

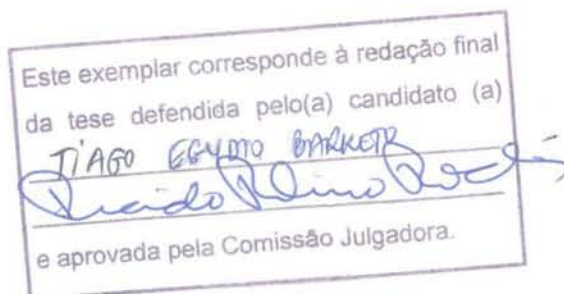
UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

INSTITUTO DE BIOLOGIA



Tiago Egydio Barreto

**“Dinâmica de 10,24 ha de um trecho de floresta estacional
semidecidual, Gália - Alvilândia, SP, Brasil”**



Tese apresentada ao Instituto de Biologia, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Biologia Vegetal.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues

Co-orientadora: PqC. Dr^a. Maria Teresa Zugliani Toniato

Campinas, 2009

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA – UNICAMP**

B275d	Barreto, Tiago Egydio Dinâmica de 10,24ha de um trecho de floresta estacional semidecidual, Gália – Alvinlândia, SP, Brasil / Tiago Egydio Barreto. – Campinas, SP: [s.n.], 2009. Orientadores: Ricardo Ribeiro Rodrigues, Maria Teresa Zugliani Toniato. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia. 1. Mudanças climáticas. 2. Grupos ecológicos. 3. Parcelas permanentes. 4. Estação Ecológica dos Caetetus, Gália e Alvinlândia, SP. I. Rodrigues, Ricardo Ribeiro. II. Toniato, Maria Teresa Zugliani. III. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. IV. Título. (rcdt/ib)
--------------	---

Título em inglês: Dynamics of 10,24ha of the section of Seasonal Semideciduous Forest, Gália-Alvinlândia, SP-Brazil.

Palavras-chave em inglês: Climate change; Ecological groups; Permanent plots; Estação Ecológica dos Caetetus, Gália e Alvinlândia, SP, Brazil.

Área de concentração: Biologia Vegetal.

Titulação: Mestre em Biologia Vegetal.

Banca examinadora: Ricardo Ribeiro Rodrigues, Flavio Antonio Maës, Natalia Macedo Ivanauskas.

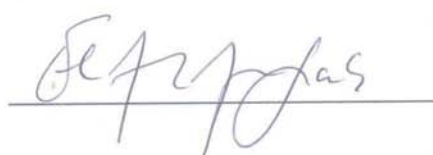
Data da defesa: 03/08/2009.

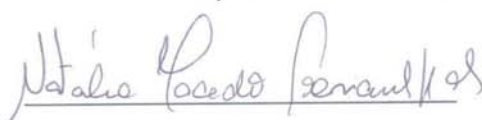
Programa de Pós-Graduação: Biologia Vegetal.

Campinas, 3 de agosto de 2009.

Banca examinadora

Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues (orientador) 

Prof. Dr. Flavio Antonio Maes dos Santos 

PqC. Dra. Natália Macedo Ivanauskas 

Prof. Dr. Rafael Santos Oliveira _____

Prof. Dr. Sergius Gandolfi _____

Ao Mestre Jesus,
Por nos mostrar o verdadeiro
poder dessa vida:
O AMOR....

Agradecimentos

Ao Prof. Ricardo Ribeiro Rodrigues, pela orientação, amizade e confiança.

À Maria Teresa Zugliani Toniato, pela co-orientação e por todas as etapas que passamos juntos na elaboração desta tese. Matê....MUITO OBRIGADO!!

A Capes, pela bolsa e à FAPESP pelo financiamento do projeto temático Parcelas Permanentes.

Aos membros da banca e pré-banca, Flavio Antônio Mães dos Santos, Natália Macedo Ivanauskas, Sergius Gandolfi e Rafael Santos Oliveira pelas sugestões e correções desta tese.

Ao Prof. João Luis Ferreira Batista pela grande ajuda com as análises.

Ao corpo docente da UNICAMP.

À ESALQ, pelo uso da estrutura.

Ao funcionário da ESALQ Francisco Carlos Antonioli pelo apoio e amizade.

À secretaria do Programa de Biologia Vegetal Maria Roseli de Melo, obrigado pelo apoio com as questões burocráticas do Mestrado.

À Adriana Martini, muito obrigado pela ajuda com as referências, pelo exame de qualificação e pelo apoio nos momentos difíceis.

Ao Prof. Sergius novamente, pelas conversas sobre dinâmica de florestas e pelas boas risadas no LERF.

Ao André Nave, pela amizade e pelo apoio na vida profissional. Valeu!!

Aos amigos de jornada do LERF, pelo apoio, pelos cafés da tarde na escada e pela amizade.

Aos companheiros de Caetetus (Seu Teodoro, Pingüim e D. Célia)....Valeu!!! A Matê não é minha companheira de Caetetus....É minha cúmplice...Obrigado por dividir os carrapatos, bernes e ajudar neste interminável trabalho!!!

Aos amigos do Instituto Florestal (Geraldinho, Flaviana e Tathy)...Tathy, muito obrigado pelo apoio, te admiro muito...

Aos queridos companheiros de longas datas, (Cris, Chapolim, Pinga, Bernardo, Alê, Frito e suas respectivas digníssimas) até a próxima varanduva...

Aos amigos da República Tangamandápio Sombrão, Pitu, Zero, Bizungão, Suicida, André, Xurume, Tubaina, Kaska e Calota.

Ao casal Edson e Marilda, pela amizade e por caminharmos ao mesmo rumo.

À família Cella (Jonas, Carol, Lucas, Amanda, Priscila e André), (Zezé e Roberto), (Melissa, Ricardo, Bruninha e Samantha), (Juliano, Claudia, Huguinho e pequeno Levi), (Luciano, Samira, Kevin e pequeno Pietro) e (Zé e Marta), pela amizade, pelo carinho e por ajudar a tornar o Instituto Fraternidade de Jesus algo concreto.

À Família do Céu Nossa Senhora da Conceição, obrigado pelo ensinamento do: é simples assim.

À Família Barreto. Vó Olga, agora que entreguei a Tese eu vou te ver, viu! Até mais. Tios e primos um abraço a vocês.

À Família Egydio...Tios, primos...Saudades de vocês.

À minha Sogra querida D. Glória, a minha cunhada Silvana, ao meu concunhado Bruno e a minha sobrinha linda, pequena Bia....Obrigado pela força. Amo vocês.

À minha mãezinha linda.... -Ai, ai. O que seria de mim sem você. Te amo muito.

Ao meu pai....Obrigado....Te amo também.

Aos meus irmãos queridos Ana e Rodrigo...Obrigado por toda essa vida. Amo vocês.

À minha cunhada Núria e ao meu irmão, por trazerem mais uma integrante a nossa família...Pequena Isa seja bem-vinda. Se o papai e a mamãe encherem muito sua paciência pode vir passar umas férias aqui com o Tio...kkkk.

E agradeço especialmente e dedico este trabalho:

A minha ROSA, que alegra meus dias e deixa minha vida mais feliz.

Esse trabalho não seria possível sem você.

Te amo....

Índice

Resumo	1
Abstract	2
1. Introdução	3
2. Material e métodos	8
2.1. Localização e caracterização da área de estudo.....	8
2.2.1 Dados abióticos da parcela permanente	11
2.2.1.1 Solos	11
2.2.2.2 Dados climáticos e condições meteorológicas de quatro anos (2002- 2005) da Estação Ecológica dos Caetetus	12
2.3 Os fortes ventos que atingiram a parcela.....	13
2.4. Coleta de dados.....	14
2.5. Análise dos dados	14
2.5.1 Estimativas dos descritores de mortalidade e recrutamento	14
2.5.2 Crescimento	16
2.5.3 Grupo ecológico	16
2.5.4 Estrato florestal	17
2.5.6. Modelo com interação das variáveis	20
3. Resultados.....	22
3.1. Descritores da Estrutura e Dinâmica Florestal	22
3.1.1. Descritores da Estrutura Florestal	22
3.1.2. Taxa de turnover da floresta	24
3.2. Estrutura, mortalidade, recrutamento e taxa de turnover da floresta em função dos grupos ecológicos e dos estratos.....	28
3.2.1. Comunidade.....	28

_____ 3.2.1.1. Estrato inferior	30
_____ 3.2.1.2. Estrato superior.....	32
_____ 3.3. Modelo de mortalidade no nível de indivíduo.....	34
4. Discussão	37
5. Conclusões.....	37
Referências bibliográficas	46

“Dinâmica de 10,24 ha de um trecho de floresta estacional semidecidual, Gália - Alvilândia, SP, Brasil”

Resumo

Poucas mudanças são esperadas na dinâmica de florestas em um curto período de tempo. No entanto, padrões climáticos atípicos estão sendo observados, gerando alterações nos regimes de precipitação e formação de tornados ou fortes ventos, possivelmente em conseqüências das mudanças climáticas globais. Estes eventos podem gerar mudanças imediatas na dinâmica de florestas. Neste trabalho, avaliamos a dinâmica de uma comunidade florestal em um intervalo de 2 anos, em uma parcela permanente de 10,24 ha, atingida por fortes ventos no ano de 2002, anteriormente ao primeiro censo. Os levantamentos foram realizados nos anos de 2002/2003 e 2004/2005, amostrando todos os indivíduos com diâmetro na altura do peito (DAP) $\geq 4,78$ cm. Os resultados mostraram que neste curto intervalo, a taxa de mortalidade foi de $2,33\% \text{ano}^{-1}$ e a taxa de recrutamento foi de $3,68\% \text{ano}^{-1}$. Houve incremento significativo em área basal ($Z = 2,60$; $P < 0,01$) e em densidade ($Z = 2,60$; $P < 0,01$) para os indivíduos do estrato inferior. Também, detectou-se aumento significativo em densidade para as espécies típicas de sub-bosque ($Z = 1,99$; $P = 0,025$), pioneiras ($Z = 2,29$; $P = 0,01$) e secundárias tardias ($Z = 1,71$; $P = 0,045$). Houve redução significativa nos valores de densidade para os indivíduos do estrato superior ($Z = 2,60$, $P < 0,01$). Conclui-se, portanto, que este trecho de floresta teve altos valores em seus descritores de dinâmica em comparação com outros estudos realizados em outras florestas tropicais. Possivelmente esses valores encontrados estejam relacionados com os fortes ventos que atingiram a parcela permanente.

Palavras chaves: mortalidade; recrutamento; modelo de mortalidade; grupo ecológico; mudanças climáticas.

**“Dynamics of 10,24ha of the section of Seasonal Semideciduous Forest, Galia-
Alvilândia, SP - Brazil.**

Abstract

Short-term changes in the dynamics of forests are low. Atypical weather patterns, however, have been causing changes in precipitation regimes and generating hurricanes or strong winds. These events are possible consequences of global climate change and could cause short-term changes in the dynamics of forests. In this study, we evaluated the dynamics of a forest community during two 2-years period census (from 2002 to 2003 and from 2004 to 2005) in a permanent plot of 10.24 ha, affected by strong winds in 2002 before (the first census). We measured individuals with diameter breast height (DBH) ≥ 4.78 cm. The mortality rate was $2.33\%.\text{year}^{-1}$ and the recruitment rate was $3.68\%.\text{year}^{-1}$. There was significant increase in basal area ($Z = 2,60$; $P < 0,01$) and in density ($Z = 2,60$; $P < 0,01$) for the individuals of the low stratum. Moreover, significant increase in density was found for species typical of understory ($Z = 1,99$; $P = 0,025$), pioneers ($Z = 2,29$; $P = 0,01$) and late colonizing ($Z = 1,71$; $P = 0,045$). Significant decrease in density was found for the individuals of the high stratum ($Z = 2,60$, $P < 0,01$). We conclude that this section of forest has high values in their dynamic descriptors, when compared to other studies in other tropical forests. These results are possibly related to the strong winds that occurred in the permanent plot.

Key words: mortality, recruitment, mortality model, ecological groups, climate change.

1. Introdução

A prática de marcar, contar e medir indivíduos e periodicamente recontá-los para inferir mudanças ocorridas nas populações é um procedimento comum para muitos estudos ecológicos (Begon *et al* 1996, Krebs 1999). Essa prática tem se desenvolvido nos censos realizados em parcelas permanentes, delimitando-se uma área onde cada indivíduo é marcado, considerando-se um critério de inclusão pré-estabelecido. Assim, nos procedimentos de recontagem e de remediação das plantas, são obtidas informações dos indivíduos sobreviventes, dos que morreram no período e dos ingressantes, que durante o intervalo entre as avaliações atingiram o critério de inclusão determinado (Lewis *et al.* 2004a).

Em estudos de dinâmica de florestas, estas informações são sumarizadas pelos descritores demográficos, expressos pelas taxas de mortalidade, recrutamento e *turnover* (Phillips *et al.* 1994; Sheil & May 1996). As comparações desses descritores entre si e entre diversos estudos são de fundamental importância para o entendimento da dinâmica das florestas (Lewis *et al.* 2004a).

O acompanhamento temporal da dinâmica florestal em larga escala, realizado por meio de parcelas permanentes, tem se mostrado muito eficiente e promissor para o entendimento das possíveis causas da mortalidade, recrutamento e do crescimento das árvores. O entendimento do funcionamento das florestas tropicais, associando estes aos componentes do ecossistema ou às alterações causadas nele pela ação humana, é um passo importante a ser dado pelos estudiosos de ecologia de todo o mundo (Parker & Pickett 1999, Lewis *et al.* 2004a).

Esses estudos também são considerados essenciais para o manejo e conservação de espécies, restauração das formações florestais e para estabelecer indicadores de

avaliação e monitoramento dos remanescentes florestais e das áreas restauradas (Whitmore 1989, Condit 1995, Tomás 1996, Rodrigues *et al.* 2009).

Nas últimas décadas, resultados de estudos de monitoramento de florestas tropicais têm demonstrado diferentes tendências no que diz respeito aos descritores demográficos, destacando principalmente o aumento nas taxas de mortalidade e recrutamento (Baker *et al.* 2004, Lewis *et al.* 2004b, Phillips *et al.* 2004).

