

ESTRUTURA E DINÂMICA DE POPULAÇÕES ARBÓREAS DE UM FRAGMENTO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NA REGIÃO DE PIRACICABA, SP

NASCIMENTO, H. E. M.,¹ DIAS, A. da S.,¹ TABANEZ, A. A. J.² e VIANA, V. M.¹

¹ESALQ/USP, Departamento de Ciências Florestais, Av. Pádua Dias, 11, C.P. 09, CEP 13.418-900, Piracicaba, SP

²227 Howe/Russel Geoscience Complex Bldg., Dept of Geography and Anthropology,
Louisiana State University, Baton Rouge, LA, USA

Correspondência para: Henrique E. M. Nascimento, Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais,
C.P. 478, CEP 69011-970, Manaus, AM

Recebido em 02/03/98 – Aceito em 28/09/98 – Distribuído em 30/06/99

(Com 2 figuras)

ABSTRACT

Tree populations structure and dynamics of a semideciduous seasonal forest fragment in the Piracicaba region, São Paulo state, Brazil

Fragmentation of tropical forests associated with anthropogenic disturbance can result in a loss of tree species and floristic composition change throughout the time in a forest fragment. To gather quantitative data regarding this hypothesis, this study was conducted in a 9.5 ha semideciduous seasonal forest fragment located in Piracicaba region, São Paulo state, Brazil. This fragment is named “Mata do Pomar”, where two fires occurred in the recent past. In this fragment, recruitment, mortality and populational change of tree species were obtained in 4-year period (1991 and 1995). Different patterns of recruitment, mortality and populational change were found among tree species and ecological groups. The ten species more abundant in 1991 (class 1 – \oplus 15 individuals/ha) presented 79.9% of recruitment, against only 7.5% and 9.0% of recruitment presented by density classes 2 (5.2 to 13.8 individuals/ha) and 3 (1.7 and 3.4 individuals/ha), respectively. In particular, the three most abundant tree species in 1991, *Bauhinia forficata*, *Aloysia virgata* and *Urera baccifera*, all pioneer species, and *Croton floribundus*, an opportunistic species, were responsible for 75% of recruitment.

Coupled with the high recruitment, these species also had low mortality, which resulted in a pronounced population increasing. In the two lower density classes, 2 and 3, beyond the low recruitment, the pioneer and the opportunistic species presented 74.2% of recruitment. These last groups also presented a greater density gain than shade-tolerant canopy species and shade-tolerant understory species in the density classes 2 and 3. Beyond these results were also done a comparative analysis of this fragment with a fragment of same size (“Santa Rita” fragment – 9.5 ha) and a fragment of 86 ha (“Capuava” fragment), both located in Piracicaba region.

The “Mata do Pomar” fragment presents less of the half of tree species than “Santa Rita” and “Capuava” fragments, although with the same size of “Santa Rita” fragment. Further, the four most abundant tree species in the “Mata do Pomar” fragment, *B. forficata*, *A. virgata*, *U. baccifera* and *T. micrantha* are responsible for 62% of individuals, whereas the four most abundant tree species in “Santa Rita” and “Capuava” fragments are responsible for only 30.6% and 23.2% of individuals, respectively, indicating a high local dominance in the “Mata do Pomar” fragment.

This study demonstrates that strategies of conservation biodiversity in semideciduous seasonal forest fragments in the São Paulo state should consider the anthropogenic disturbance in the identification of conservation priorities.

Key words: forest fragments, semideciduous seasonal forest, forest dynamics, anthropogenic disturbance, conservation biology.

RESUMO

Para verificar a hipótese de que a fragmentação das florestas tropicais associada às perturbações antrópicas podem resultar numa maior perda de espécies arbóreas e na mudança na composição florística ao longo do tempo foi analisado um fragmento de floresta estacional semidecidual de 9,5 ha localizado na região de Piracicaba, Estado de São Paulo, onde houve dois incêndios em passado recente. Neste fragmento, denominado de Mata do Pomar, o recrutamento, a mortalidade e a mudança do tamanho populacional de espécies arbóreas foram obtidos num intervalo de quatro anos (1991 e 1995).

Padrões de recrutamento, mortalidade e conseqüente mudança populacional variaram entre as espécies e os grupos ecológicos. As dez espécies mais abundantes no ano de 1991, que representam a classe 1 de densidade (\oplus 15 indivíduos/ha), foram responsáveis por 79,9% do recrutamento, contra apenas 7,5% da classe 2 (5,2 a 13,8 indivíduos/ha) e 9,0% da classe 3 (1,7 e 3,4 indivíduos/ha). Particularmente, as três espécies mais abundantes em 1991, *Bauhinia forficata*, *Aloysia virgata* e *Urera baccifera*, todas pioneiras, e uma espécie oportunista, *Croton floribundus*, foram responsáveis pelo alto recrutamento apresentado pela classe 1 de densidade. Apenas essas espécies perfizeram 75% do recrutamento e, conjuntamente com uma baixa mortalidade, experimentaram um aumento pronunciado em suas populações. Além do baixo recrutamento obtido pelas classes 2 e 3, as espécies pioneiras e oportunistas foram responsáveis por 74,2% do recrutamento nessas duas classes e apresentaram maior ganho em densidade que as espécies tolerantes e reprodutoras à sombra.

Além desses resultados, foi também realizada uma análise comparativa deste fragmento com outros dois: um fragmento de mesmo tamanho (fragmento Santa Rita – 9,5 ha) e um fragmento com tamanho superior (fragmento Capuava – 86 ha), ambos também localizados no mesmo município. O fragmento Mata do Pomar apresenta menos da metade do número de espécies encontrado nos fragmentos Santa Rita e Capuava, embora tenha o mesmo tamanho do fragmento Santa Rita. Além disso, ocorre uma alta dominância local de poucas espécies no fragmento Mata do Pomar: as quatro espécies mais abundantes, *B. forficata*, *A. virgata*, *U. baccifera* e *Trema micrantha*, todas pioneiras, são responsáveis por 62,0% do total de indivíduos, ao passo que as quatro espécies mais abundantes nos fragmentos Santa Rita e Capuava perfazem apenas 30,6% e 23,2% dos indivíduos, respectivamente.

