Universidade Estadual de Campinas

Instituto de Biologia

SECRETARIA DE PÓS-GRADUAÇÃO I. B.

ESTABELECIMENTO DE PLÂNTULAS E JOVENS DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DE DIFERENTES TAMANHOS

Este exemplar corresponde à redação final da tese defendida pelo(a) candidato (a) Rita de Cássia Quitete Portela e aprovada pela Comissão Julgadora.

Rita de Cássia Quitete Portela

Orientador: Prof. Dr. Flavio Antonio Maës dos Santos

Tese apresentada ao Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas como requisito para obtenção do título de Mestre em Biologia Vegetal.

Campinas

2002

UNICAMP
BIBLIOTECA CENTRAL
SEÇÃO CIRCULANTE

UNICAMP
BIBLIOTECA CENTRAL

UNIDADE BC
Nº CHAMADA T UNICAMP
P832e
V EX
TOMBO BC/ 51585
PROC 16.837/02
C DX
PREÇO R$ 11,00
DATA 15/11/02
Nº CPD

CM00176478-9

910102676X5

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA - UNICAMP

P842e
P832e

Portela, Rita de Cássia Quitete
Estabelecimento de plântulas e jovens de espécies arbóreas em fragmentos florestais de diferentes tamanhos/Rita de Cássia Quitete Portela. --
Campinas, SP:[s.n.], 2002

Orientador: Flavio Antonio Maes dos Santos
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia

1.Plântula artificial. 2.Dano físico. 3.Fragmentação. 4.Alometria. 5.Mortalidade. I. Santos, Flávio Antonio Maes dos. II.Universidade Estadual de Campinas.Instituto Biologia. III. Título.

DATA DA DEFESA 27/06/2002

Banca Examinadora

Dr. Flavio Antonio Maes dos Santos

Dr. Sergius Gandolfi

Dra. Luciana Ferreira Alves

Dr. Fernando Roberto Martins

000350945

Agradecimentos

Gostaria de começar agradecendo ao Flavio pela orientação, pela confiança e por sempre estar disponível nas minhas milhões de idas a sala dele.

Aos membros da pré-banca, Prof. Aldicir Scariot, Prof. Sergius Gandolfi e Prof. Ivany Ferraz Marques Válio, pelas valiosas sugestões e correções.

A FAPESP pela bolsa de mestrado e reserva técnica que possibilitaram a realização desta tese.

Ao Prof. Jean Paul Metzger e a Profa. Dalva M. Silva Matos pelas facilidades oferecidas durante este trabalho. Ao Prof. Mauro Galetti e a Profa. Gislene Ganade pelas sugentões a este projeto antes mesmo do meu mestrado começar.

Ao Prof. Louis Bernard Klaczko pela enorme ajuda na estatística.

A SABESP por permitir o trabalho na Reserva Estadual do Morro Grande e ao IBAMA por permitir o trabalho na Reserva Biológica de Poço das Antas e aos dois de novo pelas facilidades oferecidas durante este trabalho.

Aos donos dos fragmentos por permitir o meu trabalho neles, mesmo quando alguns achavam que o que eu estava fazendo era brincadeira de criança.....

A Reserva Biológica de Poço das Antas por ainda existir e por ter me inspirado este projeto.

A Reserva Estadual do Morro Grande e aos três fragmetos estudados por ainda resistirem ao efeito de borda.

A Bel Braz por ter cedido os dados ainda não publicados e por ter me dado o primeiro artigo de plântulas artificiais.

A Lu Alves, Bete Canela, Leozinho ('rapadura é doce mas não eh mole não"), Lud Siqueira, Tati Pinto, Marquito Liesenfeld, Dani Bertani, Cristiano Verola e aos incansáveis Renato e Heraldo pela enorme ajuda na coleta de dados. Não sei o que seria do meu campo sem vocês.....

A Ana Lúcia Moreira e Dani Bertani pela ajuda no lobaratório.

A Yu, Bi, Fe, Lele e Paula pela ajuda nas confecção das plântulas, mesmo, algumas delas, não entendendo o porquê disso.

A Adriana Martini pela ajuda com os coletores.

A Lu Alves, Flavio Ramos, Prof. Marcelo Nascimento e a Marisa Fonseca pelas valiosas sugestões aos capítulos.

Ao meu pai, minha mãe e meu irmão por sempre estarem ao meu lado e por eu nem ter palavras para agradecer a eles por tudo o que fizeram e fazem por mim.

A minha vó Zelia por estar sempre comigo e ao meu vô Mario por ter me ajudado a me livrar dos malditos carrapatos que gostam tanto de mim.

A Tia Ana por ter cortado um MONTE de telas para os coletores.

A minha mãe de novo por sair comigo atrás de milhões de coisas malucas que eu precisava para fazer o meu campo.

Aos meu companheiros de casa, Bete, Veio e Marisinha, por tornarem a convivência aqui em Campinas especial, mesmo sendo pouca.....aos três de novo por dividirem comigo momentos de muita alegria, angustia e aflições nesses dois anos.

E por fim, a UFRJ e a UNICAMP pela minha formação.

CONTEÚDO

Abstract 1

Resumo 1

Introdução Geral 2

Objetivos Gerais 4

Considerações sobre os Capítulos 4

Referências Bibliográficas 5

Figuras 11

Capítulo 1. Alometria de plântulas e jovens de espécies arbóreas: altura x copa

Abstract 15

Resumo 15

Introdução 16

Material e Métodos 16

Resultados 17

Discussão 18

Referências Bibliográfica 19

Figuras 22

Capítulo 2. Danos Mecânicos em plântulas em um fragmento florestal de mata Atlântica

Abstract 27

Resumo 27

Introdução 28

Material e Métodos 30

Resultados 32

Discussão 32

Referências Bibliográficas.....35

Tabelas 41

Capítulo 3. Danos mecânicos em plântulas e indivíduos jovens na borda e interior de fragmentos florestais de diferentes tamanhos

Abstract.....44

Resumo.....44

Introdução.....45

Material e Métodos.....49

Resultados.....55

Discussão.....60

Considerações Finais.....67

Referências Bibliográficas.....68

Tabelas.....79

Conclusão Geral.....82

ABSTRACT –Little is known about the effects of fragmentation in seedling community, which is the first to suffer with the effects of fragmentation. The study of the pattern of the regeneration is very important because it will determine the future composition of an area. In this context, this study had two aims: analyze the allometric relation between the largest horizontal crown axis and height, for a community of tree seedlings and saplings up to 1 m height in the Reserva Estadual do Morro Grande (ca. 11000 ha), Cotia, SP and analyse the mechanical damage caused by litterfall, by vertebrates, by humans and others in seedlings and saplings up to 100 cm of height placed in the edge and in the interior of three small fragments (14, 18 e 30ha) and one large fragment (11000 ha with three replicates), Cotia, SP and in one small fragment (7.05 ha) placed in the Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. The best adjust for the allometric relashionship was the potencial ($r^2 = 0.640$, $p<0.001$). The fact that the juveniles from different species adjust to a unique allometric model suggest that ecological factors could have an important restrictive role in the allometry of seedlings and saplings of tree species. The physical damage and mortality seems not to be directly related to litterfall and its depth and the others characteristics described here. The microhabitat structure could be more important than these characteristics. We know that seedling's mortality is influenced by a lot of ecological factors so, the analysis of some of these factors could make the results difficult to understand. The only factor analysed here that seems to be very important to the seedling mortality is the human impact.

Key words: allometry, seedling, height, crown, artificial seedling, mortality, mechanical damage, fragments

RESUMO – Pouco se sabe sobre os efeitos das modificações ambientais causadas pela fragmentação florestal sobre a comunidade de plântulas, que é a fase mais crucial e vulnerável na história de vida de uma planta e a primeira a sofrer com o efeito da fragmentação. O estudo do padrão de regeneração também é muito importante porque ele vai determinar a composição futura da área. Dentro desse contexto, esse trabalho teve os seguintes objetivos: analisar a relação alométrica entre o maior eixo horizontal de copa e a altura, para a comunidade de plântulas e jovens de até 1 m de altura na Reserva Estadual do Morro Grande (ca. 11000 ha), Cotia, SP e analisar também a qualidade e quantidade de danos físicos em plântulas e jovens de espécies arbóreas em fragmentos de tamanhos diferentes e em áreas de interior e de borda de fragmentos. Para tanto, foram estudados três fragmentos de floresta secundária de tamanho pequeno (14, 18 e 30ha) e um fragmento grande (Reserva Estadual do Morro Grande, ca. 11000 ha), localizado no município de Cotia, SP e um fragmento de 7,05 ha na Reserva Biológica de Poço das Antas, município de Silva Jardim, RJ. O modelo alométrico com melhor ajuste foi o potencial ($r^2 = 0,640$, $p<0,001$) indicando que jovens de diferentes espécies se ajustam a um único modelo alométrico sugerindo que os fatores ecológicos podem ter um papel restritivo na alometria das plântulas e jovens de espécies arbóreas. Os danos físicos observados e a mortalidade parecem que não estão diretamente relacionados à queda de serapilheira e ao acúmulo de serapilheira no chão da floresta. Pode ser que a estrutura do microhabitat influencie mais diretamente os resultados encontrados. As outras características da parcela aqui descritas também não parecem estar influenciando, pelo menos de maneira direta, a mortalidade das plântulas. Com certeza, a mortalidade de plântulas é influenciada por uma série de fatores ecológicos. Portanto, a análise de apenas alguns fatores aqui pode tornar difícil a interpretação. O único fator, analisado aqui, que realmente parece estar influenciando diretamente a mortalidade de plântulas é o impacto antrópico por meio de trilhas dentro da floresta e corte de árvores.

Palavras-chave: alometria, plântula, altura, copa, plântula artificial, mortalidade, dano mecânico, fragmentos

Introdução Geral

A Mata Atlântica originalmente cobria o território brasileiro com cerca de 100 milhões de hectares de extensão, restando hoje em dia somente 5-7% do original de áreas florestadas (Reis *et al.* 1999, Cullen Jr. *et al.* 2000). A maior parte da floresta restante encontra-se restrita a fragmentos menores que 100 ha (Turner & Corlett 1996, Ranta *et al.* 1998). Esse padrão de destruição se repete em toda região tropical, fazendo com que paisagens fragmentadas tornem-se rapidamente comuns em tais regiões (Turner & Corlett 1996, Laurance 1999a), onde cerca de 15,4 milhões de ha de tais florestas são destruídas por ano (Laurance 1999b). Devido a destruição de extensas áreas de Mata Atlântica, este ecossistema é o mais ameaçado de extinção dentre as florestas tropicais (Laurance 1999a, Ranta *et al.* 1998, Reis *et al.* 1999, Oliveira-Filho & Fontes 2000, Silva & Tabarelli 2001). A destruição de florestas nos trópicos envolve a conversão de paisagens contínuas de florestas em pequenos remanescentes florestais imersos em uma matriz composta por espécies não florestais (Estrada *et al.* 1993, Kapos *et al.* 1993, Turner & Corlett1996, Laurance 1999a, Gascon *et al.* 2001), criando assim uma borda e expondo a floresta às condições adversas da matriz (Fox *et al.* 1997, Nason *et al.* 1997, Stevens & Husband 1998, Laurance 1999a, Gascon *et al.* 2001).

O efeito de borda é a mais significante conseqüência ecológica da fragmentação florestal (Zheng & Chen 2000, Newmark 2001), representando diferenças de fatores bióticos e abióticos que existem ao longo da borda de um fragmento relativo ao seu interior (Gehlhausen *et al.* 2000). A borda, geralmente possui estrutura e composição da vegetação (Williams-Linera 1990, Viana *et al.* 1997), microclima (Kapos 1989, Kapos *et al.* 1993, Matlack 1993, Kapos *et al.* 1997, Turton & Freiburger 1997) e fauna (Klein 1989, Souza & Brown 1994, Mills 1995, Manson *et al.* 1999, Cadenasso & Pickett 2000) diferenciadas do interior da floresta, sendo a principal zona que sofre com eutrofização por fertilizantes e invasão por espécies daninhas (Fox *et al.* 1997). A área influenciada pela borda é critica para fragmentos florestais, pois pequenos fragmentos possuem uma grande razão borda/interior

e com isso seu interior pode ser desproporcionalmente influenciado pela borda (Kapos 1989, Laurance 1991, Laurance & Yensen 1991, Mills 1995) porém, essa influência depende do tipo de matriz que circunda o fragmento, do tipo de manejo que que a matriz sofre e da idade da borda estudada (Mesquita *et al.* 1999).

Estas mudanças causadas pela criação da borda influenciam alterações na comunidade animal (Powell & Powell 1987, Laurance 1990, Becker *et al.* 1991, Redford 1992, Souza & Brown 1994, Nason *et al.*1997, Machado & Fonseca 2000). A defaunação de uma área, pode ocorrer por diversos motivos, tendo influência imediata na comunidade vegetal (Dirzo & Miranda 1990, Redford 1992, Aizen & Feinsinger 1994, Wright *et al.* 2000). Tal mudança pode ser vista pelo acúmulo de sementes e frutos intocados no solo da floresta, pela presença de plântulas e indivíduos de espécies herbáceas não herbivoradas e pela alta densidade de plântulas e baixa diversidade das mesmas em locais defaunados (Dirzo & Miranda 1990, Wright *et al.* 2000).

As plântulas são as primeiras a sofrerem com o efeito da fragmentação (Scariot 1999 – Amzônia Central). O sucesso destas é influenciado por uma série de fatores, tais como o nível de luminosidade (Alvarez-Buylla & Martinez-Ramos 1992, Nichols *et al.* 1999, Dalling *et al.* 1999), o tamanho de clareira (Schupp 1988, Alvarez-Buylla & Martinez-Ramos 1992, Dalling *et al.* 1999), a dispersão de sementes (Schupp 1988, Forget 1994), a predação e o parasitismo nos estádios ontogenéticos iniciais (Augspurger & Kitajima 1992, Cadenasso & Pickett 2000) e o dano físico causado pela serapilheira e por vertebrados (Clark & Clark 1989, McCarthy & Facelli 1990, Mack 1998, Scariot 2000, Ickes *et al.* 2001). Este último fator, embora não extensivo, pode alterar a dinâmica de uma comunidade (Clark & Clark 1985, Dirzo & Miranda 1990, Facelli & Pickett 1991, McCarthy & Facelli 1990, Dalling *et al.* 1997), principalmente determinando a riqueza das espécies, a abundância e a distribuição de espécies arbóreas (Benitez-Malvido & Kossmann-Ferraz 1999). Estudos utilizando modelos de plântulas artificiais para a quantificação de danos mecânicos, encontraram taxas de danos

físicos em florestas tropicais variando de 21,7% (Scariot 2000) a 82% (Clark & Clark 1989). Como pode-se notar pela alta taxa de dano, este parece ser um fator significante na morte de juvenis de espécies arbóreas em muitas florestas neotropicais, podendo ser considerado como o principal causador de mortalidade de juvenis (Clark & Clark 1991). Este fato pode estar relacionado com a arquitetura das espécies, já que a arquitetura das plântulas pode influenciar a flexibilidade das mesmas e consequentemente a capacidade destas em resistirem ao dano mecânico e assim influenciar a estrutura e dinâmica das florestas.

Objetivos Gerais

1. Analisar a relação alométrica entre o maior eixo de copa e a altura, para a comunidade de plântulas;
2. Analisar a qualidade e quantidade de danos físicos em plântulas e jovens de espécies arbóreas em fragmentos de tamanhos diferentes;
3. Analisar a qualidade e quantidade de danos físicos em plântulas e jovens de espécies arbóreas em áreas de interior e de borda de fragmentos.

Considerações sobre os Capítulos

A presente tese foi estruturada em três capítulos, sendo que cada um tem como objetivo responder a uma pergunta independente dos outros. No capítulo 1 foi estudada a alometria de plântulas e jovens de espécies arbóreas em uma Floresta Estacional Semidecidual com elementos da Floresta Ombrófila Densa. Nos capítulos 2 e 3 foram estudadas as taxas de danos mecânicos em plântulas artificiais e a mortalidade em plântulas e jovens de espécies arbóreas em fragmentos de diferentes tamanhos, incluindo também o efeito da borda. No capítulo 2 foi estudado o efeito da borda na taxa de dano mecânico em um fragmento pequeno de floresta pluvial atlântica baixo-montana. No capítulo 3 foi analisado tanto o efeito da borda como o do tamanho do fragmento na taxa de dano mecânico e

mortalidade de plântulas em 3 fragmentos de tamanho intermediário e um grande do mesmo tipo de floresta do capítulo 1.

Juntos, esses três capítulos podem dar uma visão geral da situação da regeneração de arbóreas em fragmentos de diferentes tamanhos e em bordas de floresta. Portanto, essa tese apresenta dados que podem ser importantes para a conservação de fragmentos de Mata Atlântica.

Referência bibliográficas

AIZEN, M.A. & FEINSINGER, P. 1994. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a chaco dry forest, Argentina. Ecology 75: 330-351.

ALVAREZ-BUYLLA, E.R. & MARTINEZ-RAMOS, M. 1992. Demography and allometry of *Cecropia obtusifolia*, a neotropical pioneer tree- an evaluation of the climax- pioneer paradigm for tropical rain forests. Journal of Ecology 80: 275-290.

AUGSPURGER, C.K. & KITAJIMA, K. 1992. Experimental studies of seedling recruitment from contrasting seed distribution. Ecology 73: 1270-1284.

BECKER, P., MOURE, J.S. & PERALTA, F.J.A. 1991. More about Euglossine bees in Amazonian forest fragments. Biotropica 23: 586-591.

BENITEZ-MALVIDO, J & KOSSMANN-FERRAZ, I.D. 1999. Litter cover variability seedling performance and herbivory. Biotropica 31: 598-606.

BRUNA, E.M. 1999. Seed germination in rainforest fragments. Nature 402 :100.

CADENASSO, M.L. & PICKETT, S.T.A. 2000. Linking forest edge structure to edge function: mediation of herbivore damage. Journal of Ecology 88: 31-44.

CLARK, D.B. & CLARK, D.A. 1985. Seedling dynamics of a tropical tree: impacts of herbivory and meristem damage. Ecology 66: 1884-1892.

CLARK, D.B. & CLARK, D.A. 1989. The role of physical damage in the seedling mortality regime of a neotropical rain forest. Oikos 55:225-230.

CLARK, D.B. & CLARK, D.A. 1991. The impact of physical damage on canopy tree regeneration in Tropical Rain Forest. Journal of Ecology 79: 447-457.

CULLEN Jr., L., BODMER, R.E. & PÁDUA, C.V. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. Biological Conservation 95: 49-56.

DALLING, J.W, LOVELOCK, C.E., HUBBELL, S.P. 1999. Growth responses of seedling of two neotropical pioneer species to simulated forest gap environments. Journal of Tropical Ecology 15: 827-839.

DALLING, J.W., HARMS, K.E., AIZPRÚA, R. 1997. Seed damage tolerance and seedling resprouting ability of *Prioria copaifera* in Panamá. Journal of Tropical Ecology 13: 481-490.

DIRZO, R., MIRANDA, A. 1990. Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity- a sequel to John Terborgh. Conservation Biology 4: 444-447.

ESTRADA, A., COATES- ESTRADA, R., MERITT, D., MONTIEL JR., S., CURIEL, D. 1993. Patterns of frugivore species richness and abundance in forest islands and in agricultural habitats ai Los Tuxtlas, Mexico. Vegetatio 107/108: 245-257.

FACCELLI, J.M. & PICKETT, S.T.A. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. The Botanical Review 57:1-32.

FORGET, P.M. 1994. Recruitment pattern of *Vouacapoua americana* (Caesalpiniaceae), a rodent-dispersed tree species in French Guiana. Biotropica 26: 408-419.

FOX, B.J., TAYLOR, J.E., FOX, M.D., WILLIAMS, C. 1997. Vegetation changes across edges of rainforest remnants. Biological Conservation 82: 1-13.

GASCON, C., LAURANCE, W.F., LOVEJOY, T.E. 2001. Fragmentação florestal e biodiversidade na Amazônia central. *In*: Garay, I & Dias, B (ed). Conservação da Biodiversidade em Ecossistemas Tropicais: avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento, pp: 112-127. Editora Vozes, Petrópolis, RJ, Brasil.

GEHLHAUSEN, S.M. SCHWARTZ, M.W., AUGSPURGER, C.K. 2000. Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. Plant Ecology 147:21-35.

ICKES, K., DEWALT, S.J., APPANAH, S. 2001. Effects of native pigs (*Sus scrofa*) on woody understory vegetation in a Malasian lowland rain forest. Journal of Tropical Ecology 17: 191-206.

KAPOS, V. 1989. Efffects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. Journal of Tropical Forest 5: 173-185.

