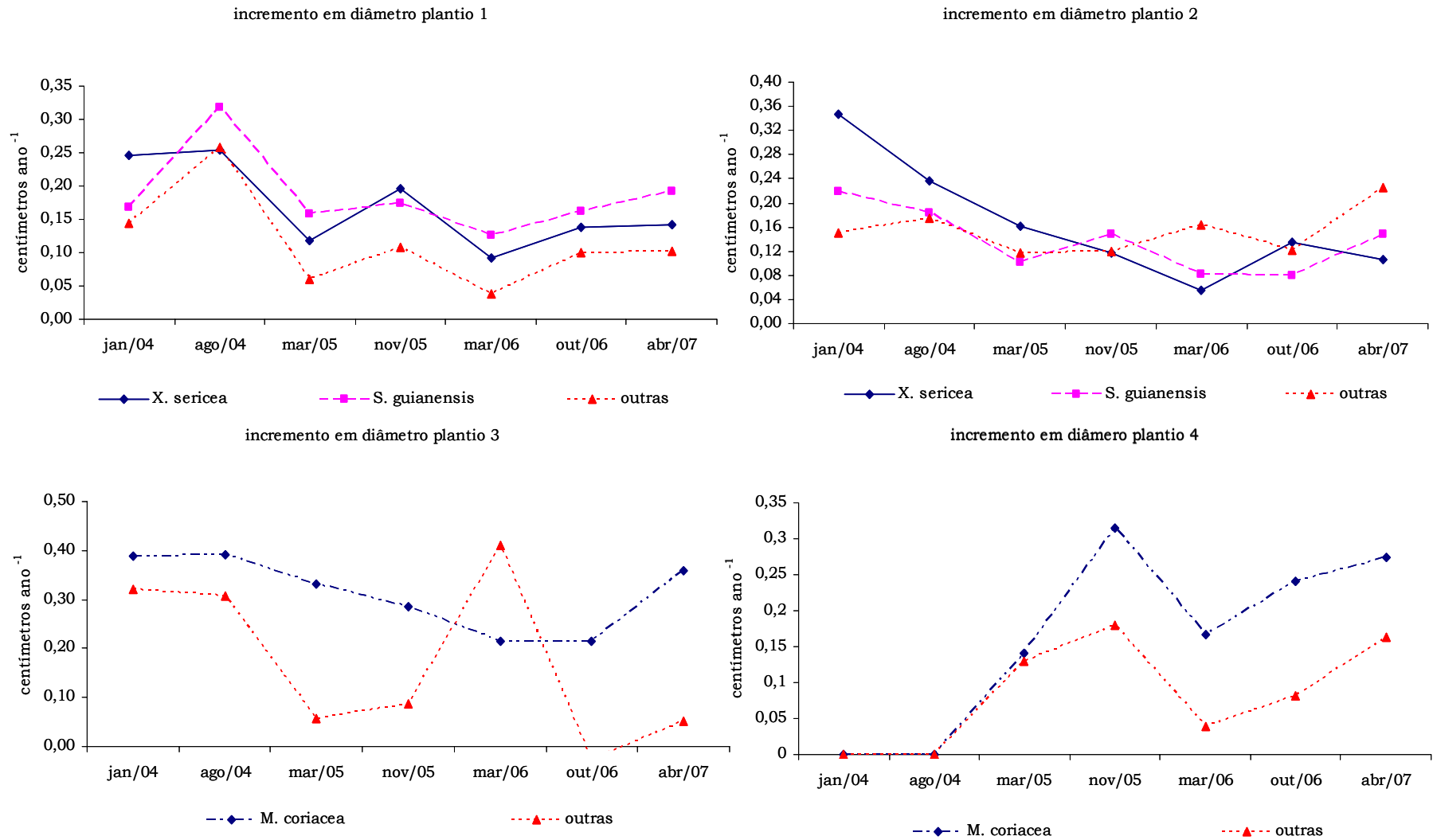


Figura 5. 30. Incremento em diâmetro de plântulas das principais espécies e do grupo constituído das outras espécies nativas nos plantios de eucalipto da Rebio União, RJ.

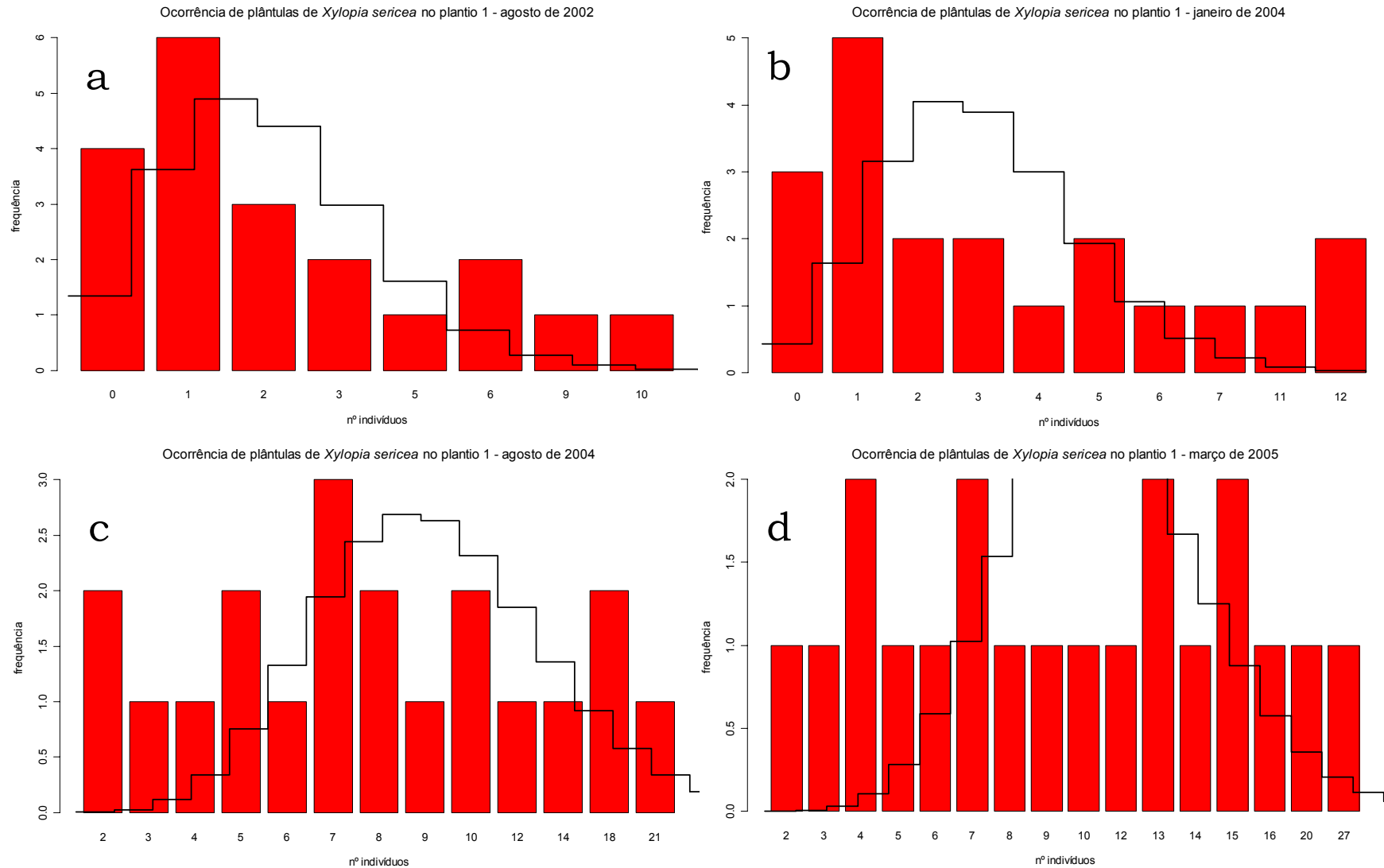
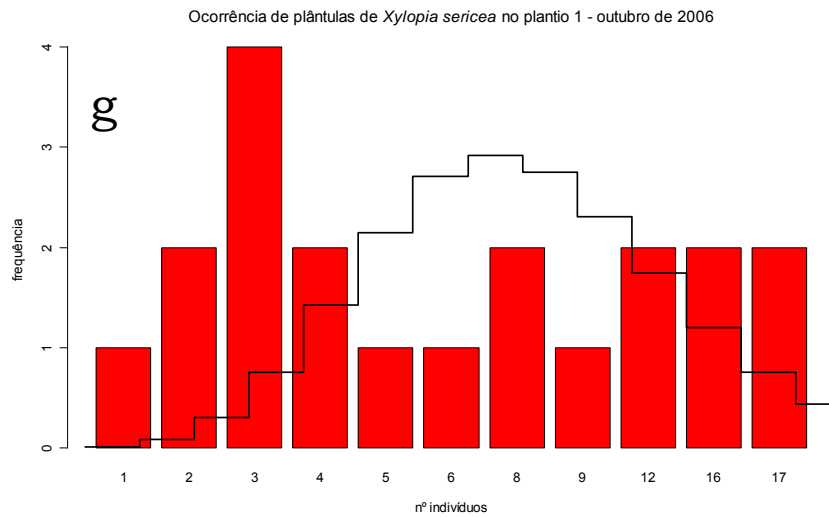
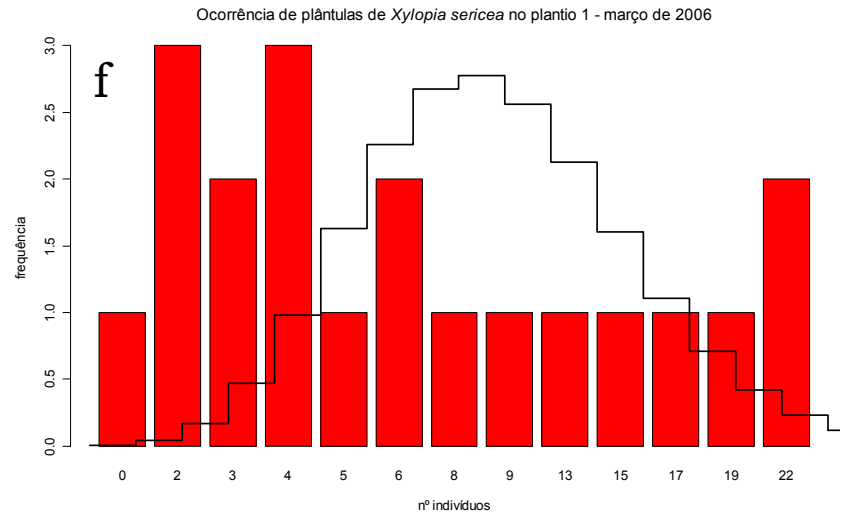
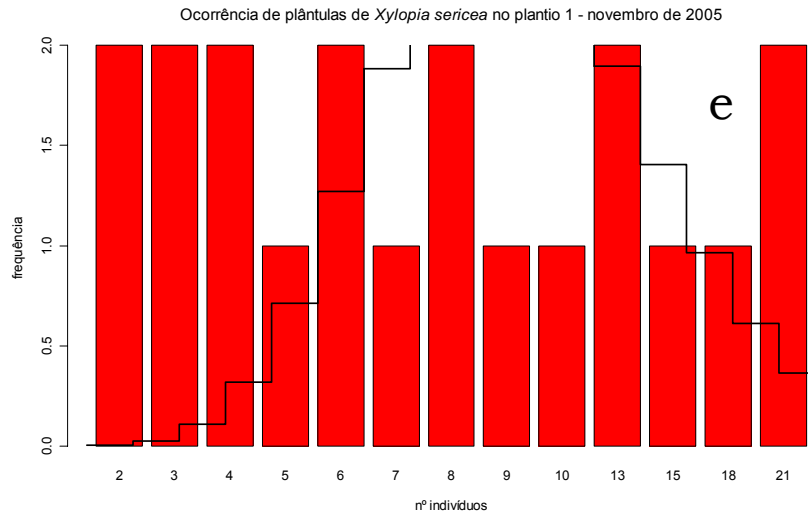


Figura 5. 31. Gráficos de distribuição espacial de plântulas de *X. sericea* no plantio 1. Freqüência de indivíduos observada (barras) e freqüência esperada segundo Poisson (linha). A tabela no final de cada figura indica o valor do coeficiente de dispersão (CD) e os limites de confiança (2,5 e 97,5). As letras do lado de cada censo indicam o gráfico correspondente, o sinal \* indica que o valor de CD é significativo ( $P < 0,05$ ). Continua na próxima página.



			<i>Xylopia sericea</i> plantio 1		
			2,50%	CD	97,50%
a	*	ago/02	1,56	<b>3,28</b>	4,7
b	*	jan/04	1,89	<b>4,02</b>	5,39
c	*	ago/04	1,47	<b>3,32</b>	4,77
d	*	mar/05	1,71	<b>3,79</b>	5,99
e	*	nov/05	2,14	<b>4,12</b>	5,61
f	*	mar/06	3,4	<b>6,05</b>	7,91
g	*	out/06	2,47	<b>4,07</b>	5,25

Continuação da página anterior.