Este estudo demonstra que as estratégias de conservação da biodiversidade em fragmentos de floresta estacional semidecidual no interior do Estado de São Paulo devem considerar o histórico de perturbações na identificação de prioridades.

Palavras-chave: fragmentos florestais, floresta estacional semidecidual, dinâmica, perturbações antrópicas, conservação.

INTRODUÇÃO

Em várias regiões tropicais, o processo da fragmentação florestal é uma realidade atual que vem aumentando nas décadas recentes em função das altas taxas de desmatamento (Whitmore, 1997). A taxa de desmatamento está ocorrendo numa escala de tempo inaudita na história ecológica e geológica das florestas tropicais, tendo, portanto, profundos efeitos sobre esses ecossistemas (Bierregaard *et al.*, 1992; Primack, 1993). Diante disso, as conseqüências da fragmentação do hábitat são atualmente o principal tema abordado na

biologia da conservação, tanto nas regiões tropicais quanto nas temperadas (Primack, 1993).

Os estudos já realizados permitem concluir que a fragmentação de florestas tropicais é a maior ameaça à biodiversidade. Vários fatores advindos da fragmentação, tais como os efeitos de borda (Janzen, 1986; Lovejoy *et al.*, 1986; Kapos, 1989; Laurance, 1997; Bierregaard *et al.*, 1992), impedimento ou redução na taxa de migração entre fragmentos (Becker *et al.*, 1991; Bierregaard *et al.*, 1992; Silva *et al.*, 1996; Bierregaard & Stouffer, 1997), diminuição do tamanho populacional efetivo com conseqüente perda de variabilidade genética

(Menges, 1991a; Young *et al.*, 1996; Nason *et al.*, 1997; Lepsch-Cunha & Gascon, no prelo) e invasão de espécies exóticas (Janzen, 1983, 1986; Laurance, 1997), são os principais mecanismos de deterioração de uma paisagem composta por fragmentos florestais (Turner, 1996). A intensidade desses fatores dependerá das características da paisagem na qual os fragmentos estão inseridos. Logo, o tamanho, a forma, o número de fragmentos e o tipo de vizinhança influenciará no número de espécies capazes de sobreviver em um fragmento florestal (Saunders *et al.*, 1991; Viana *et al.*, 1992). Devido ao mutualismo existente entre plantas e animais em florestas tropicais, tais como planta-polinizador e planta-dispersor, é sensato formular a hipótese de que um amplo ciclo de extinções ocorrerá com a fragmentação florestal (Howe, 1984; Bawa, 1990; Aizen & Feinsinger, 1994).

Embora esses fatores sejam grandes ameaças à extinção de espécies em fragmentos florestais, o aumento da pressão humana sobre o ecossistema em paisagens fragmentadas também contribui negativamente (Turner, 1996). Existe uma tendência em simplificar o processo da fragmentação como uma paisagem desmatada contendo fragmentos de florestas não-perturbados. Em regiões nas quais o processo da fragmentação se iniciou há muitas décadas, perturbações antrópicas constantes representam uma importante ameaça à biodiversidade (Viana *et al.*, 1992; Viana, 1995; Turner, 1996). A floresta estacional semidecidual no interior do Estado de São Paulo é um exemplo claro desse processo. Atualmente, esse ecossistema está representado por pequenos fragmentos bastante isolados, imersos numa paisagem dominada pela agricultura e grandes centros urbanos.

Esses remanescentes foram formados a partir de um histórico de perturbações antrópicas como, por exemplo, a exploração seletiva de madeira até recentemente, e continuam a sofrer os efeitos da paisagem na qual estão inseridos: incêndios periódicos, caça e agrotóxicos advindos de práticas agrícolas (Viana, 1995; Viana & Tabanez, 1996; Viana *et al.*, 1997). A região de Piracicaba, no Estado de São Paulo, representa um excelente laboratório para estudos dos efeitos da fragmentação de longo prazo. Atualmente, apenas 2,1% da sua cobertura florestal nativa ainda persiste. Os fragmentos florestais que compõem sua paisagem são tipicamente pequenos, isolados e al-

tamente perturbados, distribuídos em cerca de 102 fragmentos, sendo que os pequenos fragmentos (menores que 50 ha) representam 87,8% do total (Viana *et al.*, 1997).

Neste trabalho apresentamos os resultados obtidos de um estudo de quatro anos de acompanhamento analisados em relação à estrutura e à dinâmica de populações arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual de 9,5 ha, denominado de Mata do Pomar, localizado em Piracicaba, SP. Além destes resultados, realizamos uma análise comparativa da estrutura desse fragmento com outro fragmento de tamanho semelhante (fragmento Santa Rita) e outro com tamanho nove vezes superior (fragmento Capuava). O fragmento Mata do Pomar sofreu dois grandes incêndios recentemente (15-20 anos), enquanto para os outros dois não há relatos de perturbações antrópicas em grandes proporções.

O estudo está voltado para as seguintes questões: (1) há diferenças nas taxas de recrutamento e mortalidade entre as espécies arbóreas e os diferentes grupos sucessionais? e (2) a perda da diversidade arbórea em fragmentos florestais está mais relacionada a perturbações antrópicas ou a outros fatores advindos da fragmentação, tais como tamanho dos fragmentos, isolamento, vizinhança etc.? São discutidos os principais processos que podem levar à extinção local de espécies arbóreas em fragmentos isolados. Se a fragmentação e as perturbações antrópicas afetam diferentemente o recrutamento e a mortalidade das espécies arbóreas, então as predições são: (1) as espécies mais comuns e as espécies de início de sucessão apresentarão um maior aumento no tamanho populacional que as espécies típicas de comunidades mais maduras e (2) as perturbações antrópicas são as principais causas da perda da diversidade arbórea em fragmentos florestais.