A maior parte dos dados ecológicos existentes sobre as florestas tropicais foram gerados nos últimos 30 anos (Clark 2007), coincidindo com muitas evidências acumuladas, que apontam que os trópicos têm experimentado uma grande e direcional mudança no clima e na atmosfera nesse mesmo período. Sugere-se que esta seja a causa das mudanças nos valores encontrados nos resultados dos descritores demográficos (Condit *et al.* 1996, Clark *et al.* 2003, Phillips *et al.* 2004). Os ecossistemas estariam respondendo a essas mudanças no clima e na atmosfera, particularmente ao aumento da concentração de dióxido de carbono na atmosfera, entrada de nitrogênio, elevação da temperatura e alterações nos padrões de chuva e ventos (Lewis *et al.* 2004a).

Algumas dessas mudanças podem ser evidenciadas em estudos como o de Clark *et al.* (2003), que encontraram diminuição na produtividade primária ao longo de um gradiente de temperatura e demonstraram que as árvores de dossel foram as mais afetadas. Condit *et al.* (1996) avaliaram que, com o aumento dos períodos de sazonalidade no clima, está ocorrendo mortalidade seletiva em setores da floresta. Phillips & Gentry (1994) e Phillips *et al.* (2004) apontara para o aumento das taxas de *turnover* e de incremento em área basal durante as últimas décadas. Condit *et al.* (2004) encontraram menor mortalidade em florestas estacionais do que em florestas ombrófilas ao longo de um gradiente de precipitação, apontando também para maior crescimento das árvores dos estratos inferiores das florestas estacionais.

É razoável esperar que as florestas tropicais possam responder a essas mudanças direcionais em um intervalo de tempo muito curto (Lewis *et al.* 2004a). Temperatura, precipitação, CO₂ atmosférico e radiação (direta e indireta) são fatores que afetam a fotossíntese e/ou a respiração, e isso pode acarretar alterações no balanço da interação carbono-plantas (Clark 2007). Outras consequências, como alterações nos regimes de precipitação, gerando períodos de secas pronunciadas ou excesso de chuva, e também formação de tornados ou fortes ventos, podem provocar mudanças imediatas nas florestas tropicais.

Essas mudanças podem ocasionar muitos impactos em aspectos da performance das plantas, como mortalidade, recrutamento, crescimento, reprodução e fenologia (Clark 2007). Outros efeitos relacionados, como mudança da composição florística e grandes alterações na produtividade primária das florestas tropicais, também podem ser esperados (Clark 2007).

Já é perceptível a consequência das alterações climáticas nas florestas tropicais (Clark *et al.* 2003, Phillips *et al.* 2004). Entretanto, para que ocorram mudanças na composição florística é necessário que determinadas espécies respondam de forma diferente às alterações no clima, o que acarretaria em diferentes probabilidades de mortalidade, sobrevivência e de estabelecimento no ambiente.

Porém, segundo a teoria neutra de Hubbell (1997, 2001, 2005) a organização da comunidade ao longo do tempo e espaço é explicada pela equivalência competitiva entre as espécies. Isso implica em que não haveria espécie com maior ou menor habilidade competitiva, mas as diferenças encontradas em cada espécie seriam ecologicamente neutras. Consequentemente, a organização da comunidade seria guiada por eventos demográficos estocásticos, resultando em deriva genética no tempo e no

espaço. Assim, cada indivíduo de uma comunidade teria probabilidade igual a todos os demais de morrer e se estabelecer.

Entretanto, segundo Sheil *et al.* (1995), Williamson *et al.* (2000), Segura *et al.* (2003) e Phillips & Gentry (2004), existe uma heterogeneidade no padrão de mortalidade e recrutamento de cada população e essa diferença ocorre de acordo com a variação do ambiente físico e das características intrínsecas dessas populações. Dessa forma, é esperado que as populações de florestas tropicais tenham desempenho diferenciado em função das alterações climáticas e dos eventos pontuais, como fortes secas e fortes ventos, e, sendo assim, a composição florística de cada comunidade pode ser um fator que guie a dinâmica das florestas tropicais (Chao *et al.* 2008).

Indivíduos de dossel das florestas tropicais são os mais atingidos por estas alterações. Leighton & Wirawan (1986) e Condit *et al.* (1995), estudando impactos do fenômeno El-Niño nas florestas tropicais do Panamá e Bornéu, respectivamente, encontraram estreita relação da mortalidade com o tamanho das árvores, sendo as árvores de dossel as mais vulneráveis a eventos climáticos, como as fortes secas ocorridas em 1982. Melo *et al.* (2006), Santos *et al.* (2008), Oliveira *et al.* (2008) e Tabarelli *et al.* (2008), apontaram que as espécies de maior porte das florestas tropicais são as mais atingidas pelos efeitos da fragmentação. Whitmore (1978) e Bazzaz & Pickett (1980) também apontaram a ação de ventos fortes, temporais e raios como causadores da queda de grandes árvores. De acordo com esses trabalhos, como consequência desse rompimento da estrutura do dossel da floresta, ocorre a formação das clareiras, que podem ter diferentes tamanhos, dependendo da intensidade do evento.

A abertura de clareiras no dossel florestal desencadeia uma série de mudanças ambientais na floresta, como aumento da intensidade de luz, alterações da qualidade espectral da luz, aumento das temperaturas do ar e do solo, oscilações mais intensas de

temperatura, redução da umidade relativa do ar e da umidade da superfície do solo (Hartshorn 1978, Whitmore 1978, Silva 1989, Martins & Rodrigues 2002).

Segundo Bazzaz e Picket (1980), pequenas clareiras favorecem a regeneração avançada de espécies tolerantes à sombra. Por outro lado, clareiras muito grandes podem desencadear maior mortalidade de espécies desse grupo, devido aos danos físicos provocados pela queda da árvore; ao estresse fisiológico em consequência do aumento da luminosidade e da temperatura do ar; à redução da umidade do ar e do solo; e à herbivoria e competição com espécies pioneiras que são favorecidas na recolonização destes espaços (Barton 1984, Brandani *et al.* 1988, Tabarelli 1997).

Assim, com o impacto de fortes ventos em uma floresta tropical, é esperado que hajam alterações microclimáticas nas condições físicas do ambiente, como por exemplo, nos aspectos relacionados à disponibilidade, qualidade e quantidade de luz no interior da floresta. Isso pode acarretar diferentes padrões de mortalidade, recrutamento e crescimento dos indivíduos dos diferentes grupos funcionais e dos diferentes estratos das florestas, mudando aspectos da estrutura e da composição da comunidade.

O objetivo deste estudo foi avaliar e comparar com outros estudos os descritores demográficos taxas de mortalidade, recrutamento e *turn-over* de uma floresta estacional semidecidual, num intervalo de dois anos. Sendo conhecida a ocorrência de fortes ventos que atingiram a área de estudo anteriormente ao início dos censos, procurou-se responder às seguintes questões:

1. Houve mortalidade diferenciada nos estratos da floresta?
2. Houve mortalidade diferenciada para os diferentes grupos ecológicos?
3. O recrutamento ocorreu de forma diferenciada para os grupos ecológicos?
4. Houve incremento em área basal para a comunidade? Houve incremento diferenciado em área basal para os diferentes estratos da floresta?
5. Houve incremento populacional diferenciado para as espécies pioneiras e não pioneiras?

2. Material e métodos

2.1. Localização e caracterização da área de estudo

Este estudo foi desenvolvido na Estação Ecológica dos Caetetus (EEC), que possui área contínua de 2178,84 ha, situada nos municípios de Gália e Alvilândia, estado de São Paulo, entre as coordenadas geográficas (22° 41' e 22° 46' S e 49° 10' e 49° 16' W), na bacia hidrográfica do Médio Paranapanema. O clima local, segundo a classificação de Köppen, é Cwa, mesotérmico de inverno seco, com temperaturas inferiores a 18°C no inverno e superiores a 22°C no verão. No mês mais seco o total da precipitação não passa de 30 mm, atingindo a precipitação anual de 1.100 a 1.700 mm. A altitude varia entre 520 e 680m (Tabanez *et al.* 2005).

A EEC caracteriza-se como um grande remanescente de floresta estacional semidecidual do Planalto Ocidental do estado de São Paulo. Esta formação florestal revestia originalmente parte do Planalto Paulista, a Depressão Periférica, a Cuesta Basáltica e parte do Planalto Ocidental do interior paulista, restando apenas 6% da sua constituição original. Hoje esta formação florestal é uma das mais ameaçada do estado

de São Paulo, devido à sua fragmentação como consequência de alterações antrópicas (Tabanez *et al.*2005).

Este remanescente florestal foi enquadrado como área de preservação quando da ocupação agrícola da Fazenda Paraíso, tendo passado a ser propriedade do Estado em 1976, sendo efetivada como estação ecológica pelo Decreto Estadual no 26.718, de 6 de fevereiro de 1987 (Tabanez *et al.*2005). Segundo relatos históricos, a área nuclear da floresta, classificada fisionomicamente como floresta primária alta, não sofreu qualquer tipo de exploração antrópica, até pela dificuldade de acesso decorrente da topografia acidentada (Tabanez *et al.*2005).

2.2. A Parcela Permanente

A EEC foi uma das áreas contempladas no projeto “Diversidade, dinâmica e conservação de florestas no Estado de São Paulo: 40 hectares de parcelas permanentes”, financiado pelo programa BIOTA/FAPESP, no ano de 2001.

No ano de 2002 foi iniciada a instalação da parcela permanente num trecho bem preservado da Estação, locada na porção central da EEC, entre as coordenadas geográficas: 22° 30'S e 49° 55'W (figura 1). A parcela tem uma área de 10,24 hectares, disposta em um quadrado de 320 X 320m e subdividida em 256 subparcelas de 20m x 20m.

O primeiro censo foi realizado entre os anos de 2002 e 2003 e o segundo censo entre 2004 e 2005. Com relação à comunidade vegetal, no censo realizado nos anos de 2002/2003 foram encontrados 11.739 indivíduos vivos e no censo realizado nos anos de 2004/2005 foram encontrados 12039 indivíduos vivos, com DAP $\geq$ 4,78cm a 1,30m do solo. Destaca-se que deste total de indivíduos 95 deles apresentaram inconsistências em

seus valores, provavelmente fruto de erros de digitação. Dessa forma, foram considerados para realização deste estudo apenas 11644 indivíduos no primeiro censo e 11944 no segundo censo. Para ambos os censos foram encontrados 111 gêneros e 52 famílias botânicas. Foram encontradas 148 espécies no primeiro censo e 147 no segundo, sendo que somente a espécie *Solanum pseudoquina* A.St.Hil. não foi amostrada neste último censo.

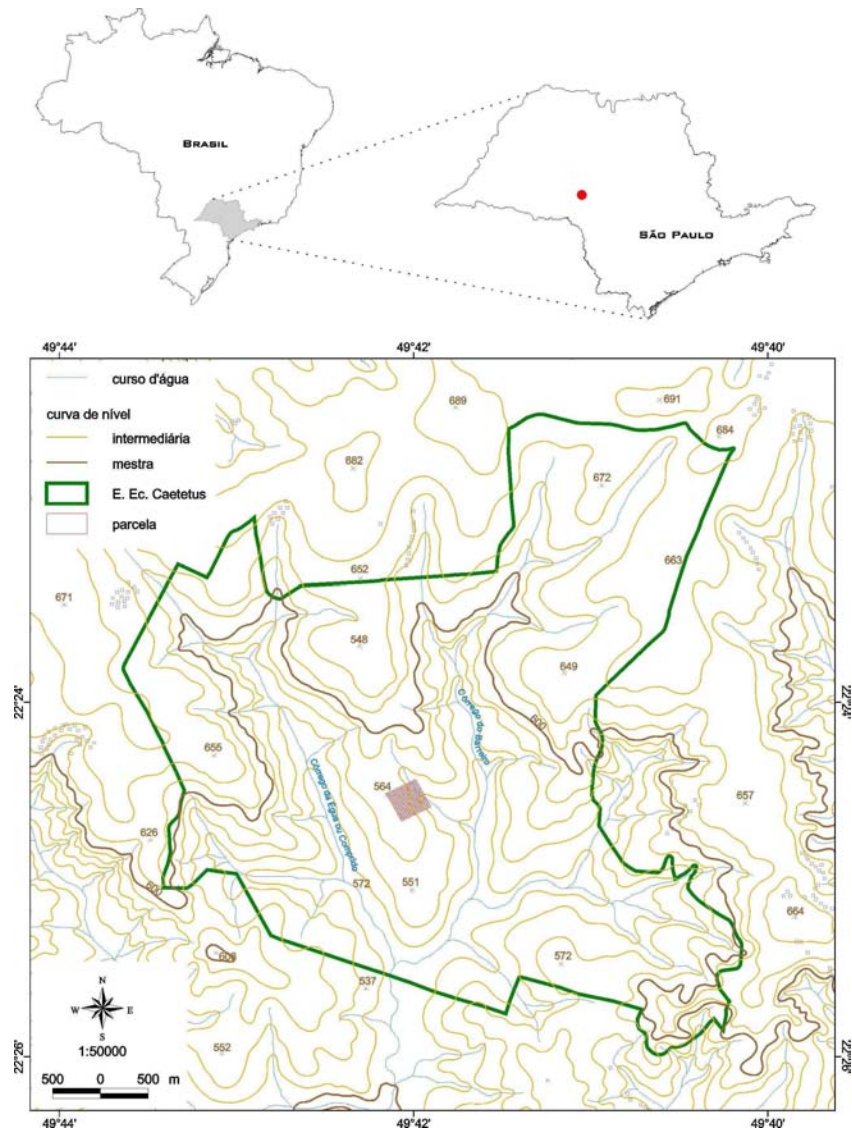


Figura 1. Mapa da Estação Ecológica de Caetetus (E.E.C.), indicando a localização da parcela permanente. Fonte: Instituto Florestal do Estado de São Paulo.

As espécies mais abundantes encontradas na parcela permanente, em ambos os censos, foram: *Metrodorea nigra* A. St.-Hill (Rutaceae), *Aspidosperma polyneuron* Mull Arg. (Apocynaceae), *Ocotea indecora* (Schott.) Mez (Lauraceae), *Centrolobium tomentosum* Guillemain ex. Benth. (Fabaceae/Faboideae), *Croton floribundus* Spreng. (Euphorbiaceae), *Trichilia clausenii* C. DC. (Meliaceae), *Trichilia catigua* (Meliaceae), *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glasman (Arecaceae), *Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl. (Rutaceae) e *Chrysophyllum gonocarpum* (Mart. & Eichler) Engl. A espécie *M. nigra* destacou-se pela sua elevada abundância, sendo representada por aproximadamente 40% de todos os indivíduos amostrados na parcela (Souza 2007).