KAPOS, V., GANADE, G., MATSUI, E., VICTORIA, R.L. 1993. $\delta^{13}C$ as na indicator of edge effects in tropical rainforest reserves. Journal of Ecology 81:425-432.

KAPOS, V., WANDELLI, E., CAMARGO, J.L. & GANADE, G. 1997. Edge- related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. *In*: Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O. (ed). Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities, pp 33-44, University of Chicago Press, Chicago, EUA.

KLEIN, B.C. 1989. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in Central Amazon. Ecology 70: 1715-1725.

LAURANCE, W.F. 1990. Comparative responses of five arboreal marsupial to tropical forest fragmentation. Journal of Mammal 71: 641- 653.

LAURANCE, W.F. 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rais forests mammals. Conservation Biology, 5: 79-89.

LAURANCE, W.F. 1999a. Introduction and synthesis. Biological Conservation 91: 101-107.

LAURANCE, W.F. 1999b. Reflections on the tropical deforestation crisis. Biological Conservation 91: 109-117.

LAURANCE, W.F. & YENSEN, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. Biological Conservation 55: 77-92.

MACHADO, R.B. & FONSECA, G.A.B. 2000. The avifauna of Rio Doce Valley, Southeastern Brazil, a highly fragmented area. Biotropica 32: 914-924.

MACK, A.L. 1998. The potential impact of small- scale physical disturbance on seedlings in a Papuan rainforest. Biotropica 30: 547-552.

MANSON, R.H., OSTFELD, R.S., CANHAM, C.D. 1999. Responses of a small mammal community to heterogeneity along forest-old-field edges. Landscape Ecology 14: 355-367.

MATLACK, G.R. 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the Eastern United States. Biological Conservation 66: 185-194.

MCCARTHY, B.C. & FACELLI, J.M. 1990. Microdisturbances in oldfields and forests: implications for woody seedling establishment. Oikos 58: 55-60.

MESQUITA, R.C.G.; DELAMÔNICA, P.; LAURENCE, W.F. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. Biological Conservation 91: 129-134.

MILLS, L.S. 1995. Edge effects and isolation: Red-Backed voles on forest remnants. Conservation Biology 9: 395-403.

NASON, J.D., ALDRICH, P.R. & HAMRICK, J.L. 1997. Dispersal and the dynamics of genetic structure in fragmented tropical tree populations. *In*: Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O. (ed). Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities, pp 304-332, University of Chicago Press, Chicago, EUA.

NEWMARK, W.D. 2001. Tanzanian forest edge microclimatic gradients: dynamic patterns. Biotropica 33: 2-11.

NICHOLS, J.D., AGYEMAN, V.K., AGURGO, F.B., WAGNER, M.R. & COBBINAH, J.R. 1999. Patterns of seedling survival in the tropical African tree *Milicia excelsa*. Journal of Tropoical Ecology 15: 451-461.

OLIIVEIRA-FILHO, A.T. & FONTES, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forest in Southeastern Brazil and the influence of climate. Biotropica 32: 793-801.

POWELL, A.H. & POWELL, G.V.N. 1987. Population dynamics of male Euglossine bees in Amazonian forest fragments. Biotropica 19: 176-179.

RANTA, P., BLOM, T., NIEMELÄ, J., JOENSUU, E. & SIITONEN, M. 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. Biodiversity and conservation 7: 385-403.

REDFORD, K.H. 1992. The Empty Forest. BioScience 42: 412-422.

REIS, A., ZAMBONIN, R.M. & NAKAZONO, E.M. 1999. Recuperação de áreas degradadas utilizando a sucessão e as interações planta- animal. Série cadernos da reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Caderno 14. Editor: Costa, J.P.O.C.

SCARIOT, A. 1999. Forest fragmentation effects on palm diversity in cental Amazonia. Journal of Ecology 87: 66-76.

SCARIOT, A. 2000. Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments. Biotropica 32: 662-669.

SCHUPP, E.W. 1988. Seed and early seedling predation in the forest understory and in treefall gaps. OIKOS 51: 71-78.

SILVA, J.M.C. & TABARELLI, M. 2001. The future of the Atlantic Forest in northeastern Brazil. Conservation Biology 15: 819-820.

SOUZA, O.F.F. & BROWN, V.K. 1994. Effects of habitat fragmentation on Amazonian termite communities. Journal of Tropical Ecology 10: 197-206.

STEVENS, S.M. & HUSBAND, T.P. 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. Biological Conservation 85: 1-8.

TURNER, I.M. & CORLETT, R.T. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. TREE 11: 330-333.

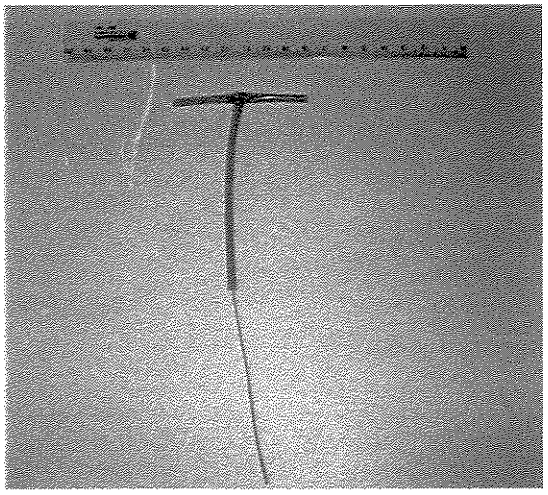
TURTON, S.M. & FREIBURGER, H.J. 1997. Edge and aspect effect on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Artherton Tableland, North-eastern Australia. *In*: Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O. (ed). Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities, pp 45-54, University of Chicago Press, Chicago, EUA.

VIANA, V.M., TABANEZ, A.A.J. & BATISTA, J.L. 1997. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist Forest. *In*: Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O. (ed). Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities, pp: 351-365. Editado por University of Chicago Press, Chicago, EUA.

WILLIAMS-LINERA, G. 1990 Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. Journal of Ecology 78: 356-373.

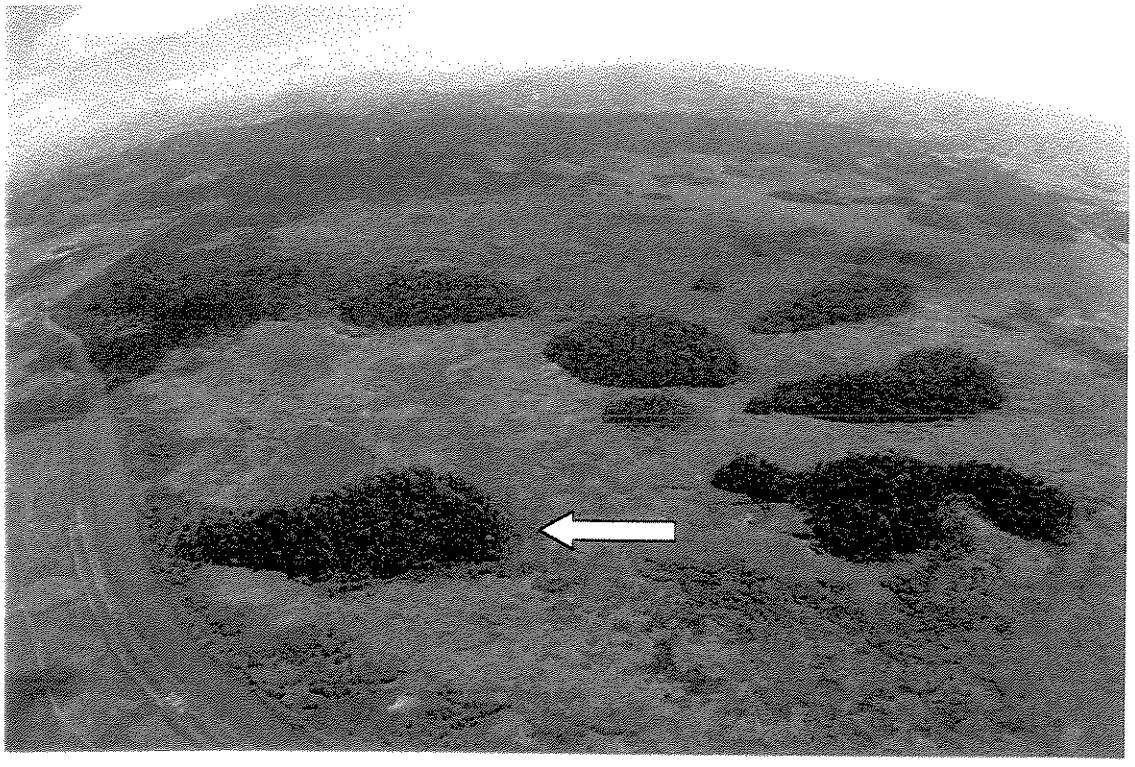
WRIGHT, S.J., ZEBALLLOS, H., DOMÍNGUEZ, I., GALLRDO, M.M., MORENO, M.C., IBÁÑEZ, R. 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a Neotropical forest. Conservation Biology 14: 227-239.

ZHENG, D. & CHEN, J. 2000. Edge effects in fragmented landscapes: a generic model for deliniating area of edge influences (D-AEI). Ecological Modelling 132: 175-190.



Modelo de plântula proposto por Clark & Clark (1989), utilizado nos capítulos 2 e 3 para os estudos de danos mecânicos a plântulas.

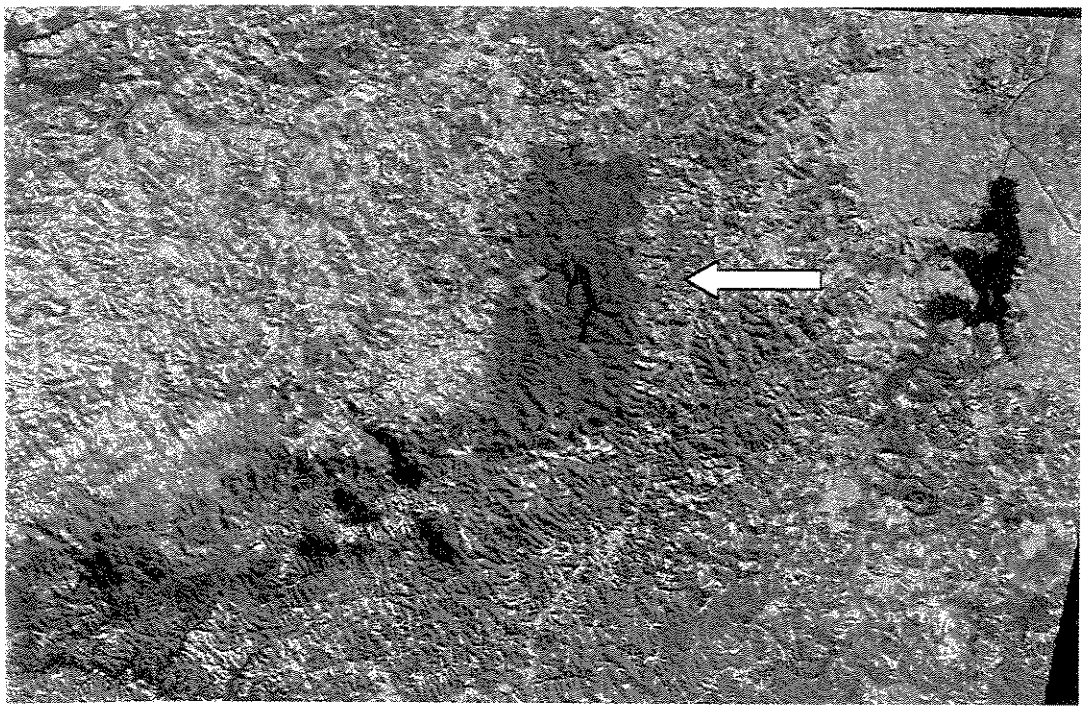
Modelo de plântula no campo proposto por Clark & Clark (1989), utilizado nos Capítulos 2 e 3 para os estudos de danos mecânicos a plântulas.



Área estudada no Capítulo 2 na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. A seta indica o fragmento estudado. (Foto: Ernesto Viveiros – abril de 2001)

Fragmento estudado no Capítulo 2 na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ.

Exemplo de uma borda estudada no Capítulo 3. Borda da Reserva Estadual do Morro Grande, SP – área 3.



Reserva Estadual do Morro Grande, indicada na figura. Imagem Thematic Mapper do satélite Landsat-5, obtida em 1997.

Capítulo 1

Alometria de plântulas e jovens de espécies arbóreas: altura x copa

ABSTRACT – (Allometry of seedlings and juveniles of tree species: height x crown). Most of the morphological and developmental characteristics from different parts of a plant may vary in function of the specie's architecture, microenvironment and degree of ecological restriction where its has begun its growth. In this context, this study aimed to analyze the allometric relation between the largest horizontal crown axis and height, for a community of tree seedlings and saplings up to 1 m height in the Reserva Estadual do Morro Grande (ca. 11000 ha) (23°35'S - 23°50'S; 46°45'W - 47°15'W), situated at São Paulo's Atlantic Plateau, SE Brazil. We sampled 600 individuals in 34 1m^2 plots along six transects, 100 individuals per transect. For each individual we measured their largest crown axis and height. We adjusted different models of regression to the data (linear, exponential, potencial, polynomial and logarithmic), and the best adjust was the potencial (r^2 = 0,640, $p<0,001$). The fact that the juveniles from different species adjust to a unique allometric model suggest that ecological factors could have an important restrictive role in the allometry of seedlings and saplings of tree species.

Key words: allometry, seedling, height, crown

RESUMO – (Alometria de plântulas e jovens de espécies arbóreas: altura x copa). Muitos caracteres morfológicos e de desenvolvimento de diferentes partes de uma planta variam dependendo da arquitetura da espécie, do microambiente, e do grau de restrição ecológica onde esta iniciou seu crescimento. Dentro deste contexto, este estudo teve como objetivo analisar a relação alométrica entre o maior eixo de copa e a altura, para a comunidade de plântulas e indivíduos jovens de espécies arbóreas com até 1 m de altura na Reserva Estadual do Morro Grande (ca. 11000 ha) (23°35'S - 23°50'S; 46°45'W - 47°15'W), situada no Planalto Atlântico de São Paulo. Foram feitas seis transecções onde a cada 2,5 metros foi estabelecida uma parcela de 1x1m, totalizando 34 parcelas. Todos os indivíduos encontrados dentro das parcelas tiveram a altura e o maior eixo horizontal da copa medidos, sendo amostrados em cada transecção 100 indivíduos, totalizando uma amostra de 600 indivíduos. Foram ajustados diferentes modelos de regressão aos dados (linear, exponencial, potencial, polinomial e logarítmica) sendo que a potencial apresentou o melhor ajuste (r^2 = 0,640, $p<0,001$). O fato de jovens de diferentes espécies se ajustarem a um único modelo alométrico sugere que os fatores ecológicos podem ter um papel restritivo na alometria das plântulas e jovens de espécies arbóreas.

Palavras-chave: alometria, plântula, altura, copa

Introdução

Os estudos de alometria em plantas são importantes para a compreensão de aspectos ecológicos e evolutivos em espécies de plantas e os modelos gerados a partir desses estudos podem ser ferramentas poderosas de previsão em ecologia (Bond *et al.* 1999). O estudo da relação entre tamanho e forma em árvores também é importante no entendimento da estrutura e dinâmica das florestas (King 1996, Sposito & Santos 2001). Muitos caracteres morfológicos e de desenvolvimento de diferentes partes de um indivíduo, variam dependendo da arquitetura específica, do microambiente e do grau de restrição ecológica onde este iniciou seu crescimento (Kohyama 1987, King 1996, Cornelissen 1999, Dalling *et al.* 1999, Nishimura & Suzuki 2001, Wright & Westoby 2001). Essas relações também variam de acordo com a espécie em questão (Kohyama 1987, Niklas 1994, Bond *et al.* 1999, Cornelissen 1999, Kidson & Westoby 2000, Sposito & Santos 2001, Sterck & Bongers 2001, Alves & Santos 2002) e com a fase de desenvolvimento em que a planta se encontra, pois os indivíduos sofrem transformações mecânicas ao longo do seu crescimento (Niklas 1994, Sterck & Bongers 2001, Alves & Santos 2002).

Este estudo teve como objetivo analisar a relação alométrica entre o maior eixo de copa e a altura, para a comunidade de plântulas e indivíduos com até 1 m de altura de espécies arbóreas, em uma Floresta Estacional Semidecidual com elementos da Floresta Ombrófila Densa.

Material e Métodos

Área de estudo - A Reserva Estadual do Morro Grande (ca. 11000 ha) localiza-se no município de Cotia, nos bordos do Planalto Atlântico de São Paulo (23°35'S - 23°50'S; 46°45'W - 47°15'W; áreas de estudo varianado de 898 a 979 m de altitude), encontrando-se protegida há cerca de 80 anos. O tipo de vegetação é de Floresta Estacional Semidecidual com elementos da Floresta Ombrófila Densa, sendo constituida de um grande mosaico sucessional, com áreas que já sofreram corte e áreas que nunca foram cortadas. O clima da região é temperado e chuvoso macrotérmico de inverno seco, do tipo Cwa

(Köppen 1948, Ometto 1981, Alves & Metzger 2001), com temperatura anual variando de 11°C a 27°C e precipitação média anual em torno de 1.400 mm (SABESP 1997).

Desenho experimental - Para a caracterização da comunidade de plântulas e árvores jovens com até 1 m altura (indivíduos pequenos), foram feitas 6 transecções na Reserva, com uma média de distância entre si de 2,1 Km. De 2,5 em 2,5 metros, em cada transecção, foi estabelecida uma parcela de 1x1m. Foram totalizadas 34 parcelas nas 6 transecções, sendo que cada transecção teve um número variável de parcelas. Todos os indivíduos pequenos encontrados dentro das parcelas tiveram suas alturas e o maior eixo horizontal da copa medidos, sendo amostrados em cada transecção 100 indivíduos, totalizando uma amostra de 600 indivíduos. A altura foi considerada como a distância da superfície do solo até o meristema apical e o maior eixo foi considerado o maior comprimento horizontal da copa. Para a medição do maior eixo horizontal da copa, foi considerado a disposição natural das folhas. Os dados foram coletados com umas régua de 1 m em junho-julho de 2000.

Foram ajustados diferentes modelos de regressão (linear, exponencial, potencial, polinomial e logarítmica) (Zar 1999) aos dados de altura (cm) x maior eixo (cm) para verificar qual descrevia melhor a relação entre as variáveis.

Resultados

A maioria dos indivíduos amostrados (mediana) tinha até 11,0 cm de altura, sendo que o menor indivíduo tinha 2,5 cm e o maior 99,0 cm (figura 1). O tamanho máximo do maior eixo horizontal da copa foi 70,0 cm, e o mínimo de 1,0 cm, com a maioria dos indivíduos (mediana) medindo até 8,0 cm (figura 2). Menos de 25 % dos indivíduos possuíam altura superior a 25,0 cm e maior eixo horizontal da copa superior a 15,0 cm.

A relação entre altura e maior eixo horizontal da copa foi potencial ($r^2 = 0,64$, $p < 0,001$, figura 3), com as plantas de alturas maiores apresentando proporcionalmente menores eixos. Os demais

modelos de regressão (linear, exponencial, polinomial e logaritmico) apresentaram menores ajustes (r^2 < 0,55). Os indivíduos da família Arecaceae (1% do total de indivíduos) apresentaram uma relação diferente (pontos mais extremos no gráfico de regressão, figura 3) dos demais indivíduos, onde o maior eixo apresentou um incremento proporcionalmente maior que a altura.

Discussão

A maioria dos indivíduos de até 1 m de altura (77,2% do total de indivíduos), é menor que 0,25 m de altura, provavelmente indicando que na Reserva Estadual do Morro Grande existe uma grande concentração de plântulas, aparentemente maior que a de jovens. Considerando que a coleta de dados foi feita durante a estação seca (junho-julho), época não favorável a germinação de sementes, esse acúmulo de indivíduos pequenos nas áreas amostradas não parece ser resultado de um intenso recrutamento de plântulas recém-germinadas quando da coleta de dados, sugerindo a formação de um banco de plântulas e dificuldades no desenvolvimento inicial dessas plântulas. Tais dificuldades podem ser resultantes de pressões ambientais, como pouca luminosidade no interior da floresta, reduzindo as chances de crescimento de indivíduos no sub-bosque da floresta (Canham 1988, King 1994, Sterck & Bongers 2001, Wright & Westoby 2001) e, consequentemente, causando a formação de banco de plântulas.