MATERIAL E MÉTODOS

Caracterização da área

O município de Piracicaba localiza-se na depressão periférica do Estado de São Paulo, apresentando relevo suavemente ondulado, com altitude em torno de 500 metros, situando-se nas coordenadas 22°47'S e 47°49'W. Segundo levantamento feito pelo Departamento de Meteorologia da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz

(ESALQ/USP), para o período de 1990-1996, a pluviosidade média anual foi de 1430 mm, distribuídas irregularmente durante o ano; o período de maior precipitação coincide com o período mais quente, de outubro a março (média de 184 mm), e o período de menor precipitação coincide com o período mais frio, de abril a setembro (média de 50 mm). A temperatura média do período mais quente foi de 25°C e do período mais frio, 17°C, para o intervalo de 1990 a 1996.

A vegetação natural da região é classificada pelo Sistema Fitogeográfico Brasileiro como floresta estacional semidecidual (IBGE, 1992). Caracteriza-se pela mistura de espécies vegetais caducifólias e perenifólias. Entre as espécies arbóreas típicas de dossel destacam-se: *Aspidosperma polyneuron*, *Astronium graveolens*, *Balfourodendron riedelianum*, *Chorisia speciosa*, *Cariniana legalis* e *C. estrellensis*. No subdossel tem-se: *Esenbeckia febrifuga*, *Galipea multiflora*, *Metrodorea nigra*, *Trichilia catigua*, *T. elegans* e *T. pallida* como as espécies mais representativas.

Descrição da área experimental

O fragmento estudado está localizado dentro do campus da ESALQ/USP. Sua área é de aproximadamente 9,5 ha. Essa floresta é uma área de reserva da ESALQ, conhecida como Mata do Pomar. Em mapa datado de 1894, esse fragmento era

parte de uma área maior de floresta, que, progressivamente, foi sendo derrubada em diferentes épocas para dar lugar às culturas de café, cana-de-açúcar e algodão e à instalação dos edifícios da ESALQ (Catharino, 1989).

A Mata do Pomar sofreu, nas três últimas décadas, dois grandes incêndios, tendo o último ocorrido entre 15 e 20 anos atrás, queimando aproximadamente 20%-30% de sua área, além de ter havido extração madeireira até aproximadamente 30 anos atrás (Tabanez *et al.*, 1997).

Obtenção dos dados

Os dados usados neste trabalho foram obtidos em dois tempos (julho de 1991 e julho de 1995), com o uso de dois transectos perpendiculares entre si, com 10 metros de largura, que vão de uma borda a outra do fragmento (Fig. 1). Os dois transectos correspondem a uma área amostral de 5.805 m² (6,3% da área total do fragmento). Em 1991, todas as árvores com DAP (diâmetro à altura do peito) igual ou superior a 5 cm foram mapeadas, etiquetadas, identificadas, e tiveram seus DAPs medidos. Os resultados desse primeiro levantamento são encontrados em Tabanez *et al.* (1997). Em 1995, todas as árvores anteriormente existentes foram novamente medidas e os novos ingressos tiveram seus DAPs medidos, etiquetados, mapeados e identificados.

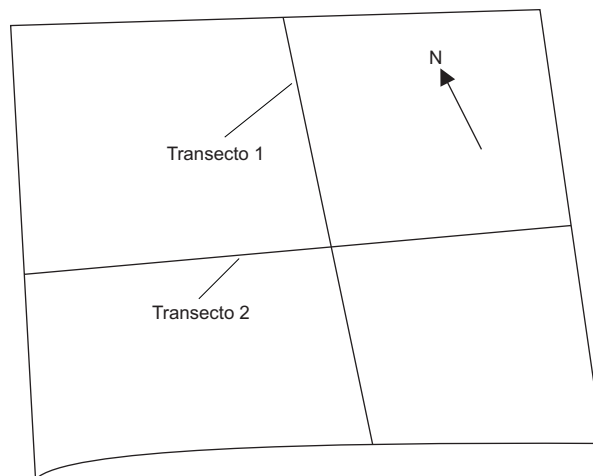


Fig. 1 — Croqui da Mata do Pomar mostrando a localização dos dois transectos.

Análise dos dados

As espécies encontradas no fragmento foram agrupadas em categorias sucessionais segundo a classificação proposta por Viana (1989). Esse autor agrupou as espécies em pioneiras, oportunistas, tolerantes e reprodutoras à sombra. As pioneiras são espécies que normalmente têm sementes de grande longevidade e que exigem a formação de clareiras para germinação, dependendo destas durante todo o seu ciclo de vida. As oportunistas são espécies com sementes que não requerem clareiras para germinar, com plântulas que sobrevivem à sombra, mas que dependem de aberturas do dossel para atingir o estágio reprodutivo. As tolerantes têm sementes que também não necessitam de clareiras para germinar; as plantas podem crescer até o estágio juvenil sem a presença de clareiras, mas dependem destas para alcançar o estágio reprodutivo. As reprodutoras à sombra têm sementes que não necessitam de clareiras para germinar, crescem até o estágio adulto sob a sombra e reproduzem-se nesta mesma condição.

As espécies foram enquadradas nessas categorias sucessionais com base no enquadramento em outras categorias realizado por diversos autores e por observações de campo. É importante salientar que esta não é uma classificação definitiva, sendo apenas uma tentativa de comparar os diferentes grupos quanto à mudança populacional no período de estudo. A pequena quantidade de informações referentes à biologia de muitas espécies tropicais limita o enquadramento preciso das espécies em grupos ecológicos. Isso tem resultado em classificações diferentes para algumas espécies, dependendo do autor.

A comunidade foi dividida em três classes arbitrárias de densidade, a saber: a classe 1 re-

presenta as espécies com \oplus 15,5 indivíduos/ha (\oplus 9 indivíduos no levantamento), a classe 2, as espécies com 5,2 a 13,8 indivíduos/ha (3 a 8 indivíduos no levantamento) e a classe 3, espécies com 1,7 e 3,4 indivíduos/ha (1 e 2 indivíduos no levantamento). O objetivo ao fazer tal divisão é obter uma melhor visualização do recrutamento e da mortalidade do gradiente que vai das espécies de maiores densidades para as de menores densidades.