2.2.1 Dados abióticos da parcela permanente

2.2.1.1 Solos

Os solos predominantes na parcela (figura 2) são o Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico arênico epieutrófico, Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico abrupto arênico, Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico abrupto, Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico abrupto espessarênico, Gleissolo Háptico Ta eutrófico vértico (Torrado *et. al.* 2006).

A análise de transectos nos diferentes tipos de solos mostrou dois compartimentos bem distintos: A) Argissolos - ocupando as posições de topo e início e meio da meia encosta, onde dominam solos bem drenados, que se caracterizam por apresentar um gradiente textural abrupto, ou seja, horizontes mal estruturados que apresentam textura média arenosa a arenosa até a profundidade de 100cm e logo abaixo horizontes bem estruturados com textura média argilosa e; B) Gleissolo - que ocupa a posição de final da meia encosta, onde dominam solos que apresentam restrições de

drenagem nos horizontes mais profundos e também gradientes texturais abruptos entre os horizontes superficiais e sub-superficiais (Torrado *et. al.* 2006).

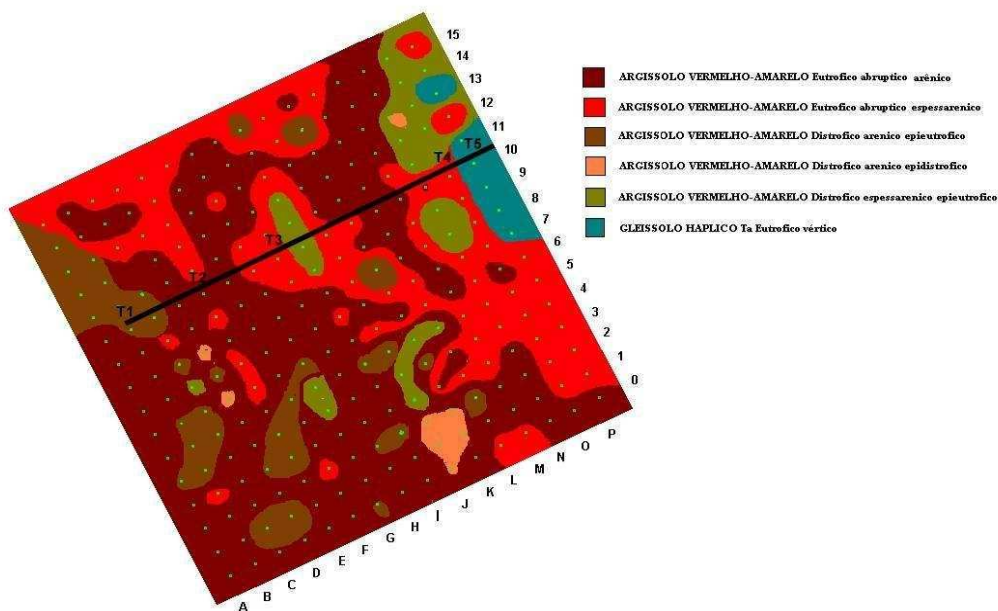


Figura 2: Tipos de solos encontrados na parcela permanente de Caetetus, Gália – SP.

2.2.2.2 Dados climáticos e condições meteorológicas de quatro anos (2002-2005) da Estação Ecológica dos Caetetus

Com o objetivo de caracterizar detalhadamente as condições macroclimáticas, efetuou-se levantamento de dados meteorológicos médios (Normais Climatológicas) da localidade onde foi instalada a parcela permanente, no período de 11/2003 a 8/2005.

Nessa região, foram observadas, ao longo do referido período, temperaturas médias diárias oscilando entre 8,6 e 30,0°C. As temperaturas extremas variaram bastante na região, o que é uma característica de locais sob influência da continentalidade. As temperaturas mínimas oscilaram entre 2,2 e 22,0°C, enquanto que as máximas variaram entre 16,1 e 38,8 °C (Destefani *et al.*2006).

As chuvas foram bastante variáveis, atingindo ocorrência máxima diária de 128,8 mm. Concentraram-se nos meses de outubro a março, porém precipitações frequentes foram observadas nos demais meses, especialmente do ano de 2004 (Destefani *et al.*2006). O resumo dos parâmetros meteorológicos encontrados na parcela permanente da EEC durante o período em que foram realizados os censos (2003-2005) é apresentado na tabela 1

Tabela 1. Condições climáticas na E.E. dos Caetetus, no período de 01/11/2003 a 31/08/2005.

Local	Tmed	Tmax	Tmin	TMA	TmA	UR	PMA	Qg	RFA	PAR/Qg	VV	DV
	(oC)	(oC)	(oC)	(oC)	(oC)	(%)	(mm)	(MJm-2d-1)	(MJm-2d-1)		(ms-1)	
E.E.Caetetus	20,9	28,1	15,9	38,8	2,2	74,1	1072	18,1	6,5	0,36	1,0	SE

Tmed = temperatura média do ar; Tmax = temperatura máxima média do ar; Tmin = temperatura mínima média do ar; TMA = temperatura máxima absoluta; TmA = temperatura mínima absoluta; UR = umidade relativa média do ar; PMA = Precipitação média anual no período, Qg = radiação solar global média; PAR = radiação fotossinteticamente ativa média; VV = velocidade média do vento; DV = direção predominante do vento (Destefani *et al.*2006).

2.3 Os fortes ventos que atingiram a parcela

Na noite de 19 para 20 de maio de 2002, foi observado um evento natural de maior intensidade que atingiu a região da Estação Ecológica dos Caetetus (EEC). Foram registrados neste dia chuvas torrenciais e rajadas de vento muito fortes, que provocaram a quebra e o tombamento de diversas árvores (Rocha 2003). É importante esclarecer que neste período a parcela permanente já estava instalada e todos os indivíduos já tinham sido plaqueados, porém, ainda não medidos e apenas alguns identificados. Portanto, anteriormente a este evento, é sabido que existiam 12.783 indivíduos vivos com (DAP) $\geq 4,78\text{cm}$ a 1,30 m do solo (Rodrigues *et al.* 2002). E, ao final do primeiro levantamento, em junho de 2003, são encontrados apenas 11.739 indivíduos vivos com identificação e medidas de perímetro.

2.4. Coleta de dados

O critério de inclusão dos indivíduos que foram amostrados em ambos os levantamentos (2002/2003 e 2004/2005) dessa comunidade arbórea foi Diâmetro na Altura do Peito (DAP) $\geq 4,78\text{cm}$ a 1,30 m do solo. Todos os indivíduos foram plaqueados, medidos, georreferenciados e tiveram suas alturas estimadas. No segundo levantamento (2004/2005) foram registrados os indivíduos que morreram no período entre os censos. Os indivíduos sobreviventes tiveram seus diâmetros e alturas remedidos. Os indivíduos ingressantes (aqueles que atingiram o limite de inclusão no intervalo entre as medições) foram amostrados e tiveram material botânico coletado para posterior identificação, assim como os indivíduos do primeiro levantamento que permaneciam sem identificação.

Os indivíduos ingressantes (com DAP $\geq 4,78\text{cm}$) foram amostrados segundo a mesma metodologia da primeira medição, e receberam uma numeração própria, visando registrar em qual censo o indivíduo foi incorporado ao levantamento. As árvores do censo anterior não encontradas foram consideradas mortas, segundo o critério adotado por Bertani *et al.*(2001). As árvores recrutadas foram mapeadas dentro das subparcelas, da mesma forma como as do primeiro levantamento (Rodrigues *et al.* 2002).

2.5. Análise dos dados

2.5.1 Estimativas dos descritores de mortalidade e recrutamento

Neste estudo foram usadas as equações normalmente empregadas para o cálculo da mortalidade, recrutamento e para o crescimento populacional. Assim, t foi considerado o intervalo de tempo entre os censos. O número de indivíduos vivos para a comunidade para o tempo 0 e para o tempo 1 foi n_0 e n_1 , respectivamente. O número de indivíduos sobreviventes para o tempo 1 foi S_1 e assim o número de indivíduos

recrutados foi $n_1 - S_1$. As taxas demográficas foram definidas como uma taxa de crescimento constante da população, calculando a mortalidade a partir da equação exponencial:

$$m = (\ln(n_0) - \ln(S_1))/(t); \text{ (Sheil } et al. 1995); \quad (1)$$

o recrutamento a partir da equação exponencial:

$$i = (\ln(S_1) - \ln(n_1))/(t); \text{ (Sheil } et al. 1995);, \quad (2)$$

e o crescimento populacional (turnover) a partir da equação exponencial:

$$r = (\ln(S_1) - \ln(S_0))/(t); \text{ ou } r = i - m \text{ (Sheil } et al. 1995). \quad (3)$$

a taxa de (turnover) também foi calculada segundo a equação sugerida por Phillips & Gentry. (1994):

$$r = (m + i)/2; \quad (4)$$

Considerando as potenciais variações que ocorrem na comunidade em longos intervalos de tempo e as possíveis conseqüências causadas por estas variações nas taxas demográficas descritas em Sheil *et al.* (1995), foi adotado o fator de correção sugerido por Lewis *et al.* (2004a), que consiste na multiplicação dos valores obtidos nas taxas demográficas (m , i e r) pelo intervalo de tempo elevado ao fator de correção ($t^{0,08}$). Esse fator de correção foi sugerido para possibilitar comparações entre estudos realizados em diferentes intervalos de tempo.

Foram também calculadas as taxas de mortalidade considerando diferentes classes de diâmetro, com a finalidade de avaliar se a mortalidade foi dependente do tamanho dos indivíduos. Para dividir os indivíduos em classes diamétricas foi utilizado o critério adotado por Condit *et al.* (1999).

Foram comparados os valores encontrados para os censos de densidade e área basal para as diferentes classes diamétricas utilizando o teste de Wilcoxon (Zar 1984).

2.5.2 Crescimento

Para avaliar o crescimento em número de indivíduos, área basal por indivíduo ($\text{m}^2.\text{ind}^{-1}$) e área basal por hectare no período, foi utilizado o teste de Wilcoxon (Zar 1984). Também foram avaliados os mesmos parâmetros considerando somente os indivíduos sobreviventes.

Também foi avaliado a taxa de crescimento para caules, independente da espécie, utilizando a equação proposta por Feeley (2007):

$$RGR_{\text{geral}} = [\ln(AB_1) - \ln(AB_0)]/(t);$$

2.5.3 Grupo ecológico

Para separação das espécies em grupos ecológicos foram selecionadas as espécies que continham 20 indivíduos ou mais na área amostral. Estas espécies foram classificadas em (pioneira, secundária inicial, secundária tardia). As espécies típicas de sub-bosque foram mantidas em um grupo à parte, em função da dificuldade de caracterização sucessional desse estrato. As espécies que não puderam ser classificadas, por deficiência de informações, foram definidas como não caracterizadas.

Para classificar as espécies nestas categorias foi utilizado o estudo de Destefani (2005), que classificou os indivíduos encontrados na parcela quanto à deciduidade e aos grupos ecológicos e também foi solicitada ajuda de taxonomistas.

Para avaliar se as taxas de mortalidade ocorridas em cada grupo ecológico foram significativamente maior ou menor do que o esperado foi realizado um teste de qui-quadrado entre o número observado de mortos de cada grupo ecológico, e o número esperado de mortos (M_{esp}), obtido através da taxa de mortalidade para comunidade. Esta taxa foi calculada considerando-se a soma dos dados de mortalidade das espécies de todos os grupos ecológicos conjuntamente (Martini 1996).

Utilizou-se um teste de qui-quadrado para avaliar se as espécies das diferentes categorias sucessionais apresentaram diferenças entre si nas taxas de recrutamento. Foram comparados o número observado de indivíduos ingressantes de cada uma das diferentes categorias sucessionais e o número esperado (i_{esp}) obtido através da taxa de recrutamento calculada, considerando-se a soma dos dados de recrutamento das espécies de todos os grupos ecológicos conjuntamente (Martini 1996).

Para avaliar se a mortalidade, o ingresso e a taxa de crescimento dos indivíduos no período de tempo provocaram alteração nos valores de densidade e área basal, na população de cada grupo ecológico entre t_0 e t_1 , foi utilizado o teste de Wilcoxon (Zar 1984).

2.5.4 Estrato florestal

Posteriormente à categorização das espécies em grupos ecológicos, a comunidade foi dividida em dois estratos: superior e inferior. Foi estabelecido como critério para essa divisão, a classe diamétrica onde foi encontrado menos de 1% de indivíduos de espécies típicas do sub-bosque, que correspondeu à classe diamétrica com $DAP \geq 30\text{cm}$, definida como estrato superior. Por conseguinte, ficaram determinados como pertencentes ao estrato inferior os indivíduos com $DAP < 30\text{ cm}$.

Não foi utilizada a altura para separação em estratos, pelo fato de que os dados referentes às alturas não foram obtidos por medição e sim por estimativas. Além disso, as estimativas foram realizadas por pessoas diferentes o que pode gerar diferenças de critérios para obtenção das mesmas.

Foram avaliados, para cada estrato e para cada grupo ecológico, os parâmetros de mortalidade e se houve diferença nos valores de densidade em área basal para N_0 e N_1 , foi utilizado o teste de Wilcoxon (Zar 1984).

Para avaliar se as taxas de mortalidade em cada estrato e em cada grupo ecológico foram diferentes, foi realizado um teste de qui-quadrado entre o número observado de mortos de cada grupo ecológico, e o número esperado de mortos (M_{esp}). Este valor foi obtido para cada estrato, através da taxa média de mortalidade, calculada considerando-se a soma dos dados de mortalidade das espécies de todos os grupos ecológicos conjuntamente (Martini 1996).

2.5.5 Modelo de mortalidade no nível de indivíduo

Modelos estatísticos de mortalidade no nível de indivíduo foram desenvolvidos pela regressão logística (Hosmer & Lemeshow 2000), que descrevem a probabilidade condicional P que uma árvore tem de morrer ($Y = 1$) durante um dado período de tempo, dadas as variáveis $X_1, \dots, X_n$, a partir da equação:

$$P(Y = 1 | X_1, \dots, X_n) = \frac{1}{1 + e^{[\beta_0 + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_n X_n]}}$$

Onde a função linear $\beta_0 + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_n X_n$ (é análoga para termos similares na regressão linear) é chamada de *função de ligação logit*. O parâmetro dessa regressão é estimado pela maximização logarítmica da função de verossimilhança.

A mortalidade foi modelada em função do diâmetro e de cada grupo ecológico, aplicando-se um modelo sem interação das variáveis para todos os indivíduos da comunidade.