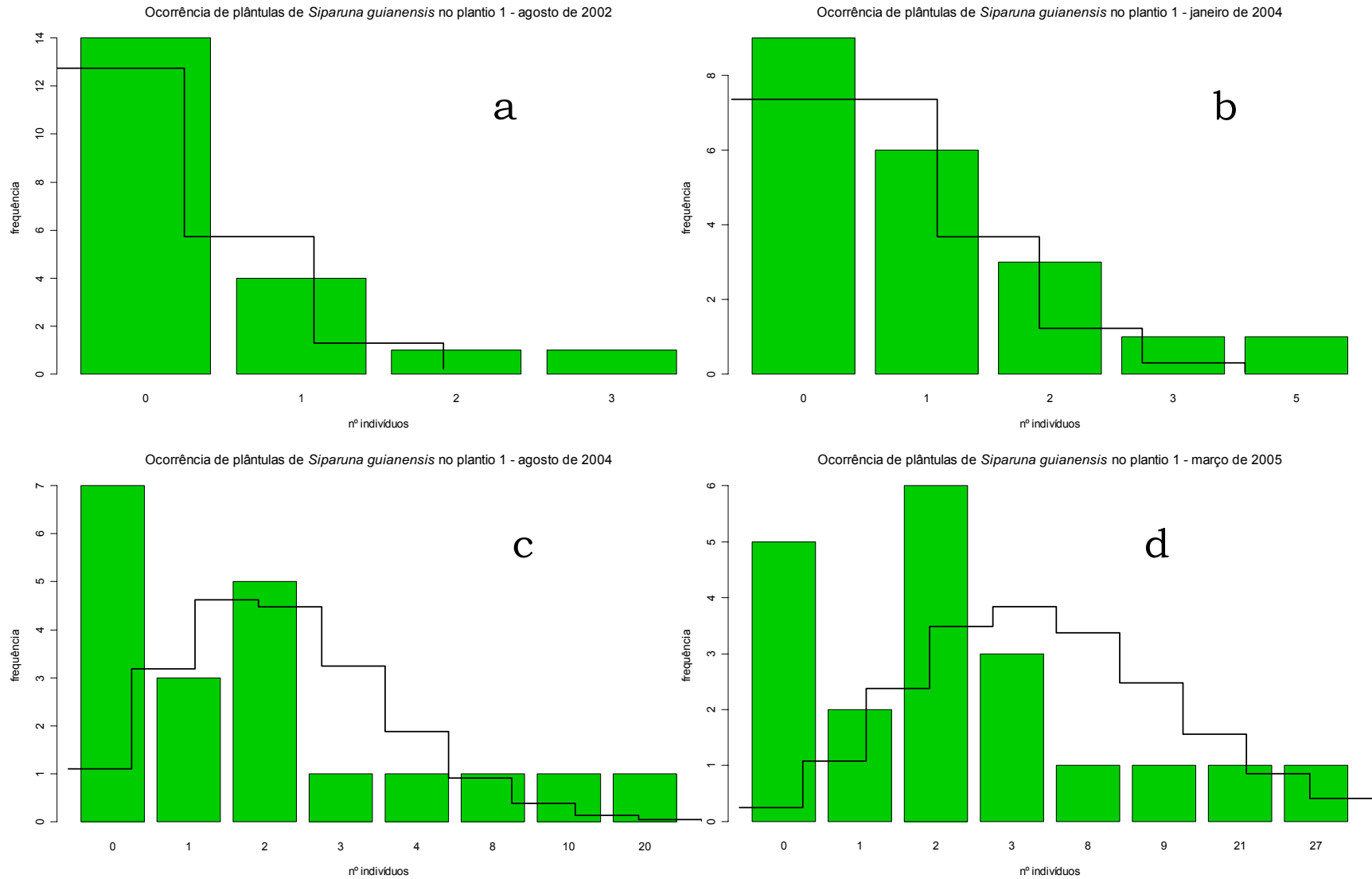
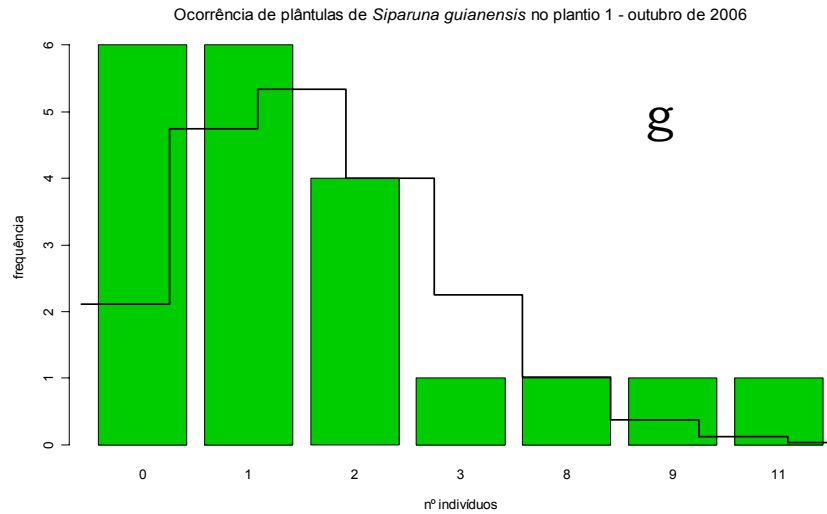
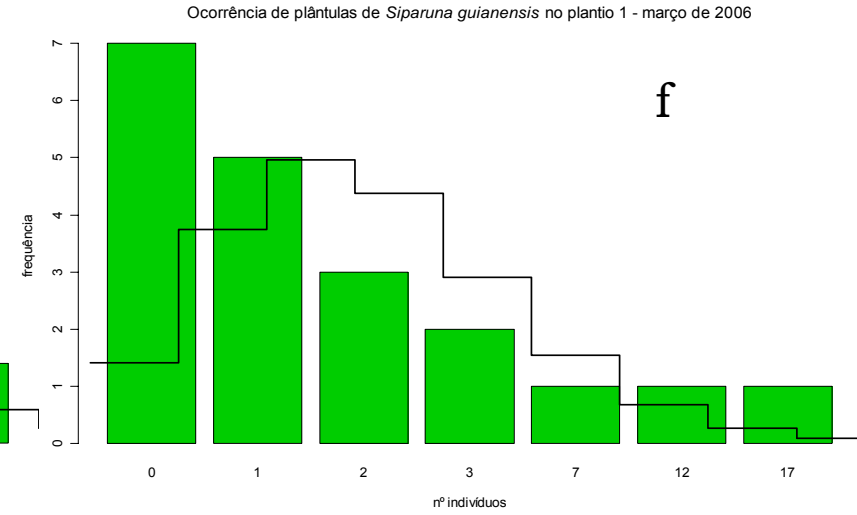
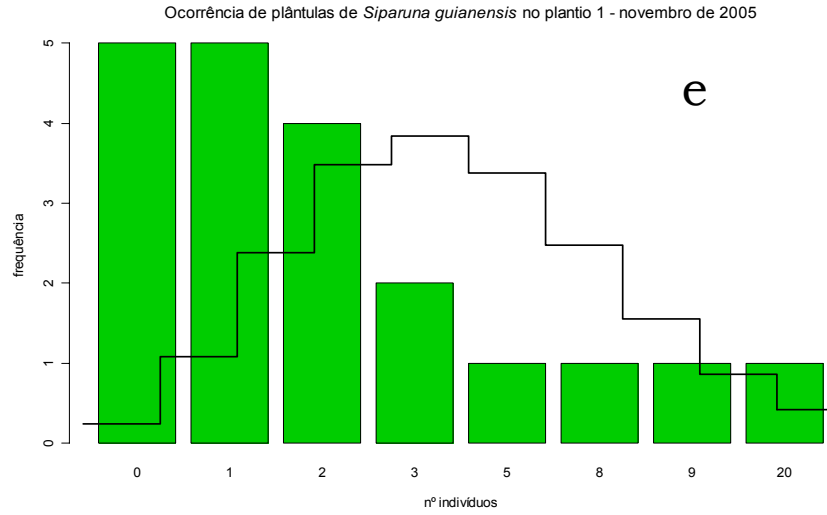


Figura 5. 32. Gráficos de distribuição espacial de plântulas de *S. guianensis* no plantio 1. Frequência de indivíduos observada (barras) e frequência esperada segundo Poisson (linha). A tabela no final de cada figura indica o valor do coeficiente de dispersão (CD) e os limites de confiança (2,5 e 97,5). As letras do lado de cada censo indicam o gráfico correspondente, o sinal \* indica que o valor de CD é significativo ( $P < 0,05$ ). Continua na próxima página.



*Siparuna guianensis* plantio 1

		2,50%	CD	97,50%
a	ago/02	0,74	<b>1,51</b>	2,21
b	jan/04	0,65	<b>1,68</b>	2,63
c	* ago/04	1,47	<b>8,05</b>	12,23
d	* mar/05	1,76	<b>11,73</b>	15,98
e	* nov/05	1,38	<b>7,29</b>	11,27
f	* mar/06	1,14	<b>7,47</b>	10,45
g	out/06	0,94	<b>4,58</b>	6,02

Continuação da página anterior.

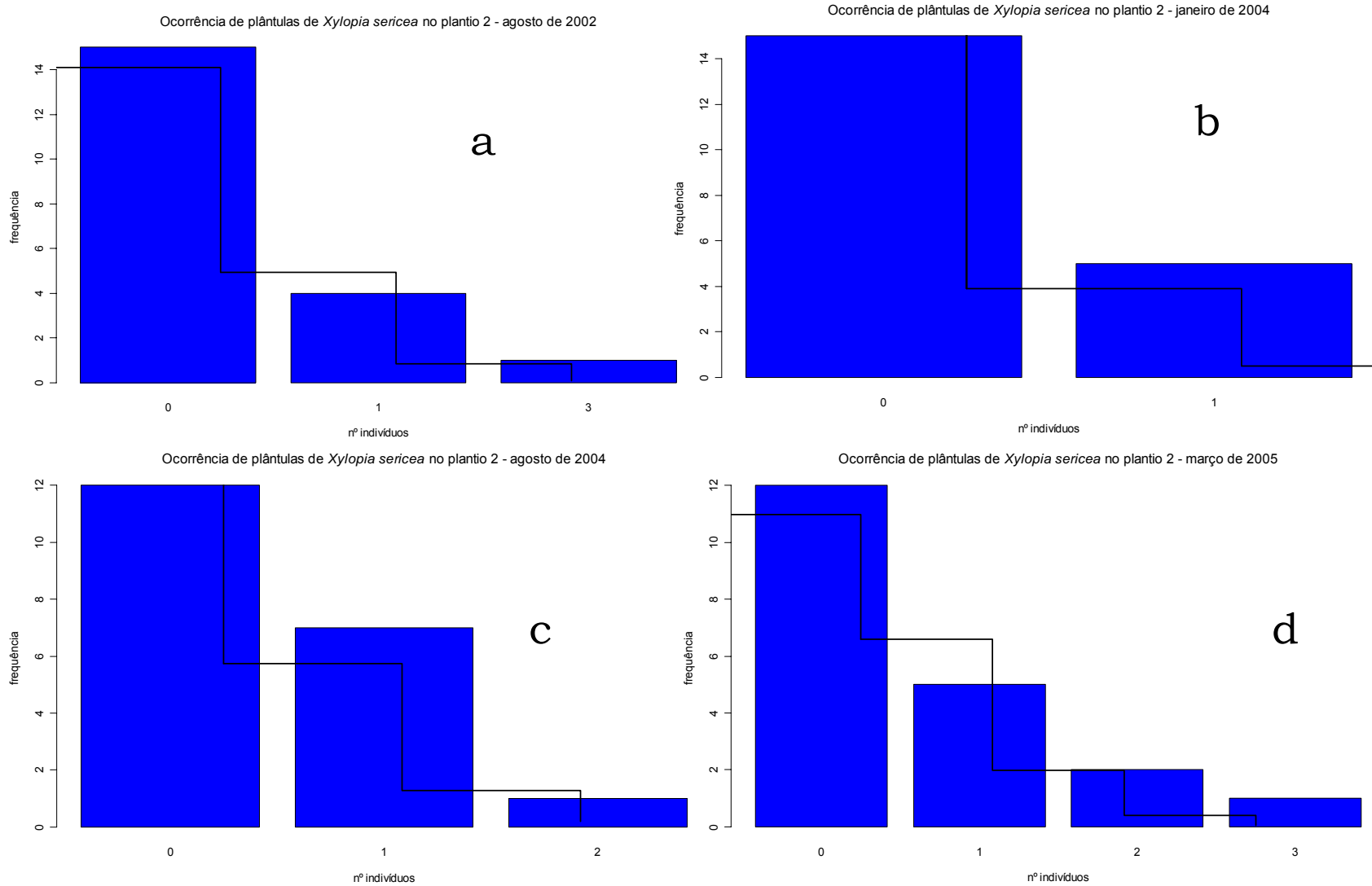
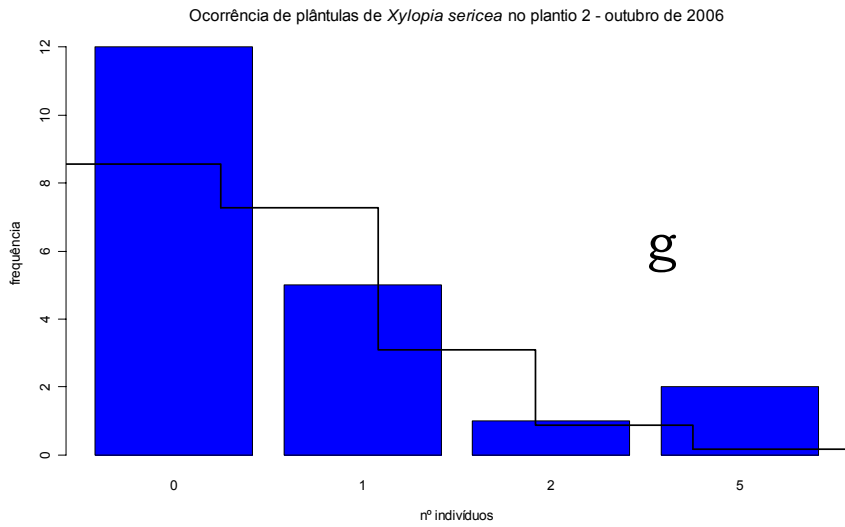
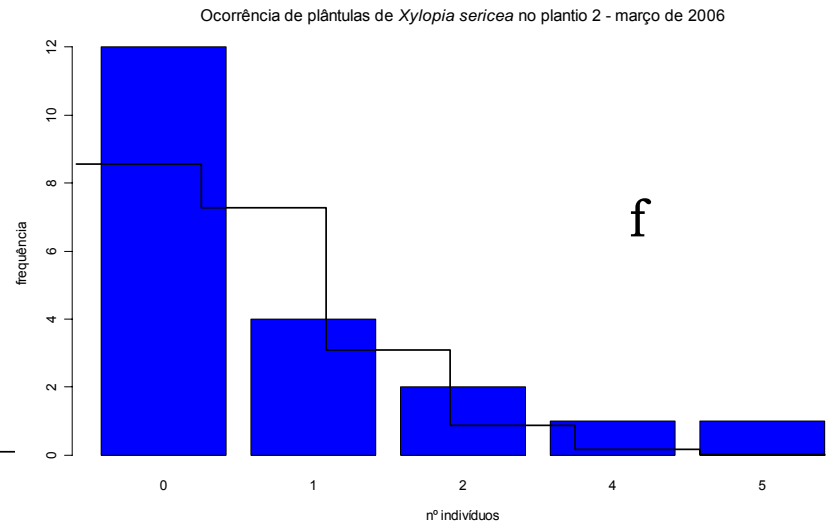
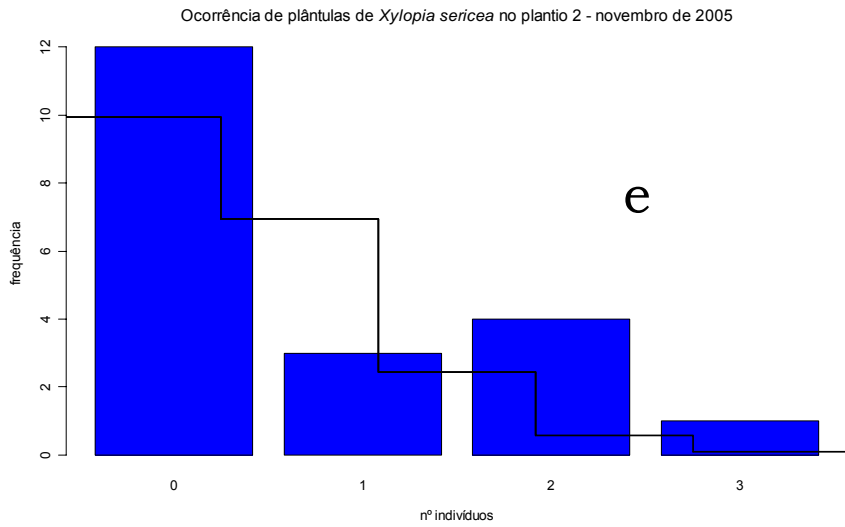


Figura 5. 33. Gráficos de distribuição espacial de plântulas de *X. sericea* no plantio 2. Frequência de indivíduos observada (barras) e frequência esperada segundo Poisson (linha). A tabela no final de cada figura indica o valor do coeficiente de dispersão (CD) e os limites de confiança (2,5 e 97,5). As letras do lado de cada censo indicam o gráfico correspondente, o sinal \* indica que o valor de CD é significativo ( $P < 0,05$ ). Continua na próxima página





		<i>Xylopia sericea</i> plantio 2		
		2,50%	CD	97,50%
a	ago/02	0,49	<b>1,59</b>	2,68
b	** jan/04	0,58	<b>0,79</b>	0,99
c	ago/04	0,47	<b>0,81</b>	1,28
d	mar/05	0,69	<b>1,3</b>	1,89
e	nov/05	0,85	<b>1,37</b>	1,98
f	mar/06	0,84	<b>2,39</b>	3,49
g	out/06	0,74	<b>2,76</b>	3,73

Continuação da página anterior.