RESULTADOS

Estrutura: resultados do 1º levantamento (1991)

Em 1991 foram registradas 49 espécies dentre os 517 indivíduos (aproximadamente 891 indivíduos por ha) \oplus 5 cm de DAP amostrados na Mata do Pomar. Tanto as espécies quanto os indivíduos estão distribuídos desigualmente nos quatro grupos ecológicos aqui considerados (Fig. 2). Embora o grupo das oportunistas apresentasse maior número de espécies do que o grupo das pioneiras (20 e 13 espécies, respectivamente), a representatividade das espécies pioneiras foi bastante superior em relação ao número de indivíduos, perfazendo 65,2% do total dos indivíduos contra apenas 22,2% das espécies oportunistas.

A maior representatividade dos dois grupos anteriores fez com que o grupo das espécies tolerantes e o grupo das reprodutoras à sombra fossem pouco representados, tanto em espécies como em indivíduos (Fig. 2).

A alta representatividade das espécies pioneiras na Mata do Pomar é explicada pelas quatro espécies mais comuns no fragmento: *Bauhinia forficata*, *Aloysia virgata*, *Urera baccifera* e *Trema micrantha* (Tabela 1).

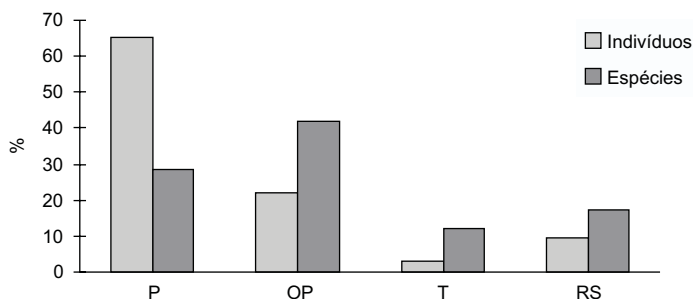


Fig. 2 — Percentual de espécies e indivíduos para cada grupo ecológico relativo ao ano de 1991 na Mata do Pomar. P = pioneiro; OP = oportunista; T = tolerante; RS = reprodutora à sombra.

Essas espécies perfizeram 62% do total dos indivíduos em 1991, sendo que somente as duas espécies mais comuns, *B. forficata* e *A. virgata*, compreenderam aproximadamente 40% do total dos indivíduos (Tabela 1). Particularmente, a espécie mais abundante no fragmento, *B. forficata*, foi 2 e 1,7 vezes mais abundante que a quarta e terceira espécies, *T. micrantha* e *U. baccifera*, respectivamente. Em contrapartida, 17 espécies apresentaram apenas 1 indivíduo no levantamento, as quais compreenderam 34,7% do total das espécies e apenas 3,2% do total dos indivíduos.

Comparação da Mata do Pomar com os fragmentos Santa Rita e Capuava

A dominância acentuada de poucas espécies na Mata do Pomar é revelada quando comparada com outros dois fragmentos de floresta estacional semidecidual de igual tamanho (fragmento Santa Rita, 9,5 ha) e maior tamanho (fragmento Capuava, 86 ha), ambos também localizados no município de Piracicaba (Tabela 2). Nesses fragmentos foi utilizado o mesmo método de levantamento por transectos e igual limite mínimo de DAP (\oplus 5 cm). Na Mata do Pomar, além do número de espécies ser menos da metade do número de espécies registradas nos outros dois fragmentos, apenas 3 espécies (6,1% do total de espécies) constituem aproximadamente 50% do total de indivíduos e apenas 6 espécies (12,2%) constituem aproximadamente 70% do número total de indivíduos, partindo das espécies de maior para as espécies de menor abundância. Ao contrário, no fragmento Santa Rita, de tamanho semelhante à Mata do Pomar, 10 espécies (9,8%) abrangem 50% dos indivíduos e 21 espécies (20,6%) abrangem 70% do total de indivíduos. No fragmento Capuava, 13 e 27 espécies (10,2% e 21,1%) abrangem 50% e 70% do total de indivíduos, respectivamente (Tabela 2).

A alta dominância de poucas espécies na Mata do Pomar fica ainda mais evidente quando comparamos com os dois fragmentos a abundância relativa das quatro espécies mais abundantes de cada fragmento. Como citado anteriormente, as quatro espécies mais abundantes na Mata do Pomar constituem 62,0% do total dos indivíduos, enquanto nos fragmentos Santa Rita e Capuava as quatro espécies mais abundantes nesses fragmentos constituem apenas 30,6% e 23,2%, respectivamente (Tabela 2).

As densidades das quatro espécies mais abundantes na Mata do Pomar são de 182,60 ind./ha, 170,54 ind./ha, 108,52 ind./ha e 91,3 ind./ha para *B. forficata*, *Aloysia virgata*, *U. baccifera* e *T. micrantha*, respectivamente, e são bem superiores às encontradas nos outros dois fragmentos; no fragmento Santa Rita, estas espécies apresentam densidades de 3,91, 0, 0 e 3,91 ind./ha, e no fragmento Capuava, 26,61, 0, 20,86 e 0 ind./ha, respectivamente. Ambos os fragmentos, Santa Rita e Capuava, apresentam duas espécies em comum das quatro espécies mais abundantes de cada um deles. Nesses fragmentos nenhuma das quatro espécies é pioneira: no fragmento Santa Rita, as quatro espécies mais comuns abrangem uma espécie oportunista (*Astronium graveolens*), duas espécies tolerantes (*Securinega guaraiuva* e *Aspidosperma pyricollum*) e uma espécie reprodutora à sombra (*Metrodorea nigra*), e no fragmento Capuava duas espécies oportunistas (*Astronium graveolens* e *Croton floribundus*), uma espécie tolerante (*Aspidosperma polyneuron*) e uma espécie reprodutora à sombra (*Metrodorea nigra*) (Tabanez, 1995, e dados extraídos do Laboratório de Silvicultura Tropical – ESALQ/USP).