O fato de jovens de diferentes espécies se ajustarem a um único modelo alométrico sugere que os fatores ecológicos podem ser bastante restritivos e terem um importante papel na determinação da alometria de plântulas e jovens na área estudada, principalmente por todas estarem sujeitas à condições ambientais severas. King (1996) obteve resultado semelhante ao analisar a relação de uma medida de copa com a altura, para 14 espécies arbóreas em uma floresta tropical úmida na Costa Rica. As condições próximas ao solo de florestas tropicais são severas, podendo limitar a assimilação e produção de recursos, tornando esse ambiente bastante restritivo ao estabelecimento de novos indivíduos (Kohyama 1987). O fato de os indivíduos apresentarem uma tendência de serem mais altos, sem um aumento proporcional no tamanho da copa, sugere que os jovens de espécies arbóreas estariam

investindo predominantemente no crescimento vertical, como forma de "escape" a essas condições adversas. Já os indivíduos de Arecaceae, além de serem maioria na área, são plantas de sub-bosque que apresentam um tamanho de copa muito mais relacionado ao tamanho e expansão de suas folhas. Sendo assim, a partir de uma certa altura, os indivíduos já apresentariam folhas iguais àquelas produzidas por adultos (Carvalho *et al.* 1999) e, portanto, o aumento lateral deve ser muito maior, conforme o encontrado. Possivelmente, a partir de uma altura maior, essa relação se inverta novamente, visto que as espécies de Arecaceae não apresentam expansão lateral devido às ramificações.

A variação observada, indicada pelo coeficiente de correlação, parece estar relacionada às características específicas, sugerindo diferenças alométricas entre espécies, relacionadas às suas histórias filogenéticas. Sterck & Bongers (2001) observaram que características específicas e diferenças na disponibilidade de luz podem influenciar a arquitetura de espécies arbóreas. Da mesma forma, Nishimura & Suzuki (2001) também encontraram relações alométricas diferentes para comunidades de plântulas ocupando diferentes tipos de floresta, mas observaram uma convergência na arquitetura das plântulas em cada tipo de floresta. O fato de jovens de diferentes espécies se ajustarem a um único modelo alométrico sugere que os fatores ecológicos podem ter um papel restritivo na alometria das plântulas e jovens, principalmente por todas estarem sujeitas à condições ambientais severas, a despeito de possíveis diferenças alométricas entre espécies, ligadas à restrições filogenéticas.

Portanto, as pressões ecológicas, junto com as características genéticas das espécies, parecem influenciar a alometria de indivíduos pequenos de espécies arbóreas, podendo ser determinantes da arquitetura dos indivíduos adultos sob diferentes condições ambientais.

Referência bibliográficas

ALVES, L.F. & METZGER, J.P. 2001. Efeito da conectividade na abundância e riqueza de plântulas e jovens de espécies arbóreas em paisagens fragmentadas. Sub-projeto 7. Composição florística e estrutura da vegetação. Relatório FAPESP de acompanhamento anual do programa BIOTA/FAPESP:

Biodiversity conservation in fragmented landscape at the Atantic Plateau of São Paulo (Brazil). São Paulo, Processo Nº 99/05123-4. (www.biota.org.br).

ALVES, L.F. & SANTOS, F.A.M. 2002. Tree allometry and crown shape of four tree species in Atlantic rain forest, south-east Brazil. Journal of Tropical Ecology 18: 245-260.

BOND, W.J., HONIG, M. & MAZE, K.E. 1999. Seed size and seedling emergence: an allometric relationship and some ecological implications. Oecologia 120: 132-136.

CANHAM, C.D. 1988. Growth and canopy architecture of shade-tolerant trees: response to canopy gaps. Ecology 69: 786-795.

CARVALHO, R.M., MARTINS, F.R. & SANTOS, F.A.M. 1999. Leaf ecology of pre-reproductive ontogenetic stages of the palm tree *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae). Annals of Botany 83: 225-233.

CORNELISSEN, J.H.C. 1999. A triangular relationship between leaf size and seed size among woody species: allometry, ontogeny, ecology and taxonomy. Oecologia 118: 248-255.

DALLING, J.W, LOVELOCK, C.E. & HUBBELL, S.P. 1999. Growth responses of seedling of two neotropical pioneer species to simulated forest gap environments. Journal of Tropical Ecology 15: 827-839.

KIDSON, R. & WESTOBY, M. 2000. Seed mass and seedling dimensions in relation to seedling establishment. Oecologia 125: 11-17.

KING, D.A. 1994. Influence of light level on the growth and morphology of saplings in a Panamanian forest. American Journal of Botany 811: 948-957.

KING, D.A. 1996. Allometry and life history of tropical trees. Journal of Tropical Ecology 12: 25-44.

KOHYAMA, T. 1987. Significance of architecture and allometry in sapling. Functional Ecology 1: 399-404.

KÖPPEN, W. 1948. Climatologia. Fondo de Cultura Económica, México.

NIKLAS, K. J. 1994. Plant allometry: the scaling of form and process. The University of Chicago Press. Chicago.

NISHIMURA, T.B. & SUZUKI, E. 2001. Allometric differentiation among tropical tree seedlings in heath and peat-swamp forests. Journal of Tropical Ecology 17: 667-681.

OMETTO, J.C. 1981. Bioclimatologia vegetal. Editora Agronômica Ceres Ltda. São Paulo.

SABESP. 1997. Programa de Conservação do Sistema Cotia. Relatório Conclusivo (tomo 3): Avaliação Ambiental. SABESP/Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável, São Paulo.

SPOSITO, T.C. & SANTOS, F.A.M. 2001. Scaling of stem and crown in eight *Cecropia* (Cecropiaceae) species of Brazil. American Journal of Botany 88: 939-949.

STERCK, F.J. & BONGERS, F. 2001. Crown development in tropical rain forest trees: patterns with tree height and light availability. Journal of Ecology 89: 1-13.

WRIGHT, I.J. & WESTOBY, M. 2001. Understanding seedling growth relationships through specific leaf aea and leaf nitrogen concentration: generalisations across growth forms and growth irradiance. Oecologia 127: 21-29.

ZAR, J. H. 1999. Biostatistical Analysis. 4th edition. Prentice Hall, New Jersey.

Legenda das figuras:

Figura 1: Distribuição de altura dos indivíduos com até 1 m de altura na Reserva Estadual do Morro Grande. Cada caixa ("box") representa 50% das observações, e as barras horizontais inferiores e superiores representam a amplitude total da distribuição (25% e 75%), exceto os valores extremos (*) e os muito extremos (°) ("outliers"). A cintura dentro da caixa representa a mediana, e os limites de confiança de 95% são representados pelas linhas indentadas ao redor da mediana.

Figura 2: Distribuição de tamanho do maior eixo horizontal da copa dos indivíduos com até 1 m de altura na Reserva Estadual do Morro Grande. Cada caixa ("box") representa 50% das observações, e as barras horizontais inferiores e superiores representam a amplitude total da distribuição (25% e 75%), exceto os valores extremos (*) e os muito extremos (°) ("outliers"). A cintura dentro da caixa representa a mediana, e os limites de confiança de 95% são representados pelas linhas indentadas ao redor da mediana.

Figura 3: Relação entre altura (cm) e maior eixo horizontal da copa (cm) de indivíduos de espécies arbóreas com até 1 m de altura, na Reserva Estadual do Morro Grande, Cotia, SP. ($y = 1.250x^{0.738}$, $r^2 = 0.64$, $p<0.001$)

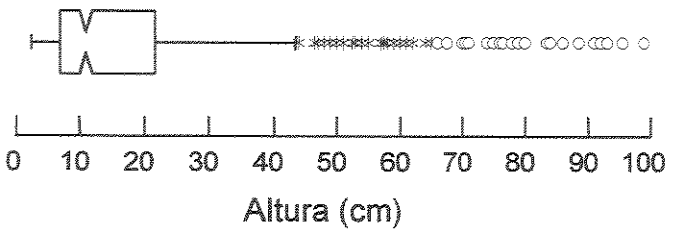


Figura 1:

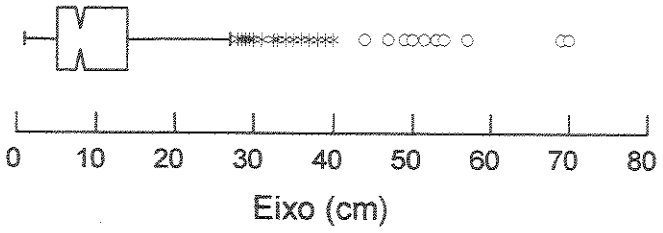


Figura 2:

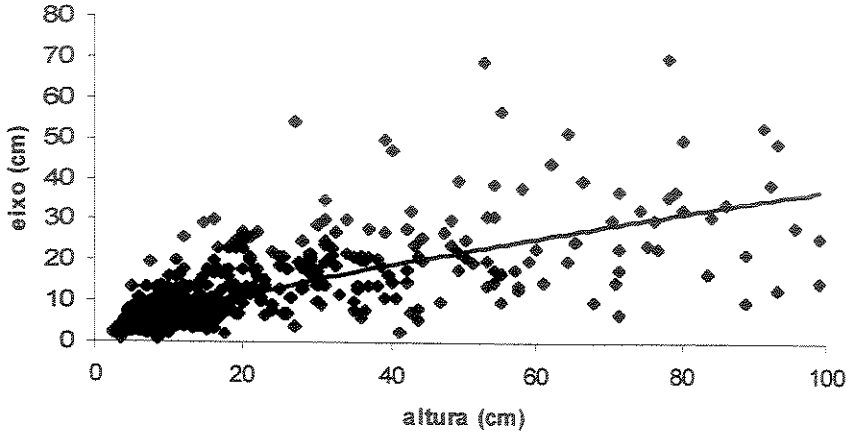


Figura 3:

Capítulo 2

Danos Mecânicos em plântulas em um fragmento florestal de mata Atlântica

ABSTRACT – (Mechanical damage in seedlings in an Atlantic Forest fragment). Nowadays, little is known about the effects of fragmentation in tree seedling and sapling community. This study aimed to answer the following question: if seedlings placed in the edge have the same chance of establishment that seedlings placed in the interior of a fragment. The study was carried out at the Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ, in a lowland coastal Atlantic rain forest fragment of 7,05 ha. Fifty-five green artificial seedlings (4cm of height and 4cm of largest crown axis representing the leafs) were placed in the edge and 46 in the interior of the studied fragment, which was followed by a year. The damage in the artificial seedlings was classified into four categories: caused by litterfall, by vertebrates, unknown cause and disappeared. The mortality of seedlings and saplings was obtained by a previous study carried out at the same site (M.I.G. Braz, unpublished data). The percentage of mechanical damage and mortality was higher in the edge site when compared to interior. Most of the damage was due to litterfall. Vertebrate damage only occurred in the edge. In the edge, one individual had an unknown damage. Three individuals disappeared in the edge and three also disappeared in the interior of the fragment. As litterfall damage occurred both in interior and edge at same intensity, mortality of the seedling and saplings in the edge could be related with damage caused by vertebrates that only occurred in the edge.

Key words: artificial seedling, mortality, mechanical damage

RESUMO – (Danos Mecânicos em plântulas em um fragmento florestal de Mata Atlântica). Hoje em dia, pouco se sabe sobre os efeitos das modificações ambientais causadas pela fragmentação florestal sobre a comunidade de plântulas. Este trabalho teve como objetivo responder a seguinte questão: plântulas situadas na borda têm as mesmas chances de se estabelecer do que plântulas situadas no interior de um fragmento florestal? O trabalho foi realizado na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ, em um fragmento de floresta pluvial atlântica baixo-montana de 7,05 ha. Foram distribuídas 55 plântulas artificiais verdes (4 cm de altura e 4 cm de eixo representando as folhas) na borda e 46 no interior do fragmento estudado, que foram acompanhadas no intervalo de um ano. Os danos das plântulas artificiais foram classificados em quatro categorias: causados por serapilheira, causados por vertebrados, causa desconhecida e desaparecida. A mortalidade de plântulas e jovens foi obtida a partir dos dados de um trabalho realizado no mesmo local (M.I.G.Braz, dados não publicados), onde plântulas naturais foram marcadas e acompanhadas também durante um ano. A porcentagem de dano mecânico total e a taxa de mortalidade foram maiores na borda do que no interior. A maior parte dos danos foi provocada por serapilheira. Já os danos provocados por vertebrados só ocorreram na borda. Na borda um indivíduo apresentou danos não identificados. Indivíduos desaparecidos somaram três na borda e três no interior. Como os danos causados por serapilheira, tanto na borda como no interior, foram altos e semelhantes, a maior mortalidade de plântulas e indivíduos jovens na borda deve estar relacionada aos danos causados por vertebrados, que só ocorreram na borda.

Palavras-chave: plântula artificial, mortalidade, dano mecânico

Introdução

O sucesso da regeneração de espécies tropicais é influenciado por uma série de fatores, tais como o nível de luminosidade (Alvarez-Buylla & Martinez-Ramos 1992, Nichols *et al.* 1999, Dalling *et al.* 1999), o tamanho de clareira (Schupp 1988, Alvarez-Buylla & Martinez-Ramos 1992, Dalling *et al.* 1999), a dispersão de sementes (Schupp 1988, Forget 1994), a predação e o parasitismo nos estádios ontogenéticos iniciais (Augspurger & Kitajima 1992, Cadenasso & Pickett 2000) e o dano físico causado pela serapilheira e por vertebrados (Clark & Clark 1989, McCarthy & Facelli 1990, Mack 1998, Scariot 2000). Este último fator, embora não extensivo, pode alterar a dinâmica de uma comunidade (Clark & Clark 1985, Dirzo & Miranda 1990, Facelli & Pickett 1991, McCarthy & Facelli 1990, Dalling *et al.* 1997), principalmente determinando a riqueza das espécies, a abundância e a distribuição de espécies arbóreas (Benitez-Malvido & Kossmann-Ferraz 1999).

Em todos os estádios de desenvolvimento de uma planta, os indivíduos podem ser mortos por agentes biológicos ou físicos (McCarthy & Facelli 1990 e Clark & Clark 1991). Porém, os indivíduos tornam-se progressivamente menos vulneráveis com o tempo (Augspurger & Kitajima 1992), sendo os processos que causam mortalidade nos estádios iniciais de desenvolvimento, determinantes da abundância e distribuição dos adultos (Clark & Clark 1985) e dependentes das características de cada espécie (Benitez-Malvido & Kossmann-Ferraz 1999).

As taxas de danos físicos relatadas para florestas tropicais variam de 34,7% (Mack 1998) a 82% ao ano (Clark & Clark 1989). As diferenças encontradas entre estudos que quantificam taxas de danos mecânicos devem-se, provavelmente, a diferenças na metodologia (por exemplo, Mack (1998) foi mais rigoroso em considerar se uma dada plântula estava danificada ou não, do que Clark & Clark (1989), usando os mesmos modelos artificiais), e nas características da vegetação das áreas estudadas (por exemplo, diferenças florísticas, diferenças no tamanho da copa e no tamanho das árvores).

A destruição de florestas nos trópicos envolve a conversão de paisagens contínuas de florestas em pequenos remanescentes florestais imersos em uma matriz composta por espécies não florestais

(Estrada *et al.* 1993, Kapos *et al.* 1993, Turner 1996, Laurance 1999), criando assim uma borda e expondo a floresta às condições adversas da matriz (Fox *et al.* 1997, Nason *et al.*1997, Stevens & Husband 1998, Laurance 1999). Esta borda, geralmente possui estrutura e composição da vegetação (Williams-Linera 1990, Viana *et al.* 1997), microclima (Kapos *et al.* 1993, Matlack 1993, Kapos *et al.* 1997, Turton & Freiburger 1997,) e fauna (Bierregaard & Lovejoy 1989, Klein 1989, Souza & Brown 1994, Mills 1995, Manson *et al.* 1999, Cadenasso & Pickett 2000) diferenciada do interior da floresta. A área influenciada pela borda é crítica para fragmentos florestais, sendo que pequenos fragmentos possuem uma grande razão borda/interior e com isso seu interior é desproporcionalmente influenciado pela borda, quando comparado com o interior de fragmentos grandes (Laurance 1991, Laurance & Yensen 1991, Mills 1995). Com a borda, os processos característicos do interior da floresta, tais como regeneração, interação planta-planta e planta-animal, têm sua dinâmica alterada (Manson *et al.* 1999).

A produção de serapilheira em fragmentos pode aumentar drasticamente na borda, quando comparada ao interior (Bierregaard *et al.* 1992, Didham 1998). Por outro lado, a abundância relativa de vertebrados parece variar na borda e interior de fragmentos. Porém, esta dependende da espécie de vertebrado estudada, sendo que não há um padrão de diferenciação entre borda e interior de fragmentos (Mills 1995, Nupp & Swihart 1996, Fernandez *et al.* 1998, Stevens & Husband 1998, Manson *et al.* 1999, Cadenasso & Pickett 2000, Pires *et al.* no prelo). Sendo assim, seria esperado que plântulas sofressem mais danos causados por serapilheira na borda de fragmentos, e que danos causados por vertebrados seriam difíceis de prever.

Plântulas representam uma fase crucial e vulnerável na história de vida de uma planta (Miles 1972, Schupp 1988, Mack 1998, Voysey *et al.*1999). Estas são as primeiras a sofrerem com o efeito da fragmentação (Scariot 1999 – Amazônia Central), e são fundamentais, juntamente com o banco de sementes, para a recuperação de bordas de fragmentos (Williams-Linera 1990). Porém, ainda hoje, pouco se sabe sobre os efeitos das modificações ambientais causadas pela fragmentação florestal sobre a comunidade de plântulas (Benitez-Malvido 1998, Sizer & Tanner 1999).

Este trabalho teve como objetivo verificar se plântulas situadas na borda teriam as mesmas chances de estabelecimento que plântulas situadas no interior de um fragmento florestal. Com tais resultados será possível inferir sobre a regeneração dessas duas áreas.

Material e Métodos

Área de Estudo - A área de estudo situa-se na Reserva Biológica de Poço das Antas, no município de Silva Jardim, parte central costeira do Estado do Rio de Janeiro (22°29' - 22°36'S e 42°13' - 42°21'W) que tem uma área total de 5.000 ha (IBAMA 1989) e dista cerca de 130 km a nordeste da cidade do Rio de Janeiro.

Na área prevalece o clima tropical quente e úmido com temperaturas médias elevadas durante quase todo o ano, principalmente de setembro a fevereiro, destacando-se o mês de janeiro como o mais quente (Lima *et al.* 1997). A temperatura média anual é de 22,8° C (Lima *et al.* 1997), com índices pluviométricos anuais de 1250 a 1500 mm, concentrados nos meses de outubro a abril (75% do total anual), sendo julho e agosto os meses mais secos, que coincidem com os meses mais frios (Pereira *et al.* 1997). A vegetação predominante é de floresta pluvial atlântica baixo-montana, sendo composta por florestas em diferentes estádios sucessionais (Lima *et al.* 1997).

O estudo foi realizado numa região conhecida como "Ilhas dos Barbados", um arquipélago de fragmentos de floresta atlântica, que variam de 1,28 ha a 15 ha (Oliveira 2001). Quase todos os fragmentos já se encontravam isolados desde 1956 e a matriz era permanentemente alagada até meados de 1980 (Oliveira 2001). Em 1980, teve início a construção da barragem de Juturnaíba e a matriz foi totalmente drenada (Oliveira 2001). Em 1984 houve o primeiro incêndio de grande porte na reserva, atingindo uma área estimada de 1000 ha. A partir daí, ocorreram mais cinco grandes incêndios. Hoje, os fragmentos são cercadas por uma vegetação característica de áreas perturbadas. Essa vegetação é formada por capinzais, samambaias (principalmente *Pteridium aquilinum*) e por árvores pioneiras como a crandiúva (*Trema micrantha)* e embaúba (*Cecropia pachystachya)* (Oliveira 2001).

Foi utilizado um fragmento de 7,05 ha, sendo considerado o mais isolado dentro deste arquipélago, distando cerca de 257 m da borda do fragmento mais próximo (Oliveira 2001). Este fragmento foi fortemente afetado por um incêndio em agosto de 1997 e possui muitas clareiras em seu interior formadas a partir da queda de árvores mortas pela ação do fogo (Oliveira 2001). O dossel deste fragmento varia de 20 a 25 m e o sub-bosque é denso (Oliveira 2001).

Desenho Experimental - Para quantificar danos em áreas de borda e de interior do fragmento, foram distribuídas 55 plântulas artificiais verdes (4 cm de altura e 4 cm de eixo representando as folhas) na borda e 46 no interior (cerca de 150m da borda), que foram acompanhadas no intervalo de um ano (outubro de 1999 a setembro de 2000). A altura usada das plântulas representou a altura mais freqüente dentre as plântulas com até 1,5 m, amostradas neste fragmento de 1998 a 1999 (M.I.G.Braz, dados não publicados). Estas plântulas seguiram o modelo utilizado por Clark & Clark (1989) e foram construídas com dois canudos de plástico verdes grampeados em forma de cruz, com uma "raiz" de arame de 10 cm de comprimento, presa na base de um dos canudos e inserida no solo.