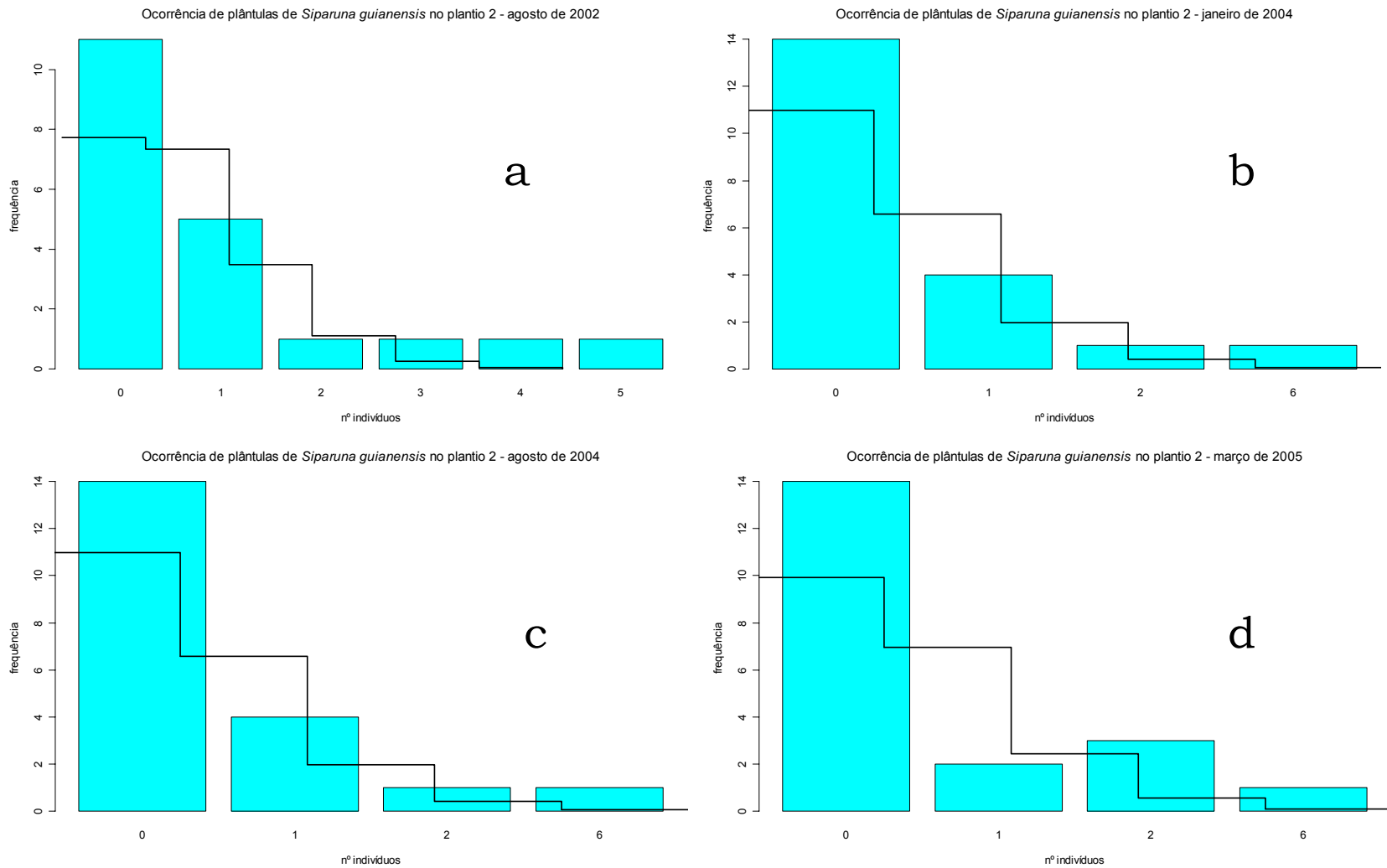
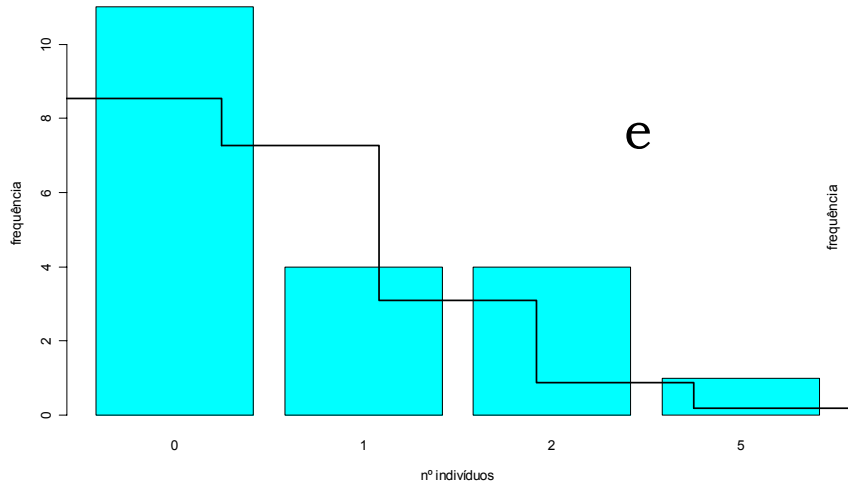
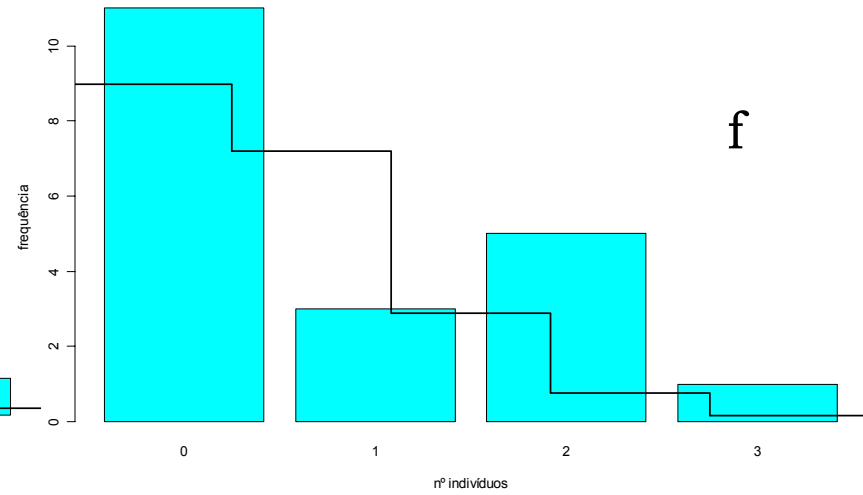


Figura 5. 34. Gráficos de distribuição espacial de plântulas de *Siparuna guianensis* no plantio 2. Frequência de indivíduos observada (barras) e frequência esperada segundo Poisson (linha). A tabela no final de cada figura indica o valor do coeficiente de dispersão (CD) e os limites de confiança (2,5 e 97,5). As letras do lado de cada censo indicam o gráfico correspondente, o sinal \* indica que o valor de CD é significativo ( $P < 0,05$ ). Continua na página seguinte

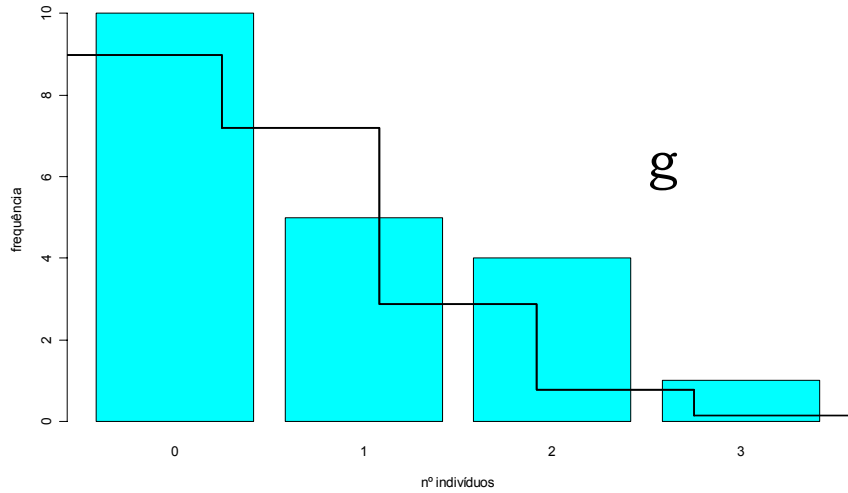
Ocorrência de plântulas de *Siparuna guianensis* no plantio 2 - novembro de 2005



Ocorrência de plântulas de *Siparuna guianensis* no plantio 2 - março de 2006



Ocorrência de plântulas de *Siparuna guianensis* no plantio 2 - outubro de 2006



*Siparuna guianensis* plantio 2

		2,50%	CD	97,50%
a	ago/02	0,95	<b>2,27</b>	3,1
b	jan/04	0,5	<b>3,23</b>	5,96
c	ago/04	0,73	<b>3,23</b>	4,82
d	mar/05	0,76	<b>3,02</b>	5,28
e	nov/05	0,76	<b>1,89</b>	3,05
f	mar/06	0,75	<b>1,26</b>	1,79
g	out/06	0,64	<b>1,13</b>	1,67

Continuação da página anterior.

## 5.7. Discussão

### 5.7.1. Estrutura da comunidade de jovens

A falta de padronização das metodologias utilizadas, principalmente com relação aos limites de inclusão utilizados nos trabalhos que visam estudar os estratos inferiores de florestas limita comparações. Entretanto, podemos afirmar que a densidade de indivíduos jovens de espécies nativas observadas nos plantios de eucalipto da Rebio União, variando entre 60 (plantio 4) e 8780 indivíduos  $ha^{-1}$  (plantio 1), estão dentro do observado em outros trabalhos com o mesmo limite de inclusão (Indivíduos com altura  $> 50$  cm e DAP  $< 5$  cm) (Souza 2000; Gomes 2006). Em trabalhos com outros limites de inclusão podem ser verificados valores superiores (Oliveira *et al.* 2001; Oliveira e Amaral 2005; Souza 2005).

O elevado aumento na densidade de indivíduos jovens observado nos plantios de eucalipto da Rebio União (exceção do plantio 2), quando comparados ao trabalho de Souza (2005) no Norte Fluminense (entre 0,98 e 2,56%) e de certa forma parecidos com os encontrados por Souza (2000) no Pontal do Paranaparema, em São Paulo (entre 2 e 23%), mostra que o processo de sucessão nos plantios encontra-se em estágio inicial, já que segundo Nappo (2002), grandes aumentos na densidades caracterizam o início do processo de sucessão. Outro dado que sustenta esta afirmação é o fato de que a grande maioria dos indivíduos recrutados durante o estudo nos plantios pertençam ao grupo das espécies pioneiras.

Com relação ao número de espécies, para o mesmo limite de inclusão, os plantios de eucalipto da Rebio União mostraram-se mais ricos do que os observados por Souza (2000) em áreas de reflorestamento misto, com idades semelhantes ao tempo de abandono dos plantios da Rebio. A autora encontrou 16 espécies advindas da regeneração natural em área de reflorestamento misto, criado em 1988, dez espécies para a área de reflorestamento criada em 1989 e nenhuma espécie para o reflorestamento criado em 1993 no Pontal do Paranaparema. Após intervalo de um ano o número de espécies passou para

18, 10 e 3 espécies nas três áreas, respectivamente, valores estes ainda abaixo dos valores observados nos plantios de eucalipto.

Ainda quanto ao número de espécies, os valores encontrados para o estrato de jovens estão pouco superiores àqueles observados para o estrato arbóreo (tabela 3.1), que são bem inferiores ao observados em outras áreas de floresta secundária da região. Diferente do observado para o estrato arbóreo, o plantio 1 foi o que apresentou o maior ganho de espécies, ainda assim pode ser observada diminuição do índice de diversidade de Shannon & Wiener bem como da uniformidade, resultado do aumento na dominância de *Xylopia sericea* e *Siparuna guianensis*.

A observação do IVC das espécies nos plantios de eucalipto da Rebio União mostrou poucas alterações entre as espécies mais importantes no estrato de jovens, da mesma forma como observado para o estrato arbóreo. A presença de espécies de sucessão inicial como *Xylopia sericea*, *Cupania oblongofoila*, *Sparattosperma leucanthum*, *Dalbergia frutescens* e *Siparuna guianensis* dominando o estrato de jovens é mais uma confirmação da lentidão do processo de regeneração nos plantios de eucalipto. Teoricamente, quando da morte e substituição de uma árvore, esta se dará muito provavelmente por um representante destas espécies.