Dinâmica: Resultados do 2º levantamento (1995)

No intervalo de 1991 a 1995, a mortalidade absoluta de árvores foi de 97 indivíduos, que corresponde a 41,8 árvores mortas/ha/ano. A quarta espécie mais abundante em 1991, *Trema micrantha*, teve sua população drasticamente reduzida no período, apresentando uma alta mortalidade em relação às outras espécies do fragmento. Apenas dois indivíduos sobreviveram, o que fez com que essa espécie fosse responsável por 52,0% das árvores mortas (Tabela 3).

Essa queda brusca pode ter sido conseqüência da ocorrência de geada e do período mais prolongado de seca ocorridos no ano anterior ao segundo levantamento (1994) ou pelo ciclo de vida curto que essa espécie apresenta.

No entanto, em 1995, o número de árvores ingressantes na classe \oplus 5 cm de DAP foi de 199 indivíduos, mais de duas vezes superior à mortalidade, correspondendo a 85,7 árvores novas/ha/ano.

A diferença entre recrutamento e mortalidade elevou a densidade para 1066,3 ind./ha (total de 619 indivíduos) em 1995, representando um ganho de 19,2% em densidade.

TABELA 1
Densidade relativa e grupo ecológico das espécies amostradas em 1991 na Mata do Pomar.

Espécie	Família	Densidade relativa	Dens. relativa acumulada	Grupo ecológico
<i>Bauhinia forficata</i>	Caesalpinaceae	20,5 (182,6)	20,5	P
<i>Aloysia virgata</i>	Verbenaceae	19,2 (170,5)	39,7	P
<i>Urera baccifera</i>	Urticaceae	12,1 (108,5)	51,8	P
<i>Trema micrantha</i>	Ulmaceae	10,2 (91,3)	62,0	P
<i>Croton floribundus</i>	Euphorbiaceae	4,7 (41,3)	66,7	OP
<i>Metrodorea nigra</i>	Rutaceae	3,5 (31,0)	70,2	RS
<i>Bastardiopsis densiflora</i>	Malvaceae	3,3 (29,3)	73,5	OP
<i>Machaerium stipitatum</i>	Fabaceae	2,5 (22,4)	76,0	OP
<i>Lonchocarpus muhelbergianus</i>	Fabaceae	2,1 (18,9)	78,1	OP
<i>Lonchocarpus guillemianus</i>	Fabaceae	1,7 (15,5)	79,8	OP
<i>Acacia polyphylla</i>	Mimosaceae	1,4 (12,1)	81,2	OP
<i>Centrolobium tomentosum</i>	Fabaceae	1,4 (12,1)	82,6	OP
<i>Holocalyx balansae</i>	Mimosaceae	1,4 (12,1)	84,0	T
<i>Nectandra megapotamica</i>	Lauraceae	1,1 (10,3)	85,1	OP
<i>Guazuma ulmaefolia</i>	Sterculiaceae	1,1 (10,3)	86,2	P
<i>Trichilia catigua</i>	Meliaceae	1,1 (10,3)	87,3	RS
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	Mimosaceae	0,9 (8,6)	88,2	OP
<i>Trichilia pallida</i>	Meliaceae	0,9 (8,6)	89,1	RS
<i>Inga</i> sp.	Mimosaceae	0,9 (8,6)	90,0	não class.
<i>Galipea multiflora</i>	Rutaceae	0,8 (6,8)	90,8	RS
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	Meliaceae	0,8 (6,8)	91,4	RS
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	Myrtaceae	0,6 (5,2)	92,0	RS
<i>Guarea macrophylla</i>	Meliaceae	0,6 (5,2)	92,6	RS
<i>Gallesia integrifolia</i>	Phytolacaceae	0,6 (5,2)	93,2	T
<i>Chorisia speciosa</i>	Bombacaceae	0,4 (3,4)	93,6	OP
<i>Croton salutaris</i>	Euphorbiaceae	0,4 (3,4)	94,0	OP
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	Rutaceae	0,4 (3,4)	94,4	OP
<i>Cecropia ololeuca</i>	Cecropiaceae	0,4 (3,4)	94,8	P
<i>Eugenia moraviana</i>	Myrtaceae	0,4 (3,4)	95,2	RS
<i>Matayba eleagnoides</i>	Sapindaceae	0,4 (3,4)	95,6	OP
<i>Solanum granulosum-leprosum</i>	Solanaceae	0,4 (3,4)	96,0	P
<i>Casearia sylvestris</i>	Flacourtiaceae	0,4 (3,4)	96,4	P
<i>Schizolobium parahyba</i>	Caesalpinaceae	0,2 (1,7)	96,8	OP
<i>Croton urucurana</i>	Euphorbiaceae	0,2 (1,7)	97,0	P
<i>Citronella megaphylla</i>	Icacinaceae	0,2 (1,7)	97,2	T
Indeterminada		0,2 (1,7)	97,4	
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	Bombacaceae	0,2 (1,7)	97,6	OP
<i>Cordia trichotoma</i>	Boraginaceae	0,2 (1,7)	97,8	OP
<i>Vernonia polyanthes</i>	Compositae	0,2 (1,7)	98,0	P

P = pioneira; OP = oportunista; T = tolerante; RS = reprodutora à sombra. Números entre parênteses referem-se ao número de indivíduos/ha (modificada de Tabanez *et al.*, 1997).

TABELA 1 (continuação)

Espécie	Família	Densidade relativa	Dens. relativa acumulada	Grupo ecológico
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Mimosaceae	0,2 (1,7)	98,2	OP
<i>Terminalia trifolia</i>	Combretaceae	0,2 (1,7)	98,4	OP
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Rutaceae	0,2 (1,7)	98,6	P
<i>Copaifera Langsdorffii</i>	Fabaceae	0,2 (1,7)	98,8	T
<i>Machaerium vestitum</i>	Fabaceae	0,2 (1,7)	99,0	OP
<i>Cestrum laevigatum</i>	Solanaceae	0,2 (1,7)	99,2	P
<i>Piper aduncum</i>	Piperaceae	0,2 (1,7)	99,4	P
<i>Patagonula americana</i>	Boraginaceae	0,2 (1,7)	99,6	OP
<i>Ficus</i> sp.	Moraceae	0,2 (1,7)	99,8	T
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	Apocynaceae	0,2 (1,7)	100	T

P = pioneira; OP = oportunista; T = tolerante; RS = reprodutora à sombra. Números entre parênteses referem-se ao número de indivíduos/ha (modificada de Tabanez *et al.*, 1997).