Os danos nas plântulas artificiais foram comparados com a mortalidade de plântulas e jovens, obtidas a partir dos dados de um trabalho realizado no mesmo local (M.I.G. Braz, dados não publicados), onde plântulas naturais foram marcadas e acompanhadas durante um ano (outubro de 1998 a setembro de 1999) em quatro parcelas (1x1 m) na borda (total de 37 plântulas) e quatro no interior (total de 24 plântulas) do fragmento. Cabe ressaltar que, embora os intervalos de tempo dos dois acompanhamentos tenham sido iguais (um ano), a mortalidade foi estimada para o período de 1998-99, enquanto que os danos foram estimados para o período de 1999-2000.

Foram classificadas como danificadas plântulas encontradas inclinadas a pelo menos 45°. Os tipos de danos observados foram classificados em quatro categorias: 1- causados por serapilheira, quando a plântula encontrava-se soterrada por serapilheira; 2- causados por vertebrados, quando a plântula encontrava-se pisoteada, com vestígio de pegadas, ou com vestígios de herbivoria por

vertebrados, com vestígio de dentes de vertebrado; 3- causa desconhecida, quando não houve certeza do que os provocou, embora os indivíduos permaneceram no local (Clark & Clark 1989) e 4- desaparecida, quando a plântula não foi localizada e provavelmente deve ter sido arrancada ou por algum vertebrado ou levada por chuva. Embora Augspurger & Kitajima (1992) tenham indicado que provavelmente o desaparecimento de plântulas estaria relacionado à herbivoria por vertebrados, no presente estudo elas foram consideradas como uma categoria a parte.

A análise de diferenças de danos mecânicos e de mortalidade de plântulas entre borda e interior, foi feita por um teste de χ^2 com correção de Yates, no programa BioEstat versão 2 (Ayres *et al.* 2000).

Resultados

A porcentagem de dano mecânico total nas plântulas artificiais (χ^2 =6,78, p= 0,01) e a taxa de mortalidade em plântulas naturais (χ^2 =26,12, p< 0,001) foram maiores na borda (dano=100%, mortalidade= 89,2%) do que no interior (dano= 82,6%, mortalidade= 20,8%; Tabela 1).

A maior parte dos danos mecânicos foi causada por serapilheira (Tabela 2), sendo 40 indivíduos danificados na borda (72,7%) e 35 no interior (76,1%). Já os danos provocados por vertebrados só ocorreram na borda, em 11 indivíduos (20%). Na borda, um indivíduo apresentou danos não identificados (1,8%). Três indivíduos na borda (5,5%) e três no interior (6,5%) desapareceram.

Discussão

Menores taxas de danos físicos a plântulas têm sido relatadas na literatura (Clark & Clark 1989). Cadenasso & Pickett (2000) relataram resultados similares a borda e interior desse estudo para um fragmento de floresta decídua nos EUA, mesmo com o reduzido tamanho da amostra aqui estudada. O

fato de florestas tão distintas apresentarem resultados semelhantes quanto a danos físicos à plântulas, parece indicar que bordas afetariam negativamente a regeneração.

Como os danos causados por serapilheira, tanto na borda como no interior, foram altos e semelhantes entre si, eles parecem ser pouco importantes na determinação de diferenças nas chances de estabelecimento de plântulas entre borda e interior deste fragmento. Este fato pode estar relacionado ao pequeno tamanho do fragmento estudado e assim, todo esse fragmento pode ser considerado uma borda. Entretanto, devido aos altos valores, dano causado por serapilheira parece ser um fator importante na determinação das altas taxas de mortalidade de plântulas independente do local na floresta que elas estão.

A maior mortalidade de plântulas e indivíduos jovens na borda do fragmento estudado parece estar relacionada ao pisoteamento e à herbivoria por vertebrados, que só ocorreram na borda, talvez devido à ocorrência de *Akodon cursor*, um roedor de chão, capturado com maior intensidade na borda do que no interior deste fragmento (Pires *et al.* no prelo). Segundo Emmons & Feer (1997), folhas estão dentro da dieta deste roedor, que pode ser responsável pelos danos observados e conseqüentemente pela mortalidade diferencial de plântulas entre a borda e o interior do fragmento.

Um estudo feito por Clark & Clark (1989) na Costa Rica, numa floresta primária, utilizando plântulas artificiais como as utilizadas aqui, indicou que danos físicos foram importantes na taxa de mortalidade de plântulas, sendo que 82% dos indivíduos (n=500) sofreram danos mecânicos após um ano. McCarthy & Facelli (1990) numa floresta temperada nos EUA (Nova Jérsei), encontraram danos mecânicos em modelos artificiais (após 10 meses) variando de 21% a 55%, dependendo do estágio sucessional do local estudado, sendo maiores nos locais onde o estágio sucessional era mais avançado. Em outro estudo realizado com plântulas artificiais numa floresta tropical na Nova Guiné, foi observado que 34,7% das plântulas (n=846) sofreram danos mecânicos após um ano (Mack 1998). Na Amazônia (Scariot 2000), estimativas feitas utilizando modelos artificiais de plântulas indicaram que 21,7% de plântulas eram danificadas por ano (1100 indivíduos). Gillman & Ogden (2001) encontraram

3,3% e 16,3% de dano mecânico causado por serapilheira por ano em duas florestas temperadas na Nova Zelândia. Todos esses valores foram semelhantes ou menores que os obtidos neste estudo para o interior e borda do fragmento, respectivamente.

Quando consideramos as áreas de borda e interior em conjunto, os valores são ainda maiores (92,1 % de dano total) do que aqueles encontrados por Clark & Clark (1989). O fato de termos encontrado maiores danos mecânicos em plântulas na borda e no geral, provavelmente deve-se ao maior grau de perturbação observado para o fragmento estudado, devido ao seu reduzido tamanho, ao seu isolamento e a freqüência de ocorrência de fogo, quando comparado às outras áreas relatadas na literatura. Estas características podem influenciar, por exemplo, a entrada de vento no fragmento e assim o aumento da queda de serapilheira na área. Como já relatado na literatura, áreas mais perturbadas de floresta tropical, como o fragmento aqui estudado, possuem maior queda de galhos e árvores (Bierregaard *et al.* 1992, Didham 1998, Scariot 2000, Sizer *et al.* 2000) e maior probabilidade de invasão de suas bordas por pequenos mamíferos vindos da matriz (Lynam & Billick 1999, Pires *et al.* no prelo), aumentando assim os riscos potenciais de danos a plântulas e jovens de espécies arbóreas.

Os resultados de mortalidade de plântulas naturais e de danos mecânicos em modelos artificiais, indicam diferenças entre borda e interior de fragmentos no estabelecimento de plântulas e indivíduos pequenos, sendo que na borda os indivíduos possuem maior dificuldade de estabelecimento que no interior, podendo dificultar a regeneração na borda de fragmentos. Dessa forma, é possível que o aumento na compreensão dos fatores que influenciam as mudanças nas bordas de floresta levem a predições do comportamento da comunidade vegetal em ambientes modificados (Manson *et al.* 1999).

Referências bibliográficas

ALVAREZ-BUYLLA, E.R. & MARTINEZ-RAMOS, M. 1992. Demography and allometry of *Cecropia obtusifolia*, a neotropical pioneer tree – an evaluation of the climax – pioneer paradigm for tropical rain forests. Journal of Ecology 80: 275-290.

AUGSPURGER, C.K. & KITAJIMA, K. 1992. Experimental studies of seedling recruitment from contrasting seed distribution. Ecology 73: 1270-1284.

AYRES, M., AYRES Jr., M., AYRES, D.L. & SANTOS, A.S.S. 2000. BioEstat versão 2. Sociedade Civil Mamirauá, MCT – CNPq.

BENITEZ-MALVIDO, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. Conservation Biology 12: 380-389.

BENITEZ-MALVIDO, J & KOSSMANN-FERRAZ, I.D. 1999. Litter cover variability seedling performance and herbivory. Biotropica 31: 598-606.

BIERREGAARD, R.O. Jr. & LOVEJOY, T.E. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. Acta Amazônica 19: 215-241.

BIERREGAARD, R.O. JR., LOVEJOY, T.E., KAPOS, V., SANTOS, A.A. & HUTCHINGS, W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. BioScience 42:859-866.

CADENASSO, M.L. & PICKETT, S.T.A. 2000. Linking forest edge structure to edge function: mediation of herbivore damage. Journal of Ecology 88: 31-44.

CLARK, D.B. & CLARK, D.A. 1985. Seedling dynamics of a tropical tree: impacts of herbivory and meristem damage. Ecology 66: 1884-1892.

CLARK, D.B. & CLARK, D.A. 1989. The role of physical damage in the seedling mortality regime of a neotropical rain forest. Oikos 55: 225-230.

CLARK, D.B. & CLARK, D.A. 1991. The impact of physical damage on canopy tree regeneration in Tropical Rain Forest. Journal of Ecology 79: 447-457.

DALLING, J.W., HARMS, K.E. & AIZPRÚA, R. 1997. Seed damage tolerance and seedling resprouting ability of *Prioria copaifera* in Panamá. Journal of Tropical Ecology 13: 481-490.

DALLING, J.W, LOVELOCK, C.E., HUBBELL, S.P. 1999. Growth responses of seedling of two neotropical pioneer species to simulated forest gap environments. Journal of Tropical Ecology 15: 827-839.

DIDHAM, R.K. 1998. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. Oecologia 116: 397-406.

DIRZO, R. & MIRANDA, A. 1990. Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity – a sequel to John Terborgh. Conservation Biology 4: 444-447.

EMMONS, L. H. & FEER, F. 1997. Neotropical rainforest mammals: a field guide. Second Edition. The University of Chicago Press, Chicago.

ESTRADA, A., COATES-ESTRADA, R., MERITT, D., MONTIEL JR., S. & CURIEL, D. 1993. Patterns of frugivore species richness and abundance in forest islands and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. Vegetatio 107/108: 245-257.

FACCELLI, J.M. & PICKETT, S.T.A. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. The Botanical Review 57: 1-32.

FERNANDEZ, F.A.S.; PIRES, A.S., FREITAS, D., ROCHA, F.S. & QUENTAL, T.B. 1998. Respostas de pequenos mamíferos à fragmentação de habitats em remanescentes de Mata Atlântica. In IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros, Anais n. 104, Volume V, Conferências e Mesas Redondas. Academia de Ciências do Estado de São Paulo, Águas de Lindóia, SP, p.184-189.

FORGET, P.M. 1994. Recruitment pattern of *Vouacapoua americana* (Caesalpiniaceae), a rodent-dispersed tree species in French Guiana. Biotropica 26: 408-419.

FOX, B.J., TAYLOR, J.E., FOX, M.D. & WILLIAMS, C. 1997. Vegetation changes across edges of rainforest remnants. Biological Conservation 82: 1-13.

UNICAMP
BIBLIOTECA CENTRAL
SEÇÃO CIRCULANTE

IBAMA. 1989. Unidades de Conservação do Brasil. Vol.1- Parques Nacionais e Reservas Biológicas. Brasília.

KAPOS, V., GANADE, G., MATSUI, E. & VICTORIA, R.L. 1993. $\delta^{13}C$ as an indicator of edge effects in tropical rainforest reserves. Journal of Ecology 81: 425-432.

KAPOS, V., WANDELLI, E., CAMARGO, J.L. & GANADE, G. 1997. Edge- related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. In Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities (W.F. Laurance, & R.O. Bierregaard, ed.). University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EUA, p. 33-44.

KLEIN, B.C. 1989. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in Central Amazon. Ecology 70: 1715-1725.

LAURANCE, W.F. 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forests mammals. Conservation Biology 5: 79-89.

LAURANCE, W.F. 1999. Introduction and synthesis. Biological Conservation 91: 101-107.

LAURANCE, W.F. & YENSEN, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. Biological Conservation 55: 77-92.

GILLMAN, L.N & OGDEN, J. 2001. Physical damage by litterfall to canopy tree seedlings in two temperate New Zealand forests. Journal of Vegetational Science 12: 671-676.

LIMA, H. C., IWAMOTO, S., GRANSOTO, S. V., DI CIERO, J., GUEDES BRUNI, R. R. & PESSOA, S. V. A. 1997. Mapeamento da cobertura vegetal na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. In III Encontro de Pesquisadores da Reserva Biológica de Poço das Antas, Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ, p.31-32.

LYNAM, A.J. & BILLICK, I. 1999. Differential responses of small mammals to fragmentation in a Thailand tropical forest. Biological Conservation 91: 191-200.

MACK, A.L. 1998. The potential impact of small-scale physical disturbance on seedlings in a Papuan rainforest. Biotropica 30: 547-552.

MANSON, R.H., OSTFELD, R.S. & CANHAM, C.D. 1999. Responses of a small mammal community to heterogeneity along forest-old-field edges. Landscape Ecology 14: 355-367.

MATLACK, G.R. 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the Eastern United States. Biological Conservation 66: 185-194.

MCCARTHY, B.C. & FACELLI, J.M. 1990. Microdisturbances in oldfields and forests: implications for woody seedling establishment. Oikos 58: 55-60.

MILES, J. 1972. Experimental establishment of seedlings on a southern English heath. Journal of Ecology 60: 225-234.

MILLS, L.S. 1995. Edge effects and isolation: Red-Backed voles on forest remnants. Conservation Biology 9: 395-403.

NASON, J.D., ALDRICH, P.R. & HAMRICK, J.L. 1997. Dispersal and the dynamics of genetic structure in fragmented tropical tree populations. In Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities (W.F. Laurance, & R.O. Bierregaard, ed.). University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EUA, p. 304-332.

NICHOLS, J.D., AGYEMAN, V.K., AGURGO, F.B., WAGNER, M.R. & COBBINAH, J.R. 1999. Patterns of seedling survival in the tropical African tree *Milicia excelsa*. Journal of Tropical Ecology 15: 451-461.

NUPP, T.E. & SWIHART, R.K. 1996. Effect of forest patch area on population attributes of white-footed mice (*Peromyscus leucopus*) in fragmented landscapes. Canadian Journal of Zoology 74: 467-472.

OLIVEIRA, L.C. 2001. Diversidade e composição de espécies de mamíferos em fragmentos de Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro , RJ. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ.

PEREIRA, T. S., LUCHIARI, C., MORAES, L. F. D. & BARBOSA, H. 1997. Aspectos climáticos da Reserva Biológica de Poço das Antas. In III Encontro de Pesquisadores da Reserva Biológica de Poço das Antas, Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ, p.14-15.

PIRES, A.S., FERNANDEZ, F.A.S., FREITAS, D. & FELICIANO, B.R. 2002. Influence of edge and fire-induced changes on spatial distribution of small mammals in Atlantic forest fragments. Studies on Neotropical Fauna and Environment. No Prelo.

SCARIOT, A. 1999. Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. Journal of Ecology 87: 66-76.

SCARIOT, A. 2000. Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments. Biotropica 32: 662-669.

SCHUPP, E.W. 1988. Seed and early seedling predation in the forest understory and in treefall gaps. Oikos 51: 71-78.

SIZER, N. & TANNER, E.V.J. 1999. Responses of wood plant seedling to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. Biological Conservation 91: 135-142.

SIZER, N. & TANNER, E.V.J., FERRAZ, I.D.K. 2000. Edge effects on litterfall mass and nutrient concentrations in forest fragments in central Amazonia. Journal of Tropical Ecology 16: 853-863.

SOUZA, O.F.F. & BROWN, V.K. 1994. Effects of habitat fragmentation on Amazonian termite communities. Journal of Tropical Ecology 10: 197-206.

STEVENS, S.M. & HUSBAND, T.P. 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. Biological Conservation 85: 1-8.

TURNER, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. Journal of Applied Ecology 33: 200-209.

TURTON, S.M. & FREIBURGER, H.J. 1997. Edge and aspect effect on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Artherton Tableland, North-eastern Australia. In Tropical forest

remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities (W.F. Laurance, & R.O. Bierregaard, ed.). University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EUA, p. 45-54.

VIANA, V.M., TABANEZ, A.A.J. & BATISTA, J.L. 1997. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist Forest. *In*: Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O. (ed). Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities, pp: 351-365. Editado por University of Chicago Press, Chicago, EUA.

VOYSEY, B.C., MCDONALD, K.E., ROGERS, M.E., TUTIN, C.E & PARNELL, R.J. 1999. Gorillas and seed dispersal in the Lopé Reserve, Gabon. II: Survival and growth of seedlings. Journal of Tropical Ecology 15: 39-60.

WILLIAMS-LINERA, G. 1990 Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. Journal of Ecology 78: 356-373.

Tabela 1: Número de plântulas artificiais danificadas na borda (número inicial total= 55) e no interior (número inicial total= 46) e número de plântulas naturais que morreram na borda (número inicial total= 37) e no interior (número inicial total= 24), com as respectivas porcentagens, num fragmento na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. Os dados de mortalidade foram obtidos a partir dos dados de um trabalho realizado no mesmo local (M.I.G. Braz, dados não publicados).

	Dano Mecânico Total (artificiais)	*Mortalidade (naturais)*
Borda	55 (100%)	33 (89,2%)
Interior	39 (82,6%)	5 (20,8%)

Tabela 2: Porcentagem de cada tipo de dano em plântulas artificiais na borda (número inicial total= 55) e no interior (número inicial total= 46) num fragmento na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ.

Tipo de dano	*Local*	
	Borda	Interior
Serapilheira	72,7	76,1
Vertebrados	20,0	0,0
Desaparecidas	5,5	6,5
Não identificado	1,8	0,0

Capítulo 3

Danos mecânicos em plântulas e indivíduos jovens na borda e interior de fragmentos florestais de diferentes tamanhos

ABSTRACT - (Mechanical damage in seedlings and saplings in the edge and interior of different sized forest fragments). This study aimed to analyse the mechanical damage caused by litterfall and vertebrates in seedlings and saplings up to 100 cm of height placed in the edge and in the interior of three small fragments (14, 20, 29 ha) and one large fragment (11000 ha with three replicates), Cotia municipality, SP, Brazil. We used artificial seedlings which was followed by one year, every three months, since 2000 September. The mortality of seedlings and saplings was obtained to compare the results with the mechanical damage. We also did an estimation of litterfall, branch fall, depth of litter, canopy openness, lianas infestation and ground slope of the studied areas. Small fragments had higher mechanical damage than the large fragment but, the mortality of seedlings didn't have relationship to fragment size. The mechanical damage in the edge was higher than in the interior of the fragments, tha mortality was not affected by the proximity from the edge. The microhabitat structure could be more important to ours results than the size of the fragment and the proximity from the edge. The cause of physical damage and mortality seems not to be directly related to litterfall and its depth and to the others characteristics described here. We know that mortality of seedling is influenced by a lot of ecological factors so, the analysis of some of this factors could make the results difficult to understand. The only factor analysed here that seems to be very important to the seedling mortality is the human impact.

Key words: artificial seedlings, mortality, mechanical damage, fragments, experimental design

RESUMO - (Dano mecânico em plântulas e indivíduos jovens na borda e interior de fragmentos florestais de diferentes tamanhos). Este estudo teve como objetivo analisar os danos físicos causados por vertebrados e serapilheira em indivíduos arbóreos pequenos (<100 cm de altura) localizados na borda e interior de três fragmentos florestais (14, 20 e 29) e de um fragmento grande (11000 ha - com três réplicas), no município de Cotia, SP. Foram utilizados indivíduos artificiais (canudos de plástico e arame) que foram acompanhados em quatro intervalos de tempo (três meses) desde setembro de 2000. Plântulas naturais foram acompanhadas para verificar a mortalidade e comparar com os resultados de danos nas artificiais. Foi feita ainda uma estimativa da queda de serapilheira nos mesmos intervalos de tempo, queda de galhos, profundidade da camada de serapilheira, abertura do dossel, infestação por lianas e inclinação topográfica das áreas de estudo. De maneira geral, os fragmentos pequenos apresentaram taxas de dano mecânico maiores que o fragmento grande. Já a mortalidade não apresentou uma relação com o tamanho do fragmento. A taxa de dano na borda foi maior que no interior dos fragmentos mas a mortalidade não apresentou essa diferença. Pode ser que a estrutura do microhabitat seja mais importante nos resultados encontrados do que o tamanho do fragmento e posição relativa a borda. Quanto as causas do dano e mortalidade, os danos físicos observados e a mortalidade parecem não estar diretamente relacionados à queda de serapilheira, ao acúmulo de serapilheira no chão da floresta nem às demais características estudadas. As outras características da parcela aqui descritas também não parecem estar influenciando, pelo menos de maneira direta, a mortalidade das plântulas. Com certeza, a mortalidade de plântulas é influenciada por uma série de fatores ecológicos. Portanto, a análise de alguns fatores aqui pode tornar difícil a interpretação. O único fator analisado que parece estar influenciando diretamente a mortalidade de plântulas é o impacto antrópico por meio de trilhas dentro da floresta e corte de árvores.