Assim como descrito para o estrato arbóreo, as alterações observadas na classificação da importância das espécies nos plantios de eucalipto, devem-se, principalmente, ao ganho em área basal, visto que a mortalidade foi baixa, o que, segundo Felfili (1995), indica dinâmica lenta. Apesar da baixa mortalidade observada após quase 11 anos de abandono, espera-se nos próximos anos aumento na mortalidade devido à baixa longevidade característica de espécies de sucessão inicial.

Apesar do número maior de espécies no estrato de jovens comparado ao estrato arbóreo, a diversidade encontrada esteve abaixo, o que indica que a regeneração nos plantios pode ser dificultada em longo prazo. A elevada dominância de algumas espécies pode levar a perda genética, tornando a comunidade mais frágil a eventos estocásticos (Kageyama *et al.* 1998).

### 5.7.2. Estrutura da comunidade de plântulas

Os valores de densidade de plântulas de espécies nativas observadas nos plantios de eucalipto da Rebio União, variando entre zero (plantio 4) e 18720 indivíduos  $\text{ha}^{-1}$  (plantio 1) estão abaixo do observado para outras áreas, tanto para florestas preservadas como para florestas secundárias (Oliveira e Amaral 2005; Souza 2005; Gomes 2006).

Na própria Rebio União, Iguatemy e Rodrigues (dados não publicados) verificaram uma densidade de 55000 indivíduos com menos de 50 cm, por hectare em área de floresta preservada. Em fragmentos de floresta secundária próxima a Rebio União, Cansi (2007) observou densidades que variaram entre 25500 a 115500 indivíduos  $\text{ha}^{-1}$ , também com limite de inclusão de altura  $\leq 50$  cm., indicando que a regeneração nos plantios estudados está bem inferior ao observado nas matas adjacentes.

Segundo Holl (1999) e Cubiña & Aide (2001), em áreas degradadas, um dos fatores que mais limitam à regeneração natural é a disponibilidade de sementes. Assim, quanto maior a distância da área degradada de uma fonte de propágulos, mais lenta será a regeneração. Nos plantios de eucalipto da Rebio União isso não seria um problema, pois os plantios estão localizados próximos (c. 400 m) de áreas de floresta com elevada biodiversidade (Rodrigues 2004).

Além de ser observada nos plantios baixa riqueza de espécies no estrato de plântulas, a análise da chuva de sementes revela poucas espécies e em sua maioria anemocóricas (Silvestre *et al.* 2007). Outro fato que deve ser considerado é a germinação das sementes, pois grande parte que alcançam os plantios pertence a família Asteraceae, que no entanto não foram encontrados nos plantios, indicando que, estas não estavam viáveis, ou existe forte pressão que os impede a germinação destas. A elevada densidade relativa de *Siparuna guianensis* e *Xylopia sericea* em agosto de 2004 e de *S. guianensis* em abril de 2007 deve ser de origem autóctone, pela presença de indivíduos adultos reprodutivos destas espécies nos plantios, DAP mínimo de 6,5 cm para *X. sericea* e no caso de *S. guianensis* trata-se de uma espécie com hábito arbustivo e praticamente, todos os indivíduos com altura superior a 2 m frutificaram durante o estudo, indicando que estas espécies possuem mecanismo de tolerância à presença do eucalipto.

A dispersão zoocórica pode ser bastante dificultada em plantios de eucalipto. Segundo Schneider (2003), estes não fornecem refúgios seguros para fauna dispersora atuante e seus frutos duros não são utilizados como alimento pela maioria das aves e mamíferos. A exalação de essências oriundas de óleos essenciais existentes nas folhas pode também atuar como um “repelente” para muitos animais. Estes fatos podem estar retardando ou mesmo impedindo a regeneração de espécies nativas em plantios abandonados na Rebio União.

Além da chegada de propágulos, a dificuldade do estabelecimento (Holl 1999) pode ser mais acentuada em plantios de eucalipto, pois este grupo possui características como a alelopatia (Nishimura *et al.* 1984; Singh *et al.* 1991), serrapilheira com baixo teor nutricional (Rezende *et al.*, 2001; Costa 2002; Gama-Rodrigues & Barros, 2002) e lenta decomposição (Rezende *et al.* 2001), que podem dificultar o estabelecimento de outras espécies.

A baixa densidade de plântulas encontradas nos plantios, principalmente nos plantios 3 e 4, também pode estar relacionada aos elevados valores de temperatura e à baixa umidade do ar registrados nestes plantios (figuras 5.8 e 5.9). Vários autores sugerem que estes fatores podem limitar o estabelecimento e a sobrevivência de plântulas em florestas tropicais (Uhl 1987; Nepstad *et al.* 1996; Padilla & Pugnaire 2006).

A alta densidade de sapê (*Imperata brasiliensis*) nos plantios 3 e 4 pode ser outro fator influenciando a baixa densidade de plântulas nestes plantios, já que, segundo Guariguata *et al.* 1995 e Sun & Dickinson 1996, a competição com gramíneas é o principal fator que limita o crescimento de plântulas de espécies tropicais em áreas de pastagem.

O elevado aumento percentual na densidade do estrato de plântulas sugere que o processo de sucessão esteja em estágio inicial (Nappo, 2002). A observação de espécies consideradas de sucessão inicial apresentando distribuição em classes de altura assemelhando-se a um J reverso, ou seja, com maior densidade nas classes de menor tamanho, sugerem que as modificações micro climáticas esperadas pelo desenvolvimento do eucalipto (maior sombreamento e maior retenção de água, por exemplo) ainda não ocorreram de maneira a dificultar o crescimento de plântulas que não toleram sombra. Este tipo de padrão pode ser mais associado a plântulas de espécies

de sucessão tardia ou de sub-bosque, tolerantes a sombra do dossel, que têm por características formarem banco de plântulas, possuindo assim maiores densidades nas menores classes de tamanho.

Segundo Carneiro (2002), a distribuição próxima a uma curva normal poderia ser associada a espécies pioneiras que, após a exploração do eucalipto, encontram condições favoráveis para se estabelecer. Com o passar do tempo as condições do plantio se alterariam, principalmente a luminosidade, diminuindo assim as taxas de recrutamento. Isto pode estar ocorrendo no plantio 2, já que para as principais espécies, *Siparuna guianensis* e *Xylopia sericea*, a distribuição em classes de altura não se assemelham a um J reverso. Entretanto, para os plantios 3 e 4, a não observação de uma curva de distribuição em classes de altura com forma de J reverso, não significa que está havendo melhoria micro climática conforme sugerido por Carneiro (2002). Pelo contrário, indica problemas com a regeneração natural devido às condições estressantes que tais plantios apresentam tais como, abundância de sapê, alta temperatura e baixa umidade, impedindo até mesmo o estabelecimento de espécies heliófilas.

### **5.7.3. Recrutamento e mortalidade**

Segundo Lieberman & Lieberman (1987), mudanças climáticas, em especial a precipitação, causam alterações imediatas nos padrões de recrutamento e mortalidade em florestas tropicais. As plântulas sendo o estágio de vida mais dinâmico e mais sensível a alterações ambientais no ciclo de vida de uma planta, respondem mais rapidamente a alterações microclimáticas.

Apesar de vários trabalhos associarem os padrões de recrutamento e de mortalidade a alterações climática e principalmente aos períodos de precipitação (Lieberman & Lieberman 1987; Nascimento & Proctor 1997; Isselstein *et al.* 2002; McLaren & McDonald 2003; Bebber *et al.* 2004; Souza 2005; Mattes & Larson 2006), nos plantios de eucalipto da Reserva Biológica União, este parece não ser o principal fator regulador. Não foi observado padrão nítido de maiores taxas de mortalidades após o período mais seco e de maior recrutamento após o período mais chuvoso. Exemplo disso foi o pico de



recrutamento observado nos plantios 1, 2 e 3, durante um mês caracteristicamente seco, agosto de 2004 (figura 5.10). Neste caso deve-se ressaltar que o mês de julho de 2004 foi atípico, já que foi observada elevada precipitação para o período. Este fato mostra que, apesar de não ter sido observado padrão nítido de recrutamento e mortalidade associados a períodos úmidos e secos, respectivamente, períodos de elevada pluviosidade são de grande importância para a germinação de plântulas.

No plantio 4 pode ser observado leve padrão de mortalidade com relação os períodos chuvosos e secos. A mortalidade foi praticamente zero nos censos de março dos anos de 2005 e 2006, após período chuvoso, sendo maiores nos censos após os períodos mais secos, agosto de 2004, novembro de 2005 e outubro de 2006 (figura 5.22).

Lieberman (1996) sugere a existência de padrões anuais de recrutamento de plântulas para a maior parte das espécies. Entretanto, além dos fatores climáticos como sendo o principal regulador do balanço entre recrutamento e mortalidade, existe vertente que sugere que características intrínsecas, relacionadas a padrões fenológicos na maturação dos frutos e na dispersão das sementes de cada espécie, seriam os principais fatores responsáveis pelo padrão de recrutamento (Santos e Válio 2002).

Nos plantios de eucalipto da Reserva Biológica União, o recrutamento e a mortalidade pareceram ser resultado do conjunto de fatores, além das condições microclimáticas e de características fenológicas de cada espécie, como competição; barreiras físicas sejam eles pela altura da serrapilheira impedindo que sementes maiores cheguem ao solo ou dificultando o crescimento de plântulas, danos físicos pela queda de galhos e, principalmente, pelas cascas que regularmente caem de eucaliptos, dessecação e até mesmo devido a alelopatia (Nishimura *et al.* 1984; Singh *et al.* 1991). Fatores bióticos tais como predação de sementes, doenças e herbivoria devem ser investigados para a melhor compreensão dos fatores que influenciam a mortalidade de plântulas nos plantios.

As elevadas taxas de recrutamento, quando comparadas a mortalidade, de *Xylopia sericea* e *Siparuna guianensis* para os estratos de plântulas e de jovens no plantio 1 indicam que estas espécies constituirão o estrato de dossel durante o processo de sucessão (Swaine e Whitmore 1988). Porém, os

resultados no plantio 2 parecem indicar que o ambiente está mais propício a colonização de outras espécies. Este padrão pode também ser estratégia de estabelecimento de algumas espécies. Estas permaneceriam com baixas taxas de recrutamento quando as condições não são as favoráveis, e apresentariam “pulsos” de recrutamento quando as condições se tornem propícias (Felfili 1997). Esta característica já foi observada para estas espécies por Murrison (2005), que observou que estas apresentaram crescimento bem menor no primeiro período de amostragem quando comparado ao segundo, em floresta monodominante de *Brosimum rubescens* no Mato Grosso. Deve-se ressaltar que neste estudo de Murrison (2005) *Siparuna guianensis* e *Xylopia sericea* eram consideradas espécies raras.

A sugestão que *S. guianensis* e *X. sericea* possuem algum tipo de tolerância à competição com o eucalipto *Corymbia citriodora*, além de que as condições micro climáticas encontradas nos plantios favoreçam o estabelecimento destas espécies, quando comparadas às outras espécies, pode ser confirmada pela menor taxa de mortalidade observada durante todo o estudo.

A maior mortalidade nas menores classes de tamanho observada nos plantios 1 e 2 já foi verificada em outros trabalhos (Clark & Clark 1987a; Turner 1990; Dalling & Hubbel 2002; Van den Broek & Beltman 2006). De maneira geral os menores indivíduos tendem a ser mais frábil ao ataque de patógenos e herbívoros, porém Scariot (2000); Drake (2001) e D'Angelo *et al* (2004) sugerem que os danos físicos são os maiores responsáveis pela mortalidade de plântulas em florestas tropicais. Em plantios de eucalipto, os danos físicos podem ser mais acentuados devido ao grande aporte de serrapilheira de difícil decomposição (Rezende *et al.*, 2001; Tesch *et al* 2006). Porém, nos plantios 3 e 4 não foi observado padrão definido de mortalidade relacionado ao tamanho, fato também observado por Nascimento e Proctor (1997). No caso dos plantios 3 e 4, parece que a não ocorrência deste padrão está associada ao baixo número de indivíduos nestes plantios.

Apesar de só ter havido diferença estatística ( $p < 0,05$ ) para a coorte do grupo outras espécies de agosto de 2002 do plantio 2, houve uma tendência de maiores taxas de sobrevivência das espécies *S. guianensis* e *X. sericea*,

indicando, conforme já mencionado anteriormente que estas espécies parecem ser mais aptas a se estabelecer nos plantios.

#### 5.7.4. Incremento em diâmetro

Os maiores valores de incremento em diâmetro observados nos plantios 3 e 4 (entre 0,12 e 0,35 cm ano<sup>-1</sup> para plântulas e entre 0,19 e 0,75 cm ano<sup>-1</sup> para jovens) quando comparados aos plantios 1 e 2 (entre 0,082 e 0,259 cm ano<sup>-1</sup> para plântulas e entre 0,18 e 0,67 cm ano<sup>-1</sup> para jovens) corroboram o descrito por Souza (2005) e Tabarelli & Mantovani (1997) para os quais o maior crescimento estaria relacionado à maior disponibilidade de luz.

O dossel característico de plantios de eucalipto permite em geral a passagem de boa parcela da radiação luminosa, podendo assim facilitar o crescimento de plântulas (Tabarelli & Mantovani 1997). Este fato foi observado nos plantios onde foi verificada uma alta radiação incidente no solo (figura 5.12). Seguindo este conceito, os dados obtidos nos plantios de eucalipto da Rebio União estariam de acordo, pois tanto para o estrato de plântulas quanto para o estrato de jovens os plantios 3 e 4 apresentaram os maiores valores de incremento em diâmetro, seguido do plantio 1 e do plantio 2.

Vários trabalhos têm descrito que indivíduos maiores possuem taxas de crescimento mais altas que os menores. Isto se deve ao fato dos maiores indivíduos captar maior quantidade de luz, quando comparados aos indivíduos menores, que estão geralmente mais sombreados (Clark & Clark 1993).

As taxas de crescimento podem ainda ser influenciada por fatores como a disponibilidade de espaço (Clark & Clark 1987b, 1993), disponibilidade de outros recursos como a luz e a temperatura (Swaine 1996; Clark *et al* 1999) e o tamanho do indivíduo (Clark & Clark 1993). O crescimento e o estabelecimento de um indivíduo resultam das interações destes fatores (Zanne & Chapman 2005).