TABELA 2

Número de espécies e medidas de abundância de espécies arbóreas na Mata do Pomar e outros dois fragmentos.

Fragmento	Tamanho (ha)	Nº de espécies	% de indivíduos das 4 espécies mais abundantes	Nº de espécies constituindo	
				50%	70%
Mata do Pomar	9,5	49	62,0	3 (6,1)	6 (12,2)
Santa Rita ¹	9,5	102	30,6	10 (9,8)	21 (20,6)
Capuava ²	86,0	128	23,2	13 (10,2)	27 (21,1)

Fonte: 1. Viana & Tabanez (1996) e Lab. Silvicultura Tropical – ESALQ/USP (não publicado); 2. Tabanez (1995).

O “% de indivíduos das 4 espécies mais abundantes” fornece o percentual de indivíduos das quatro espécies mais abundantes de cada fragmento em relação ao total de indivíduos. O “Nº de espécies constituindo 50% e 70%” dá o número de espécies que constituem mais de 50% e 70% do total dos indivíduos. Números entre parênteses referem-se ao percentual de espécies.

TABELA 3

Recrutamento, mortalidade e mudança do tamanho populacional para as espécies pertencentes à classe 1 (⊕ 15,5 indivíduos/ha no ano de 1991) entre 1991 e 1995.

Espécie	Grupo ecológico	Ind/ha (1991)	Recrutamento		Mortalidade		Ind/ha (1995)	Mudança (%)
			Absoluto	% total	Absoluta	% total		
<i>Bauhinia forficata</i>	P	182,6	59	29,6	1	1,0	282,5	54,7
<i>Aloysia virgata</i>	P	170,5	46	23,3	9	9,2	234,3	37,4
<i>Urera baccifera</i>	P	108,5	21	10,6	7	7,1	132,6	18,2
<i>Trema micrantha</i>	P	91,3	2	1,0	51	52,0	6,9	- 92,4
<i>Croton floribundus</i>	OP	41,3	18	9,0	0	0	72,4	75,0
<i>Metrodorea nigra</i>	RS	31,0	1	0,5	4	4,1	25,8	- 16,7
<i>Bastardiopsis densiflora</i>	OP	29,3	2	1,0	4	4,1	25,8	- 11,8
<i>Machaerium stipitatum</i>	OP	22,4	5	2,5	1	1,0	29,3	30,8
<i>Lonchocarpus muhelbergianus</i>	OP	18,9	2	1,0	0	0	22,4	18,5
<i>Lonchocarpus guilleminianus</i>	OP	15,5	3	1,5	0	0	20,7	33,4

P = pioneira; OP = oportunista; T = tolerante; RS = reprodutora à sombra.

Vinte e seis espécies (53% do total das espécies) presentes em 1991 apresentaram recrutamento em 1995. As espécies mais abundantes em 1991, representadas pela classe 1 de densidade (\oplus 15 indivíduos/ha), foram responsáveis por um alto recrutamento em relação às classes 2 (5,2 a 13,8 indivíduos/ha) e 3 (1,7 e 3,4 indivíduos/ha). Somente essa classe deteve 79,9% dos indivíduos recrutados, ao passo que as classes 2 e 3 detiveram apenas 7,5% e 9,0%, respectivamente (Fig. 3). Além disso, todas as espécies pertencentes à classe 1 recrutaram no período de estudo, enquanto 50% e 32% das espécies pertencentes às classes 2 e 3, respectivamente, obtiveram recrutamento (Fig. 3).

O alto recrutamento na classe 1 foi principalmente ocasionado pelas três espécies pioneiras mais abundantes em 1991 (*B. forficata*, *A. virgata*, *U. baccifera*) e por uma espécie oportunista (*Croton floribundus*). Somente essas quatro espécies compreenderam 72,5% do recrutamento total no período, que, conjuntamente com uma baixa mortalidade, experimentaram um aumento pronunciado em suas populações (Tabela 3). É importante salientar que apenas *B. forficata* e *A. virgata* foram responsáveis por 52,9% do recrutamento. Com exceção de *Metrodorea nigra* e *Bastardiopsis densiflora*, todas as outras espécies nessa classe apresentaram um aumento em suas populações (Tabela 3).

Exceto uma espécie reprodutora à sombra (*Metrodorea nigra*), as demais espécies deste grupo e as espécies tolerantes estão representadas por populações menores, pertencentes às classes 2 e 3. Ambas as classes congregam 6 espécies tolerantes e 7 espécies reprodutoras à sombra (Tabela 4). Além do baixo recrutamento nessas duas classes de densidade, como visto anteriormente (Fig. 3), as espécies pioneiras e oportunistas foram as responsáveis por um alto recrutamento, especialmente na classe 3 (Tabela 4). Essas espécies compreen-

deram 74,2% dos indivíduos recrutados nas duas classes, com 38,7% (total de 12 indivíduos) para as espécies pioneiras e 35,5% (total de 11 indivíduos) para as espécies oportunistas. O maior recrutamento de espécies pioneiras na classe 3 não está relacionado ao fato de essa classe congregar um grande número dessas espécies. Apenas três espécies recrutaram, sendo que uma única espécie pioneira, *Cecropia ooleuca*, que tinha 2 indivíduos em 1991, foi responsável por 70% do recrutamento na classe 3. O mesmo é válido para as espécies oportunistas. Ao contrário, as espécies tolerantes obtiveram um baixo recrutamento em relação aos outros grupos. Das 6 espécies tolerantes presentes nas duas classes, duas espécies, *Holocalyx balansae* e *Citronela megaphylla*, com 7 indivíduos e 1 indivíduo em 1991, respectivamente, recrutaram apenas 1 indivíduo no período cada uma (Tabela 4). Além disso, as espécies pioneiras e oportunistas apresentaram maior ganho em densidade do que as espécies tolerantes e reprodutoras à sombra, resultado de uma maior diferença entre recrutamento e mortalidade para os dois primeiros grupos (Tabela 4).