Palavras-chave: plântulas artificial, mortalidade, danno mecânico, fragmentos, desenho experimental

Introdução

A fragmentação de habitats leva à redução da área disponível para as espécies (Bierregaard & Lovejoy 1989, Terborgh 1992, Souza & Brown 1994), assim como causa mudanças na qualidade dos habitats que restaram (Zimmerman & Bierregaard 1986, Nupp & Swihart 1996, Nason *et al.* 1997, Didham & Lawton 1999, Malo *et al.* 2001). A fragmentação também gera alterações nos processos do ecossistema, tais como a regeneração, as interações planta-planta, planta-animal, planta-patógeno, ciclagem de nutrientes, fenologia, sendo, freqüentemente, essa mudança que resulta no declínio do habitat e perda de espécies (Hobbs 1993, Aizen & Feinsinger 1994, Malo *et al.* 2001). Outra conseqüência importante da fragmentação é o aumento das taxas de mortalidade de árvores após o isolamento da área (Williams-Linera 1990, Esseen 1994, Viana *et al.* 1997, Laurance *et al.* 1998a). O efeito de borda é a mais significante conseqüência ecológica da fragmentação florestal (Esseen 1994, Zheng & Chen 2000, Newmark 2001), representando diferenças de fatores bióticos e abióticos que existem ao longo do gradiente borda - interior (Gehlhausen *et al.* 2000).

A mudança na riqueza de espécies de vertebrados e invertebrados que ocorre em função da fragmentação de áreas tem forte influência tanto na dispersão quanto no recrutamento de espécies lenhosas (Dirzo & Miranda 1990, Aizen & Feinsinger 1994, Forget 1994, Terborgh & Wright 1994, Turner 1996, Asquith *et al.*1997, Nason *et al.*1997). Processos mediados por animais, tais como predação, parasitismo e dano mecânico causado por vertebrados, parecem ser mais afetados pelo efeito de borda (Restrepo & Vargas 1999). Portanto, mudanças na composição específica de mamíferos, aves e insetos podem ter profundos efeitos na diversidade genética e específica das espécies lenhosas e estrutura da vegetação (Dirzo & Miranda 1990, Redford 1992, Terborgh 1992, Forget 1994, Wright *et al.* 1994, Turner 1996, Nason *et al.*1997, Asquith *et al.* 1999, Silva & Tabarelli 2000, Ickes *et al.* 2001).

O sucesso da regeneração de espécies tropicais é influenciado por uma série de fatores, tais como o nível de luminosidade (Alvarez-Buylla & Martinez-Ramos 1992, Dalling *et al.* 1999, Nichols *et al.*

1999), o tamanho da clareira (Schupp 1988, Alvarez-Buylla & Martinez-Ramos 1992, Dalling *et al.* 1999), a dispersão de sementes (Schupp 1988, Forget 1994), a predação e o parasitismo nos estádios ontogenéticos iniciais (Augspurger & Kitajima 1992, Cadenasso & Pickett 2000, Sherman 2002) e o dano físico causado pela serapilheira e por vertebrados (Clark & Clark 1989, McCarthy & Facelli 1990, Mack 1998, Scariot 2000, Ickes *et al.* 2001). Este último fator, embora não extensivo, pode alterar a dinâmica de uma comunidade (Clark & Clark 1985, Dirzo & Miranda 1990, McCarthy & Facelli 1990, Facelli & Pickett 1991, Dalling *et al.* 1997), principalmente determinando a riqueza, a abundância e a distribuição de espécies arbóreas (Benitez-Malvido & Kossmann-Ferraz 1999). Em todos os estádios de desenvolvimento de uma planta, os indivíduos podem ser mortos por agentes biológicos ou físicos (McCarthy & Facelli 1990,Clark & Clark 1991), porém tornam-se progressivamente menos vulneráveis com o tempo (Augspurger & Kitajima 1992). Os processos que causam mortalidade são determinantes da abundância e distribuição dos adultos (Clark & Clark 1985, Sherman 2002) e dependentes das características de cada espécie (Benitez-Malvido & Kossmann-Ferraz 1999, Sherman 2002).

Estudo feito por Clark & Clark (1989) numa floresta primária na Costa Rica, utilizando plântulas artificiais feitas de canudo de plástico e arame, indicaram que danos físicos parecem ser importantes na taxa de mortalidade destas, onde 82% dos indivíduos (n=500) sofreram danos mecânicos após um ano. Portanto, plântulas sofrem com uma forte seleção a favor da flexibilidade e da habilidade de rebrota (Clark & Clark 1989). Outro estudo realizado por McCarthy & Facelli (1990) nos EUA (Nova Jérsei), também com estes modelos, observou o dano mecânico em plântulas variando de 21% a 55% (após 10 meses) dependendo da área estudada. Em outro estudo realizado com plântulas artificiais na Nova Guiné foi verificado que 34,7% das plântulas (n=846) sofreram dano mecânico após um ano (Mack 1998). Scariot (2000), também utilizando plântulas artificiais, teve como objetivo testar o efeito da fragmentação na taxa de dano por serapilheira. Este estudo observou que a serapilheira é o mais importante agente causador de dano em plântulas artificiais e que a "mortalidade"

de plântulas não diferiu entre fragmentos de 1, 10, 100 ha e floresta contínua. Tal resultado, provavelmente, foi verificado devido a tais fragmentos já estarem isolados de 10 a 15 anos e assim a fonte de mortalidade (queda de galhos e árvores) já estar amenizada. Tal estudo encontrou 21,7% /ano de plântulas danificadas (1100 indivíduos). Drake & Pratt (2001) também utilizaram estes modelos de plântulas para testar a hipótese de que a serapilheira produzida por samambaias é uma fonte em potencial de danos em plântulas e assim um fator limitante na regeneração. Estes autores observaram uma taxa de dano de 31,3% /ano. Gillman & Ogden (2001) encontraram 3,3% e 16,3% de dano mecânico em plântulas artificiais causado por serapilheira por ano em duas florestas temperadas na Nova Zelândia. Neste mesmo estudo, a serapilheira também pareceu ser muito importante na mortalidade de plântulas naturais.

Muitos outros estudos já determinaram que o maior causador de danos e mortalidade à plântulas naturais é a serapilheira (ex: Clark & Clark 1985, Aide 1987, Clark & Clark 1987, Clark & Clark 1991, Molofsky & Augspurger 1992, Facelli 1994, Santos & Válio 2002) e outros indicaram os vertebrados (ex: De Steven & Putz 1984, Clark & Clark 1985, Clark & Clark 1987, Sork 1987, Schupp 1988, Lott *et al.* 1995, Ickes *et al.* 2001, Sherman 2002). Provavelmente, a mortalidade das plântulas pela serapilheira se deve ao confinamento destas à camada densa de folhas, fazendo com que tais indivíduos se tornem mais susceptíveis a ataques por patógenos e a danos por herbívoros (Facelli & Pickett 1991) ou a barreira física a emergência da plântula (Santos & Válio 2002) ou, como já mencionado, ao dano físico causado pela queda. A serapilheira pode afetar também o crescimento de plântulas, por alteração da iluminação, da temperatura do solo, do pH, pela mudança na disponibilidade de nutrientes e umidade, e também por alelopatia (Ahlgren & Ahlgren 1981). Segundo Ahlgren & Ahlgren (1981) a influência da serapilheira depende das espécies que a compõem e das espécies de plântulas. Já a mortalidade das plântulas causada pelos vertebrados se deve ao pisoteamento ou a herbivoria.

Como pode-se ver pelos exemplos acima, o dano físico é um fator significante na mortalidade de plântula e juvenis de espécies arbóreas de muitas florestas neotropicais, podendo ser considerado como um dos principais causadores de mortalidade de juvenis (Clark & Clark 1991). Todas as plântulas e jovens estão expostas a esses fatores causadores de danos mecânicos. Portanto, a quantificação da ocorrência destes em diferentes estações do ano, pode indicar a importância de danos físicos na mortalidade dos indivíduos (Clark & Clark 1989, Mack 1998) e, conseqüentemente, na dinâmica populacional de espécies vegetais. Porém, poucos estudos de demografia têm dado atenção a tal efeito, geralmente considerando apenas como mortas ou vivas as plântulas, não especificando as causas de mortalidade (Dalling *et al.* 1997).

Hoje em dia, pouco se sabe sobre os efeitos das modificações ambientais causadas pela fragmentação florestal sobre a comunidade de plântulas (Benitez-Malvido 1998, Sizer & Tanner 1999, Scariot 2000), fase crucial e a mais vulnerável na história de vida de uma planta (Miles 1972, Schupp 1988, Mack 1998, Restrepo & Vargas 1999, Voysey *et al.*1999), sendo a primeira a sofrer com o efeito da fragmentação (Scariot 1999, Scariot 2001) e, constituindo-se também, juntamente com o banco de sementes, como fundamentais para a recuperação de bordas de fragmentos (Williams-Limeira 1990). O estudo do padrão de regeneração também é muito importante porque ele vai determinar a composição futura da área (Laurance *et al.* 1998b).

Este é o primeiro estudo que compara os danos mecânicos em plântulas artificiais com a mortalidade de plântulas naturais e insere nessa análise, as mudanças causadas pela fragmentação da mata atlântica e a criação de uma borda. Dentro desse contexto, três perguntas foram feitas: (1) a taxa de danos mecânicos e a mortalidade de plântulas variam com o tamanho do fragmento? (2) a taxa de danos mecânicos e a mortalidade de plântulas variam com a proximidade da borda de fragmentos? (3) existe uma relação direta da taxa de danos mecânicos em plântulas artificiais com a mortalidade de plântulas e com a queda de serapilheira? A resposta das três perguntas é muito importante para a conservação da Mata Atântica e da última também para a análise de estudos com plântulas artificiais.

Material e Métodos

Área de estudo - A Reserva Estadual do Morro Grande localiza-se no município de Cotia, nos bordos do Planalto Atlântico de São Paulo (23°35'S - 23°50'S; 46°45'W - 47°15'W) e encontra-se protegida há cerca de 80 anos. Ela é constituinda de um grande mosaico sucessional, com áreas que já sofreram corte e áreas que nunca foram cortadas. Mantém um grande manancial de água da metrópole paulistana e faz parte da Reserva da Biosfera do Cinturão Verde da Cidade de São Paulo. As áreas de estudo possuem altitude variando de 898 a 979 m. Os três fragmentos (14, 20 e 29ha) encontram-se no município de Ibiuna e a uma distância média de 13,7 Km da Reserva e a altitude varia de 904 a 1003 m e possuem idade de 50 a 60 anos. Um fragmento florestal foi definido como toda formação arbórea/arbustiva, de espécies nativas, que contém área de floresta a mais de 50 metros de uma outra unidade da paisagem (cultivos, pastagens ou áreas construídas) (Metzger 2001). O clima da região é temperado e chuvoso macrotérmico de inverno seco, do tipo Cwa (Ometto 1981, Köppen 1948 *appud* Alves & Metzger 2001). A temperatura anual varia de 11°C a 27°C e a precipitação média anual fica em torno de 1.400 mm (SABESP 1997). O tipo de vegetação é de Floresta Estacional Semidecidual com elementos da Floresta Ombrófila Densa. Como o estado de São Paulo possui somente 3,62% da Mata Atlântica original (SOS Mata Atlântica 1998), tais áreas de estudo são de extrema importância para a conservação da biodiversidade da região.

Foram amostrados três fragmentos de floresta secundária com cerca de 50 anos, de tamanho pequeno, isolados e de forma irregular (14, 20 e 29ha) e um fragmento grande (ca. 11000 ha - Reserva Estadual do Morro Grande), considerado como área controle não-fragmentada. Os fragmentos pequenos encontram-se em sua maior parte em estádio médio de sucessão, que foi definido como vegetação arbórea, padrão predominantemente homogêneo e com emergentes ocasionais (Metzger *et al.* 2002). Esse estádio foi determinado através de interpretação de fotografias áereas de 2000 na escala de 1:10.000. Os três fragmentos possuem mais que 40% de sua área distando mais de 40 m da borda

(Metzger *et al.* 2002). Geralmente esta área possui uma maior estabilidade com relação ao restante do fragmento em termos de variação de temperatura, umidade e vento (Matos *et al.* 2002). No fragmento grande, foram feitas três replicações para cada local (borda e interior), devido à ausência, nos municípios de Cotia e Ibiúna, de outras áreas florestais extensas bem preservadas. As áreas do fragmento grande serão chamadas aqui de áreas 1, 2 e 3.

Desenho Experimental - Em cada fragmento foram alocadas uma parcela na borda e outra no interior do mesmo. Foram estabelecidas parcelas de 10 m de largura x 100 m de extensão, paralelas à borda, com início a 5 m da borda, e outra, de mesma área, no interior dos fragmentos, a 100 m da parcela da borda. No fragmento grande, a distância média entre a parcela da borda e sua correspondente de interior foi 4,1 Km. A distância média entre as parcelas da borda foi de 2,5 Km e entre as do interior foi de 1,8 Km. Tais distâncias foram grandes para tentar diminuir o efeito de dependência entre as réplicas. Essas parcelas tiveram a largura de 10 m perpendicular à borda para reduzir possíveis interferências do gradiente borda - interior, que, segundo a literatura, podem se estender de 13 m a 5 km de borda (Kapos 1989, Williams-Linera 1990, Laurance & Yensen 1991, Kapos *et al.* 1993, Matlack 1993, Kapos *et al.* 1997, Turton & Freiburger 1997, Didham & Lawton 1999, Gehlhausen *et al.* 2000).

Danos Mecânicos - Para observação dos danos mecânicos sofridos pelos indivíduos, foram usados modelos de plântulas artificiais, como propostos por Clark & Clark (1989). Estes modelos possuem vantagens para esse tipo de estudo, tais como: são insensíveis a estresses ambientais (seca, sombra, etc.) e a agentes bióticos (competição, predadores, etc.) (Drake & Pratt 2001). Portanto, o uso desses modelos permite quantificar a contribuição específica do dano físico a plântulas (Drake & Pratt 2001). Mas estes modelos podem não representar o que está ocorrendo com as plântulas naturais.

Os modelos utilizados possuíram altura de 10 cm e 6 cm de eixo representando as folhas. Essa altura e eixo da copa das plântulas artificiais foram as que tiveram a maior freqüência de altura e do eixo da copa das plântulas medidas em todas as áreas estudadas na Reserva (ver os métodos do capítulo

1). Com esse método as características das plântulas artificiais foram padronizadas para todas as áreas de estudo.

As plântulas artificiais foram construídas com dois canudos de plástico verdes (para evitar atração por animais) grampeados em forma de cruz e possuindo uma raiz de arame (10 cm), presa na base de um dos canudos, que foi todo inserido no solo (Clark & Clark 1989).

A parcela foi quadriculada de 1 em 1 m, formando um par de eixos cartesianos, e cinco pontos foram sorteados (estações experimentais) em cada parcela, onde foram colocados 20 indivíduos de canudos de plástico (setembro de 2000) por estação experimental, num total de 100 indivíduos por parcela e 1200 indivíduos no total (12 parcelas) acompanhados por estação. Também foram marcados 20 indivíduos naturais em cada estação experimental, com até 1 m de altura, que foram acompanhados com a finalidade de comparar a mortalidade destes e a taxa de dano mecânico sofrido pelas artificiais. Ou seja, foram acompanhados por estação anual 100 indivíduos por parcela e 1200 indivíduos no total (12 parcelas). Cada estação experimental foi vistoriada a cada três meses (dezembro de 2000, março, junho e setembro de 2001), ou seja, a cada estação do ano, para que fossem observados possíveis danos mecânicos e mortalidade.

Os danos às plântulas artificiais foram classificados em seis categorias: 1- causados por serapilheira, quando a plântula encontrava-se coberta por serapilheira; 2- causados por lianas, quando a plântula encontrava-se infestada por lianas; 3- causados por vertebrados, quando a plântula encontrava-se pisoteada ou com sinais de herbivoria por vertebrados; 4- causa desconhecida, quando não houve certeza do que provocou o dano mas, os indivíduos permaneceram no local (Clark & Clark 1989), 5- desaparecida e 6- causado pelo homem, quando encontrava-se uma trilha ou corte de árvores no local das estações experimentais. Foram classificadas como danificadas, plântulas encontradas pelo menos inclinadas a 45^0. Embora Augspurger & Kitajima (1992) tenham indicado que provavelmente o desaparecimento de plântulas estaria relacionado à herbivoria por vertebrados, no presente estudo elas

foram consideradas como uma categoria a parte. As plântulas naturais foram somente classificadas como desaparecidas ou mortas pela dificuldade da identificação dos danos.

As plântulas artificiais danificadas foram retiradas do experimento a cada amostragem, sendo substituídas por novos modelos. Esta metodologia foi utilizada para que se pudesse estimar a probabilidade de ocorrência de cada tipo de dano nos intervalos amostrais e para que os grupos não sofressem com modificações na densidade. As plântulas naturais que morreram em uma amostragem foram substituídas por outras que se encontravam próximas à estação experimental.

Para cada conjunto de plântulas por estação experimental (n=20) a quantidade de dano e a mortalidade foram divididas por 20 para que os dados sejam analisados em forma de porcentagem de dano e mortalidade.

Os danos causados por serapilheira tiveram que ser transformados em raiz do arco seno para a normalização (D'Agostino – Pearson, gl =2, p =0.11957), por serem expressos em porcentagem (Zar 1999). A mortalidade das plântulas naturais também teve que ser transformada em raiz do arco seno (D'Agostino – Pearson, gl=2, p =0.00776) (Zar 1999). Esta última variável não normalizou com a transformação, mas como a sua distribuição ficou próxima da normalidade e os dados são balanceados, a ANOVA pôde ser utilizada (Zar 1999).

Abertura do dossel – Alguns estudos observaram que o grau de abertura do dossel de uma floresta pode ser um indicativo de perturbação da área (Kapos 1989, Williams-Linera 1990, MacDougall & Kellman 1992, Nicotra *et al.* 1999). Em cada estação experimental foram tiradas 4 medidas da abertura do dossel em setembro e dezembro de 2001 utilizando um densiometro esférico côncavo e as medidas foram obtidas na altura do peito (1,3m).

Os dados de abertura do dossel tiveram que ser tranformados para o inverso do seno da hipérbole para normalizarem (D'Agostino – Pearson, gl =2, p =0,336), por possuírem uma distribuição binomial negativa (Zar 1999).

Lianas - As lianas são consideradas importantes "parasitas" estruturais de árvores e causam estresse nas árvores as quais elas usam como suporte (Laurance *et al.* 2001). Estas podem inibir a regeneração por sombreamento e por danos mecânicos (Putz 1984 *apud* Laurance *et al.* 2001). Dentro desse contexto, a infestação por lianas foi medida em 10 pontos aleatórios na área de cada estação experimental. Com uma régua de 1m na vertical foi contado o número de vezes que esta foi tocada por liana em junho de 2001. Esses 10 pontos medidos foram somados e constituiu-se uma réplica dentro da parcela.

Os dados de infestação por lianas tiveram que ser transformados para logaritmo na base 10 para normalizarem (D'Agostino – Pearson, gl =2, p =0.26502), pois apresentaram um desvio na simetria, quando não transformados.

Profundidade da serapilheira - A camada de serapilheira depositada no solo também pode ser um fator muito importante na ocorrência de danos mecânicos em plântulas (Mack 1998). Esta camada foi medida por meio de uma régua de 0,3 m em 10 pontos aleatórios em cada estação experimental em junho e setembro de 2001. Cada ponto foi considerado uma réplica dentro da parcela.

Os dados de profundidade tiverem que ser transformados para logaritmo na base 10 para normalizarem (D'Agostino – Pearson, gl =2, p =0,153), pois apresentaram um desvio na simetria (Zar 1999), quando não transformados.

Produção de serapilheira - A serapilheira é um importante fator controlador da emergência (Reader 1993) e do estabelecimento de plântulas (Faccelli & Pickett 1991). Esta foi coletada a cada três meses, no mesmo período da coleta de danos, em 10 pontos sorteados em cada parcela, por meio de coletores de 0,5 x 0,5 m, distantes 0,2 m do solo. Cada ponto continha um coletor, somando assim 10 coletores por parcela. Os coletores eram de madeira e a tela de tecido organza, e permaneceram na mesma posição durante toda a coleta de dados. Quatro coletores foram virados por animais e tiveram a serapilheira que ainda havia no interior descartada, e recolocados na posição original para coleta de dados no período seguinte. Cada amostra de serapilheira foi colocada em estufa a 80°C, em saco de

papel, por 48 horas, sendo posteriormente pesada. Esses dados foram usados para estimar a quantidade de serapilheira caindo por intervalo de tempo, que pode produzir danos às plântulas e jovens.