### 5.7.5. Distribuição espacial

Apesar de não ser confirmado estatisticamente em todas as situações testadas ( $p < 0,05$ ), houve uma tendência entre as espécies mais importantes de se distribuírem de forma agregada. O padrão agregado de distribuição tem sido observado em outros estudos de regeneração em florestas plantadas (Calegário *et al.* 1993; Grau 2000; Carneiro 2002; Viani 2005). Calegário *et al.* (1993) já havia constatado uma tendência das espécies que estão regenerando em plantios comerciais (eucalipto) apresentarem uma distribuição agregada. O autor sugeriu que tal fato seria devido às características reprodutivas das espécies. As espécies em questão possuem sementes e frutos pesados e não ingeridos por animais, dificultando sua dispersão (Calegário *et al.* 1993). As condições microclimáticas locais também representam um fator importante já que as exigências de cada espécie com relação a estes fatores, em geral, são distintas, e forçariam a uma distribuição agregada.

A disponibilidade de luz parece explicar a tendência de agregação dos indivíduos de *S. guianensis* e *X. sericea*, pois ambas as espécies não possuem frutos muito grandes e pesados, mais são caracteristicamente heliófilas e a intensidade de luz que chega ao solo nos plantios é alta quando comparada a uma área de floresta secundária adjacente (figura 5.12), conforme observado por Carneiro (2002).

Analisando os dados obtidos para os estratos de jovens e plântulas, pode-se sugerir que a hipótese de que o estabelecimento de novos indivíduos é maior em áreas com melhores condições microclimáticas é corroborada. Os plantios 1 e 2 apresentaram os maiores valores para os parâmetros estruturais analisados, apesar destes valores serem bem inferiores aos observados em áreas de floresta secundária e outros plantios de eucalipto e de serem baixos os valores de densidade e número de espécies de sucessão mais avançada. Quanto às taxas de recrutamento, mortalidade e de incremento em diâmetro, os maiores valores observados em algumas ocasiões para os plantios 3 e 4, podem estar super ou sub-estimados, devido ao baixo número de indivíduos, este tipo de ruído na análise impossibilita a extrapolação para toda a população e para a comunidade.

Os dados obtidos quanto ao recrutamento e a mortalidade de plântulas nos diferentes plantios estudados corroboram a hipótese de que plantios com melhores condições microclimáticas apresentam maiores taxas de recrutamento. Estes também apresentam maior sucesso no estabelecimento dos novos indivíduos

## Capítulo 6. Considerações finais.

O uso de espécies de eucalipto em projetos de manejo e recuperação de áreas degradadas como forma de facilitar a regeneração natural de espécies nativas tem sido sugerido por diversos autores. O eucalipto atuaria como espécie pioneira, acarretando uma “melhoria” nas condições micro climáticas, tais como maior retenção de água e nutrientes no solo, maior sombreamento e diminuição de processos erosivos.

Além da elevada taxa de crescimento, característica de diferentes espécies de eucalipto, o seu uso na recuperação de áreas degradadas é incentivado devido a este grupo possuir, de maneira geral, um elevado valor comercial, produção de papel, de carvão, na indústria farmacêutica, cosméticos, artigos de limpeza e perfumaria e na construção civil, entre outros. Desta forma, é mais fácil convencer um proprietário de dada área a ser recuperada a plantar espécie de eucalipto, pois sabe ele que poderá obter um lucro financeiro em médio prazo, diferente do plantio de outras espécies que, além de exigirem maiores gastos para a implementação e manutenção, pela falta de conhecimento silvicultural de espécies nativas, podem ainda não possuir valor comercial.

*Corymbia citriodora*, espécie de alto valor comercial, vem demonstrando que seu uso em floresta plantada, como facilitadora da regeneração natural não é viável, pois a regeneração natural de espécies nativas nos plantios de eucalipto da Reserva Biológica União parece estar sendo dificultada, já que é observado um pequeno número de espécies e uma elevada dominância de espécies de sucessão inicial, principalmente entre as plântulas. No plantio 1 chegou a ser observado que 80% das plântulas pertenciam a apenas duas espécies, sendo observado em outro trabalho realizado nos plantios que a chuva de sementes apresenta baixa riqueza e é, predominantemente, composta de Asteraceae, porém não é observada a germinação de indivíduos desta família. A ausência de plântulas de Asteraceae pode ser um indício de que haja uma forte pressão que leva a inibição da germinação de outras espécies, seja por alelopatia ou por fatores físicos devido à alta produção de serrapilheira de difícil decomposição. Assim, sugere-se maior investigação

sobre a importância de cada fator sobre a regeneração, ou mesmo sobre a viabilidade das sementes.

As melhores condições ambientais observada nos plantios 1 e 2 faz com que estes plantios apresentem os maiores valores dos parâmetros mensurados, principalmente com relação ao número de espécies, mas ainda assim são bem inferiores ao observado em áreas de floresta secundária e outros plantios de eucalipto. Já as condições desfavoráveis dos plantios 3 e 4, parecem ser os maiores limitantes ao estabelecimento de novos indivíduos, mas apesar dos demais plantios apresentarem condições um pouco melhores uma intervenção é necessária para a recuperação destas áreas. Aparentemente o simples abandono para a ocorrência da regeneração natural parece não ser suficiente para a completa recuperação das áreas. As sugestões de manejo segundo o plano de recuperação dos eucaliptais da Reserva Biológica União (IBAMA 2007) estão descritas no anexo 1.

As pequenas alterações tanto entre as espécies mais importantes na composição florística, de modo geral, nos três estratos estudados, indica a lentidão do processo de sucessão. A dominância de *Xylopia sericea* e *Siparuna guianensis* nos estratos inferiores aponta para a manutenção desta dominância nos estratos superiores a curto e médio prazos, já que a probabilidade de substituição de árvores que venham a morrer por um indivíduo destas duas espécies é superior quando comparado as demais espécies.

Assim, observa-se que apesar de estarem abandonados por pelo menos 10 anos, e de estar ocorrendo a regeneração natural de espécies nativas nos plantios de eucalipto da Rebio União, o processo de regeneração está muito lento e no estágio inicial de sucessão (resolução CONAMA Nº 006 de 04 de maio de 1994). Neste contexto, pode-se afirmar que os dados obtidos nos diferentes plantios de eucalipto da Rebio União não corroboram os trabalhos de Silva Júnior *et al.* (1995); Geldenhuys (1997); Parrota *et al.* (1997) e Feyera *et al.* (2002), que afirmam que o eucalipto pode ser utilizado como facilitador para a recomposição de uma comunidade original. Neste caso em particular, o eucalipto *Corymbia citriodora* pode estar inibindo ou mesmo impedindo o crescimento e o estabelecimento de outras espécies.

Desta forma, acredita-se que devem ser evitadas generalizações quanto ao uso de espécies de eucalipto como uma planta facilitadora do

restabelecimento de uma comunidade arbórea nativa em áreas reflorestadas, pois existem mais de 600 espécies de eucalipto (*Corymbia* spp e *Eucalyptus* spp). As respostas obtidas podem ser distintas, dependendo da espécie utilizada e das diferentes condições ambientais.



## Referências bibliográficas

- Aide, T. M.; Zimmerman, J. K.; Rosario, M. & Marcano, H. (1996). Forest recovery in abandoned cattle pasture along an elevational gradient in northeastern Puerto Rico. *Biotropica* 28(4): 537-548.
- 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(2): 159-170.
- Alvarez-Buylla, E.R.; García-Barrios, R.; Lara-Moreno, C. & Martínez-Ramos, M. (1996). Demographic and genetic models in conservation biology: applications and perspectives for tropical rain forest tree species. *Annual Review of Ecology and Systematic* 27: 387-421.
- Amador, D.B. & Viana, V.M. (2000). Dinâmica de “capoeiras baixas” na restauração de um fragmento florestal. *Scientia forestalis*. 57: 69-85.
- APG II. (2003). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families flowering plants: APG II. *Botanical Journal of the Linnean Society* 141(4): 399-436.
- Aro, E.M.; Virgin, I. & Andersson, B. (1993). Photoinhibition of photosystem II. Inactivation, protein damage and turnover. *Biochimica et Biophysica Acta* 1143: 113-134.
- Barbosa, L. M.; Aspereti, L. M.; Bedinelli, C.; Barbosa, J. M.; Belasque, E. F. & Pirré, E. (1992). Informações básicas para modelos de recuperação de áreas degradadas de Matas Ciliares. *Revista do Instituto Florestal* 4: 640-644.
- Bebber, D.P.; Brown, N.D. & Speight, M.R. (2004). Dipterocarp seedling population dynamics in Bornean primary lowland during the 1997-8 El-Niño-Southern Oscillation. *Journal of Tropical Ecology* 20: 11-19.
- Begon, M.; Harper, J. L. & Townsend, C. R. (1990). *Ecology: individuals, populations and communities*. Blackwell, Oxford.
- Bellingham, P.J. & Tanner, E.V.J. (2000). The influence of topography on tree growth, mortality and recruitment in tropical montane forest. *Biotropica* 32(3): 378-384.
- Bone, R.; Lawrence, M. & Magombo, Z. (1999). The effect of a *Eucalyptus camaldulensis* (Dehn) plantation on native woodland recovery on Ulumba Mountain, southern Malawi. *Forest Ecology and Management*. 99: 83-99.
- Borém, R.A.T. & Oliveira-Filho, A.T. (2002). Fitossociologia do estrato arbóreo em uma topossequência alterada pouco alterada de mata atlântica, no município de Silva Jardim-RJ, Brasil. *Revista Árvore* 26(4): 727-742.

- Borém, R.A.T. & Ramos, D.P. (2001). Estrutura fitossociológica da comunidade arbórea de uma topossequência pouco alterada de uma área de floresta atlântica no município de Silva Jardim-RJ. *Revista Árvore* 25(1): 131-140.
- Brower, J.E. & Zar, J.H. (1984). *Field and laboratory methods for general ecology*. W.C. Brown Company, Iowa
- Budowski, G. (1965). Distribution of Tropical American Rain Forest Species in the light of successional process. *Turrialba* 15(1): 40-42
- Cabral, V. A. R. (1999). *Dinâmica de um fragmento de mata ciliar do rio grande em Bom Sucesso – Minas Gerais*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, 74p.
- Calegário, N.; Souza, A.L.; Marangon, L.C. & Silva, A.F. (1993). Parâmetros florísticos e fitossociológicos da regeneração natural de espécies arbóreas nativas no sub-bosque de povoamentos de *Eucalyptus*. *Revista Árvore* 17(1): 16-29.
- Cansi, M.M.F.A. (2007). *Regeneração natural de espécies arbóreas em fragmentos de Mata Atlântica na APA da bacia do Rio São João, RJ*. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, RJ.
- Carneiro, P.H.M. (2002). *Caracterização florística, estrutural e da dinâmica da regeneração de espécies nativas em um povoamento comercial de Eucalyptus grandis em Itatinga, SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, SP.
- Carvalho, F.A. & Nascimento, M.T. (no prelo). Estrutura fitossociológica de fragmentos de Floresta Atlântica submontana no município de Silva Jardim, RJ. *Rodriguesia*.
- Carvalho, F.A., Nascimento, M.T. & Braga, J.M. (2006b). Composição e riqueza florística do componente arbóreo da Floresta Atlântica submontana na região de Imbaú, Município de Silva Jardim, RJ. *Acta Botanica Brasilica* 20(3): 727-740.
- Carvalho, F.A., Nascimento, M.T. & Braga, J.M.A. (2007). Estrutura e composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de Mata Atlântica submontana no município de Rio Bonito, RJ, Brasil (Mata Rio Vermelho). *Revista Árvore* 31(4): 717-730.
- Carvalho, F.A., Nascimento, M.T., Braga, J.M.A. & Rodrigues, P.J.F.P. (2006a). Estrutura da comunidade arbórea da floresta atlântica de baixada periodicamente inundada na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguesia* 57(3): 503-518.

- Carvalho, J. O. P.; Silva, J. N. M. & Lopes, J. C. A. (2004). Growth rate of a terra firme rain forest in Brazilian Amazonia over an eight-year period in response to logging. *Acta Amazonica* 34(2): 209-217.
- Castro, J., Zamora, R., Hódar, J.A. & Gómez, J.M. (2004) Seedling establishment of a boreal tree species (*Pinus sylvestris*) at its southernmost distribution limit: consequences of being in a marginal Mediterranean area. *Journal of Ecology*, 92, 266–277.
- Chagas, R.K.; Oliveira-Filho, A.T.; Van den Berg, E. & Scolforo, J.R. (2001). Dinâmica de populações arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual Montana em Larvas, Minas Gerais. *Revista Árvore* 25(1): 39-57.
- Clark, D.A. & Clark, D.B. (1987b). Analisis de la regeneración de árboles del dosel en bosque muy húmedo tropical: aspectos teóricos y prácticos. *Revista de Biología Tropical* 35(1): 41-54.
- Clark, D.A. & Clark, D.B. (1993). Comparative analysis of microhabitat utilization by samplings of nine tree species in neotropical rain forest. *Biotropica* 25(4): 397-407.
- Clark, D.B. & Clark, D.A. (1987). The impact of physical damage on canopy tree regeneration in tropical rain forest. *Journal of Ecology* 79: 447-457.
- Clark, D.B.; Palmer, M.W. & Clark, D.A. (1999). Edaphic factors and the landscape-scale distributions of tropical rain forest trees. *Ecology* 80: 2622-2675.
- Condit, R.; Hubbell, S. P. & Foster, R. B. (1996). Changes in tree species abundance in a neotropical over eight years: impact of climate change. *Journal of Tropical Ecology* 12: 231-256.
- Condit, R.; Hubbell, S.P.; Foster, R.B. (1992). Short-Term Dynamics of a Neotropical Forest. *BioScience*, v. 42, n.1, p: 822-828.
- Corrêa, B.S. & Van den Berg, E. (2002). Estudo da dinâmica populacional de *Xylopia brasiliensis* Sprengel em relação a parâmetros populacionais e da comunidade em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. *Cerne* 8(1): 1-12.
- Costa, G.S. (2002). *Decomposição da serrapilheira em florestas plantadas e fragmentos de mata atlântica na região do Norte Fluminense*. Tese de doutorado. Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, RJ.
- Cubiña, A. & Aide, T.M. (2001). The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica* 33:26-267.