O diâmetro das árvores no primeiro censo foi escolhido como uma primeira variável preditora da mortalidade na construção do modelo. Os grupos ecológicos foram considerados variáveis qualitativas com intuito de avaliar a influência dos grupos ecológicos na mortalidade em função do diâmetro.

Portanto, o modelo para as variáveis bióticas ficou determinado conforme segue abaixo (tabela2):

$$P(Y = 1 | X_1, \dots, X_n) = \frac{1}{1 + e^{[\beta_0 + \beta_1.d + \beta_2.I \text{ estrato}=S + \beta_3 I \text{ eco}=SB + \beta_4 I \text{ eco}=SI + \beta_5 I \text{ eco}=ST]}}$$

Onde:

d =
I estrato = S
I_{eco}=SB
I_{eco}=SI
I_{eco}=ST

DAP
Estrato inferior
grupo ecológico = Espécie do sub-bosque
grupo ecológico = secundária inicial
grupo ecológico = secundária tardia

Tabela 2. Tipos de modelos sem interação das variáveis para explicação da mortalidade no nível de indivíduo para cada estrato da comunidade florestal da Estação Ecológica de Caetetus, Gália - SP.

Grupo Ecológico	Estrato	Sub-modelo	Onde:
Pioneira	Superior	$1/(\beta_0 + \beta_1 d)$	I estrato = 0 e I _{eco} = 0
Pioneira	Inferior	$1/(\beta_0 + \beta_2) + \beta_1 d$	I estrato = 1 e I _{eco} = 0
Sub-bosque	Superior	$1/(\beta_0 + \beta_3) + \beta_1 d$	I estrato = 0 e I _{eco} SB= 1
Sub-bosque	Inferior	$1/(\beta_0 + \beta_2 + \beta_3) + \beta_1 d$	I estrato = 1 e I _{eco} SB= 1
Secundária Inicial	Superior	$1/(\beta_0 + \beta_4) + \beta_1 d$	I estrato = 0 e I _{eco} SI= 1
Secundária Inicial	Inferior	$1/(\beta_0 + \beta_2 + \beta_4) + \beta_1 d$	I estrato = 1 e I _{eco} SI= 1
Secundária tardia	Superior	$1/(\beta_0 + \beta_5) + \beta_1 d$	I estrato = 0 e I _{eco} ST= 1
Secundária tardia	Inferior	$1/(\beta_0 + \beta_2 + \beta_5) + \beta_1 d$	I estrato = 1 e I _{eco} ST= 1

2.5.6. Modelo com interação das variáveis

Posteriormente, aplicamos o modelo com interação das variáveis separadamente para cada estrato (superior e inferior), seguindo o critério citado anteriormente. Este modelo de mortalidade auxilia a avaliar se a interação das variáveis reduz o valor da probabilidade de ocorrência da mortalidade na amostra se ela estiver ocorrendo de forma aleatória.

A função *Logit* utilizada neste modelo é uma função linear. Dessa forma, a interação das variáveis é aditiva.

A equação do modelo com interação entre as variáveis ficou determinada conforme segue abaixo:

$$P(Y=1|X_1, \dots, X_9) = \frac{1}{1 + e^{[\beta_0 + \beta_1 d + \beta_2 I_{eco}=SB + \beta_3 I_{eco}=SI + \beta_4 I_{eco}=ST + \beta_5 (d I_{eco}=SB) + \beta_6 (d I_{eco}=SI) + \beta_7 (d I_{eco}=ST)]}}$$

Onde:

$d =$	DAP
$I_{eco}=SB$	grupo ecológico = Espécie do sub-bosque
$I_{eco}=SI$	grupo ecológico = secundária inicial
$I_{eco}=ST$	grupo ecológico = secundária tardia

Tabela 3. Tipos de modelos com interação das variáveis para explicação da mortalidade no nível de indivíduo para cada estrato da comunidade florestal da Estação Ecológica de Caetetus, Gália - SP.

Grupo Ecológico	Sub-modelo	Onde:
Pioneira	$1/(\beta_0 + \beta_1 d)$	$I_{eco} = 0$
Espécie do sub bosque	$1/(\beta_0 + \beta_2) + \beta_5 d$	$I_{eco} SB = 1 \quad e \quad (d.I_{eco} SB = 1)$
Secundária Inicial	$1/(\beta_0 + \beta_3) + \beta_6 d$	$I_{eco} SI = 1 \quad e \quad (d.I_{eco} SI = 1)$
Secundária tradia	$1/(\beta_0 + \beta_4) + \beta_7 d$	$I_{eco} ST = 1 \quad e \quad (d.I_{eco} ST = 1)$

3. Resultados

3.1. Descritores da Estrutura e Dinâmica Florestal

3.1.1. Descritores da Estrutura Florestal

Os valores dos descritores avaliados para a comunidade, considerando os indivíduos mortos e sobreviventes, e apenas os sobreviventes, são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Valores dos descritores gerais da estrutura da comunidade geral (mortos mais sobreviventes) e apenas para os indivíduos sobreviventes, para os dois intervalos de tempo (t_0 - 2002/2003 e t_1 - 2004/2005) nos 10,24 ha de parcela permanente na EEC.

Descritores - geral	Censos		Estatística
	t_0	t_1	valores/significância
Área basal média ($m^2.ind^{-1}$)	$0,0217 \pm 0,062$	$0,0213 \pm 0,062$	($Z=0,545$; $P = 0,29$)
DAP média ($cm.ind^{-1}$)	$12,69 \pm 10,74$	$12,60 \pm 10,58$	($Z=0,632$; $P = 0,26$)
Taxa de incremento em área basal por ano	24,73	24,84	0,22%
Densidade ($ind.ha^{-1}$)	$1.137,10 \pm 77,49$	$1.166,40 \pm 61,73$	($Z=2,395$, $P < 0,01$)
Área basal por parcela ($400m^2$)	$0,988 \pm 0,414$	$0,993 \pm 0,417$	($t=0,62$, $P = 0,27$; $Gl = 255$)
Descritores – sobreviventes			
Área basal média ($m^2.ind^{-1}$)	$0,0215 \pm 0,062$	$0,0226 \pm 0,064$	($t=10,37$, $P < 0,01$)
DAP média ($cm.ind^{-1}$)	$12,63 \pm 10,70$	$13,11 \pm 10,73$ cm	($t=25,89$, $P < 0,01$)
Taxa de incremento em área basal por ano	23,42	24,63	2,52%
Área basal por parcela ($400m^2$)	$0,937 \pm 0,409$	$0,985 \pm 0,418$	($t=10,11$, $P < 0,01$; $Gl = 255$)

Não houve diferenças significativas nos valores de área basal e DAP por indivíduo no intervalo entre as duas amostragens, nem no valor médio de área basal por parcela no intervalo de tempo. Porém, houve aumento significativo nos valores médios de densidade. Considerando somente os indivíduos sobreviventes, verificou-se aumento significativo no valor de área basal média e de DAP por indivíduo, resultando em um crescimento médio por indivíduo de $2,4 \text{ mm.ano}^{-1}$. A área basal média por parcela dos

indivíduos sobreviventes também aumentaram significativamente no intervalo entre as medições (Tabela 4).

Os indivíduos com DAP até 20 cm representara cerca de 85% do total de indivíduos e cerca de 30% dos valores de área basal nos dois censos (Tabela 5). Nota-se diminuição significativa em número de indivíduos nas classes diamétricas (de 10cm até < 100 cm) e aumento significativo na primeira classe diamétrica. O maior valor de área basal concentra-se nos indivíduos com $50 \leq CD < 100$ cm. Apenas nas duas primeiras classes diamétricas (de 4,78 cm até < 20 cm) apresentaram aumento significativo nos valores de área basal e observa-se redução significativa na quinta classe diamétrica (Tabela 5).

Tabela 5. Distribuição dos valores dos descritores da estrutura da dinâmica da comunidade por classe diamétrica para os dois intervalos de tempo nos 10,24 ha de parcela permanente na EEC. Classe diamétrica (CD), densidade (Ind. ha⁻¹ t₀ e t₁), área basal média (AB m²/ha⁻¹ t₀ e t₁) e taxa de crescimento em área basal (%) e taxa de mortalidade (λ) em %.

CD (cm)	Densidade		Estatística	Área basal		Estatística	Taxa de Cr. em AB	λ
	Ind. t ₀ (ha ⁻¹)	Ind. t ₁ (ha ⁻¹)	valor/ significância	AB t ₀ (m ² / ha ⁻¹)	AB t ₁ (m ² / ha ⁻¹)	(%)	(%)	(%)
4,78 ≤ CD < 10	634,37± 58,88	690,23± 57,16	Z=2,80; P < 0,01	2,44± 0,206	2,56± 0,21	Z=2,80; P < 0,01	2,36	1,92
10 ≤ CD < 20	334,67± 33,43	316,70± 30,78	Z=2,80; P < 0,01	5,21± 0,59	5,40± 0,53	Z=2,80; P < 0,01	1,76	2,91
20 ≤ CD < 30	100,58± 15,62	96,38± 13,25	Z=2,52; P < 0,01	4,61± 0,59	4,62± 0,59	Z=0,05; P < 0,48	0,12	2,47
30 ≤ CD < 40	32,62± 6,38	30,86± 7,12	Z=2,66; P < 0,01	3,01± 0,59	3,016± 0,68	Z=0,05; P < 0,48	0,1	3,09
40 ≤ CD < 50	16,89± 4,57	15,43± 4,68	Z=2,80; P < 0,01	2,59± 0,73	2,32± 0,70	Z=1,78; P = 0,03	-5,40	3,15
50 ≤ CD < 100	16,70± 6,24	15,52± 6,06	Z=2,36; P = 0,01	5,38± 1,79	5,39± 1,72	Z=0,35; P = 0,36	0,1	3,54
100 ≤ CD < 200	1,27± 1,49	1,27± 1,49	Z=0,50; P = 1,00	2,65± 4,29	2,75± 4,46	Z=1,60 P = 0,055	1,85	0
Total	1.137,10 ± 77,49	1.166,40 ± 61,73	Z=2,49 P < 0,01	24,72± 4,29	24,84± 4,29	Z=0,56; P = 0,28	0,25	2,33

3.1.2. Taxa de turnover da floresta

Foram registrados 11.644 indivíduos de 148 espécies no censo realizado em t_0 e 11.944 indivíduos de 147 espécies no censo realizado em t_1 . A riqueza e a densidade foram muito semelhantes tendo sido registrados 503 indivíduos mortos e 803 indivíduos recrutados, gerando uma taxa de mortalidade de $2,33\% \text{ ano}^{-1}$, uma taxa de recrutamento de $3,68\% \text{ ano}^{-1}$ e uma taxa de *turnover* de $1,35\% \text{ ano}^{-1}$ de acordo com a equação 3 e $3,00\% \text{ ano}^{-1}$ de acordo com a equação 4.

A mortalidade variou entre as classes diamétricas. A primeira classe diamétrica apresentou taxa de mortalidade inferior à obtida para o total de indivíduos, embora mais de 40% dos indivíduos mortos se encontrem nesta classe. A taxa de mortalidade obtida na última classe diamétrica também foi inferior ao valor obtido na comunidade. As demais classes diamétricas apresentaram taxas de mortalidade superior ao valor obtido para o total de indivíduos, destacando que o número de indivíduos encontrados no primeiro censo é significativamente superior ao segundo para estas classes (Tabela 5).

Para avaliação da mortalidade e do recrutamento nos diferentes grupos ecológicos foi encontrado o total de 52 espécies ($34,77\%$ do total de espécies), de 11.138 indivíduos ($95,65\%$ do total de indivíduos) no censo de t_0 e 11.417 ($95,59\%$ do total de indivíduos) no censo de t_1 .

Das 52 espécies analisadas, 16 tiveram taxa de mortalidade superior ao valor encontrado na comunidade e 20 tiveram taxa de recrutamento superior ao encontrado na comunidade (Tabela 6 e Figuras 3 e 4).

Tabela 6. Parâmetros da dinâmica da comunidade arbórea às espécies com mais de 20 representantes em ao menos um dos censos realizados nos anos de 2002/2003 e 2004/2005 na parcela permanente da Floresta Estacional Semidecidual na Estação Ecológica de Caetetus, Gália-SP. Espécie (SP), código para a espécie (Cód.), grupo ecológico (P=pioneira, SB = Sub-bosque, SI=secundária inicial, ST=secundária tardia), Deciduidade (Perene = P, Decídua = D e Não classificada = NC) número de indivíduos e seu percentual para o censo de t_0 . (N – 0 e % - 0), para o censo de t_1 . (N – 1 e % - 1) número de mortos e a taxa de mortalidade em percentual (m/M%), número e taxa de recrutamento em percentual (r /R %), Taxa de crescimento em área basal dos sobreviventes (%AB m² ano⁻¹).