Alguns dados (12 dos 448 totais) apresentaram valores muito distantes da média do conjunto, sendo retirados por estarem dificultando a análise. Estes dados serão descritos aqui. Após a retirada dos "outliers", os dados de produtividade foram transformados em raiz quadrada para a normalização (D'Agostino – Pearson, gl =2, p =0.19072). Os dados possuem distribuição de Poisson, portanto a transformação em raiz quadrada foi a que melhor se adequou (Zar 1999).

Galhos - A queda de galhos foi medida por meio de uma linha de 1m de comprimento esticada rente ao chão. Esta foi colocada em março de 2001 em cada estação. Em junho e setembro de 2001 todo galho que passasse sobre a linha teve o seu ângulo de interceptação com a linha e o diâmetro do galho medidos. O cálculo da produção de galhos foi feito da seguinte maneira:

$A = [(d/\text{seno } a)/2] \times [d/2]$

$ALT = [\Sigma (A)]/c$

Onde: A = área de madeira acima da linha, d = diâmetro, a = ângulo, ALT = altura da madeira e c = comprimento da linha.

Após esses cálculos, foi calculado o volume de madeira por unidade de área (V/A):

V/A= ALT x unidade de área/ unidade de área

Para obtermos dados em Kg/ha, consideramos a densidade da madeira igual a 0,6 (1 dm^3 = 0,6Kg).

A queda de galhos não normalizou com nenhuma transformação (raiz quadrada, inverso do seno da hipérbole e logaritmo na base 10). Porém, como o experimento foi balanceado, a ANOVA pode ser aplicada.

Inclinação das parcelas - A inclinação do terreno pode influenciar no escorregamento da camada de serapilheira depositada no solo que é muito importante na ocorrência de danos mecânicos em plântulas (Mack 1998). A inclinação de cada parcela foi medida por meio de um clinômetro (marca Hope),

sendo tomadas medidas de 10 em 10 metros ao longo dos 100 m da parcela e uma medida nos dois limites de 10 m da parcela.

Análise dos dados - Os dados foram analisados por ANOVA de três fatores (fragmentos, borda x interior e coleta) e o teste usado *a posteriori* foi o Tukey, ambos conduzidos no programa SYSTAT 8.0 (1998) e o teste de normalidade de D`Agostino-Pearson para $n \geq 20$ foi conduzido no programa Bioestat (Ayres *et al.* 2000).

Resultados

Danos Mecânicos - Os danos mecânicos foram representados principalmente por serapilheira (68,1%) Este parece ser o principal tipo de dano mecânico a influenciar a sobrevivência de plântulas, pelo menos em termos de quantidade.

A taxa de dano causado por serapilheira foi diferente entre os fragmentos estudados (ANOVA, $F=12,096$, $gl= 5$, $p<0,001$). Os fragmentos pequenos apresentaram taxas de danos causados por serapilheira cerca de três vezes maior que aquelas observadas nas áreas do fragmento grande (Tabela 1). A taxa de dano na borda foi duas vezes maior do que no interior dos fragmentos (ANOVA, $F=6,354$, $gl= 1$, $p=0,013$, Tabela 2). As taxas não diferiram entre as estações do ano (coletas) (Tabela 3) e as interações entre fatores não foram significativas (Tabela 4).

Os danos causados por homem ocorreram com baixissima freqüência, ocorrendo somente 3 vezes durante todo o período do estudo. A primeira vez foi no interior de um fragmento pequeno, em março de 2001, quando 5 plântulas artificiais foram danificadas e 13 sumiram. A segunda vez foi na borda de outro fragmento pequeno, em junho de 2001, quando 10 plântulas foram danificadas e uma sumiu. A última vez ocorreu na borda da Reserva, na última coleta de dados (setembro de 2001), quando foram encontradas 15 plântulas danificadas e uma desapareceu. Na primeira ocorrência, os danos foram causados pelo corte de árvore, enquanto nas outras duas ocorrências, os danos ocorreram pela abertura de uma trilha na floresta. Os danos causados pelo homem parecem estar bastante

relacionados com a mortalidade de plântulas. A estação onde ocorreu o dano de 15 plântulas foi também o local onde ocorreu a maior mortalidade de plântulas neste estudo. Nessa estação morreram 7 plântulas naturais. A estação onde 5 plântulas foram danificadas apresentou a segunda maior mortalidade de plântulas naturais, quando 5 plântulas morreram e 11 sumiram. Esta foi a maior ocorrência de plântulas desaparecidas. Também morreram 5 plântulas na borda do fragmento de 14 ha em junho de 2001. Esse fator aqui analisado é imprevisível, pois independe da época do ano e é irregular.

O dano causado por vertebrados ocorreu somente em duas estações durante todo o estudo, ou seja, este foi um dano extremamente ocasional na área de estudo. Este ocorreu somente em um fragmento pequeno, uma vez na borda e outra no interior, na coleta de setembro do 2001. No interior foram danificadas cinco plântulas artificiais, três plântulas naturais morreram e uma sumiu. Na borda foram danificadas 4 plântulas artificiais e nenhuma sumiu ou morreu.

O dano causado por lianas também foi pouco freqüente e será aqui descrito por não permitir análise estatística. Este tipo de dano ocorreu 17 vezes durante todo o experimento, sendo que 15 ocorreram nos fragmentos pequenos (7 na borda e 8 no interior) e dois ocorreram numa área do fragmento grande, sendo um na borda e outro no interior. Das 17 vezes que esse tipo de dano ocorreu, em 14, apenas uma plântula do conjunto de 20 foi infestada, uma vez duas, três e quatro plântulas foram infestadas. Portanto, esse tipo de dano parece ser pouco freqüente nas plântulas, mas parece ser predominante em fragmentos de tamanho menor que 29 ha. Nas mesmas estações onde ocorreram os danos por lianas, das 17 vezes que plântulas foram infestadas, em sete nenhuma plântula natural morreu. Nas 10 vezes restantes, cinco vezes uma plântula morreu, quatro vezes duas plântulas morreram e uma vez três plântulas morreram. A maior infestação por lianas em plântulas artificiais não parece estar diretamente relacionada com uma maior mortalidade pois, no local de maior infestação (4 plântulas artificiais num total de 20) nenhuma plântula natural morreu.

UNICAMP

Poucas plântulas artificiais sumiram durante o experimento. Somente em 21 estações ocorreu o desaparecimento de plântulas. Treze plântulas foi a maior quantidade de plântulas que sumiu em uma estação (número total na estação = 20), sendo causado pelo homem. As outras 20 vezes, somente uma plântula sumiu de cada vez, sendo que esse fato ocorreu tanto na borda como no interior, em todos os fragmentos, excetuando a área 1 do fragmento grande. Somente na coleta de junho de 2001 nenhuma plântula sumiu.

Os danos não identificados às plântulas artificiais ocorreram em baixa intensidade, mas ocorreram em todos os fragmentos estudados, tanto na borda como no interior e em todas as coletas. Sete plântulas, a maior intensidade durante o estudo, não tiveram o seu dano identificado mas é provável que tenha sido causado pelo homem pois, os danos ocorreram na borda da área 3 do fragmento grande, sujeita a uma intensa perturbação, contendo muito lixo e algumas trilhas no seu interior.

A mortalidade dependeu do fragmento estudado (ANOVA, $F=2,549$, $gl= 5$, $p=0,029$), mas não apresentou uma relação com o tamanho do fragmento (Tabela 1). A diferença entre a borda e interior dependeu do fragmento (ANOVA, $F= 4,766$, $gl= 5$, $p<0,001$), mas também não apresentou uma relação com o tamanho do fragmento. De modo geral, bordas e interiores apresentaram a mesma mortalidade, assim como as estações do ano e as interações entre os fatores (Tabela 4)

Abertura do dossel - Os fragmentos aqui estudados apresentaram diferenças quanto a abertura do dossel (ANOVA, $F= 4,845$, $gl= 5$, $p=0,001$). Uma das áreas do fragmento grande e um fragmento pequeno apresentaram abertura do dossel maior que a das outras áreas de estudo. Em termos gerais, bordas apresentaram uma maior abertura do dossel do que interiores de fragmentos (ANOVA, $F=5,711$, $gl= 1$, $p= 0,019$). A amostra de setembro de 2001 apresentou o dossel cerca de duas vezes mais aberto do que a amostra de dezembro de 2001 (ANOVA, $F=39,112$, $gl= 1$, $p< 0,001$, Tabela 3). O grau de abertura do dossel na borda e no interior, dependeu do fragmento estudado (ANOVA, $F=7,184$, $gl= 5$, $p< 0,001$). Duas áreas do fragmento grande apresentaram os interiores com menor

abertura do dossel do que as respectivas bordas, ocorrendo o inverso na outra área. Já os fragmentos pequenos não apresentaram diferenças de abertura do dossel entre a borda e o interior. Não foi encontrada significância nas outras interações testadas (Tabela 4).

Lianas - a infestação por lianas foi diferente entre os fragmentos estudados (ANOVA, F=3,114, gl= 5, p=0,016), sendo que parece ter uma tendência a ser maior nos fragmentos de tamanhos menores (Tabela 1). A diferença entre a borda e interior dependeu do fragmento estudado (ANOVA, F=2,663, gl= 5, p=0,033) mas não apresentou uma relação com o tamanho do fragmento. De maneira geral, bordas e interiores apresentaram a mesma infestação por lianas (Tabela 2 e Tabela 4).

Profundidade da serapilheira - A profundidade da camada de serapilheira dependeu do fragmento estudado (ANOVA, F=3,511, gl= 5, p=0,004). A profundidade da camada de serapilheira apresentou uma tendência a ser maior nos fragmentos de tamanhos menores (Tabela 1). A diferença encontrada entre borda e interior com relação a profundidade de serapilheira, dependeu do fragmento estudado (ANOVA, F=26,297, gl= 5, p<0.001), mas não apresentou uma relação com o tamanho do fragmento.

A diferença encontrada entre as estações, também dependeu do fragmento estudado (ANOVA, F=8,170, gl= 5, p<0.001), mas também não apresentou uma relação com o tamanho do fragmento. De modo geral, bordas e interiores (Tabela 2) apresentaram a mesma profundidade de serapilheira, assim como as estações do ano (Tabela 3 e Tabela 4).

Produção de serapilheira - Foram retirados 12 dos 448 dados coletados. Desses 12, 11 são outliers por serem constituídos basicamente por galhos muito grandes. O outro é constituído por um pouco mais da sua metade por folhas, provavelmente por estar muito próximo de uma árvore caducifólia ou de uma árvore que morreu durante o estudo. Seis das 12 vezes ocorreram na estação chuvosa (coleta 2), cinco na estação seca (coleta 4) e uma no final da estação chuvosa e início da estação seca (coleta 3). Ou seja, a queda de galhos ocorreu com maior intensidade na época das chuvas, pois chuvas fortes podem provocar perturbação no interior da floresta, e na época da seca, em que a floresta está mais aberta pela queda de folhas e assim o vento penetra mais profundamente no interior da floresta. Ocorreram 8 vezes

na borda dos fragmentos e 4 no interior e ocorreram de maneira igual no fragmento grande e nos pequenos.

A produção de serapilheira dependeu dos fragmentos aqui estudados (ANOVA, F= 3,415, gl= 5, p=0,005). De acordo com esse resultado, parece existir uma tendência de maiores fragmentos possuírem uma maior produção de serapilheira (Tabela 1). De maneira geral, bordas produzem maiores quantidades de serapilheira que os interiores (ANOVA, F=7,835, gl= 1, p=0,005, Tabela 2). A produção de serapilheira também dependeu da estação estudada (ANOVA, F=8,076, gl= 3, p<0,001). No final da estação seca e início da chuvosa (coleta 1) foi encontrada a menor produtividade de serapilheira, na estação chuvosa (coleta 2) e no final da estação chuvosa e início da estação seca (coleta 3) foi encontrada uma produção intermediária e a maior queda de serapilheira ocorreu na estação seca (coleta 4) (Tabela 3). A diferença entre a borda e interior dependeu do fragmento estudado (ANOVA, F=5,498, gl= 5, p<0,001). Somente um dos fragmentos pequenos apresentou uma produção diferenciada entre sua borda e seu interior, a borda deste fragmento produziu mais do que o interior. A produção de serapilheira foi diferente entre as estações, mas dependeu do fragmento (ANOVA, F=1,857, gl= 15, p=0,026), sendo que somente um fragmento pequeno apresentou diferenças entre as coletas, produzindo mais serapilheira na estação seca (coleta 4). Todos apresentaram uma tendência ao padrão encontrado nas diferenças entre as coletas. Não foram encontradas outras interações significativas dentre as testadas (Tabela 4).

Galhos - A queda de galhos foi cerca de três vezes maior na na estação seca (coleta 4) do que no final da estação chuvosa e início da estação seca (coleta 3) (ANOVA, F= 5,04, gl= 1, p=0,027, Tabela 3). Porém, a queda de galho não dependeu do fragmento estudado (Tabela 1), do efeito da borda (Tabela 2) e nem das interações entre os fatores (Tabela 4).

Inclinação das parcelas - Tanto as parcelas do interior da Reserva (moda de inclinação = 2^0, variando de 0^0 a 10^0) com as da borda (moda = 1^0, variando de 0^0 a 7^0) foram menos inclinadas do que as

parcelas do interior (moda = 2^0, variando de 1^0 a 16^0) e as da borda dos fragmentos (moda = 2^0, variando de 0^0 a 17^0).

Discussão

Danos Mecânicos - A tendência de ocorrer mais danos mecânicos causados por serapilheira em fragmentos florestais de tamanhos menores pode estar indicando uma maior dificuldade de estabelecimento de plântulas neste tipo de fragmento. O mesmo parece estar ocorrendo nas bordas de fragmentos, locais onde a pressão por queda de serapilheira pode estar dificultando a regeneração. Este resultado também foi encontrado no segundo capítulo desta tese em um fragmento de 7 ha. Resultado diferente foi encontrado por Scariot (2000) em fragmentos na Amazônia, onde as taxas de "mortalidade" das plântulas artificiais por queda de serapilheira após um ano, foram similares entre fragmentos de 1, 10, 100 ha e mata contínua. Porém, os fragmentos que possuíram uma maior quantidade de dano e mortalidade não corresponderam aos fragmentos que apresentaram a maior quantidade de queda de serapilheira. Este resultado também foi observado por Gillman & Ogden (2001) na Nova Zelândia. Estes autores sugerem que esse fato pode estar relacionado com a composição específica da serapilheira. Facelli & Carson (1991) também relataram que o efeito da serapilheira na vegetação depende, além da quantidade, da composição deste. A mesma relação também foi encontrada para a profundidade de serapilheira. Para esse conjunto de dados, a serapilheira não parece ser o principal fator relacionado com a mortalidade de plântulas. O que pode acontecer é que o principal fator a influenciar a mortalidade de plântulas dependa do local de estudo. Muitos estudos já sugeriram uma relação direta de queda de serapilheira e mortalidade de plântulas (Ahlgren & Ahlgren 1981, Aide 1987, Clark & Clark 1991, Facelli & Pickett 1991, Molofsky & Augspurger 1992, Facelli 1994). Porém, outros fatores, como pisoteamento por vertebrados e por humanos, podem também estar influenciando diretamente a mortalidade de plântulas e jovens.

A ocorrência de dano causado por serapilheira não parece estar ligado diretamente a mortalidade das plântulas naturais já que os locais com maior quantidade de plântulas danificadas não correspondem a locais com maior mortalidade. Portanto, estudos como os feitos por Clark & Clark (1989), Mack (1998), Scariot (2000) e Drake & Pratt (2001) que assumiram que locais onde ocorreram maiores taxas de dano mecânico em plântulas artificiais causado por serapilheira seriam locais com maior mortalidade de plântulas naturais podem estar equivocados. Este fato pode estar relacionado com a flexibilidade e capacidade de rebrota (Guariguata 1998 *apud* Scariot 2000) e com estratégias de sobrevivência de plântulas naturais (Gillman & Ogden 2001). Mas mesmo assim, o uso de modelos de plântulas gera a possibilidade de se ter um índice (independente de local, tempo, etc) para comparar diferentes sistemas.

A mortalidade de plântulas não parece estar relacionada com o tamanho dos fragmentos. Este fato poderia ser esperado pela grande heterogeneidade ambiental comumente observada em florestas tropicais (Martínez-Ramos *et al.* 1988, Scariot 2000, Svenning 2001). Alves & Metzger (2002) também relataram a influência da heterogeneidade ambiental no potencial de regeneração nas áreas aqui estudadas. Neste estudo supracitado foi verificado que o tamanho do fragmento pode afetar o potencial de regeneração, mas que efeitos locais também podem resultar em diferenças importantes na regeneração. Também foi observado por Santos & Válio (2002) uma grande variação temporal e espacial no recrutamento de plântulas em uma floresta tropical do sudeste brasileiro. Martínez-Ramos *et al.* (1988) verificaram uma grande heterogeneidade espacial em uma floresta tropical no México, causada principalmente por distúrbios como queda de árvores. Essa heterogeneidade ocorreu numa escala tão pequena como 25 m^2 ou seja, áreas de 5 x 5 m lado a lado nessa floresta têm freqüência de distúrbios bastante diferentes. Svenning (2001) verificou uma forte influência da heterogeneidade ambiental no recrutamento de sete espécies de palmeiras em uma floresta tropical no Equador. Portanto, muitas vezes é difícil de generalizar dados como esses achados aqui. O efeito de tamanho de

fragmentos pode ter uma influência muito menor na mortalidade de plântulas do que a dinâmica de queda de árvores numa floresta e conseqüente formação de clareiras.

O conjunto de dados de mortalidade de plântulas deste estudo além de não indicar uma influência do tamanho do fragmento, também não indica um efeito da borda e da época de coleta sobre esse parâmetro analisado. Segundo Meiners *et al.* (2002), o efeito da borda no recrutamento de plântulas depende da espécie. Como esse estudo analisou a comunidade e não uma espécie, pode tornar difícil a visualização de um padrão. O fato de a mortalidade das plântulas não ter sido influenciada pelos fatores aqui estudados indica que este processo independe de onde e da época que as plântulas nascem. Já Benitez-Malvido (2001), na Amazônia, encontrou uma relação da mortalidade de plântulas com o tamanho do fragmento, sendo maior a mortalidade em fragmentos menores. Quanto ao efeito da borda, este teve um efeito negativo mais acentuado em fragmentos maiores.

O caso particular dos danos causados por homem, apesar de terem sido ocasionais, tiveram uma grande intensidade. Este dano foi o que causou de uma só vez a maior intensidade dentre todos os tipos de danos mecânicos (15 plântulas num total de 20) e a maior mortalidade (7 plântulas num total de 20). Esse fato pode estar indicando que apesar da ocasionalidade deste dano, este pode ser bastante severo para a sobrevivência das plântulas e estar afetando de maneira significativa a dinâmica de plântulas em fragmentos florestais ou em qualquer área onde exista o impacto antrópico. Alguns estudos já relataram a influência do homem no recrutamento de espécies arbóreas (ver Forget *et al.* 2001), mas apenas este ressaltou o efeito das trilhas e do corte de árvore na taxa de dano mecânico nas plântulas.

Os danos causados por vertebrados não parecem ser muito importantes na dinâmica de plântulas nesta área de estudo. Estes ocorreram somente em um fragmento e foram causados por esquilos (*Sciurus aestuans*) que enterravam os frutos de *Syagrus romanzoffiana*. Esta palmeira e esquilo (observação pessoal) são bastante abundantes nesse fragmento. Dano por vertebrado também não pereceu ser importante na dinâmica de plântulas em fragmentos na Amazônia (Scariot 2000). O que pode explicar a baixa ocorrência desse tipo de dano nesses dois ambientes é a baixa abundância de

vertebrados nesses locais ou que esses danos em plântulas artificiais não representam o que realmente ocorre em plântulas naturais. Entretanto, este resultado não foi o mesmo observado no segundo capítulo, onde os danos causados por vertebrados parecem ser extremamente importantes na dinâmica das plântulas de um fragmento de 7 ha. Outros estudos também relataram que vertebrados influenciam de maneira significativa a mortalidade de plântulas (De Steven & Putz 1984, Sork 1987, Lott *et al.* 1995, McConkey & Galetti 1999 e Ickes *et al.* 2001).