- D'Angelo, S.A.; Andrade, A.C.S.; Laurance, S.G.; Laurance, L.F. & Mesquita, R.C.G. (2004). Inferred causes of tree mortality in fragmented and intact Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology* 20: 243-246.
- Dalling, J.W. & Hubbel, S.P. (2002). Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneers species. *Journal of Ecology* 90: 557-568.
- Davidson, R.; Mauffette, Y. & Gagnon, D. (2002). Lights requeriments of seedlings: a method for selecting tropical trees for plantation forestry. *Basic and Applied Ecology* 3: 209-220.
- Davies, S.J. (2001). Tree mortality and growth in 11 sympatric *Macaranga* species in Borneo. *Ecology* 82: 920-932.
- Denslow, J. S. (1980). Patterns of plants species diversity during succession under different disturbance regimes. *Oecologia* 46: 18-21.
- Denslow, J. S. (1987). Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 432-451.
- Drake, D.R. (2001). Seedling mortality in Hawaiian rain forest: The hole of small-scale physical disturbance. *Biotropica* 33(2): 319-323.
- 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(1): 71-85.
- Engel, V.L. & Parrota, A.J Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: Kageyama, P.Y.; Oliveira, R.E.; Moraes, L.F.D; Engel, V.L. Gandara, F.B. (Eds.) (2003). *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. Botucatu: FEPAF, cap 1, 1-26p.
- Evaristo, V.T.; Ribeiro, A.C.C. & Nascimento, M.T. (2006). O uso do eucalipto em reflorestamentos como planta facilitadora da regeneração de espécies nativas da mata atlântica: fato ou mito? *VI Congresso Brasileiro de Sistema Agroflorestais: Bases científicas para o desenvolvimento sustentável*. Campos dos Goytacazes. CD de Resumos.
- Felfili, J. M. (1995). Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *Journal of Tropical Ecology* 11: 67-83.
- Felfili, J. M. (1997) Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. *Forest Ecology and Management*, 91, p.235-245.
- Fenner, M. (1987). Seedlings. *The New Phytologist* 106 (Suplemento): 35-47.
- Ferreira, C. A. & Galvão, A. P. M. Importância da atividade florestal no Brasil. In: Galvão, A. P. M. (2000). *Reflorestamento de propriedades rurais para*

*fins produtivos e ambientais: um guia para ações municipais e regionais.* Embrapa Florestas. 15-18.

- Feyera, S.; Beck, E. & Lüttge, U. (2002). Exotic trees as nurse-trees for the regeneration of tropical forests. *Tree*. v.16: 245-249.
- Formento, S.; Schorn, L. A. & Ramos, R. A. B. (2004). Dinâmica estrutural arbórea de uma floresta ombrófila mista em Campo Belo do Sul, SC. *Cerne* 10(2): 196-212.
- Freitas, S. R.; Cerqueira, R. & Vieira, M. V. (2002). Description of Microhabitat Based on Plant Cover. *Brazilian Journal of Biology*. 62(4B): 795-800.
- Gama-Rodrigues, A.C. & Barros, N.F. (2002). Ciclagem de nutrientes em floresta natural e em plantios de eucalipto e de dandá no sudeste da Bahia, Brasil. *Revista Árvore*. 26(2): 193-207.
- Gandolfi, S.; Leitão Filho, H. F. & Bezerra, C. L. F. (1995). Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 55(4): 753-767.
- Geldenhuys, C.J. (1997). Native forest regeneration in pine and eucalypt plantations in Northern Province, South África. *Forest Ecology and Management*. 99: 101-115.
- Gomes, E. P. C.; Mantovani, W. & Kageyama, P. (2003). Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rainforest in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63: 47-60
- Gomes, J. M. L. (2006). *Regeneração natural em uma floresta ombrófila densa aluvial sob diferentes usos do solo no delta do Rio Doce*. Tese de Doutorado em Biociências e Biotecnologia na área de concentração em Ciências Ambientais. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, RJ.
- Grau, H. (2000). Regeneration patterns of *Cedrela lilloi* (Meliaceae) in Northwestern Argentina Subtropical Montane Forests. *Journal of Tropical Ecology*. 16: 227-242.
- Guariguata, M. R. & Ostertag, R. (2001). Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148: 185-206.
- Guariguata, M.R. & Duput, J.M. (1997). Forest regeneration in abandoned logging roads in lowland Costa Rica. *Biotropica*, 29: 5-28.
- Guariguata, M.R.; Rheigans, R. & Montagnini, F. (1995). Early woody invasion under tree plantations in Costa Rica: implications for forest restoration. *Restoration Ecology* 3: 252-260.

- Guedes-Bruni, R.R.; Pessoa, S.V.A. & Kurtz, B.C. Florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo de um trecho preservado de floresta Montana na Reserva Ecológica de Macaé de Cima, *In: Lima, H.C. & Guedes-Bruni, R.R. (eds.) (1997). Serra de Macaé de Cima: Diversidade florística e conservação em mata atlântica. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ. p.129-145.*
- Guevara, S.; Laborde, J. & Sanchez, G. (1998). Are isolated remnant trees in pastures a fragmented canopy? *Selbyana* 19(1): 34-43.
- Herwitz, S.R. & Young, S.S. (1994). Mortality, recruitment and growth rates of montane tropical rain forest canopy trees on Mount Bellenden-Ker, Northeast Queensland, Australia. *Biotropica* 26(4): 350-361.
- Holl, K.D. (1999). Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate and soil. *Biotropica* 31(2): 229-242.
- Holl, K.D.; Kappelle, M. (1999). Tropical forest recovery and restoration. *Trends in Ecology and Evolution*, 14(10): 378-379.
- Houle, G. (1992). Spatial relationship between seed and seedling abundance and mortality in deciduous forest of North-eastern North America. *Journal of Ecology*, 80: 99-108.
- IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. (2007). *Plano de Recuperação dos Eucaliptais da Reserva Biológica União*. Reserva Biológica União, Rio das Ostras, 141p.
- IBGE – Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (1992). *Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro: IBGE. 92p.
- Isselstein, J.; Tallowin, J.R.B. & Smith, R.E.N. (2002). Factors affecting seed germination and seedling establishment of Fen-Meadow species. *Restoration Ecology*. 10(2): 173-184.
- IUCN. (1988). *Brazil: Atlantic Coastal Forests*. Cambridge, Tropical Forest Programme, Conservation Monitoring Centre, 19 p.
- Jardim, F.C.S.; Hosokawa, R.T. (1987) Estrutura da floresta equatorial úmida da Estação Experimental de Silvicultura Tropical do INPA. *Acta Amazonica*, 16/17: 411- 508.
- Kageyama, P. & Gandara, F.B. (1993) Dinâmica de populações de espécies arbóreas: implicações para o manejo e a conservação. *III Simpósio de ecossistemas da Costa Brasileira, ACIESP, São Paulo, p.1-9.*
- Kageyama, P. Y. & Castro, C. F. A. (1989). Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. *IPEF, Piracicaba, SP. (41/42): 83-93.*

- Kageyama, P. Y.; Oliveira, R. E. & Moraes, L. F. (2003). *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Botucatu, SP. FEPAF, 340p.
- Kageyama, P.Y.; Gandara, F.B. & Souza, L.M.I. (1998). Conseqüências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. *Série técnica IPEF*. 12(32): 65-70.
- Keenan, R.; Lamb, D.; Woldring, O.; Irvine, T. & Jensen, R. (1997). Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in Northern Australia. *Forest Ecology and Management* 99: 117-131.
- Kennard, D.K.; Gould, K.; Putz, F.E.; Fredericksen, T.S. & Morales, F. (2002). Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, 162: 197-208.
- Kollmann, J. (2000) Dispersal of fleshy-fruited species: a matter of spatial scale? *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 3, 29–51.
- Korning, J. & Balslev, H. (1994). Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. *Journal of Vegetation Science* 4: 77-86.
- Kurtz, B.C. & Araújo, D.S.D. (2000). Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de mata atlântica na Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia* 51(78-79): 69-112.
- Laurance, W.F., Ferreira, L.V.; Rankin De Merona, J.M.; Laurance, S.G; Hutchings, W, & Lovejoy, T. (1998). Effects of forest fragmentation on recruitment pattern in amazonian tree communities. *Conservation Biology*, 12 (2): 460-464.
- Laurance, W.F.; Nascimento, H.E.M.; Laurance, S.G.; Condit, R.; D'angelo, S. & Andrade, A. (2004). Inferred longevity of Amazonian rainforest trees based on a long-term demographic study. *Forest Ecology and Management* 190: 131-143.
- Libano, A.M. & Felfili, J.M. (2006). Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado *sensu stricto* do Brasil central em um período de 18 anos (1985-2003). *Acta Botanica Brasilica* 20(4): 927-936.
- Lieberman, D. (1996) Demography of tropical tree seedlings: A review. In: Swaine, M.D. (Ed.) *The ecology of tropical forest tree seedlings*. Paris: UNESCO and Parthenon Publishing Group. p.131-138.
- Lieberman, D. & Lieberman, M. (1987). Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). *Journal of Tropical Ecology* 3: 347-358.

- Lieberman, D.; Lieberman, M.; Peralta, R. & Hartshorn, G.S. (1985). Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. *Journal of Ecology* 73: 915-924.
- Lima, W.P. (1996). *Impacto ambiental do eucalipto*. 2ª edição, Ed. da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Lopes, S. F. & Schiavini, I. (2007). Dinâmica da comunidade arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 21(2): 249-261.
- Lorenzi, H. (1998a). *Árvores brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Volume 1. Editora Plantarum, Nova Odessa.
- Lorenzi, H. (1998b). *Árvores brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Volume 2. Editora Plantarum, Nova Odessa.
- Mantovani, W. & Tabarelli, M. (1999). Clareiras naturais e a riqueza de espécies na floresta atlântica no Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* 59(2): 251-261.
- Marrimon, B.S. (2005). *Dinâmica de uma floresta monodominante de Brosimum rubescens Taub. e comparação com uma floresta mista em Nova Xavantina – MT*. Tese de Doutorado em Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília.
- Mattes, U. & Larson, D.W. (2006). Microsite and climatic controls of tree population dynamics: an 18-year study on cliffs. *Journal of Ecology* 94: 402-414.
- McLaren, K.P. & McDonald, M.A. (2003). Seedling dynamics after different intensities of human disturbance in a tropical dry limestone forest in Jamaica. *Journal of Tropical Ecology* 19: 567-578.
- Melo, F.P.L.; Aguiar Neto, A.V.; Simabukuro, E.A. & Tabarelli, M. Recrutamento e estabelecimento de plântulas. In: Ferreira, A.G. & Borghetti, F. (Ed.) (2004). *Germinação do básico ao aplicado*. 237-250.
- 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.
- Mittermeier, R.A.; Werner, T.; Aires, J.M. & Fonseca, G.A.B. (1992). O país da megadiversidade. *Ciência hoje* 14(81): 20-27.
- Mora, A.L. & Garcia, C.H.A. (2000). *A Cultura do Eucalipto no Brasil*. Sociedade Brasileira de Silvicultura, São Paulo.



- Moreno, M.R.; Nascimento, M.T. & Kurtz, B.C. (2003). Estrutura e composição florística do estrato arbóreo em duas zonas altitudinais na Mata Atlântica na região do Imbé, RJ. *Acta Botânica Brasilica* 17(3): 371-386.
- Mori, S. A. (1989). Eastern, extra-Amazonian Brazil. In: Campbell, D.G. & Hammond, H.D. (eds.) Floristic inventory of tropical countries: the status of plant systematics, collections, and vegetation, plus recommendations for the future. New York, The New York Botanical Garden, p. 427-454.
- Mueller-Dombois, D. & Ellenberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. John & Wiley Sons, New York.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Nappo, M.E. (2002). *Dinâmica da regeneração natural de espécies arbóreas e arbustivas no sub-bosque de povoamento de Mimosa scabrella* Benth. em área minerada em Poços de Caldas, MG. Tese de doutorado em Ciência Florestal. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.
- Nascimento, H. E. M.; Dias, A. S.; Tabanez, A. A. J. & Viana, V. M. (1999). Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 59(2): 329-342.
- Nascimento, M.T. & Proctor, J. (1997). Population dynamics of five tree species in a monodominant Peltogyne Forest and two other forest types on Maracá Island, Roraima, Brazil. *Forest Ecology & Management* 94: 115-128.
- Nepstad, D.C.; Uhl, C.; Pereira, C.A. & Cardoso da Silva, J.M. (1996). A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. *Oikos* 76: 25-39.
- Neri, A.V.; Campos, E.P.; Duarte, T.G.; Neto, J.A.A.M.; Silva, A.F. & Valente, G.E. (2005). Recuperação de espécies nativas lenhosas sob plantios de *Eucalyptus* em área de cerrado na Floresta nacional Paraoíba, MG, Brasil. *Acta Botânica Brasilica* 19(2): 369-376.
- Nimer, E. (1979). Climatologia da Região Sudeste. In: *Climatologia do Brasil*. Rio de Janeiro, IBGE, 422p.
- Nishimura, H., Nakamura, T. & Mizutani, J. (1984). Allelopathic effects of *p*-menthane-3,8-diols in *Eucalyptus citriodora*. *Phytochemistry* 23(12): 2777-2779.
- Oliveira Filho, A.T.; Carvalho, W.A.C.; Machado, E.L.M.; Higuchi, P.; Appolinário, V.; Castro, G.C.; Silva, A.S.; Santos, R.M.; Borges, L.F.; Corrêa, B.S. & Alves, J.M. (2007). Dinâmica da comunidade e

populações arbóreas de borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). *Revista Brasileira de Botânica* 30(1): 149-161.

- Oliveira, A.N. & Amaral, I.L. (2005). Aspectos florísticos, fitossocológicos e ecológicos de um sub-sosque de terra firme na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica* 35(1): 1-16.
- Oliveira, E.C.L. & Felfili, J.M. (2005). Estrutura e dinâmica da regeneração natural de uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19(4): 801-811.
- Oliveira, R. J.; Mantovani, W. & Melo, M. M. R. F. (2001). Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da floresta atlântica de encosta, Peruíbe, SP. *Acta Botanica Brasilica* 15(3): 391-412.
- Oliveira, R.R. (2002). Ação antrópica e resultantes sobre a estrutura e composição da mata atlântica em Ilha Grande, RJ. *Rodriguésia* 53(82): 33-58.
- Oliveira-Filho, A.T.; Melo, J.M. & Scolforo, J.R. (1997). Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecology* 131: 45-66.
- Padilla, F.M. & Pugnaire, F.I. (2006). The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 4(4): 196-202.
- Parrota, J.A., Turnbull, J.W. & Jones, N. (1997). Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*. 99: 1-7.
- Paula, A.; Silva, A.F.; Marco Júnior, P.; Santos, F.A.M. & Souza, A. (2004). Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma floresta estacional semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 18(3): 407-423.
- Peixoto, G.L.; Martins, S.V.; Silva, A.F. & Silva, E. (2004). Composição florística do componente arbóreo de um trecho de floresta atlântica na área de proteção ambiental da Serra da Capoeira Grande, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 18(1): 151-160.
- Pessoa, S.V.A.; Guedes-Bruni, R.R. & Kurtz, B.C. Composição florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo de um trecho secundário de floresta Montana na Reserva Ecológica de Macaé de Cima. *In*: Lima, H.C. & Guedes-Bruni, R.R. (eds.). (1997). *Serra de Macaé de Cima: Diversidade florística e conservação em mata atlântica*. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ. p.147-167.