SP	Cód.	Gr. Eco.	Dec.	Indivíduos						Crescimento
				N 0	% 0	N 1	% 1	m/λ%	i/I%	
<i>Acacia polyphylla</i>	Aca.pol.	P	D	65	0.58	65	0.57	4/3,36	4/3,36	4.03
<i>Actinostemon conceptiones</i>	Act.conce.	SB	NC	23	0.21	24	0.21	2/4,81	3/7,06	0.76
<i>Actinostemon concolor</i>	Act.conco.	SB	D	55	0.49	65	0.57	0/0	10/8,83	2.33
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	Asp.pol.	ST	P	622	5.58	630	5.52	19/1,64	27/2,32	1.40
<i>Astronium graveolens</i>	Ast.gra.	SI	D	164	1.47	162	1.42	6/1,97	4/1,32	1.51
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	Bal.ried.	SI	D	339	3.04	347	3.04	9/1,42	17/2,65	2.13
<i>Cabralea canjerana</i>	Cab.canj.	ST	D	25	0.22	25	0.22	0/0	0/0	1.91
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	Cam.xant.	ST	D	95	0.85	98	0.86	3/1,7	6/3,34	2.00
<i>Cariniana estrellensis</i>	Car.est.	ST	D	22	0.20	22	0.19	0/0	0/0	1.90
<i>Casearia gossypiosperma</i>	Cas.gos.	ST	D	76	0.68	77	0.67	4/2,86	5/3,55	0.87
<i>Casearia sylvestris</i>	Cas.syl.	P	P	40	0.36	47	0.41	0/0	7/8,52	0.96
<i>Cedrela fissilis</i>	Ced.fis.	ST	D	58	0.52	58	0.51	1/0,92	1/0,92	2.25
<i>Ceiba speciosa</i>	Cei.spec.	SI	D	33	0.30	36	0.32	0/0	3/4,6	1.31
<i>Centrolobium tomentosum</i>	Cen.tom.	SI	D	400	3.59	407	3.56	17/2,3	24/3,21	1.93
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	Chry.gon.	SI	D	222	1.99	224	1.96	0/0	2/0,47	0.63
<i>Cordia ecalyculata</i>	Cor.ecal.	SI	P	80	0.72	80	0.70	2/1,34	2/1,34	0.55
<i>Croton floribundus</i>	Cro.flor.	P	D	390	3.50	449	3.93	28/3,94	87/11,38	2.90
<i>Cupania vernalis</i>	Cup.ver.	SI	P	41	0.37	43	0.38	1/1,31	3/3,82	3.51
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	Diat.sor.	SI	D	46	0.41	48	0.42	2/2,35	4/4,6	1.58
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	Ens.leio.	ST	D	190	1.71	183	1.60	10/2,86	3/0,87	3.08
<i>Eugenia blastantha</i>	Eug.bla.	SB	P	29	0.26	33	0.29	1/1,85	5/8,68	0.99
<i>Eugenia ramboi</i>	Eug.ramb.	SB	P	153	1.37	168	1.47	1/0,35	16/5,29	2.01
<i>Gallesia integrifolia</i>	Gall.int.	SI	P	34	0.31	34	0.30	1/1,58	1/1,58	2.33
<i>Holocalyx balansae</i>	Hol.bal.	ST	D	104	0.93	105	0.92	2/1,03	3/1,53	1.55
<i>Inga marginata</i>	Ing.mar.	ST	P	36	0.32	37	0.32	5/7,9	6/9,35	4.44
<i>Inga striata</i>	Ing.str.	SI	P	36	0.32	39	0.34	1/1,49	4/5,72	3.67
<i>Jacaranda micrantha</i>	Jac.mic.	SI	D	24	0.22	24	0.21	0/0	0/0	2.22
<i>Jacaratia spinosa</i>	Jac.spi.	P	D	22	0.20	26	0.23	0/0	4/8,83	4.65
<i>Lonchocarpus cultratus</i>	Lon.cul.	SI	D	50	0.45	50	0.44	0/0	0/0	1.96
<i>Machaerium stipitatum</i>	Mac.sti.	SI	D	101	0.91	101	0.88	1/0,53	1/0,53	1.36
<i>Metrodorea nigra</i>	Met.nig.	SB	P	4509	40.48	4598	40.27	276/3,34	365/4,37	2.62
<i>Mollinedia widgrenii</i>	Mol.wid.	SB	NC	39	0.35	36	0.32	3/4,23	0/0	1.07
<i>Nectandra megapotamica</i>	Nec.meg.	SI	P	29	0.26	27	0.24	2/3,78	0/0	5.15
<i>Neomitranthes glomerata</i>	Neo.glo.	SB	P	60	0.54	63	0.55	0/0	3/2,58	1.44
<i>Ocotea indecora</i>	Oco.ind.	ST	D	660	5.93	679	5.95	3/0,24	22/1,74	0.18
<i>Parapiptadenia rigida</i>	Par.rig.	SI	D	41	0.37	41	0.36	0/0	0/0	1.74
<i>Patagonula americana</i>	Pat.ame.	SI	D	30	0.27	31	0.27	0/0	1/1,73	3.70
<i>Peltophorum dubium</i>	Pel.dub.	SI	D	22	0.20	22	0.19	0/0	0/0	1.54
<i>Picramnia warmingiana</i>	Pic.war.	SB	P	19	0.17	20	0.18	1/2,86	2/5,57	2.87

Tabela 6 (Cont.). Parâmetros da dinâmica da comunidade arbórea às espécies com mais de 20 representantes em ao menos um dos censos realizados nos anos de 2002/2003 e 2004/2005 na parcela permanente da Floresta Estacional Semidecidual na Estação Ecológica de Caetetus, Gália-SP. Espécie (SP), código para a espécie (Cód.), grupo ecológico (P=pioneira, SB = Sub-bosque, SI=secundária inicial, ST=secundária tardia), Deciduidade (Perene = P, Decídua = D e Não classificada = NC) número de indivíduos e seu percentual para o censo de t_0 . (N – 0 e % - 0), para o censo de t_1 . (N – 1 e % - 1) número e a taxa de mortalidade em percentual (m/M%), número de mortos e taxa de recrutamento em percentual (i/i %) e taxa de crescimento em área basal dos sobreviventes (%AB m² ano⁻¹).

SP	Cód.	Gr. Eco.	Dec.	Indivíduos						Crescimento	
				N 0	% 0	N 1	% 1	m/M%	i/I%	AB (m ² ano ⁻¹)	
<i>Pilocarpus pauciflorus</i>	Pil.pau.	SB	NC	35	0.31	42	0.37	1/1,53	8/11,17	2.42	
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	Pip.gon.	SI	D	81	0.73	75	0.66	7/4,78	1/0,71	1.27	
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	Rha.elae.	SI	D	42	0.38	41	0.36	1/1,27	0/0	1.15	
<i>Savia dyctiocarpa</i>	Sav.dyc.	ST	D	155	1.39	155	1.36	5/1,73	5/1,73	2.08	
<i>Seguieria floribunda</i>	Seg.flo.	SI	NC	28	0.25	28	0.25	1/1,92	1/1,92	3.56	
<i>Solanum argenteum</i>	Sol.arg.	P	NC	43	0.39	44	0.39	5/6,53	6/7,75	2.16	
<i>Syagrus oleracea</i>	Sya.ole.	SI	P	153	1.37	148	1.30	6/2,11	1/0,36	0.94	
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Sya.rom.	SI	P	310	2.78	303	2.65	7/1,21	0/0	0.62	
<i>Trichilia catigua</i>	Tri.cat.	SB	P	552	4.96	583	5.11	11/1,06	42/3,95	2.39	
<i>Trichilia clausenii</i>	Tri.cla.	SB	D	645	5.79	660	5.78	16/1,33	31/2,54	2.07	
<i>Trichilia pallida</i>	Tri.pal.	SB	D	60	0.54	59	0.52	6/5,57	5/4,68	2.15	
<i>Urera baccifera</i>	Ure.bac.	P	D	29	0.26	30	0.26	3/5,77	4/7,56	0.94	
<i>Zanthoxylum fagara</i>	Zan.fag.	SI	D	21	0.19	25	0.22	1/2,58	5/11,79	2.58	
total	tot			11138		11417		475/2,3	754/3,61	1.90	

Observa-se que a dinâmica de dez espécies foram diferenciadamente mais rápidas do que as demais, por possuírem altos valores nas taxas de mortalidade e recrutamento. Quatro delas foram classificadas como espécies típicas de sub-bosque *Actinostemon conceptiones*, *Metrodorea nigra*, *Picramnia warmingiana* e *Trichilia pallida*, outras quatro foram espécies como pioneiras; *Casearia sylvestris*, *Croton floribundus*, *Solanum argenteum*, *Urera baccifera*; uma delas como secundária inicial *Diatenopteryx sorbifolia*, e uma como secundária tardia *Inga marginata* (Figura 3 e 4).

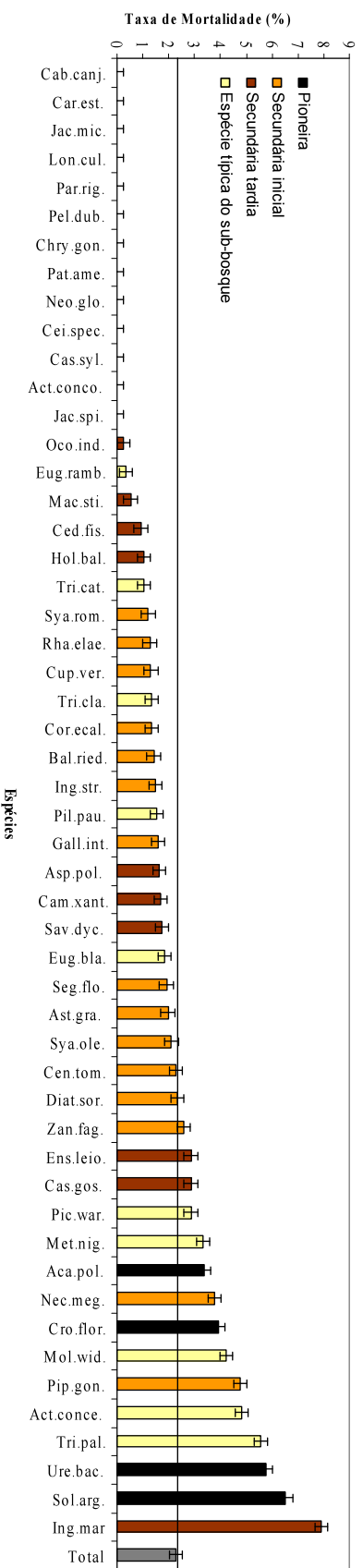


Figura 3. Taxa de mortalidade em percentual às espécies com 20 indivíduos ou mais encontrados na parcela permanente da Floresta Estacional Semidecidual na Estação Ecológica de Caetetus, Gália-SP. O código das espécies pode ser visto na tabela – 7. A linha horizontal na figura corresponde ao valor da taxa de mortalidade encontrado à comunidade.

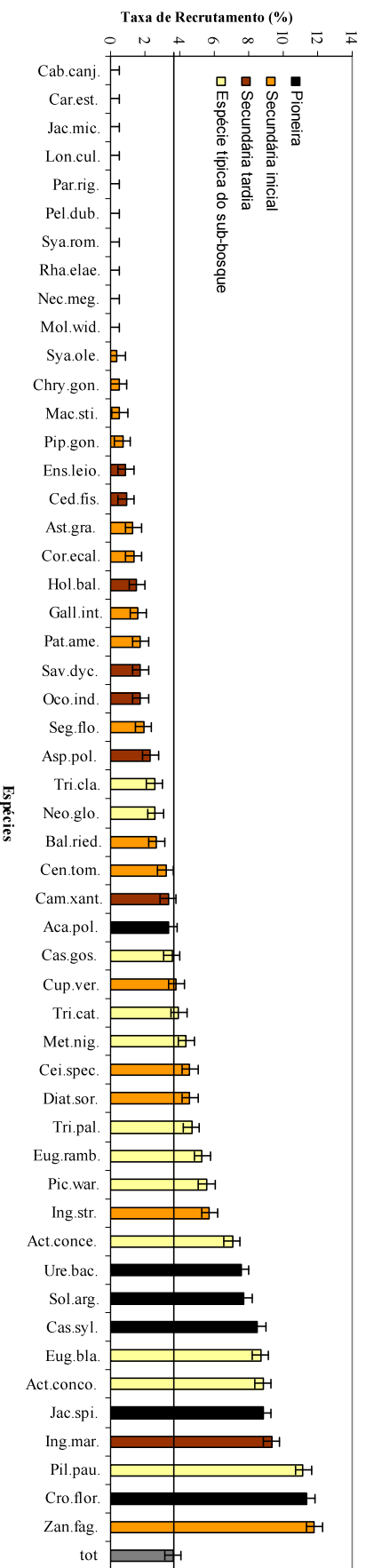


Figura 4. Taxa anual de recrutamento em porcentagem às espécies com 20 indivíduos ou mais na parcela permanente da Floresta Estacional Semidecidual na Estação Ecológica de Caetetus, Gália-SP. O código das espécies pode ser visto na tabela – 7. A linha horizontal na figura corresponde ao valor da taxa de recrutamento encontrado à comunidade.

3.2. Estrutura, mortalidade, recrutamento e taxa de turnover da floresta em função dos grupos ecológicos e dos estratos

3.2.1. Comunidade

As taxas de mortalidade e recrutamento diferiram entre os grupos ecológicos. Para as espécies pioneiras e espécies típicas de sub-bosque foi constatada maior mortalidade e maior recrutamento, com taxas acima dos valores esperados. Para os grupos secundários iniciais e tardios observou-se uma tendência inversa, com mortalidade e recrutamento significativamente aquém das esperadas (Tabela 7).

Na comparação entre os censos houve aumento significativo nos valores de densidade para os indivíduos dos grupos ecológicos das espécies típicas de sub-bosque, pioneiras e secundárias tardias, conseqüentemente houve aumento significativo para a comunidade. Para área basal apenas o grupo ecológico das espécies típicas de sub-bosque apresentou diferença significativa (Tabela 7).

Tabela 7. Incremento populacional em relação ao número de indivíduos e área basal em função do grupo ecológico para as espécies com 20 indivíduos ou mais em ao menos um dos levantamentos realizados na parcela permanente da Floresta Estacional Semidecidual na Estação Ecológica de Caetetus, Gália-SP. Grupo ecológico (SB = Sub-bosque, P=pioneira, SI=secundária inicial, ST=secundária tardia) número de indivíduos para cada censo (t_0 e t_1), número de indivíduos mortos e a taxa de mortalidade em percentual ($m/M\%$), número de indivíduos mortos esperados M (esp), número de indivíduos Recrutados e taxa de recrutamento em percentual ($i/I\%$), número de indivíduos recrutados esperados r (esp), distribuição do X^2 para os valores de mortalidade e recrutamento entre os grupos ecológicos (X^2), área basal média por hectare (m^2) na primeira amostragem (AB_0); área basal média por hectare (m^2) na segunda amostragem (AB_1).

G. E.	t_0	t_1	Z	p	$m/M\%$	M (esp)	X^2	p	$i/I\%$	i (esp)	X^2	p	AB_0 (média $\pm dp$)	AB_1 (média $\pm dp$)	Z	p [†]
SB	603,02± 48,70	620,21± 48,12	1,99	0,025	318/2,79	263,43	11,09	<0,01	494/4,28	421,65	12,24	<0,01	4,11 ± 0,27	4,27 ± 0,27	2,70	< 0,01
P	57,52± 16,94	64,55± 19,43	2,29	0,01	40/3,71	25,12	8,23	<0,01	112/9,81	43,88	104,20	<0,01	2,02 ± 0,51	2,05 ± 0,54	0,66	0,25
SI	227,24± 41,49	228,12± 38,06	0,61	0,27	65/1,50	99,27	12,17	<0,01	74/1,70	155,09	42,92	<0,01	8,70 ± 1,20	8,80 ± 1,09	0,66	0,25
ST	199,51± 29,64	202,05± 26,56	1,71	0,045	52/1,36	87,16	14,59	<0,01	78/2,03	137,36	26,08	<0,01	7,97± 1,25	7,80± 1,40	1,37	0,08
Total	1087,30± 72,70	1114,94± 56,19	2,39	<0,01	475/2,30	-	-	-	758/3,63	-	-	-	22,81 ± 1,32 ^e	22,92± 1,34	0,15	0,43

3.2.1.1. Estrato inferior

A taxa de mortalidade desse estrato seguiu o mesmo padrão observado para a comunidade, o mesmo aconteceu para os valores de densidade. No entanto, destaca-se que para todas as categorias sucessionais houve aumento significativo nos valores médios de área basal no intervalo entre os censos (Tabela 8).