Além do alto recrutamento das espécies pioneiras e oportunistas no período de estudo, outras espécies destes grupos, inexistentes no levantamento de 1991, surgiram em 1995. Três espécies pioneiras, *Alcornea urucurana*, *Solanum swartzinum* e *Zanthoxylum aff. chiloperone*, com 2, 1 e 1 indivíduos, respectivamente, e duas novas espécies oportunistas, *Astronium graveolens* e *Seguieria langsdorffii*, com 1 e 2 indivíduos, respectivamente, foram adicionadas em 1995.

Duas espécies pioneiras, *Vernonia polyanthes* e *Piper cf. aduncum*, e duas espécies tolerantes, *Aspidosperma aff. ramiflorum* e *Copaifera langsdorffii*, todas com 1 indivíduo em 1991, desapareceram do levantamento em 1995.

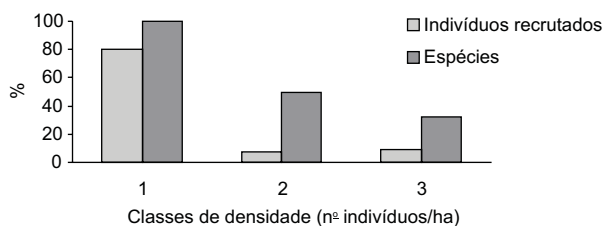


Fig. 3 — Percentual de indivíduos recrutados em cada classe de densidade em relação ao total do recrutamento no período e percentual de espécies que recrutaram em cada classe em relação ao número total de espécies de cada classe.

TABELA 4
Recrutamento e mortalidade para os grupos ecológicos pertencentes às classes 2
(5,2 a 13,8 indivíduos/ha) e 3 (1,7 e 3,4 indivíduos/ha) entre 1991 e 1995.

Grupo ecol.	Classe 2				Classe 3			
	Nº total espécies	Nº espécies que recrutaram	Nº indivíduos recrutados	Nº indivíduos mortos	Nº total espécies	Nº espécies que recrutaram	Nº indivíduos recrutados	Nº indivíduos mortos
P	1	1	2	1	8	3	10	5
OP	4	2	4	3	11	4	7	2
T	2	1	1	2	4	1	1	2
RS	6	3	6	5	1	0	0	0

P = pioneira; OP = oportunista; T = tolerante; RS = reprodutora à sombra.

Como conseqüência do maior ganho de indivíduos no período, o grupo das espécies pioneiras e o grupo das oportunistas apresentaram uma pequena elevação nas suas abundâncias em 1995, ao passo que os grupos das tolerantes e reprodutoras à sombra apresentaram uma ligeira queda. Em 1995, as espécies pioneiras foram responsáveis por 66,7% do total dos indivíduos, as espécies oportunistas, 24,3%, e as espécies tolerantes e reprodutoras à sombra, por apenas 2% e 7%, respectivamente.

À exceção de *T. micrantha*, a alta representatividade das espécies pioneiras em 1995 é ainda explicada pelas três espécies pioneiras mais comuns em 1991, *B. forficata*, *A. virgata* e *U. baccifera*, que continuaram sendo as três espécies mais comuns em 1995. Além disso, houve uma elevação na abundância dessas três espécies, de 51,8% em 1991 para 61,6% em 1995.

DISCUSSÃO

Nosso estudo exemplifica o processo ao longo do qual a estrutura florestal em fragmentos florestais é condicionada a um alto nível de degradação a partir de perturbações antrópicas. Além da baixa riqueza de espécies, comparativamente aos outros dois fragmentos (Tabela 2), a alta densidade de espécies pioneiras, conseqüência da elevada abundância de poucas espécies, encontrada na Mata do Pomar é o melhor indicador para tal estado de degradação. Em fragmentos de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, espécies pioneiras são encontradas em baixa densidade (Tabanez, 1995; Viana & Tabanez, 1996). Essas espécies estão geralmente associadas a per-

turbações antrópicas recentes e, como um grupo, apresenta um baixo número de espécies e uma baixa abundância em florestas onde a intervenção humana é leve (Denslow, 1996). Em florestas maduras estas espécies têm maior probabilidade de serem encontradas apenas em grandes clareiras (> 200 m²), formadas a partir de distúrbios naturais, as quais ocupam apenas cerca de 1%-2% das áreas de florestas (Martinez-Ramos, 1985).

Embora quatro anos possa ser considerado um curto período de tempo para uma análise mais precisa de mudanças demográficas de comunidades tropicais, nossos resultados são diferentes de outros estudos que avaliaram a dinâmica de populações de árvores tropicais. Dois importantes aspectos merecem ser avaliados. O primeiro diz respeito ao alto recrutamento e a alta razão recrutamento/mortalidade ocorridos na Mata do Pomar, comparativamente a outros estudos. Para a maioria das florestas tropicais estudadas, o recrutamento de árvores adultas não ultrapassa o limite de 10 árvores/ha/ano para indivíduos > 10 cm de DAP e a densidade mantém-se praticamente constante no período de tempo analisado, resultado de uma razão recrutamento/mortalidade próxima a 1 (veja revisão em Swaine *et al.*, 1987; Rankin-de-Merona *et al.*, 1990). Em um fragmento de 10 ha recém-isolado na Amazônia, Bierregaard *et al.* (1992) encontraram um recrutamento de aproximadamente oito árvores/ha/ano e uma razão próxima a 1 para árvores > 10 cm de DAP. Embora haja um aumento significativo no recrutamento quando considerada a mesma classe de tamanho deste estudo (indivíduos > 5 cm de DAP), ainda fica distante do que encontrado na Mata do Pomar. Por exemplo, Uhl *et al.* (1988), na Amazônia, encontraram 40,5 ár-

vores/ha/ano e uma razão de 1,28 e Nascimento *et al.* (1996) encontraram no fragmento Santa Rita, mencionado acima, 34,5 árvores/ha/ano e uma razão de 1,68. A razão recrutamento/mortalidade para a Mata do Pomar poderia ter sido maior se não houvesse a alta mortalidade de uma única espécie, *T. micrantha*. Conforme apontado por Rankin-de-Merona *et al.* (1990), a razão pode variar de acordo com a estrutura inicial, composição de espécies e as diferentes intensidades de perturbações às quais a comunidade eventualmente está sujeita.