- Phillips, O.L. & Gentry, A.H. (1994). Increasing turnover through time in Tropical Forests. *Science* 263: 954-958.
- Pimentel, C. (2004) *A relação da planta com a água*. Ed. EDUR – Editora Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 192p.
- Pinto, J.R.R. & Hay, J.D.V. (2005). Mudanças florísticas e estruturais na comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 28(3): 523-539.
- Pinto, M.F.R. (2004). Registro fotográfico e descrição da mastofauna não voadora da Reserva Biológica União, Rocha Leão, Rio das Ostras, RJ. Monografia de bacharelado em Medicina Veterinária, Centro Universitário Plínio Leite.
- Poggiani, F. (1989). Estrutura, funcionamento e classificação das florestas: implicação ecológica das florestas plantadas. *Documentos Florestais* (3): 9-14.
- Primack, R.B. & Hall, P. (1992). Biodiversity and forest change in Mataysian Borneo. *Bioscience* 42: 829-837.
- Rabelo, G.R. (2003). *Florística e estrutura da regeneração de espécies nativas de Mata Atlântica em plantios de Eucalyptus citriodora Hook de diferentes idades e após 6 anos de abandono na REBIO União, RJ*. Monografia de bacharelado em Ciências Biológicas (ênfase em Ciências Ambientais). Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, RJ.
- RADAMBRASIL. (1983). *Folhas SF. 23/24 Rio de Janeiro/ Vitória; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra*. Projeto RADAMBRASIL, Rio de Janeiro.
- Rankin-de-Merona, J.M.; Hutchings, R.W. & Lovejoy, T.E. Tree mortality and recruitment over a five-year period in undisturbed upland rainforest of the Central Amazon. In: Gentry, A.H. (eds.) (1990). *Four neotropical rainforests*. Yale University Press, New Haven. 573-584p.
- Rezende, J. L. P., Garcia, Q. S., Scotti, M. R. M. M. L. (2001). Laboratory decomposition of *Dalbergia nigra* and *Eucalyptus grandis* leaves in forest and eucalypt plantation soils . *Acta Botanica Brasilica* v.15(3): 305-312.
- Ribeiro, A.C.C; Evaristo, V.T & Nascimento, M.T. (2005). Efeito da remoção de serrapilheira no estabelecimento de plântulas de espécies nativas de mata atlântica em plantios de eucalipto abandonados na Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ. *Anais do 56º Congresso de Botânica*. CD de resumos, Curitiba, PR.
- Ricklefs, R.E. 1993. *A Economia da natureza*. Ed. Guanabara Koogan. 3ª edição, Rio de Janeiro, RJ. 470p.

- Rodrigues, P.J.F.P. (2004). *A fragmentação da Reserva Biológica União e os efeitos na Mata Atlântica fragmentada*. Tese de Doutorado em Biociências e Biotecnologia (Ciências Ambientais). Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, RJ.
- Rolim, S. G. & Couto, H. T. Z. (2003). Dinâmica de populações arbóreas na floresta atlântica de tabuleiro (ES). IV Simpósio Brasileiro de Ecossistemas. ACESP, 3: 205-221.
- Rolim, S. G., Couto, H. T. Z. & Jesus, R. M. (1999) Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares (ES). *Scientia Forestalis* 55: 49-69.
- Rolim, S.G.; Jesus, R.M.; Nascimento, H.E.M.; Couto, H.T.Z. & Chambers, J.Q. (2005). Biomass change in an Atlantic tropical moist forest: the ENSO effect in permanent sample plots over a 22-year period. *Oecologia* 142: 238-246.
- Santos, F.A.M.; Pedroni, F.; Alves, L.F. & Sanchez, M. (1998). Structure and dynamics of tree species of the Atlantic Forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 70(4): 873-880.
- Santos, S.L. & Válio, I.F.M. (2002). Litter accumulation and its effect on seedling recruitment in a Southeast Brazilian Tropical Forest. *Revista Brasileira de Botânica*, 25(1): 89-92.
- Saporetti Jr, A.W.; Neto, J.A.A.M. & Almado, R. (2003). Fitossociologia de sub-sosque de Cerrado em talhão de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden no município de Bom Despacho, MG. *Revista Árvore* 27(6): 905-910.
- 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*, n.62, p. 86-103, dez. 2002.
- Scariot, A. (2000). Seedling mortality by litterfall in Amazonian forests fragments. *Biotropica* 32(4a): 662-669.
- Schneider, M.F. (2003). Conseqüências da acumulação de folhas secas na plantação de eucalipto em Zitundo, Distrito de Matutuíne. *Boletim de Investigação Florestal*. Dezembro de 2003.
- Schorn, L.A. & Galvão, F. (2006). Dinâmica da regeneração natural em três estágios sucessionais de uma floresta ombrófila densa em Blumenau, SC. *Floresta* 36(1): 59:74.
- Sheil, D. & May, R. (1996). Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. *Journal of Ecology* 84: 91-100.
- Sheil, D; Burslem, D.F.R.P & Alder, D. (1995). The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *Journal of Ecology* 83: 331-333.

- Shepherd, G.J. (1995) *FITOPAC 1: Manual do usuário*. Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas.
- Silva Júnior, M.C.; Scarano, F.R. & Cardel, F.S. (1995). Regeneration of an Atlantic Forest formation in the understorey of a *Eucalyptus grandis* plantation in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 11:147-152.
- Silva, G.C. & Nascimento, M.T. (2001). Fitossociologia de um remanescente de mata sobre tabuleiros no norte do estado do Rio de Janeiro (Mata do Carvão). *Revista Brasileira de Botânica* 24(1): 51-62.
- Silvestre, M.S.; Ribeiro, A.C.C.; Dan, M.L.; Tesch, E.R.; Villela, D.M. & Nascimento, M.T. (2007). *Chuva de sementes de espécies nativas de mata atlântica em plantios de eucalipto (Corymbia citriodora) na Rebio União*. VIII Congresso de Ecologia do Brasil. Anais do Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu, MG. CD de resumos.
- Singh, D.; Kohli, R.K. & Saxena, D.B. (1991). Effect of eucalyptus oil on germination and growth of *Phaseolus aureus* Roxb. *Plant and Soil*. 137: 223-227.
- Souza, F.M. (2000). *Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e da regeneração natural em áreas restauradas*. Dissertação de Mestrado em Ciências, área de concentração: Ciências Florestais. ESALQ, Universidade de São Paulo.
- Souza, J. S. (2005). *Efeito do corte seletivo de madeira na dinâmica de uma mata atlântica de tabuleiro no Norte Fluminense*. Tese de Doutorado em Biociências e Biotecnologia. Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, RJ.
- Sun, D. & Dickinson, G.R. (1996). The competition effect of *Brachiaria decumbens* on the early growth of direct seeded trees of *Alphitonia petriei* in tropical north Australia. *Biotropica* 28: 272-276.
- Swaine, M. D. & Whitmore, T. C. (1988). On definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* 75: 81-86.
- Swaine, M. D.; Lieberman, D. & Putz, F. E. (1987). The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *Journal of Tropical Ecology* 3: 359-366.
- Swaine, M.D. (1996). Rainfall and soil fertility as factors limiting forest species distributions in Ghana. *Journal of Ecology* 84: 419-428.
- Tabarelli, M. & Mantovani, W. (1997). Colonização de clareiras naturais na floresta atlântica no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 20(1): 57-66.

- Tabarelli, M.; & Villani, J.P. & Mantovani, W. (1993). A recuperação da floresta atlântica sob plantios de *Eucalyptus* no núcleo Santa Virgínia, SP. *Revista do Instituto Florestal* 5(2): 187-201.
- Tanner, E.J.V.; Kapos, V. & Franco, W. (1992). Nitrogen and phosphorus fertilization of Jamaica montane forest tree. *Ecology* 73: 78-86.
- Tesch, E.R.; Villela, D.M. & Nascimento, M.T. (2006). Produção de serrapilheira em três plantios de eucalipto (*Corymbia citriodora* (Hook.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson), de diferentes idades, com sub-bosques de mata nativa em regeneração, na Reserva Biológica União, RJ. VII Congresso de Ecologia do Brasil. Anais do Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu, MG. CD de resumos.
- Toriola, D.; Chareyre, P.; Buttler, A. (1998). Distribution of a primary forest plant species in a 19-year old secondary forest in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*, 14(3): 323-340.
- Turner, I.M. (1990). Tree seedling growth and survival in a Malasyan rain forest. *Biotropica* 22: 146-154.
- Uhl, C. (1987). Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture. *Journal of Ecology* 75: 377-407.
- Van Bruegel, M.; Martinez-Ramos, M. & Bongers, F. (2006). Community dynamics during early secondary succession in Mexican tropical rain forests. *Journal of Tropical Ecology*. 22: 663-674.
- Van den Broek, T. & Beltman, B. (2006). Germination and seedling survival in fens undergoing succession. *Plant Ecology* 185: 221-237.
- Viana, V.M., Tabanez, A.J.A., Martinez, J.L. (1992). A Restauração e Manejo de Fragmentos Florestais. *Revista do Instituto Florestal*, 4, p. 400-406.
- Viani, R.A.G. (2005). *O uso da regeneração natural (Floresta Estacional Semidecidual e talhões de Eucalyptus) com estratégia de produção de mudas e resgate da diversidade vegetal na restauração florestal*. Dissertação de Mestrado em Biologia Vegetal. UNICAMP.
- Vieira, A. L. M.; Moura, P. A.; Resende, A. S. & Campello, F. C. (2006). Custos de implementação e desenvolvimento inicial de espécies arbóreas em um sistema agroflorestal para a conexão de fragmentos da mata atlântica. *VI Congresso Brasileiro de Sistema Agroflorestais: Bases científicas para o desenvolvimento sustentável*. Campos dos Goytacazes. CD de Resumos.
- Villela, D. M.; Nascimento, M. T.; Aragão, L.E.O.C. & Gama, D.M. (2006). Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic forest.

- Whitmore, T. C. (1989). Canopy gaps and two major groups of forests trees. *Ecology* 70(3): 536-538.
- Xavier, E.L.M.; Dadalto, G.G.; Vieira, A.B.; Ambrogi, M.S. & Penna, P.M. (2006). Sistemas Agroflorestais de eucalipto e culturas agrícolas de ciclo curto. *VI Congresso Brasileiro de Sistema Agroflorestais: Bases científicas para o desenvolvimento sustentável*. Campos dos Goytacazes. CD de Resumos.
- Zanne, A.E. & Chapman, C.A. (2005). Diversity of woods species in forest, treefall gaps and edge in Kibale National Park, Uganda. *Plant Ecology* 178: 121-139.

## Anexos

**Anexo 1. Recomendações de manejo dos plantios de eucalipto da Reserva Biológica União segundo o Plano de Recuperação dos Eucaliptais da Reserva Biológica União (IBAMA 2007).**

Plantio 1 (talhão 39c no plano de manejo)

*“Recomenda-se neste caso a exploração de todas as árvores de eucalipto até o diâmetro de 20cm (desbaste por baixo) até no máximo de 50% do número total de árvores e o plantio de enriquecimento com mudas de espécies nativas (500 mudas/ha, principalmente de espécies secundárias iniciais e tardias). Deverá ser realizado, 5 anos após o primeiro desbaste, uma nova avaliação da regeneração natural nos talhões e, a partir desta, o anelamento gradual (durante 5 anos), de todas as árvores de eucalipto restantes. Neste caso deverá ser feito também o controle das brotações do eucalipto nas árvores que sofrerem corte para exploração.”*

Plantio 2 (talhão 18 no plano de manejo)

*“Devido ao avançado grau de regeneração natural já encontrada neste talhão, sugere-se explorar todas as árvores de eucalipto até o diâmetro de 20cm (desbaste por baixo) até no máximo de 50% do número total de árvores e posteriormente eliminar, através de anelamento gradual (durante 05 anos), todas as árvores de eucalipto restantes. Neste caso deverá ser feito também o controle das brotações do eucalipto nas árvores que sofrerem corte para exploração.”*

Plantios 3 e 4 (talhão 42 no plano de manejo)

*“Sugere-se neste caso a exploração de 70% das árvores de eucalipto e o plantio semiadensado de mudas de espécies nativas (2000 mudas/ha). Deverão ser utilizadas espécies de todas as categorias sucessionais*



*consorciadas (pioneiras, secundárias iniciais e tardias). Deverá ser realizado, até 10 anos após o primeiro desbaste, uma nova avaliação da regeneração natural nos talhões e, a partir desta, o anelamento gradual (durante 5 anos), de todas as árvores de eucalipto restantes. Neste caso deverá ser feito também o controle das brotações do eucalipto nas árvores que sofrerem corte para exploração.”*

Plantio 5 (talhão 32 no plano de manejo)

*“Devido ao avançado grau de regeneração natural já encontrada neste talhão, sugere-se explorar todas as árvores de eucalipto até o diâmetro de 20cm (desbaste por baixo) até no máximo de 50% do número total de árvores e posteriormente eliminar, através de anelamento gradual (durante 05 anos), todas as árvores de eucalipto restantes. Neste caso deverá ser feito também o controle das brotações do eucalipto nas árvores que sofrerem corte para exploração.”*

Anexo 2. Densidade  $\pm$  desvio padrão de indivíduos jovens das espécies mais importantes no estrato arbóreo e que apresentam indivíduos no estrato de jovens, da comunidade e das outras espécies nos plantios de eucalipto da Rebio União.