Os danos causados por lianas parecem seguir o padrão de infestação por lianas observado para os fragmentos aqui estudados. Os danos e a infestação tenderam a ocorrer mais nos fragmentos pequenos e apenas em uma área da Reserva. Apenas o fragmento de 29 ha apresentou uma maior infestação nas plântulas e infestação no seu interior. A infestação e os danos causados por lianas também não parecem ter uma relação direta com a mortalidade de plântulas.

Abertura do dossel - Os fragmentos aqui estudados não apresentaram um padrão de abertura do dossel ligado ao tamanho. Em um estudo realizado na Amazônia, essa relação foi observado. Um fragmento de 1 ha teve uma maior intensidade luminosa em seu interior do que um fragmento de 100 ha (Kapos 1989). Esse resultado aqui encontrado parece indicar uma grande heterogeneidade espacial na entrada de luz na floresta, que pode estar relacionada com a freqüência de clareiras e com a complexidade estrutural e deciduidade da floresta (Bianchini *et al.* 2001). Ou seja, a heterogeneidade pode estar influenciando mais na entrada de luz na floresta do que o tamanho do fragmento. Esse resultado aqui encontrado pode também estar relacionado com a idade dos fragmentos aqui estudados.

De modo geral, as bordas aqui estudadas, que são áreas mais perturbadas, apresentam o dossel mais aberto que os interiores dos fragmentos. Este mesmo resultado foi encontrado no estudo realizado por MacDougall & Kellman (1992) no Belize, por Kapos (1989) na Amazônia, por Williams-Linera (1990) no Panamá e Nicotra *et al.* (1999) na Costa Rica, que observaram um aumento na penetração de luz em áreas mais perturbadas.

Lianas - Peña-Claros & Boo (2002) verificaram uma maior densidade de lianas em áreas mais perturbadas na Amazônia Boliviana. Laurance *et al.* (2001), observaram que fragmentos menores e bordas de fragmentos na Amazônia apresentam uma maior abundância de lianas e estas infestam uma maior quantidade de árvores. O mesmo resultado foi encontrado aqui para plântulas artificiais. Porém, essa característica parece não estar diretamente relacionada à mortalidade de plântulas de até 1 m de altura pois, áreas onde ocorreram maior infestação por lianas não foram as áreas com maior mortalidade de plântulas. A sobrevivência desse estádio de vida de uma árvore pode não estar sendo afetado pela infestação por lianas. Já a sobrevivência dos adultos de porte arbóreo na Amazônia parece estar bastante relacionada com a infestação por lianas (Laurance *et al.* 2001).

Profundidade da serapilheira - De forma geral, a profundidade da camada de serapilheira parece ser influenciada pelo tamanho do fragmento. Aparentemente, fragmentos menores possuem uma maior camada de serapilheira e esta característica poderia estar influenciando a maior taxa de dano mecânico causado por serapilheira neste tipo de fragmento. Porém, este fato parece não estar influenciando diretamente a mortalidade das plântulas e a taxa de danos mecânicos em plântulas. Apesar da maior taxa de danos mecânicos causado por serapilheira e da maior profundidade de serapilheira terem ocorrido nos fragmentos menores aqui estudados, a taxa de dano foi também maior nas bordas e a profundidade não apresentou diferença entre a borda e interior. De modo geral, a profundidade da camada de serapilheira de uma área está ligada diretamente a produção de serapilheira da mesma e a velocidade de decomposição, que influencia o acúmulo desta sobre o solo da floresta.

Produção de serapilheira - No fragmento grande, a quantidade de serapilheira produzida foi maior que nos fragmentos pequenos. De acordo com Scariot (2000) e Sizer *et al.* (2000), após 10 a 15 anos de isolamento, fragmentos isolados na Amzônia Central tendem a apresentar queda de serapilheira semelhante àquela observada em áreas de floresta contínua, provavelmente devido a redução dos efeitos de borda, devido principalmente à regeneração da matriz e ao crescimento de lianas e arbustos na borda. Já Laurance (2001) sugere que o efeito de borda na mortalidade de árvores e queda de galhos

pode não ser tão efêmero como alguns estudos sugerem, este pode agir por longos períodos ou até ser para sempre. Este parece ser o caso da região aqui estudada, se considerarmos a idade dos fragmentos amostrados (cerca de pelo menos 50 anos).

A queda de serapilheira tem uma distribuição heterogênea numa floresta tropical (Gartner 1989, Facelli & Carson 1991, Santos & Válio 2002). Este fato pode também estar ocorrendo aqui e, portanto, a produção de serapilheira pode não estar sendo influenciada pelo tamanho dos fragmentos. Esse fato pode ser entendido, pois as florestas são mosaicos de dinâmica vegetacional de diferentes idades produzidos por distúrbios e influenciados por condições bióticas e abióticas (Martínez-Ramos *et al.* 1989).

As bordas também produziram maior quantidade de serapilheira que o interior dos fragmentos. Bordas antigas parecem que vão tendo sua influência negativa no interior do fragmento diminuída por crescimento da vegetação (MacDougall & Kellman 1992). Porém, apesar dos fragmentos aqui estudados possuírem borda há pelo menos 50 anos, a produção foi maior na borda do que no interior. Diferenças desse tipo também foram relatadas em outros estudos, sendo atribuídas à diferenças na composição da vegetação e de microclima entre borda e interior (Williams-Linera 1990, Kapos *et al.* 1993, Matlack 1993, Kapos *et al.* 1997, Turton & Freiburger 1997, Viana *et al.* 1997). Esse fato também pode estar relacionado a maior mortalidade de árvores em bordas de fragmentos (Mesquita *et al.* 1999, Laurance *et al.* 2001) ou tamanho e grau de isolamento dos fragmentos ou ainda o tipo de matriz circundante. Os fragmentos aqui estudados podem ter um interior preservado e assim a borda, por ser uma área mais perturbada, tem uma maior produção de serapilheira pelo maior turnover da vegetação pioneira.

A variação temporal na queda de serapilheira é correlacionada com a quantidade de chuvas e tem sido relatada para quase todas as florestas tropicais do mundo. Geralmente é observado uma queda contínua, de intensidade variável, com um máximo de queda no final da estação seca, continuando com as primeiras chuvas (Bray & Gorham 1964, Edwards 1977, Adis *et al.* 1979, Kunkel-Westphal &

Kunkel 1979, Martínez-Yrízar & Sarukhán 1990, Morellato 1992, Haines & Foster 1997, Green 1998, Morellato *et al.* 2000). Na estação seca, a queda pode aumentar cerca de 2 a 2,5 vezes quando comparada com a úmida (Sizer *et al.* 2000). Aqui também foi encontrada uma maior produção de serapilheira na estação seca.

Galhos - Segundo Esseen (1994) a fragmentação faz com que aumente a queda de galhos nos fragmentos, porém, este resultado não foi encontrado aqui. De acordo com o conjunto de dados desse estudo, a queda de galhos independe do tamanho do fragmento e da influência da borda. Este fato pode estar relacionado ao fato de galhos grandes e pedaços de tronco, que fazem a diferença na produtividade, serem encontrados ocasionalmente (Kunkel-Westphal & Kunkel 1979, Haines & Foster 1997). A queda de galhos tende a ser maior na estação úmida (Kunkel-Westphal & Kunkel 1979, Martínez-Yrízar & Sarukhán 1990, Haines & Foster 1997) sendo que existe um máximo de queda em períodos de fortes chuvas (Edwards 1977). Na área aqui estudada, foi encontrada uma maior queda de galhos na estação seca (coleta 4) do que no final da estação chuvosa e início da estação seca (coleta 3). Não teve coleta de galhos na estação chuvosa. Na estação seca ocorre a maior queda de serapilheira, ficando a floresta mais aberta nesse período, o que propicia a entrada de ventos fortes (Matos *et al.* 2002), que podem estar influenciando o padrão de queda de galhos.

Inclinação das parcelas - As inclinações dos fragmentos são consideradas moderadas ($< 20^0$). Como já foi encontrado em um outro estudo com plântulas artificiais (Mack 1998), áreas mais inclinadas parecem provocar uma maior taxa de dano mecânico causado por serapilheira, principalmente provocado pelo escorregamento da camada de serapilheira. Este autor encontrou diferenças significaticas na taxa de dano entre locais com uma inclinção maior que 40^0 e locais com uma inclinação menor que esta. Esta característica dos fragmentos pode estar influenciando a maior ocorrência de danos mecânicos nos fragmentos menores. Porém, provavelmente não é ela sozinha que está influenciando a ocorrência de danos mecânicos, pois todas as áreas aqui estudadas não estão em áreas muito inclinadas.

Considerações Finais

Os danos físicos observados e a mortalidade parecem que não estão diretamente relacionados à queda de serapilheira e ao acúmulo de serapilheira no solo da floresta. Pode ser que a estrutura do microhabitat de cada estação estudada esteja influenciando mais diretamente os resultados encontrados. Ou seja, distúrbios de pequena escala podem estar influenciando de maneira significativa a sobrevivência de plântulas (Scariot 2000, Alves & Metzger 2002). As outras características da parcela, aqui descritas, também não parecem estar influenciando, pelo menos de maneira isolada, a mortalidade das plântulas. Outras características que não foram amostradas aqui podem estar influenciando os resultados encontrados, tais como, tipo de solo, exposição ao vento e histórico de perturbação passada de cada local (Alves & Metzger 2002). A influência de cada microhabitat na mortalidade das plântulas implicaria em grandes variações espaciais nas chances de estabelecimento. Essas variações podem ocorrer em escalas muito pequenas, como aquelas relatadas por Sarukhán *et al.* (1985) para uma floresta tropical no México, em que as intensidades e freqüências de perturbação variaram bastante a uma escala de 5 m. A freqüência de pertubação natural em uma floresta varia bastante entre localidades (Bianchini *et al.* 2001). A mortalidade de espécies arbóreas também pode ser episódica e ocorrer de forma heterogênea no ambiente, podendo depender do tipo de solo, topografia, estrutura da borda e matriz circundante (Laurance *et al.* 2001). Essa heterogeneidade ambiental de florestas tropicais é freqüentemente associada a variações na abundância de espécies (Tabanez & Viana 2000, Pacheco 2001). As florestas podem ser consideradas um mosaico dinâmico de manchas de diferentes idades produzidas por distúrbios e influenciadas por diferentes condições bióticas e abióticas (Martínez-Ramos *et al.* 1988, Martínez-Ramos *et al.* 1989, Tabanez & Viana 2000). Ou seja, os processos que ocorrem no interior de florestas podem ser muito difíceis de serem entendidos e não apresentarem um padrão comum.

Com certeza, a mortalidade de plântulas é influenciada por uma série de fatores ecológicos, como os já mencionados na introdução. Portanto, a análise de alguns fatores aqui pode tornar a

interpretação difícil. O único fator analisado que realmente parece estar influenciando diretamente a mortalidade de plântulas é o impacto antrópico por meio de trilhas dentro da floresta e corte de árvores. Portanto, este estudo apresenta resultados bastantes preocupantes, já que a grande parte do restante de Mata Atlântica não se encontra protegida do impacto do homem.

Referências bibliográficas

ADIS, J., FURCH, K. & IRMLER, U. 1979. Litter production of a central-Amazonian black water inundation forest. Tropical Ecology 20: 236-245.

AIDE, T.M. 1987. Limbfalls: a major cause of sapling mortality for tropical forest plants. Biotropica 19: 284-285.

AHLGREN, C.E. & AHLGREN, I.F. 1981. Some effects of different forest litters on seed germination and growth. Canadian Journal of Forest Research 11: 710-714.

AIZEN, M.A. & FEINSINGER, P. 1994. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a chaco dry forest, Argentina. Ecology 75: 330-351.

ALVAREZ-BUYLLA, E.R. & MARTINEZ-RAMOS, M. 1992. Demography and allometry of *Cecropia obtusifolia*, a neotropical pioneer tree - an evaluation of the climax - pioneer paradigm for tropical rain forests. Journal of Ecology 80: 275-290.

ALVES, L.F. & METZGER, J.P. 2001. Efeito da conectividade na abundância e riqueza de plântulas e jovens de espécies arbóreas em paisagens fragmentadas. Sub-projeto 7. Composição florística e estrutura da vegetação. Relatório FAPESP de acompanhamento anual do programa BIOTA/FAPESP: Biodiversity conservation in fragmented landscape at the Atantic Plateau of São Paulo (Brazil). São Paulo, Processo N° 99/05123-4. (www.biota.org.br).

ALVES, L.F. & METZGER, J.P. 2002. Efeito da conectividade na abundância e riqueza de plântulas e jovens de espécies arbóreas em paisagens fragmentadas. Sub-projeto 7. Composição florística e estrutura da vegetação. Relatório FAPESP de acompanhamento anual do programa BIOTA/FAPESP:

Biodiversity conservation in fragmented landscape at the Atantic Plateau of São Paulo (Brazil). São Paulo, Processo N° 99/05123-4. (www.biota.org.br).

ASQUITH, N.M., TERBORGH, J., ARNOLD, A.E. & RIVEROS, C.M.1999. The fruits the agouti ate: *Hymenaea courbaril* seed fate when its disperser is absent. Journal of Tropical Ecology 15: 229-235.

ASQUITH, N.M., WRIGHT, S.J. & CLAUSS, M.J. 1997. Does mammal community composition control recruitment in neotropical forests? Evidence from Panama. Ecology 78: 941-946.

AUGSPURGER, C.K. & KITAJIMA, K. 1992. Experimental studies of seedling recruitment from contrasting seed distribution. Ecology 73: 1270-1284.

AYRES, M., AYRES Jr., M., AYRES, D.L. & SANTOS, A.S.S. 2000. BioEstat versão 2. Sociedade Civil Mamirauá, MCT – CNPq.

BECKER, P., MOURE, J.S. & PERALTA, F.J.A. 1991. More about Euglossine bees in Amazonian forest fragments. Biotropica 23: 586-591.

BENITEZ-MALVIDO, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. Conservation Biology 12:380-389.

BENITEZ-MALVIDO, J. 2001. Regenaration in tropical rainforest fragments. *In*: Bierregaard, R.O., Gascon, C., Lovejoy, T.E. & Mesquita, R. (ed). Lessons from Amazonia: the Ecology and Conservation of a Fragmented Forest, pp: 136-145. Yale University Press & New Haven & London, EUA.

BENITEZ-MALVIDO, J & KOSSMANN-FERRAZ, I.D. 1999. Litter cover variability seedling performance and herbivory. Biotropica 31: 598-606.

BIANCHINI, E., PIMENTA, J.A. & SANTOS, F.A.M. 2001. Spatial and temporal variation in the canopy cover in a tropical semi-deciduous forest. Brazilian Archives of Biology and Technology 44: 269-276.

BIERREGAARD, R.O. JR. & LOVEJOY, T.E. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. Acta Amazônica 19: 215-241.

BRAY, J.R. & GORHAM, E. 1964. Litter production in forest of the world. Advances in Ecological Research 2: 101-157.

CADENASSO, M.L. & PICKETT, S.T.A. 2000. Linking forest edge structure to edge function: mediation of herbivore damage. Journal of Ecology 88: 31-44.

CLARK, D.B. & CLARK, D.A. 1985. Seedling dynamics of a tropical tree: impacts of herbivory and meristem damage. Ecology 66: 1884-1892.

CLARK, D.B. & CLARK, D.A. 1987. Population ecology and microhabitat of *Dipteryx panamensis*, a neotropical rais forest emergent tree. Biotropica 19: 236-244.

CLARK, D.B. & CLARK, D.A. 1989. The role of physical damage in the seedling mortality regime of a neotropical rain forest. Oikos 55: 225-230.

CLARK, D.B. & CLARK, D.A. 1991. The impact of physical damage on canopy tree regeneration in Tropical Rain Forest. Journal of Ecology 79: 447-457.

DALLING, J.W, LOVELOCK, C.E., HUBBELL, S.P. 1999. Growth responses of seedling of two neotropical pioneer species to simulated forest gap environments. Journal of Tropical Ecology 15: 827-839.

DALLING, J.W., HARMS, K.E., AIZPRÚA, R. 1997. Seed damage tolerance and seedling resprouting ability of *Prioria copaifera* in Panamá. Journal of Tropical Ecology 13: 481-490.

DE STEVEN, D. & PUTZ, F.E. 1984. Impact of mammals on early recruitment of a tropical canopy tree, *Dipteryx panamensis*, in Panama. Oikos 43: 207-216.

DIDHAM, R.K. & LAWTON, J.H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in Tropical Forest Fragments. Biotropica 31: 17-30.

DIRZO, R., MIRANDA, A. 1990. Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity- a sequel to John Terborgh. Conservation Biology 4: 444-447.

DRAKE, D.R. & PRATT, L.W. 2001. Seedling mortality in Hawaiian rain forest: the role of small-scale physical disturbance. Biotropica 33: 319-323.

EDWARDS, P.J. 1977. Studies of mineral cycling in a montane rain forest in New Guinea. Journal of Ecology 65: 971-992.

ESSEEN, P-A. 1994. Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer forest. Biological Conservation 68: 19-28.

FACCELLI, J.M. 1994. Multiple indirect effects of plant litter affect the establishment of woody seedlings in old fields. Ecology 75: 1727-1735.

FACCELLI, J.M. & CARSON, W.P. 1991. Heterogeneity of plant litter accumulation in successional communities. Bulletin of the Torrey Botanical Club 118: 62-66.

FACCELLI, J.M. & PICKETT, S.T.A. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. The Botanical Review 57:1-32.

FORGET, P.M. 1994. Recruitment pattern of *Vouacapoua americana* (Caesalpiniaceae), a rodent-dispersed tree species in French Guiana. Biotropica 26: 408-419.

FORGET, P.M., RANKIN-DE MERONA, J. & JULLIOT, C. 2001. The effects of forest type, harvesting and stand refinement on early seedling recruitment in a tropical rain forest. Journal of Tropical Ecology 17: 593-609.

GARTNER, B.L. 1989. Breakage and regrowth of Piper species in rain forest understory. Biotropica 21: 303-307.

GEHLHAUSEN, S.M. SCHWARTZ, M.W., AUGSPURGER, C.K. 2000. Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. Plant Ecology 147:21-35.

GILLMAN, L.N & OGDEN, J. 2001. Physical damage by litterfall to canopy tree seedlings in two temperate New Zealand forests. Journal of Vegetational Science 12: 671-676.

GREEN, P.T. 1998. Litterfall in rain Forrest Christmas Island, Indian Ocean: quantity, seasonality and composition. Biotropica 30: 671-676.

HAINES, B. & FOSTER, R.B. 1997. Energy flow through litter in a Panamanian forest. Journal of Ecology 65: 147-155.

HOBBS, R.J. 1993. Effects of landscape fragmentation on ecosystem processes in the Western Australian wheatbelt. Biological Conservation 64: 193-201.

ICKES, K., DEWALT, S.J., APPANAH, S. 2001. Effects of native pigs (*Sus scrofa*) on woody understory vegetation in a Malasian lowland rain forest. Journal of Tropical Ecology 17: 191-206.

KAPOS, V. 1989. Efffects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. Journal of Tropical Forest 5: 173-185.

KAPOS, V., GANADE, G., MATSUI, E., VICTORIA, R.L. 1993. $\delta^{13}C$ as na indicator of edge effects in tropical rainforest reserves. Journal of Ecology 81:425-432.

KAPOS, V., WANDELLI, E., CAMARGO, J.L. & GANADE, G. 1997. Edge- related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. In: Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O. (ed). Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities, pp: 33-44. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EUA.

KLEIN, B.C. 1989. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in Central Amazon. Ecology 70: 1715-1725.

KÖPPEN, W. 1948. Climatologia. Fondo de Cultura Económica, México.

KUNKEL-WESTPHAL, I. & KUNKEL, P. 1979. Litter fall in a Guatemalan primary forest, with details of leaf-shedding by some common tree species. Journal of Ecology 67: 665-686.

LAURANCE, W.F. 1999. Introduction and synthesis. Biological Conservation 91: 101-107.

LAURANCE, W.F. 2001. Fragmentation and plant communities: syntesis and implications for landscape management. Página: 159-167. In: Lessons from Amazonia: the Ecology and Conservation of a Fragmented Forest, Editado por Bierregaard, R.O., Gascon, C., Lovejoy, T.E. & Mesquita, R. Yale University Press & New Haven & London, EUA.

LAURANCE, W.F., SALICRUP, D.P., DELAMÔNICA, P., FEARNSIDE, P.M., D'ANGELO, S., JEROZOLINSKI, A., POHL, L., LOVEJOY, T.E. 2001. Rain Forest fragmentation and structure os Amazonian Liana communities. Ecology 82: 105-116.