Tabela 8. Incremento populacional para os indivíduos do estrato inferior e área basal em função do grupo ecológico para as espécies com 20 indivíduos ou mais em ao menos um dos levantamentos realizados na parcela permanente da Floresta Estacional Semidecidual na Estação Ecológica de Caetetus, Gália-SP. Grupo ecológico (SB = Sub-bosque, P=pioneira, SI=secundária inicial, ST=secundária tardia) número de indivíduos para cada censo (t_0 e t_1), número de indivíduos mortos e a taxa de mortalidade em percentual ($m/M\%$), número de indivíduos mortos esperados M (esp), distribuição do X^2 para os valores de mortalidade e recrutamento entre os grupos ecológicos (X^2), área basal média por hectare (m^2) na primeira amostragem (AB_0); área basal média por hectare (m^2) na segunda amostragem (AB_1).

G. E.	t_0	T_1	Z	p	$m/M\%$	M (esp)	X^2	p	AB_0	AB_1	Z	p
SB	603,02± 48,70	620,21± 48,12	1,98	0,023	318/2,79	261,90	14,39	<0,01	4,11 ± 0,27	4,31 ±0,22	2,39	<0,01
P	48,83± 16,56	56,54± 18,94	2,48	<0,01	33/3,60	20,98	6,58	0,01	1,00 ± 0,28	1,07 ±0,32	2,09	0,02
Si	200,88± 42,44	203,51± 39,62	1,30	0,09	47/1,22	87,21	16,93	<0,01	4,22 ± 1,01	4,38±0,96	2,70	<0,01
St	173,53± 30,88	177,34± 27,69	2,03	0,02	39/1,17	75,34	16,02	<0,01	2,35± 0,40	2,57±0,43	2,80	<0,01
Total	1025,48± 76,28	1057,22± 58,76	2,60	<0,01	437/2,12	-	-	-	11,73± 1,19	12,26± 1,00	2,60	<0,01

3.2.1.2. Estrato superior

Na comparação entre os censos todos os grupos apresentaram decréscimo significativo nos valores de densidade, o que resultou em diferença significativa para este estrato. Apenas o grupo ecológico das espécies secundárias tardias apresentou decréscimo significativo em área basal, causando redução significativa neste parâmetro para este estrato (Tabela 9).

Em cada um dos tempos, o valor médio de área basal foi menor para as pioneiras. Os grupos das secundárias iniciais e tardias apresentaram valores maiores.

Tabela 9. Incremento populacional para os indivíduos do estrato superior e área basal em função do grupo ecológico para as espécies com 20 indivíduos ou mais em ao menos um dos levantamentos realizados na parcela permanente da Floresta Estacional Semidecidual na Estação Ecológica de Caetetus, Gália-SP. Grupo ecológico (SB = Sub-bosque, P=pioneira, SI=secundária inicial, ST=secundária tardia) número de indivíduos para cada censo (t_0 e t_1), número de indivíduos mortos e a taxa de mortalidade em percentual ($m/M\%$), número de indivíduos mortos esperados M (esp), distribuição do X^2 para os valores de mortalidade e recrutamento entre os grupos ecológicos (X^2), área basal média por hectare (m^2) na primeira amostragem (AB_0); área basal média por hectare (m^2) na segunda amostragem (AB_1).

G. E.	t_0	t_1	Z	p	$m/M\%$	M (esp)	X^2	p	AB_0	AB_1	Z	p
P	8,69± 2,70	8,00± 2,55	2,20	0,015	7/4,32	5,52	0,22	0,63	1,01 ± 0,32	0,99 ± 0,33	1,17	0,12
Si	26,36± 3,50	24,61± 3,84	2,52	<0,01	18/3,64	16,74	0,07	0,79	4,48 ± 1,23	4,53± 1,33	0,97	0,16
St	25,97± 8,51	24,70± 8,36	2,80	<0,01	13/2,64	16,49	0,44	0,50	5,62± 1,22	5,35± 1,35	2,80	<0,01
Total	61,81± 9,45	57,71± 9,93	2,80	<0,01	38/3,31	-	-	-	11,30± 1,70	10,66± 1,63	2,49	<0,01

3.3. Modelo de mortalidade no nível de indivíduo

Pelos resultados do modelo, observou-se que a mortalidade foi significativamente explicada em função do diâmetro e dos grupos ecológicos: secundárias tardias e secundárias iniciais. Notou-se pelos valores de b dos grupos ecológicos secundárias tardias e iniciais que a probabilidade de mortalidade em função do aumento em diâmetro foi significativamente menor, quando comparado com os grupos das espécies pioneiras e típicas do sub-bosque (Tabela 10). Com o aumento das classes diamétricas, indivíduos das espécies dos grupos pioneiras e típicas de sub-bosque possuem maior probabilidade de morrer, do que as espécies dos demais grupos ecológicos (Figura 5).

Tabela 10. Resultados obtidos para o modelo da mortalidade em função do diâmetro para os indivíduos arbóreos de toda a comunidade.

Coefficientes do modelo	Estimativa b	Erro padrão	Valor de Z	Pr(> z)
Interceptos	-3.207010	0.348236	-9.209	< 2e-16
DAP (d1)	0.025128	0.005509	4.561	5.09e-06
Co fator –(estrato)S	0.194626	0.277317	0.702	0.483
Co fator – (Gr ecol.) Sub-Bosque	-0.124919	0.161003	-0.776	0.438
Co fator – (Gr ecol.) Secundária inicial	-1.010446	0.188915	-5.349	8.86e-08
Co fator – (Gr ecol.) Secundária tardia	-0.992194	0.194849	-5.092	3.54e-07

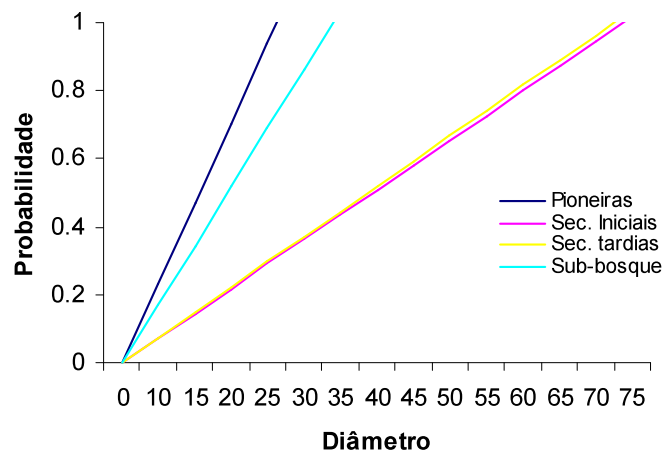


Figura 5. Probabilidade de mortalidade em função do diâmetro para os grupos ecológicos Pioneiras, Secundárias iniciais, Secundárias tardias e espécies típicas do sub-bosque na parcela permanente da Floresta Estacional Semidecidual na Estação Ecológica de Caetetus, Gália-SP.

Comparando a mortalidade das árvores do estrato superior em função do diâmetro e das variáveis (grupo ecológico), notou-se que a probabilidade de mortalidade pelas variáveis escolhidas não foram significativas (Tabela 11).

Tabela 11. Resultados obtidos para o modelo da mortalidade em função do diâmetro para as árvores de dossel. ($p < 0,05$).

Coefficientes do modelo	Estimativa b	Erro padrão	Valor de Z	Pr(> z)
Interceptos	-1.87610	2.03524	-0.922	0.357
DAP (d1)	-0.01600	0.05309	-0.301	0.763
Co fator – (Gr ecol.) Secundária inicial	-0.87926	2.13155	-0.412	0.680
Co fator – (Gr ecol.) Secundária tardia	-1.44423	2.18939	-0.660	0.509
DAP (d1) Co fator – (Gr ecol.) Secundária inicial	0.01793	0.05466	0.328	0.743
DAP (d1) Co fator – (Gr ecol.) Secundária tardia	0.02192	0.05509	0.398	0.691

Para os representantes do estrato inferior a variável diâmetro foi significativa para a explicação da mortalidade (Tabela 12).

Tabela 12. Resultados obtidos para o modelo da mortalidade em função do diâmetro para as árvores do estrato inferior.

Coeficientes do modelo	Estimativa b	Erro padrão	Valor de Z	Pr(> z)
Interceptos	-3.36093	0.38370	-8.759	<2e-16 ***
DAP (d1)	0.04967	0.02062	2.409	0.016 *
Co fator – (Gr ecol.) Sub-bosque	-0.29165	0.40602	-0.718	0.473
Co fator – (Gr ecol.) Secundária inicial	-0.73684	0.52363	-1.407	0.159
Co fator – (Gr ecol.) Secundária tardia	-0.36165	0.49448	-0.731	0.465
DAP (d1) Co fator – (Gr ecol.) Sub-bosque	0.03124	0.02402	1.301	0.193
DAP (d1) Co fator – (Gr ecol.) Secundária inicial	-0.02556	0.02922	-0.875	0.382
DAP (d1) Co fator – (Gr ecol.) Secundária tardia	-0.04368	0.03122	-1.399	0.162

4. Discussão

A dinâmica da área de estudo foi avaliada em um intervalo de apenas 2 anos. Em princípio, considerando o pequeno intervalo, esperavam-se poucas variações na comunidade deste trecho de floresta.

Entretanto, quando avaliados os descritores demográficos, foram constatados valores altos para mortalidade, recrutamento e *turnover* quando comparados com outros estudos (Tabela 13)

Tabela 13. Valores das taxas de mortalidade, recrutamento e *turnover* de outros estudos realizados em outras florestas tropicais.

Nome da Parcela	País	Tipo de formação florestal	M (% ano ⁻¹)	R (% ano ⁻¹)	*TN (% ano ⁻¹)	Referência
EEC*	Brasil	FES	2,33***	3,67***	1,34/3,00	Presente estudo
Serra da mantiqueira	Brasil	FES	2,5	1,8	-0,7/2,15	Oliveira – filho <i>et al.</i> (2007)
Pan amazonia	Países amazônicos		1,58	1,70	0,12/1,65	Phillips <i>et al.</i> (2004)
Amazônia oeste e Sul	Países amazônicos		2,03	2,24	0,21/2,18	Phillips <i>et al.</i> (2004)
Amazônia (leste e central)	Países amazônicos		1,16	1,23	0,07/1,20	Phillips <i>et al.</i> (2004)
Amazônia (Solos fretéis)	Países amazônicos		2,12	2,30	0,08/2,20	Phillips <i>et al.</i> (2004)
Amazônia (solos pobres)	Países amazônicos		1,16	1,26	0,1/1,22	Phillips <i>et al.</i> (2004)
Amazônia (Clima sazonal)	Países amazônicos		2,04	2,12	0,08/2,08	Phillips <i>et al.</i> (2004)
Amazônia (Clima sazonal)	Países amazônicos		1,48	1,60	0,12/1,55	Phillips <i>et al.</i> (2004)
BCL	Panamá	FES	2,75	3,08	0,33/2,92	Condit <i>et al.</i> (1999)
BCL	Panamá	FES	1,98	2,58	0,06/2,28	Condit <i>et al.</i> (1999)
BCL	Panamá	FES	1,89	2,48	0,59/2,18	Condit <i>et al.</i> (1999)
BCL	Panamá	FES	2,26	2,66	0,4/2,46	Condit <i>et al.</i> (1999)
Pasoh	Malásia	FES	1,16	2,88	1,72/2,02	Condit <i>et al.</i> (1999)
Pasoh	Malásia	FES	1,60	2,79	1,19/2,20	Condit <i>et al.</i> (1999)
Pasoh	Malásia	FES	1,48	2,83	1,35/2,16	Condit <i>et al.</i> (1999)
Paracou	Guiana Francesa	FOD	1,00	2,58	1,58/1,79	Lewis <i>et al.</i> (2004)

Tabela 13 (cont.). Valores das taxas de mortalidade, recrutamento e *turnover* de outros estudos realizados em outras florestas tropicais.

Nome da Parcela	País	Tipo de formação florestal	M (% ano ⁻¹)	R (% ano ⁻¹)	*TN (% ano ⁻¹)	Referência
Sabah	Malásia	FOD	1,39	2,34	1,65/1,87	Newbery <i>et al.</i> (1999)
La Selva	Costa Rica	FOD	2,03	2,01	-0,02/2,02	Liberman & Liberman (1987)
Mpanga	Uganda	FOD	0,7	1,4	0,07/1,1	Taylor <i>et al.</i> (1996)
Mpanga	Uganda	FOD	1,1	0,8	-0,3/1,0	Taylor <i>et al.</i> (1996)
Mpanga	Uganda	FOD	1,0	1,1	0,1/1,1	Taylor <i>et al.</i> (1996)
Bukit	Malásia	FOD	1,12	-	-	Swaine <i>et al.</i> (1987)
Sungei Menyala	Malásia	FOD	2,02	-	-	Swaine <i>et al.</i> (1987)
Bako	Sarawak	FOD	1,44	-	-	Swaine <i>et al.</i> (1987)
Lambir	Sarawak	FOD	1,48	-	-	Swaine <i>et al.</i> (1987)
Merceing	Sarawak	FOD	1,32	-	-	Swaine <i>et al.</i> (1987)
Kado	Gana	FOD	1,77	-	-	Swaine <i>et al.</i> (1987)

* Os valores das taxas de *turnover* foram calculadas segundo as metodologias sugeridas por Sheil *et al.* (1995): $Turnover = (\text{recrutamento} - \text{mortalidade})$ e segundo Phillip's & Gentry 1994 $Turnover = [(\text{recrutamento} + \text{mortalidade})/2]$

A comunidade apresentou taxa de mortalidade de 2,33 ano.⁻¹ e taxa de recrutamento de 3,68 ano.⁻¹. Resultados apontando altos valores destes descritores foram encontrados somente no estudo que evidenciou o impacto de eventos climáticos nas florestas tropicais, como o fenômeno El Niño (Condit *et al.* 1999), e no estudo de Oliveira – Filho *et al.* (2007), que avaliou a dinâmica de um trecho de floresta estacional semidecidual degradado no estado de Minas Gerais.