plântio 1	jan/01	mar/04	mai/05	fev/06	set/06
<b>X. sericea</b>	920 $\pm$ 967	2800 $\pm$ 2343	3580 $\pm$ 2733	4160 $\pm$ 2767	4340 $\pm$ 2822
<b>S. guianensis</b>	1080 $\pm$ 1535	2720 $\pm$ 3217	2960 $\pm$ 3211	3080 $\pm$ 3300	3000 $\pm$ 2998
<b>C. oblongifolia</b>	240 $\pm$ 184	220 $\pm$ 257	220 $\pm$ 305	200 $\pm$ 267	240 $\pm$ 267
<b>S. leucanthum</b>	160 $\pm$ 263	160 $\pm$ 263	160 $\pm$ 263	160 $\pm$ 263	120 $\pm$ 169
<b>outras</b>	440 $\pm$ 409	780 $\pm$ 600	860 $\pm$ 693	1000 $\pm$ 680	1080 $\pm$ 655
<b>comunidade</b>	2820 $\pm$ 2601	6680 $\pm$ 4654	7780 $\pm$ 4835	8620 $\pm$ 4740	8780 $\pm$ 4364

plântio 2	jan/01	mar/04	mai/05	fev/06	set/06
<b>X. sericea</b>	260 $\pm$ 250	460 $\pm$ 299	500 $\pm$ 343	420 $\pm$ 319	480 $\pm$ 329
<b>S. guianensis</b>	300 $\pm$ 302	600 $\pm$ 499	800 $\pm$ 777	860 $\pm$ 687	780 $\pm$ 614
<b>C. oblongifolia</b>	400 $\pm$ 712	380 $\pm$ 702	380 $\pm$ 656	460 $\pm$ 760	440 $\pm$ 741
<b>S. leucanthum</b>	1340 $\pm$ 1120	1360 $\pm$ 1169	1280 $\pm$ 1280	1260 $\pm$ 1100	1220 $\pm$ 1064
<b>outras</b>	2360 $\pm$ 1514	1940 $\pm$ 1333	1860 $\pm$ 1276	2060 $\pm$ 1458	1940 $\pm$ 1317
<b>comunidade</b>	4660 $\pm$ 1991	4760 $\pm$ 1516	4800 $\pm$ 1472	5080 $\pm$ 1726	4860 $\pm$ 1796

plântio 3	jan/01	mar/04	mai/05	fev/06	set/06
<b>M. coriacea</b>	0	200 $\pm$ 267	440 $\pm$ 665	440 $\pm$ 665	500 $\pm$ 720
<b>Euphorbiaceae. sp2</b>	260 $\pm$ 755	560 $\pm$ 1571	620 $\pm$ 1760	660 $\pm$ 1866	640 $\pm$ 1823
<b>outras</b>	380 $\pm$ 257	20 $\pm$ 63	80 $\pm$ 140	60 $\pm$ 97	120 $\pm$ 169
<b>comunidade</b>	640 $\pm$ 922	780 $\pm$ 1506	1140 $\pm$ 1798	1160 $\pm$ 1875	1260 $\pm$ 2004

plântio 4	jan/01	mar/04	mai/05	fev/06	set/06
<b>comunidade</b>	60 $\pm$ 96	60 $\pm$ 96	60 $\pm$ 96	60 $\pm$ 96	60 $\pm$ 96

**Anexo 3. Taxas de recrutamento (% ano<sup>-1</sup>) de indivíduos jovens (DAP < 5 cm e altura > 50 cm) para a comunidade, para as principais espécies e as demais espécies nativas nos plantios de eucalipto da Rebio União. Valores entre 0 e 1.**

recrutamento				
plantio 1	mar/04	mai/05	fev/06	set/06
comunidade	0,35	0,199	0,192	0,165
<i>X. sericea</i>	0,471	0,274	0,258	0,162
<i>S. guianensis</i>	0,36	0,137	0,119	0,114
<i>C. oblongifolia</i>	0,073	0,154	0	0,367
<i>S. leucanthun</i>	0	0	0	0
outras	0,263	0,195	0,255	0,335
plantio 2	jun/04	jun/05	fev/06	set/06
comunidade	0,061	0,141	0,136	0,076
<i>X. sericea</i>	0,197	0,143	0	0,257
<i>S. guianensis</i>	0,271	0,519	0,234	0,123
<i>C. oblongifolia</i>	0	0,064	0,216	0,079
<i>S. leucanthun</i>	0,025	0,017	0,021	0,027
outras	0,038	0,126	0,195	0,05
plantio 3	abr/04	abr/05	dez/05	set/06
comunidade	0,207	0,154	0,055	0,117
<i>M. coriacea</i>	sp nova	0,2	0	0,123
Euphorbiaceae sp2	0,274	0,107	0,098	0,082
outras	0,016	1	0	0,468

**Anexo 4. Taxas de mortalidade (% ano<sup>-1</sup>) de indivíduos jovens (DAP < 5 cm e altura > 50 cm) para a comunidade, para as principais espécies e as demais espécies nativas nos plantios de eucalipto da Rebio União. Valores entre 0 e 1.**

mortalidade				
plantio 1	mar/04	mai/05	fev/06	set/06
comunidade	0,068	0,07	0,054	0,109
<i>X. sericea</i>	0,108	0,068	0,022	0,065
<i>S. guianensis</i>	0,043	0,057	0,063	0,151
<i>C. oblongifolia</i>	0,087	0,078	0,119	0
<i>S. leucanthun</i>	0	0,219	0	0,389
outras	0,061	0,089	0,152	0,101
plantio 2	jun/04	jun/05	fev/06	set/06
comunidade	0,058	0,087	0,066	0,125
<i>X. sericea</i>	0,023	0,047	0,207	0,08
<i>S. guianensis</i>	0,063	0,145	0,163	0,297
<i>C. oblongifolia</i>	0,015	0,057	0	0,073
<i>S. leucanthun</i>	0,027	0,064	0,041	0,08
outras	0,092	0,09	0,029	0,098
plantio 3	abr/04	abr/05	dez/05	set/06
comunidade	0,248	0,026	0,026	0,023
<i>M. coriacea</i>	sp nova	0,1	0	0
Euphorbiaceae sp2	0	0	0	0,04
outras	1	0	0,35	0

**Anexo 5. Taxas de incremento em diâmetro (cm ano<sup>-1</sup>) de indivíduos jovens (DAP < 5 cm e altura > 50 cm) para a comunidade, para as principais espécies e as demais espécies nativas nos plantios de eucalipto da Rebio União.**

incremento				
plantio 1	mar/04	mai/05	fev/06	set/06
comunidade	0,36	0,67	0,22	0,61
X. sericea	0,39	0,68	0,23	0,53
S. guianensis	0,42	0,58	0,25	0,59
C. oblongifolia	0,17	1,29	0,07	1,9
S. leucanthun	-0,02	0,15	0,6	0,59
outras	0,18	0,86	0,04	0,7
plantio 2	jun/04	jun/05	fev/06	set/06
comunidade	0,18	0,61	0,18	0,54
X. sericea	0,23	0,76	0	0,88
S. guianensis	0,26	0,88	0,35	0,73
C. oblongifolia	-0,04	0,58	0,12	0,29
S. leucanthun	0,18	0,31	-0,15	0,49
outras	0,18	0,66	0,36	0,48
plantio 3	abr/04	abr/05	dez/05	set/06
comunidade	0,3	0,75	0,19	0,65
M. coriacea	0,6	1,38	0,39	1,08
Euphorbiaceae sp2	0,2	0,27	0	0,3
outras	1 ind	3 ind	3 ind	4 ind

**Anexo 6. Densidade  $\pm$  desvio padrão (ind ha<sup>-1</sup>) de plântulas de espécies nativas nos oito censos realizados nos plantios de eucalipto da Rebio União. Também são apresentados os valores de P dos censos em que foram observadas diferenças estatísticas (5%) na densidade durante o estudo. Nos demais plantios não foram observadas diferenças estatísticas.**

	ago/02	jan/04	ago/04	mar/05
<b>plantio 1</b>	3880 $\pm$ 702	5920 $\pm$ 892	14880 $\pm$ 2074	18720 $\pm$ 2807
<b>plantio 2</b>	2080 $\pm$ 497	1600 $\pm$ 402	3840 $\pm$ 637	4200 $\pm$ 765
<b>plantio 3</b>	920 $\pm$ 274	840 $\pm$ 341	1160 $\pm$ 293	840 $\pm$ 256
<b>plantio 4</b>	0	520 $\pm$ 195	360 $\pm$ 148	640 $\pm$ 250
	nov/05	mar/06	out/06	abr/07
<b>plantio 1</b>	13720 $\pm$ 1714	12360 $\pm$ 1842	10720 $\pm$ 1345	14320 $\pm$ 2831
<b>plantio 2</b>	4000 $\pm$ 741	3440 $\pm$ 768	3120 $\pm$ 630	2720 $\pm$ 514
<b>plantio 3</b>	1040 $\pm$ 339	960 $\pm$ 250	920 $\pm$ 241	680 $\pm$ 241
<b>plantio 4</b>	1160 $\pm$ 462	1120 $\pm$ 412	1080 $\pm$ 325	880 $\pm$ 265

**valores de P. densidade plantio 1**

mar/06-ago/02	0.0443784	mar/05-ago/02	0.0000054
nov/05-ago/02	0.0094561	abr/07-jan/04	0.0482101
abr/07-ago/02	0.0044275	ago/04-jan/04	0.0264759
ago/04-ago/02	0.0020982	mar/05-jan/04	0.0001517

**Anexo 7. Taxas de mortalidade ano<sup>-1</sup> e taxas de recrutamento ano<sup>-1</sup> para a comunidade de plântulas de espécies nativas nos plantios de eucalipto da Reserva Biológica União.**

mor comunid	jan/04	ago/04	mar/05	nov/05	mar/06	out/06	abr/07
<b>plantio 1</b>	0,089	0,135	0,308	0,397	0,315	0,296	0,164
<b>plantio 2</b>	0,214	0,042	0,432	0,438	0,392	0,260	0,279
<b>plantio 3</b>	0,159	0,158	0,425	0,304	0,284	0,082	0,318
<b>plantio 4</b>	-	0,362	0	0,299	0,068	0,325	0,257

rec comunid	jan/04	ago/04	mar/05	nov/05	mar/06	out/06	abr/07
<b>plantio 1</b>	0,637	4,682	0,933	0,081	0,287	0,096	1,129
<b>plantio 2</b>	0,258	4,316	0,762	0,5	0,232	0,22	0,341
<b>plantio 3</b>	0,206	1,64	0,466	0,637	0,331	0,174	0,278
<b>plantio 4</b>	-	0,539	1,681	2,459	0,295	0,375	0,148

**Anexo 8. Taxas de recrutamento de plântulas das principais espécies nativas, do grupo constituído pelas demais espécies (outras) e da comunidade nos plantios de eucalipto da Reserva Biológica União.**

recrutamento							
Plantio 1	jan/04	ago/04	mar/05	nov/05	mar/06	out/06	abr/07
<b>X. sericea</b>	0,610	3,898	0,790	0,102	0,291	0,070	1,024
<b>S. guianensis</b>	1,172	6,149	1,576	0,086	0,391	0,157	4,063
<b>outras</b>	0,528	5,356	0,868	0,053	0,220	0,112	0,138
<b>comunidade</b>	0,637	4,682	0,933	0,081	0,287	0,096	1,129

Plantio 2	jan/04	ago/04	mar/05	nov/05	mar/06	out/06	abr/07
<b>X. sericea</b>	0,463	1,004	0,198	0,780	0,842	0,249	0,148
<b>S. guianensis</b>	0,179	0,702	0,428	0,843	0,249	0,266	0,891
<b>outras</b>	0,258	8,903	0,898	0,411	0,119	0,198	0,229
<b>comunidade</b>	0,258	4,316	0,762	0,500	0,232	0,220	0,341

Plantio 3	jan/04	ago/04	mar/05	nov/05	mar/06	out/06	abr/07
<b>M. guianensis</b>	0,225	0,702	0,177	2,281	0,690	0,397	0,361
<b>outras</b>	0,186	2,284	0,637	0,224	0,129	0,000	0,190
<b>comunidade</b>	0,206	1,640	0,466	0,637	0,331	0,174	0,278

Plantio 4	jan/04	ago/04	mar/05	nov/05	mar/06	out/06	abr/07
<b>M.guianensis</b>	-	-	14,785	7,149	0,526	0,675	0,121
<b>outras</b>	-	0,395	0,726	0,901	0,000	0,000	0,190
<b>comunidade</b>	-	0,539	1,681	2,459	0,295	0,375	0,148

**Anexo 9. Taxas de mortalidade de plântulas das principais espécies nativas, do grupo constituído pelas demais espécies (outras) e da comunidade nos plantios de eucalipto da Reserva Biológica União.**

mortalidade							
Plantio 1	jan/04	ago/04	mar/05	nov/05	mar/06	out/06	abr/07
<b><i>X. sericea</i></b>	0,080	0,109	0,333	0,246	0,226	0,195	0,155
<b><i>S. guianensis</i></b>	0,249	0,000	0,143	0,458	0,349	0,372	0,089
<b>outras</b>	0,085	0,224	0,343	0,537	0,435	0,393	0,226
<b>comunidade</b>	0,089	0,135	0,308	0,397	0,315	0,296	0,164
Plantio 2	jan/04	ago/04	mar/05	nov/05	mar/06	out/06	abr/07
<b><i>X. sericea</i></b>	0,103	0,000	0,000	0,000	0,138	0,000	0,490
<b><i>S. guianensis</i></b>	0,076	0,000	0,000	0,000	0,114	0,121	0,121
<b>outras</b>	0,354	0,077	0,535	0,548	0,496	0,372	0,260
<b>comunidade</b>	0,214	0,042	0,432	0,438	0,392	0,260	0,279
Plantio 3	jan/04	ago/04	mar/05	nov/05	mar/06	out/06	abr/07
<b><i>M. guianensis</i></b>	0,060	0,165	0,151	0,318	0,190	0,000	0,306
<b>outras</b>	0,273	0,151	0,570	0,299	0,340	0,148	0,331
<b>comunidade</b>	0,159	0,158	0,425	0,304	0,284	0,082	0,318
Plantio 4	jan/04	ago/04	mar/05	nov/05	mar/06	out/06	abr/07
<b><i>M. guianensis</i></b>	-	-	0,000	0,000	0,144	0,502	0,210
<b>outras</b>	-	0,362	0,000	0,421	0,000	0,000	0,331
<b>comunidade</b>	-	0,362	0	0,299	0,068	0,325	0,257

**Anexo 10. Taxas de incremento anual em diâmetro de plântulas de espécies nativas em plantios de eucaliptos abandonados na Reserva Biológica União. Os valores estão expressos em  $\text{cm ano}^{-1}$ . No plantio 4 não havia indivíduos nativos no censo realizado em agosto de 2002.**

incremento							
	jan/04	ago/04	mar/05	nov/05	mar/06	out/06	abr/07
<b>plantio 1</b>	0,206	0,259	0,100	0,171	0,082	0,134	0,144
<b>plantio 2</b>	0,195	0,199	0,125	0,127	0,129	0,114	0,191
<b>plantio 3</b>	0,351	0,341	0,182	0,189	0,307	0,130	0,240
<b>plantio 4</b>	-	0,203	0,133	0,261	0,120	0,182	0,238