LAURANCE, W.F., FERREIRA, L.V., MERONA, J.M.R., LAURANCE, S.G. 1998a. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. Ecology 79: 2032-2040.

LAURANCE, W.F., FERREIRA, L.V., MERONA, J..M.R., LAURANCE, S., HUTCHINGS, R.W. AND LOVEJOY, T. 1998b. Effects of forest fragmentation on recruitmente patterns in Amazonian tree communities. Conservation Biology 12: 460-464.

LAURANCE, W.F. & YENSEN, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. Biological Conservation 55: 77-92.

LOTT, R.H., HARRINGTON, G.N., IRVINE, A.K., MCLNTYRE, S. 1995. Density-dependent seed predation and plant dispersion of the tropical palm Normanbya normanbyi. Biotropica: 27: 87-95.

MACDOUGALL, A. & KELLMAN, M. 1992. The understorey light regime and patterrns of tree seedlings in tropical riparian forest patches. Journal of Biogeography 19: 667-675.

MACK, A.L. 1998. The potential impact of small- scale physical disturbance on seedlings in a Papuan rainforest. Biotropica 30: 547-552.

MALO, J.E., LEIRANA-ALCOCER, J. & PARRA-TABLA, V. 2001. Population fragmentation, florivory, and the effects of flower morphology alterations on the pollination success of *Myrmecophila tibicinis* (Orchidaceae). Biotropica 33: 529-534.

MARTÍNEZ-RAMOS, M., ALVAREZ-BUYLLA, E., SARUKHÁN, J. 1989. Tree demography and gap dynamics in a tropical rain forest. Ecology 70: 555-558.

MARTÍNEZ-RAMOS, M., ALVAREZ-BUYLLA, E., SARUKHÁN, J. & PIÑERO, D. 1988. Treefall age determination and gap dynamics in a tropical forest. Journal of Ecology 76: 700-716.

MARTÍNEZ-YRÍZAR, A & SARUKHÁN, J. 1990. Litterfall patterns in a tropical deciduous forest in Mexico over a five-year period. Journal of Tropical Ecology 6: 433-444.

MATLACK, G.R. 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the Eastern United States. Biological Conservation 66: 185-194.

MATOS, M.B., SIQUEIRA, L.P., MATOS, D.M.S., PORTELA, R.C.Q. 2002. Microclimate in small forest fragments of Atlantic Forest: changes in space and time. Resumos do 45th Symposium of the International Association for Vegetation Science, pp: 121. Porto Alegre, RS.

MCCARTHY, B.C. & FACELLI, J.M. 1990. Microdisturbances in oldfields and forests: implications for woody seedling establishment. Oikos 58: 55-60.

MCCONKEY, K. E GALETTI, M. 1999. Seed dispersal by the sun bear *Helarctors malayanus* in Central Borneo. Journal of Tropical Ecology 15: 237-241.

MEINERS, S.J., PICKETT, S.T.A., HANDEL, S.N. 2002. Probability of tree seedling establishment changes across a forest-old field edge gradient. American Journal of Botany 89: 466-471.

MESQUITA, R.C.G., DELAMÔNICA, P. LAURANCE, W.F. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. Biological Conservation 91: 129-134.

METZGER, J.P. 2001. Conservação da Biodiversidade em Paisagens Fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo. Relatório Geral. Relatório FAPESP de acompanhamento anual do programa BIOTA/FAPESP: Biodiversity conservation in fragmented landscape at the Atantic Plateau of São Paulo (Brazil). São Paulo, Processo N° 99/05123-4. (www.biota.org.br).

METZGER, J.P., SIMONETTI, C., UEZU, A., DIEDERICHSEN, A. & GOULART, W. 2002. Estrutura da paisagem em Caucaia do Alto (Planalto de Ibiúna, SP). Sub-projeto 1. Composição florística e estrutura da vegetação. Relatório FAPESP de acompanhamento anual do programa BIOTA/FAPESP: Biodiversity conservation in fragmented landscape at the Atantic Plateau of São Paulo (Brazil). São Paulo, Processo N° 99/05123-4. (www.biota.org.br).

MILES, J. 1972. Experimental establishment of seedlings on a southern English heath. Journal of Ecology 60: 225-234.

MILLS, L.S. 1995. Edge effects and isolation: Red-Backed voles on forest remnants. Conservation Biology 9: 395-403.

MOLOFSKY, J. & AUGSPURGER, C.K. 1992. The effect of leaf litter on early seedling establishment in a tropical forest. Ecology 73: 68-77.

MORELLATO, L.P.C. 1992. Nutrient cycling in two south-east Brazilian forest: litterfall and litter standing crop. Journal of Tropical Ecology 8: 205-215.

NASON, J.D., ALDRICH, P.R. & HAMRICK, J.L. 1997. Dispersal and the dynamics of genetic structure in fragmented tropical tree populations. Página: 304-32. *In*: Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O. (ed). Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities, pp: 304-332. Editado por University of Chicago Press, Chicago, EUA.

NEWMARK, W.D. 2001. Tanzanian forest edge microclimatic gradients: dynamic patterns. Biotropica 33: 2-11.

NICHOLS, J.D., AGYEMAN, V.K., AGURGO, F.B., WAGNER, M.R. & COBBINAH, J.R. 1999. Patterns of seedling survival in the tropical African tree *Milicia excelsa*. Journal of Tropoical Ecology 15: 451-461.

NICOTRA, A.B., CHAZDON, R.L., IRIARTE, S.V.B.1999. Spatial heterogeneity of light and wood seedling regeneration in tropical wet forests. Ecology 80: 1908-1926.

NUPP, T.E. & SWIHART, R.K. 1996. Effect of forest patch area on population attributes of white-footed mice (*Peromyscus leucopus*) in fragmented landscapes. Canadian Journal of Zoology. 74: 467-472.

OMETTO, J.C. 1981. Bioclimatologia vegetal. Editora Agronômica Ceres Ltda. São Paulo.

PACHECO, M.A.W. 2001. Effects of flooding and herbivores on variation in recruitmente of palms between habitats. Journal of Ecology 89: 358-366.

PEÑA-CLAROS & BOO, H. 2002. The effect of forest successional stage on seed removal of tropical rain forest tree species. Journal of Tropical Ecology 18: 261-274.

POWELL, A.H. & POWELL, G.V.N. 1987. Population dynamics of male Euglossine bees in Amazonian forest fragments. Biotropica 19: 176-179.

READER, R.J. 1993. Control on seedling emergence by ground cover and seed predation in relation to seed size for some old-field species. Journal of Ecology 81: 169-175.

REDFORD, K.H. 1992. The Empty Forest. BioScience 42: 412-422.

RESTREPO, C. & VARGAS, A. 1999. Seeds and seedlings of two neotropical montane understory shrubs respond differently to antropogenic edges and treefall gaps. Oecologia 119: 419-426.

SABESP. 1997. Programa de Conservação do Sistema Cotia. Relatório Conclusivo (tomo 3): Avaliação Ambiental. SABESP/Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável, São Paulo.

SANTOS, S.L. & VÁLIO, I.F.M. 2002. Litter accumulation and its effect on seedling recruitment in a Southeast Brazilian Tropical Forest. Revista Brasileira de Botânica 25: 89-92.

SARUKHÁN, J., PIÑERO, D. & MARTÍNEZ-RAMOS, M. 1985. Plant demography: a community-level interpretation. *In*: White, J. (ed). Studies on plant demography: a festschrift for J.L. Harper, pp: 17-31. Academic Press, London. UK.

SCARIOT, A. 1999. Forest fragmentation effects on palm diversity in cental Amazonia. Journal of Ecology 87: 66-76.

SCARIOT, A. 2000. Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments. Biotropica 32: 662-669.

SCARIOT, A. 2001. Effects of landscape fragmentation on Palm communities. *In*: Bierregaard, R.O., Gascon, C., Lovejoy, T.E. & Mesquita, R. (ed). Lessons from Amazonia: the Ecology and Conservation of a Fragmented Forest, pp: 121-135. Yale University Press & New Haven & London, EUA.

SCHUPP, E.W. 1988. Seed and early seedling predation in the forest understory and in treefall gaps. OIKOS 51: 71-78.

SVENNING, J.C. 2001. Environmental heterogeneity, recruitment limitation and the mesoscale distribution of palms in a tropical montane rain forest (Maquipucuna, Ecuador). Journal of Tropical Ecology 17: 97-113.

SHERMAN, P.M. 2002. Effects of land crabs on seedling densities and distributions in a mainland neotropical rain forest. Journal of Tropical Ecology 18: 67-89.

SILVA, J.M.C., TABARELLI, M. 2000. Tree species impoverisment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. Nature 404: 72-74.

SIZER, N. & TANNER, E.V.J. 1999. Responses of wood plant seedling to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. Biological Conservation 91: 135-142.

SIZER, N. & TANNER, E.V.J., FERRAZ, I.D.K. 2000. Edge effects on litterfall mass and nutrient concentrations in forest fragments in central Amazonia. Journal of Tropical Ecology 16: 853-863.

SMYTHE, N. 1989. Seed survival in yne palm *Astrocaryum standleyanum*: evidence for dependence upon its seed dispersers. Biotropica 21: 50-56.

SORK, V.L. 1987. Effects of predation and light on seedling establishment in *Gustavia superba.* Ecology 68:1341-1350.

SOS MATA ATLÂNTICA. 1998. Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período de 1990-1995. São Paulo.

SOUZA, O.F.F. & BROWN, V.K. 1994. Effects of habitat fragmentation on Amazonian termite communities. Journal of Tropical Ecology 10: 197-206.

SYSTAT 8.0. 1998. SYSTAT 8.0 Statistics by SPSS Inc., USA.

TERBORGH, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. Biotropica 24:283-292.

TERBORGH, J & WRIGHT, S.J. 1994. Effects of mammalian herbivores on plant recruitment in two neotropical forests. Ecology 75:1829-1833.

TURNER, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. Journal of Applied Ecology 33: 200-209.

TURTON, S.M. & FREIBURGER, H.J. 1997. Edge and aspect effect on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Artherton Tableland, North-eastern Australia. *In*: Laurance, W.F. &

Bierregaard, R.O. (ed). Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities, pp: 45-54. University of Chicago Press, Chicago, EUA.

TABANEZ, A.A.J. & VIANA, V.M. 2000. Patch structure within Brazilian Atlantic forest fragments and implications for conservation. Biotropica 32: 925-933.

VIANA, V.M., TABANEZ, A.A.J. & BATISTA, J.L. 1997. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist Forest. *In*: Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O. (ed). Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities, pp: 351-365. Editado por University of Chicago Press, Chicago, EUA.

VOYSEY, B.C., MCDONALD, K.E., ROGERS, M.E., TUTIN, C.E.G. & PARNELL, R.J. 1999. Gorillas and seed dispersal in the Lope Reserve, Gabon. II: survival and growth of seedlings. Journal of Tropical Ecology 15: 39-60.

WILLIAMS-LINERA, G. 1990 Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. Journal of Ecology 78: 356-373.

WRIGHT, S.J., GOMPPER, M.E., DELEON, B. 1994. Are large predators keystone species in Neotropical forests? The evidence from Barro Colorado Island. Oikos 71: 279-294.

ZAR, J. H. 1999. Biostatistical Analysis. 4th edition. Prentice Hall, New Jersey.

ZHENG, D. & CHEN, J. 2000. Edge effects in fragmented landscapes: e generic model for deliniating area of edge influences (D-AEI). Ecological Modelling 132: 175-190.

ZIMMERMAN, B.L. & BIERREGAARD, R.O. 1986. Relevance of equilibrium theory of island biogeography and species- area relations to conservation with a case from Amazon. Journal of Biogeography 13: 133-143.

Tabela 1: Dados brutos de dano por serapilheira (número de indivíduos máximo= 20), mortalidade (número de indivíduos máximo= 20), abertura do dossel (%), infestação por lianas, profundidade da serapilheira (cm), queda de serapilheira (Kg/0,25 m^2) e queda de galhos (Kg/ha) nas seis áreas de estudo (Área 1, 2 e 3= 3 répilcas da Reserva Estadual do Morro Grande; Fragmento1= 14ha; Fragmento2= 18ha; Fragmento3= 30ha).

	Dano por serapilheira			*Mortalidade*			*Abertura do dossel (%)*		
	Mediana	Mínimo	Máximo	Mediana	Mínimo	Máximo	Mediana	Mínimo	Máximo
Área 1	0,5	0	7	0	0	3	8,98	5,21	28,12
Área 2	1	0	8	1	0	5	7,42	3,12	12,50
Área 3	1	0	10	0	0	7	7,68	3,38	21,61
Fragmento1	3,5	0	10	1	0	4	6,90	4,43	14,58
Fragmento2	3	0	11	1	0	5	9,24	5,47	17,19
Fragmento3	2	0	14	0	0	4	7,42	4,43	19,27

	Infestação por Liana			*Profundidade Serapilheira (cm)*			*Serapilheira (Kg/0,25 m^2)*		
	Mediana	Mínimo	Máximo	Mediana	Mínimo	Máximo	Mediana	Mínimo	Máximo
Área 1	1	0	5	3	0	9	0,053	0,024	0,270
Área 2	1	0	3	4	0,5	9	0,055	0,029	0,095
Área 3	4	0	8	3,5	0,5	8	0,057	0,019	0,152
Fragmento1	3	0	13	4	1	9	0,047	0,024	0,637
Fragmento2	1,5	0	9	3	0,5	9	0,048	0,017	0,334
Fragmento3	4	1	12	3,5	0,5	16	0,054	0,011	0,205

	Galhos (Kg/ha)		
	Mediana	Mínimo	Máximo
Área 1	0,003	0	0,048
Área 2	0,005	0	0,042
Área 3	0,004	0	0,086
Fragmento1	0,009	0	0,340
Fragmento2	0,007	0	0,162
Fragmento3	0,007	0	0,258

Tabela 2: Dados brutos de dano por serapilheira (número de indivíduos máximo= 20), mortalidade (número de indivíduos máximo= 20), abertura do dossel (%), infestação por lianas, profundidade da serapilheira (cm), queda de serapilheira (Kg/0,25 m^2) e queda de galhos (Kg/ha) na borda e interior.

	Dano por serapilheira			*Mortalidade*			*Abertura do Dosssel (%)*		
	Mediana	Mínimo	Máximo	Mediana	Mínimo	Máximo	Mediana	Mínimo	Máximo
Interior	1	0	9	1	0	5	7,55	3,12	21,61
Borda	2	0	14	0	0	7	8,85	3,38	28,12

	Infestação por Liana			*Profundidade Serapilheira (cm)*			*Serapilheira (Kg/0,25 m^2)*		
	Mediana	Mínimo	Máximo	Mediana	Mínimo	Máximo	Mediana	Mínimo	Máximo
Interior	1,5	0	12	3,5	0,5	9	0,051	0,010	0,334
Borda	2,5	0	13	3,5	0	16	0,054	0,018	0,637

	Galhos (Kg/ha)		
	Mediana	Mínimo	Máximo
Interior	0,006	0	0,340
Borda	0,005	0	0,258

Tabela 3: Dados brutos de dano por serapilheira (número de indivíduos máximo= 20), mortalidade (número de indivíduos máximo= 20), abertura do dossel (%), infestação por lianas, profundidade da serapilheira (cm), queda de serapilheira (Kg/0,25 m^2) e queda de galhos (Kg/ha) nas cinco coletas de dados.

	Dano por serapilheira			*Mortalidade*			*Abertura do Dossel (%)*		
	Mediana	Mínimo	Máximo	Mediana	Mínimo	Máximo	Mediana	Mínimo	Máximo
Coleta 1	2	0	11	0	1	5	-	-	-
Coleta 2	2	0	11	0,5	1	5	-	-	-
Coleta 3	1	0	10	0	1	5	-	-	-
Coleta 4	1	0	14	1	1	7	9,63	3,64	28,12
Coleta 5	-	-	-	-	-	-	5,99	3,12	16,40

	Infestação por Liana			*Profundidade Serapilhaira (cm)*			*Serapilheira (Kg/0,25 m^2)*		
	Mediana	Mínimo	Máximo	Mediana	Mínimo	Máximo	Mediana	Mínimo	Máximo
Coleta 1	-	-	-	-	-	-	0,045	0,010	0,103
Coleta 2	2	0	13	-	-	-	0,051	0,018	0,637
Coleta 3	-	-	-	3,5	0	10,5	0,051	0,023	0,241
Coleta 4	-	-	-	3,5	0,5	16	0,058	0,031	0,334
Coleta 5	-	-	-	-	-	-	-	-	-

	Galho Kg/ha		
	Mediana	Mínimo	Máximo
Coleta 1	-	-	-
Coleta 2	-	-	-
Coleta 3	0,003	0	0,087
Coleta 4	0,008	0	0,340
Coleta 5	-	-	-

Tabela 4: Tabela de ANOVA de três fatores de todas as variáveis dependentes analisadas. Variáveis dependentes: DS: dano serapilheira. M: Mortalidade. AD: abertura do dossel. PrS: profundidade da serapilheira. IL: infestação por lianas. PG: produção de galho. PS: produção de serapilheira. Fatores independentes: F: fragmentos. BxI: borda x interior. C: coleta. e as interações são representadas por *.

	F			*BxI*			*C*		
	F	gl	p	F	gl	p	F	Gl	p
DS	12,096	5	0,000	6,354	1	0,013	1,906	3	0,130
M	2,549	5	0,029	0,027	1	0,870	1,411	3	0,241
AD	4,845	5	0,001	5,711	1	0,019	39,112	1	0,000
PrS	3,511	5	0,004	0,987	1	0,321	0,027	1	0,869
IL	3,114	4	0,016	0,771	1	0,384	-	-	-
PG	1,258	5	0,288	0,001	1	0,971	5,04	1	0,027
PS	3,415	5	0,005	7,835	1	0,005	8,076	3	0,000

	*F*BxI*			*F*C*			*BxI*C*		
	F	Gl	p	F	gl	p	F	gl	p
DS	1,062	5	0,383	0,645	15	0,835	0,108	3	0,955
M	4,766	5	0,000	2,178	3	0,092	2,178	3	0,092
AD	7,184	5	0,000	1,567	5	0,177	3,362	3	0,070
PrS	26,297	5	0,000	8,170	5	0,000	0,285	1	0,594
IL	2,663	5	0,033	-	-	-	-	-	-
PG	1,714	5	0,139	1,054	5	0,391	0,007	3	0,933
PS	5,498	5	0,000	1,857	15	0,026	1,463	3	0,224

	*F*BxI*C*		
	F	gl	p
DS	0,904	15	0,561
M	1,395	15	0,153
AD	0,921	15	0,471
PrS	2,082	5	0,065
IL	-	-	-
PG	1,244	5	0,295
PS	1,557	15	0,077

Conclusão Geral

Plântula é uma fase muito importante na vida de uma árvore, portanto, o resultado aqui obtido no Capítulo 1 de que plântulas de diversas espécies tendem a convergir para uma arquitetura comum quando crescidas no interior de uma mata é de extrema importância na estrutura de uma floresta tropical.

Esta tese demonstrou a importância de não generalizar os dados obtitos de danos mecânicos com experimento usando plântulas artificiais para a mortalidade de plântulas naturais crescendo no interior de uma floresta. Em alguns casos essa ligação direta de taxa de danos mecânicos com mortalidade de plântulas naturais pode ser verdadeira (Capítulo 2) e em outros não (Capítulo 3). Esse fato pode depender do tipo de floresta estudado (floresta pluvial atlântica baixo-montana x floresta estacional semidecidual com elementos da floresta ombrófila densa) ou pode depender de outros fatores e da interação entre estes. Portanto, sempre que possível nesse tipo de projeto. é indicado usar as plântulas naturais da área de estudo como controle.

No Capítulo 2, o dano causado por vertebrados parece ser importante na mortalidade de plântulas naturais. Já no Capítulo 3, o dano causado pelo homem parece ser, entre os analisados, o fator mais ligado a mortalidade. Portanto, o tipo de dano mecânico que mais influencia na mortalidade de plântulas pode variar com o tipo de vegetação estudada ou com a proteção da área. Mas este pode não ser o único fator que estaria diferenciando a mortalidade. O fato de uma área ser fechada a visitação (Reserva Biológica de Poço das Antas – Capítulo 2) e a outra ser aberta (Reserva Florestal do Morro Grande e os fragmentos – Capítulo 3) pode também ter uma forte influência na regeneração.

Esta tese também apresentou um resultado importante com respeito a dificuldade de se entender os motivos da mortalidade de plântulas em uma floresta tropical. Este processo parece estar mais ligado a uma escala pequena dentro da floresta ou seja, ao microhabitat. Portanto, esse processo parece ser muito mais complexo de se entender do que podemos imaginar e ser muito difícil de prever.