O valor da taxa de *turnover* foi também bastante elevado quando comparados com os dos demais estudos. Isso indica que a comunidade foi altamente dinâmica no período amostrado.

Quando observados os valores das taxas de mortalidade obtidas para as diferentes classes diamétricas, constatou-se que com exceção da primeira e da última, as demais classes obtiveram taxa de mortalidade acima da obtida para a comunidade.

Foi observado para os indivíduos sobreviventes incremento significativo em diâmetro e em área basal por indivíduo, e incremento significativo em área basal por parcela. Indicando que os indivíduos apresentaram elevado crescimento neste curto intervalo de tempo. Observamos também que apenas as duas primeiras classes diamétricas apresentaram incremento significativo no valor de área basal. E, que na quinta classe diamétrica ocorreu perda significativa de área basal neste curto intervalo de tempo.

Houve aumento significativo na densidade de indivíduos para toda a comunidade. No entanto destaca-se que esse aumento ocorreu devido ao elevado número de ingressantes na amostragem. Pois, observou-se redução significativa em densidade para todas as outras classes diamétricas com exceção da última.

Além da elevada taxa de mortalidade e da redução em densidade observada para as maiores classes diamétricas, notou-se também, pela interpretação do modelo de mortalidade no nível de indivíduo, que houve aumento da probabilidade de mortalidade conforme houve aumento diamétrico.

Esta elevada mortalidade conforme há aumento em diâmetro, pode ser resultado da senescência dos indivíduos dos grupos ecológicos das espécies pioneiras e das típicas de sub-bosque, uma vez que os demais grupos ecológicos apresentaram probabilidade de mortalidade significativamente menor do que a destes grupos. No entanto, destaca-se que houve redução significativa na densidade para todos os grupos ecológicos e houve redução significativa em área basal para as espécies do grupo ecológico secundária tardia para o estrato superior.

Fica claro que a comunidade estudada foi altamente dinâmica no intervalo considerado (2 anos). Mas, quais são as possíveis explicações para as variações e os altos valores dos parâmetros de dinâmica encontrados em tão pouco tempo?

É importante ressaltar que as florestas estacionais possuem dinâmica diferenciada em comparação com outras formações florestais. Gandolfi *et al.* (2007, 2009) apontam para a importância das “clareiras de deciduidade” na dinâmica das florestas estacionais, onde são formados locais iluminados que surgem momentaneamente sob as copas de árvores decíduas do dossel de florestas tropicais e subtropicais, quando essas árvores estão sem folhas. Elas são um tipo de clareiras cíclicas diferentes das clareiras formadas pela queda de árvores. As clareiras de deciduidade podem afetar diversos processos ecológicos dentro da floresta como a regeneração e colonização do espaço, e também afetar na performance das plantas, como o crescimento em diâmetro e altura, de alguns indivíduos influenciados por estas condições.

Lima *et al* (2008), concluíram, em estudo realizado na mesma parcela permanente, que o *turnover* das clareiras foi em torno de ± 98 anos, enquanto que para outras florestas este tempo sobe para ± 129 anos, levantando a hipótese de que as florestas estacionais podem ser normalmente mais dinâmicas.

Destacamos, portanto, que características das florestas estacionais possibilitam uma dinâmica mais rápida em relação a outras formações florestais. Porém, além das características intrínsecas das florestas estacionais semidecíduais outros fatores podem ter contribuído para as alterações significativas encontradas.

Destaca-se que Lima *et al.* (2008) encontrara 11,2 clareiras por hectare com tamanho médio de 121 a 333 m² em estudo realizado no mesmo período do segundo censo na parcela permanente da EEC. Foi sugerido pelos autores que os fortes ventos que atingiram a área da EEC em maio de 2002, registrado por Rocha (2003), seja o agente causador deste elevado número de clareiras.

É possível que este forte vento que atingiu a EEC pode ter desencadeado a abertura destas clareiras. E este pode ser uma das razões para os valores encontrados na dinâmica desta floresta.

Alguns pontos apóiam esta idéia como, por exemplo, o estudo de Martini *et al.* (2008) que avaliou a moda de mortalidade na parcela permanente. Foi encontrado que para os indivíduos de maior porte a moda mais frequente foi o tombamento devido ao desenraizamento, o que possivelmente é resultado de fortes ventos que atingiu o local.

A formação de clareiras resulta em diversas conseqüências à dinâmica das florestas, como, por exemplo, redução de área basal devido à perda dos grandes indivíduos. O valor de área basal por hectare encontrado neste estudo ($24,60 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$), foi baixo quando comprado com outros estudos realizados em florestas estacionais semidecíduais, Durigan *et al.* (2000) encontraram ($31,20 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$), Ivanauskas *et al.* (1999) encontraram ($31,93 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$) e Fonseca & Rodrigues (2000) encontraram ($41,63 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$).

A mortalidade significativa encontrada para os indivíduos das espécies típicas de sub-bosque também pode ser uma conseqüência deste evento. Uma vez que a formação de clareiras pode provocar alterações no microclima, gerando mortalidade de indivíduos tolerantes à sombra, que passam a ficar expostos a grandes clareiras (Barton 1984, Brandani *et al.* 1988, Tabarelli 1997).

Em contrapartida, com a abertura do dossel e a formação de clareiras, é esperado que ocorra um incremento de indivíduos regenerantes, além de um incremento dos valores de crescimento dos indivíduos sobreviventes (Denslow 1990) e esta tendência também foi corroborada pelos resultados obtidos na comunidade florestal estudada.

A formação de diferentes tamanhos de clareiras afeta a intensidade de entrada de luz no interior da floresta, formando um gradiente de luminosidade. Grubb (1977) e

Denslow (1980) apontaram que as clareiras formariam nichos de regeneração diferenciados, devido à formação de um gradiente de luminosidade, que favoreceria grupos de espécies especialistas na colonização deste gradiente. Essa seria uma possível forma de manutenção de alta diversidade nas florestas tropicais.

De acordo com essa tendência, seria esperado encontrar elevado recrutamento de indivíduos de espécies pioneiras, em resposta a formação de clareiras ocasionada pela ocorrência do vendaval na área de estudo. De fato, os resultados demonstraram incremento populacional significativo para este grupo ecológico (pioneiras) e também para o grupo de espécies típicas de sub-bosque e secundárias tardias, que são tolerantes a sombra.

Este comportamento das espécies típicas de sub-bosque foi verificado na maioria dos estudos onde predominaram clareiras pequenas (Canham 1988, Tabarelli 1997, Tabarelli & Mantovani, 1997, Martins & Rodrigues 2002). Espécies do sub-bosque podem apresentar plasticidade às condições de luminosidade da floresta, e serem beneficiadas, principalmente com a abertura de pequenas clareiras, com respostas no recrutamento, crescimento e reprodução (Canham 1989, Amézquita 1998, Pascarella 1998). Por outro lado, as espécies pioneiras podem ter tido maiores taxas de recrutamento em áreas onde as clareiras formadas foram maiores. A ocorrência das espécies pioneiras em grandes clareiras já foi demonstrada em vários trabalhos (Brokaw 1985, Hartshorn 1980, Myster & Walker 1997, Van Der Meer *et al.* 1998, Martins & Rodrigues 2002).

O elevado recrutamento ocorrido também pode ser consequência das clareiras de deciduidade (Gandolfi 2007, Gandolfi *et al.* 2009) que permanecem desde a época seca até o início da estação chuvosa. Dessa forma, sob copas com algum grau de

deciduidade, a radiação solar que atinge o solo pode estimular a emergência e o crescimento de regenerantes.

Lewis *et al* (2004b) e Phillips (2008), estudando a dinâmica de florestas maduras na América do Sul, apontam que há a tendência de ocorrer elevado aumento na biomassa e aumento na densidade destas florestas em respostas as alterações na concentração de CO₂ na atmosfera e aumento na temperatura. No entanto neste trabalho foi possível observar que houve incremento significativo em densidade para os indivíduos do estrato inferior e redução em densidade no estrato superior, e que conseqüentemente ocasionou em aumento e redução em área basal para estes estratos respectivamente. O aumento na densidade de indivíduos encontrado para a comunidade como um todo, evidencia uma resposta aos processos sucessionais como conseqüência da perturbação que desencadeou a formação de diversas clareiras, ao invés de uma resposta ao aumento na concentração de CO₂ na atmosfera e aumento da temperatura.

A redução em densidade dos indivíduos do estrato superior e as elevadas taxas de mortalidade encontradas para as maiores classes diamétricas, também pode ser uma conseqüência da formação de clareiras fruto do evento que atingiu a parcela. Runkle (1984), Hubbel & Foster (1986) e Kubo *et al.* (1996) discutiram que as clareiras tendem a ampliar suas áreas devido à mortalidade das árvores situadas nas bordas das mesmas, já que essas árvores ficam mais susceptíveis a quedas ou acabam morrendo por outros fatores.

Estudos de Clark (2003), Condit (2004), Oliveira *et. al* (2008) e Tabarelli *et. al* (2008), evidenciam que os eventos climáticos e a fragmentação florestal afetam principalmente os indivíduos arbóreos de maior porte. Assim, na área de estudo, tanto os ventos que atingiram a parcela, como o processo de expansão de clareiras, podem ser fatores responsáveis pelas elevadas taxas de mortalidade encontradas na área,

principalmente no estrato superior deste trecho de florestal. O modelo de mortalidade no nível de indivíduo apoiou, neste estudo, a idéia de que há maior probabilidade de mortalidade conforme ocorre aumento em diâmetro.

Eventos climáticos como o El-niño, fortes secas, ciclones e fortes ventos são conhecidos como agentes causadores de mudanças em florestas (Whitmore 1978, e Bazzaz & Pickett 1980, Leighton & Wirawan 1986, Condit *et al.* 1999). Atualmente devido às mudanças climáticas eventos como os citados anteriormente estão acontecendo com maior frequência (IPCC 2007). E, como confirmado neste estudo mudanças significativas podem ocorrer em curto espaço de tempo. Dessa forma é possível esperar que mudanças na estrutura e composição das florestas aconteçam rapidamente. Portanto, é necessário que ocorra a continuidade dos monitoramentos nas florestas pelo método de parcelas permanentes para o melhor entendimento da conservação da biodiversidade de todo mundo.

5. Conclusões

Ficou aqui evidenciado que no período de dois anos entre as avaliações, ocorreram variações significativas nos descritores da comunidade florestal amostrada na parcela permanente. Além das características particulares das florestas estacionais semidecíduais, a formação de clareiras em decorrência do forte vento que atingiu a parcela é o único evento conhecido que pode explicar a magnitude das modificações observadas neste curto intervalo de tempo, em comparação com os descritores de comunidades florestais que não sofreram eventos drásticos de perturbação natural.

Os dados deste estudo permitiram responder as questões inicialmente propostas para investigação e concluir que o evento ocorrido foi suficiente para acarretar mudanças na estrutura da floresta.

Foi constatado que além da elevada taxa de mortalidade encontrada, houve mortalidade diferenciada para os grupos ecológicos e para os diferentes estratos da floresta. Também constatou-se que ocorreu crescimento significativo dos indivíduos sobreviventes neste curto intervalo de tempo.

A taxa de recrutamento encontrada neste estudo também foi elevada, e observou-se que para os indivíduos dos grupos ecológicos das espécies pioneiras e das espécies típicas de sub-bosque o recrutamento superou a mortalidade, resultando em incremento populacional significativos para estes grupos.

Foi possível constatar que os parâmetros de dinâmica para os estratos da floresta foram bastante diferenciados. Percebeu-se aumento na densidade e em área basal para o estrato inferior e redução destes parâmetros para o estrato superior, evidenciando que este trecho de floresta está em processo de regeneração.

Destaca-se que as florestas estacionais semidecíduais possuem características diferenciadas em sua dinâmica, devido às clareiras de deciduidade. No entanto, os resultados encontrados neste estudo indicam o potencial de influência de eventos climáticos na dinâmica das florestas.

Os conhecimentos acumulados sobre a dinâmica florestal e os resultados deste estudo permitem sugerir que, mesmo em curto período, as florestas podem ser afetadas por alterações climáticas e por eventos de maiores magnitudes, como fortes secas, inundações, aumento na frequência e intensidade de ventos, e outros eventos de difícil previsibilidade.

Referências bibliográficas

- Amézquita, P. 1998. Light environment affects seedling performance in *Psychotria aubletiana* (Rubiaceae), a tropical understory shrub. *Biotropica*. 30 :126-129.
- Arévalo, J. R. & Fernández-Palacios, J. M. 1998. Treefall gap characteristics and regeneration in the laurel forest of Tenerife. *Journal of Vegetation Science* 9 : 297-306.
- Baker, T.R., Phillips, O.L., Malhi, Y., Almeida, S., Arroyo, L., Di Fiore, A., Erwin, T., Killeen, T.J., Laurance, S.G., Laurance, W.F., Lewis, S.L., Lloyd, J., Monteagudo, A., Neill, D.A., Patiño, S., Pitman, N.C.A., Silva, J.N.M. & Vásquez Martínez, R. 2004. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology*, 10 : 545–562.
- Barton, A. M. 1984. Neotropical pioneer and shade tolerant tree species: do they partition treefall gaps? *Tropical Ecology* 25 : 196-202.
- Barton, A.M., Fetcher, N. & Redhead, S. 1989. The relationship between treefall gap size and light flux in a Neotropical rain forest in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology*. 5 : 437-439.
- Bazzaz, E. A. & Pickett, S. T. A. 1980. Physiological ecology of tropical succession: A comparative review. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 11 : 287—310.
- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1996. *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. Blackwell Scientific, Oxford.
- Bertani, D.F., Rodrigues, R.R., Batista, J.L.F. & Shepherd, G.J. 2001. Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. *Revista Brasileira de Botânica* 24 : 11 – 23.
- Brokaw, N. 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology* 66: 682-687.

- Canham, C.D. 1988. Growth and canopy architecture of shade-tolerant trees: response to canopy gaps. *Ecology*. 69: 786-795.
- Carvalho, L.M.T. , M. A. L. Fontes & A. T. Oliveira-Filho. 2000. Tree species distribution in canopy gaps and mature forest in an area of cloud forest of the Ibitipoca Range, south-eastern Brazil. *Plant Ecology*. 149 : 9-22.
- Canham, C.D. 1989. Different responses to gaps among shade-tolerant tree species. *Ecology*. 70 : 548-550.
- Clark, D. A., Piper, S. C., Keeling, C. D. & Clark, D. B.. 2003. Tropical rain forest tree growth and atmospheric carbon dynamics linked to interannual temperature variation during 1984–2000. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*.. 100 : 5852 – 5857.
- Clark D.A. 2007. Detecting tropical forests responses to global climatic and atmospheric change: current challenges and a way forward. *Biotropica* 39 : 4–19.
- Chao K.J., Phillips, O.L., Gloor E., Monteagudo A., Torres-Lezama A. & Martínez V. R. 2008. Growth and wood density predict tree mortality in Amazon forests. *Journal of Ecology*. 96: 281–292.
- Condit, R. 1995. Research in large, long-term tropical forest plots. *Trends in Ecology and Evolution*. 10: 18-22.
- Condit, R., Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 1995. Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. *Ecological Monographs*. 65 : 419 – 439.
- Condit, R., Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 1996 Changes in tree species abundance in a Neotropical Forest: impact of climate change. *Journal of Tropical Ecology*. 12 : 231 - 256.

- Condit, R., Ashton, P.S., Manokaran, N., LaFranfie, J.V., Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 1999. Dynamics of the forest communities at Pasoh and Barro Colorado: comparing two 50-ha plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*. 354 : 1739 – 1748.
- Condit, R., Salomon Aguilar, S., Andres Hernandez, A., Perez, R., Lao, S., Angehr, G., Hubbell, S.P & Foster, R.B. 2004. Tropical forest dynamics across a rainfall gradient and the impact of an El Niño dry season. *Journal of Tropical Ecology* 20 : 51–72.
- Denslow, J. S. 1980. Gap partitioning among tropical rainforest trees. *Biotropica* 12(supplement) : 47-55.
- Denslow, J.S., Schultz, J.C., Vitousek, P.M & Strain B.R. 1990. Growth Responses of Tropical Shrubs to Treefall Gap Environments. *Ecology*. 71 : 165-179.
- Destefani, A.C., Santos, E.A., Marin, F.R., Pardi, M.M., Muniz, M.R.A., Sentelhas, P.C., Lima, R.A.F. & Gandolfi, S. 2006. 4º Relatório Científico do Projeto Parcelas Permanentes. Parte II – Fatores abióticos. <http://www.lerf.esalq.usp.br/parapre.php>. acessado em 09/2008.
- Destefani, A.C. 2005 Espécies arbustivo-arbóreas em diferentes micro-sítios de luz numa Floresta Estacional Semidecidual no município de Gália, SP., Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Dickinson, M. B., Whigham, D. F & Hermann, S. M. 2000. Tree regeneration in felling and natural treefall disturbances in a semideciduous tropical forest in Mexico. *Forest Ecology and Management* 134 : 137-151.

- Durigan, G., Franco, G.A.D.C., Saito, M., & Baitello, J.B. 2000. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. *Revista Brasileira de Botânica*. 23 : 371 – 383.
- Feeley, K.J., Wright, J.S., Supardi, M.N.N., Kassim, A.R., Davies, S.J. 2007. Decelerating grow in tropical Forest trees. *Ecology Letters* 10 : 461 – 469.
- Fonseca, C.B.R. & Rodrigues R.R. 2000. Análise estrutural e aspectos do mosaico sucessional de uma floresta semidecídua em Botucatu, SP. *Scientia Forestalis*. 57 : 27-43.
- Gandolfi, S., Joly, C.A. & Rodrigues, R.R. 2007. Permeability – Impermeability: canopy trees as biodiversity filters. *Scientia Agricola*. 64 : 433 – 438.
- Gandolfi, S., Joly, C.A. Leitão Filho, H.F. 2009. “Gaps of deciduousness” cyclical gaps in tropical forest. *Scientia Agricola*. 64 : 433 – 438.
- Gomes, E.P, Mantovani, W. & Kageyama, P.Y. 2003. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 63 : 47-60.
- Grubb, P. J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Review* 52 : 107-145.
- Hartshorn, C. 1978. Tree falls and tropical forest dynamics. In: OMLINSON, Z. *Tropical trees as living systems*. London, Cambridge Univ. Press. p.617-638.
- Hartshorn, G.S. 1980. Neotropical forest dynamics. *Biotropica*. 12 (supplement): 23-30
- Hosmer, D.W. & Lemeshow, S. (2000) *Applied Logistic Regression*. John Wiley & Sons, Inc., New York, USA.
- Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 1986. Canopy gaps and the dynamics of a Neotropical forest. In: *Plant Ecology* (Crawley, M. J. ed.). pp: 77-96 Oxford: Blackwell.
- Hubbell, S.P. 1997. A unified theory of biogeography and relative species abundance

- and its application to tropical rain forests and coral reefs. *Coral Reefs*. 16 : S9-S21.
- Hubbell, S.P. 2001. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Hubbell, S.P. 2005. Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. *Functional Ecology*. 19 : 166-172.
- IPCC 2007. Climate Change 2007: synthesis report. Intergovernmental panel on climate change. 73pp. URL: http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4_sys.pdf (acessado em agosto de 2009).
- Ivanauskas, N.M., Rodrigues, R.R., Nave, A.G. 1999. Fitossociologia de um trecho de floresta estacional semidecidual em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Scientia Forestalis* 56 : 83-99.
- Krebs, C.J. 1999. Ecological methodology. Benjamin/Cummings, Menlo Park, California.
- Kobe, R.K. 1999. Light gradient partitioning among tropical tree species through differential seedling mortality and growth. *Ecology*. 80 : 187–201
- Kubo, T., Iwasa, Y., Furumoto, N. 1996. Forest spatial dynamics with gap expansion: total gap area and gap size distribution. *Journal of Theoretical Biology* 180 : 229-246.
- Lieberman, D. & Lieberman, M. 1987. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). *Journal of Tropical Ecology*. 3 : 347-358.
- Lima, R.A.F., Martini, A.M.Z, Gandolfi, S. & Rodrigues, R.R. 2008. Repeated disturbances and canopy disturbance regime in a tropical semi-deciduous forest. *Journal of Tropical Ecology*. 24 : 85–93.

- Lewis, S.L., Phillips, O.L., Sheil, D., Vinceti, B., Baker, T.R., Brown, S., Graham, A.W., Higuchi, N., Hilbert, D.W., Laurance, W.F., Lejoly, J., Malhi, Y., Monteagudo, A., Núñez Vargas, P., Sonk', B., Supardi, M.N.N., Terborgh, J.W. & Vásquez Martínez, R. 2004a. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. *Journal of Ecology*. 92 : 929–944.
- Lewis, S.L., Phillips, O.L., Baker, T.R., Lloyd, J., Malhi, Y., Almeida, S., Higuchi, N., Laurance, W.F., Neill, D.A., Silva, J.N.M., Terborgh, J., Torres Lezama, A., Vásquez Martínez, R., Brown, S., Chave, J., Kuebler, C., Núñez Vargas, P. & Vinceti, B. 2004b. Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*. 359 : 421–436.
- Leighton, M., & Wirawan, N. 1986. Catastrophic Drought And Fire In Borneo tropical rain forest associated with the 1982–1983 El Niño Southern Oscillation event. *In* G. T. Prance (Ed.). *Tropical rain forests and the world atmosphere*, pp. 75–102. Westview Press, Inc., Boulder, Colorado.
- Martins, S. V. & Rodrigues, R.R. 2002 Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil *Plant Ecology* 00: 1–12.
- Martini, A.M.Z. 1996. Estrutura e dinâmica populacional de três espécies arbóreas tropicais. Dissertação de Mestrado, Universidade de Campinas, Campinas.
- Martini, A.M.Z, Lima, R.A.F., Franco, D.A.C.G. & Rodrigues, R.R. 2008. The need for full inventories of tree modes of disturbance to improve forest dynamics comprehension: An example from a semideciduous forest in Brazil. *Forest Ecology and Management*. 255 : 1479 – 1488.

- Melo, F.P.M., Dirzo, R. & Tabarelli, M. 2006. Biased seed rain in forest edges: Evidence from the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*. 132 : 50 – 60.
- Myster, R. W. & Walker, L. 1997. Plant successional pathways on Puerto Rican landslides. *Journal of Tropical Ecology*. 13:165-173.
- Newbery, D.M., Kennedy, D.N., Petol, G.H. Madani, L & Ridsdale, C.E. 1999. Primary forest dynamics in lowland dipterocarp forest at Danum Valley, Sabah, Malaysia, and the role of the understorey. *Philosophical Transactions of the Royal Society. Series B –Biological*. 354 : 1763- 1782.
- Oliveira Filho, A.T., Carvalho, W.A.C., Machado, E.L.M, Higuchi, P., Vivette, A, Castro, G.C, Silva, A.C, Santos, R.M, Borges, L.F., Corrêa, B.S. & Alves, E.J.M. 2007. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da 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 :149-161.
- Oliveira, M.A., Santos, A.M.M. & Tabarelli, M. 2008. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest *Forest Ecology and Management*. 256 : 1910–1917.
- Parker, V.T. & Pickett, S.T.A. 1999. Restoration in an ecosystem process: implication of the modern ecological paradigm.in. Urbaneska, K., Webb, N. & Edwards, P.1999. *Restoration Ecology and Sustainable Development* Cambridge University Press.
- Pascarella, J.B. 1998. Resiliency and response to hurricane disturbance in a tropical shrub, *Ardisia escallonioides* (Myrsinaceae), in south Florida. *American Journal of Botany*. 85:1207-1215.

- Phillips, O.L. & Gentry, A.H. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science*. 263 : 954–958.
- Phillips, O.L., Baker, T.R., Arroyo, L., Higuchi, N., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Lewis, S.L., Lloyd, J., Malhi, Y., Monteagudo, A., Neill, D.A., Núñez Vargas, P., Silva, J.N.M., Terborgh, J., Vásquez Martínez, R., Alexiades, M., Almeida, S., Brown, S., Chave, J., Comiskey, J.A., Czimczik, C.I., Di Fiore, A., Erwin, T., Kuebler, C., Laurance, S.G., Nascimento, H.E.M., Olivier, J., Palacios, W., Patiño, S., Pitman, N.C.A., Quesada, C.A., Saldias, M., Torres Lezama, A. & Vinceti, B. 2004. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976–2001. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*. 359 : 381–407.
- Phillips, O.L., Lewis, S.L., Baker, T.R., Chao, K. & Higuchi, N. 2008. The Changing Amazon forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society. Series B – Biological*. 363 : 1819 – 1827.
- Ricklefs, R. E. 1977. Environmental heterogeneity and plant species diversity: a hypothesis. *American Naturalist*. 111 : 376-381.
- Rocha, F. T. 2003. Levantamento florestal na Estação Ecológica dos Caetetus como subsídio para laudos de desapropriação ambiental Dissertação de Mestrado. Piracicaba, SP.
- Rodrigues, R.R. 2002. 1ºRelatório Científico do Projeto Parcelas Permanentes. <http://www.lerf.esalq.usp.br/parapre.php>. acessado em 11/2008.
- Rodrigues, R.R., Lima, R.A.F., Gandolfi, S. & Nave, A.G. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest *Biological Conservation*. 142 : 1242–1251.

- Santos, B.A., Peres, C.A., Oliveira, M.A., Grillo, A., Alves-Costa, C.P. & Tabarelli, M. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation* 132 : 50–60.
- Segura, G., Balvanera, P. Durán, E. and Pérez, A. 2003. Tree community structure and stem mortality along a water availability gradient in a Mexican tropical dry forest. *Plant Ecology*. 169 : 259–271.
- Sheil, D., Burslem, D.F.R.P. & Alder, D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *Journal of Ecology*. 83 : 331–333.
- Sheil, D. & May, R.M. 1996. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. *Journal of Ecology*. 84 : 91–100.
- Silva, J. N. M. 1989. The behavior of the Tropical Rain Forest of the Brazilian Amazon after logging. Oxford, Oxford University.
- Souza, F.M. 2007. Associações entre as espécies arbóreas do Dossel e do subbosque em uma floresta estacional semidecidual. Dissertação de Doutorado, Universidade de Campinas, Campinas.
- 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.
- Tabanez, M.F., Durigan, G., Keuroghlian, A., Barbosa, A.F., Freitas, C.A., Silva, C.E.F., Silva, D.A., Eaton, D.P., Brisolla, G. Faria, H. H., Mattos, I.F.A., Lobo, M.T., Barbosa, M.R., Rossi, M., Souza, M.G., Machado, R.B., Pfeifer, R.M., Ramos, V.S., Andrade, W.J. & Contieri, W.A. 2005. Plano de manejo da estação ecológica dos caetetus. *Revista do Instituto Florestal. Série – Registros*. 29 : 1-104.
- Tabarelli, M. 1997. A regeneração da floresta atlântica montana. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil.

- Tabarelli, M. & Mantovani, W. 1997. Colonização de clareiras naturais na floresta atlântica no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*. 20 : 57-66.
- Tabarelli, M., Lopes, A. V. & Peres, A.C. 2008. Edge-effects Drive Tropical Forest Fragments Towards an Early-Successional System. *Biotropica*. 40: 657–661.
- Tomás, H. 1996. Permanent plots as tools for plant community ecology. *Journal of Science*. 7: 195-202.
- Torrado, P.V., Soares, A. R., Junior, A.A.S. Gherardi, B. da Silva, C.C., Libardi, M.N. & Ferreira, T.O. 2006. 4º Relatório Científico do Projeto Parcelas Permanentes. Parte II – Solos <http://www.lerf.esalq.usp.br/parapre.php>. acessado em 09/2008.
- Van Der Meer, P.J., Sterck, F.J. & Bongers, F. 1998. Tree seedling performance in canopy gaps in a tropical forest at Nouragues, French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*. 14 : 119-137.
- Williamson, G.B., Laurance, W.F., Oliveira, A., Delamonica, P., Gascon, C., Lovejoy, T.E., Pohl, L., 2000. Amazonian wet forest resistance to the 1997–1998 El Niño drought. *Conservation Biology*. 14 : 1538–1542.
- Whitmore, T. C. 1978. Gaps in the forest canopy. In: OMLINSON, Zimmerman. *Tropical trees as living systems*. London, Cambridge Univ. Press. p.639-55.
- Whitmore, T. C. 1989. Guidelines to avoid remeasurement problems in permanent sample plots in tropical rain forest. *Biotropica*. 21 : 282-283.
- Martini, A.M.Z, Lima, R.A.F., Franco, D.A.C.G. & Rodrigues, R.R. 2008. The need for full inventories of tree modes of disturbance to improve forest dynamics comprehension: An example from a semideciduos forest in Brazil. *Forest Ecology and Management*. 255 : 1479 – 1488.
- Zar, J. H. 1984. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey, USA.