O segundo, que está relacionado ao apresentado acima, diz respeito ao alto recrutamento e à baixa mortalidade de quatro espécies: *B. forficata*, *A. virgata*, *U. baccifera* e *C. floribundus* (Tabela 3). Estas espécies foram as principais responsáveis pelo alto recrutamento e pela elevada razão recrutamento/mortalidade ocorridos no período, especialmente as duas primeiras.

Alguns estudos têm demonstrado uma baixa mudança no tamanho populacional das espécies mais comuns, resultado de um equilíbrio entre recrutamento e mortalidade (Swaine *et al.*, 1987; Primack & Hall, 1992). Por exemplo, na Malásia, 8 das 32 espécies mais comuns que apresentaram uma maior mudança populacional variaram suas densidades entre um declínio de apenas 3,6% e um aumento de apenas 2,9% (Manokaran & Kochummen, 1987).

Comparando a Mata do Pomar a uma condição mais próxima, como o fragmento Santa Rita, as duas espécies mais comuns deste fragmento, *Astronium graveolens* e *Securinega guaraiuva*, apresentaram aumento de 9,2% e 2,1%, respectivamente (Viana *et al.*, 1997).

A análise comparativa entre a Mata do Pomar e os dois fragmentos, Santa Rita e Capuava, revela indícios bastantes claros que implicam a conservação da biodiversidade em fragmentos de floresta estacional semidecidual do interior do Estado de São Paulo. Esses três fragmentos têm o mesmo tipo de vizinhança (monocultura agrícola) e apresentam o mesmo grau de isolamento de outras áreas florestadas. Então, devido ao fato de a Mata do Pomar apresentar um baixo número de espécies em relação aos fragmentos Santa Rita e Capuava, sendo que o fragmento Santa Rita tem o mesmo tamanho da Mata do Pomar, e também a menor dominância das espécies mais comuns

(Tabela 2), nos leva às seguintes conclusões: i) a perda da diversidade arbórea em fragmentos de floresta isolados há muitas décadas está muito mais relacionada à frequência e intensidade das perturbações antrópicas a que, eventualmente, esses fragmentos estão sujeitos; e ii) as poucas espécies que inicialmente são beneficiadas por estas perturbações continuam a exercer um alto grau de dominância local. Esse fenômeno de uma ou poucas espécies tornarem-se altamente dominantes em fragmentos de floresta tropical isolados por longo tempo também foi registrado em outro local.

Turner *et al.* (1996) citam o caso de uma única espécie arbórea, *Calophyllum ferrugineum*, representar 26,2% do total dos indivíduos em um fragmento de 4 ha em Cingapura. Dessa forma, é provável que *B. forficata*, *A. virgata*, *U. baccifera* e *C. floribundus* irão se tornar as espécies ainda mais comuns na Mata do Pomar, enquanto as outras espécies, especialmente as tolerantes e reprodutoras à sombra, são mais raras.

Essa previsão está também baseada no fato de que somente em áreas restritas dentro da Mata do Pomar, que ocupam aproximadamente 16% da área total dos transectos, existem condições apropriadas para o estabelecimento destes últimos grupos de espécies (Nascimento & Viana, submetido), o que, dessa forma, tornará a vulnerabilidade destas espécies ainda maior.

Além disso, os fragmentos florestais são continuamente afetados pelos efeitos de borda, tais como o aumento da abertura de clareiras em função da elevada turbulência de ventos e mudanças microclimáticas (Kapos, 1989; Laurance, 1997).

O maior número de espécies arbóreas encontrado nos fragmentos Santa Rita e Capuava não implica a manutenção da diversidade arbórea nestes fragmentos a longo prazo. Atualmente, a aplicação do modelo da Biogeografia de Ilhas em paisagens continentais fragmentadas vem sendo questionada por alguns pesquisadores devido a duas particularidades: o tempo esperado da ocorrência do declínio no número de espécies e o posterior equilíbrio entre extinção e colonização; e, a mais importante, a seqüência de espécies, ou seja, *taxa* (animais e vegetais) mais prováveis de serem inicialmente extintos (Lynam, 1997). Além disso, a previsão da taxa de extinção de espécies baseada na relação espécie-área está sendo considerada

uma abordagem inadequada para planos de conservação (Zuidema *et al.*, 1996).

Essa relação prevê uma taxa de extinção muito maior, à medida que as áreas de florestas vão diminuindo, do que os estudos empíricos atuais têm registrados (veja Simberloff, 1992; Corlett & Turner, 1997). De fato, existe uma forte evidência de que o risco de extinção de espécies em um determinado fragmento varia entre os diferentes *taxa*. As plantas são mais persistentes em fragmentos florestais e os vertebrados, tais como os mamíferos e pássaros, devido às suas maiores necessidades de área para sobrevivência no longo prazo e de terem vida mais curta em relação às muitas espécies de plantas, mais vulneráveis à fragmentação (Corlett & Turner, 1997; Laurance *et al.*, 1997).

Ao contrário da alta persistência de plantas, em geral, a perda de espécies de plantas não se distribui uniformemente entre as diferentes formas de vida.

Dado que a maioria das espécies arbóreas tem tempo de vida mais longo que animais e outros grupos de plantas, elas estão menos sujeitas a desaparecerem mais rapidamente em fragmentos florestais (Laurance *et al.*, 1997).

Por exemplo, em Cingapura, Corlett & Turner (1997) estimaram que mais da metade das espécies de epífitas e orquídeas foram extintas, enquanto três quartos das espécies de árvores e arbustos ainda persistem, mesmo restando 0,2% de cobertura vegetal nativa original. Particularmente, a família orchidaceae, devido possivelmente a uma maior sensibilidade às mudanças microclimáticas, tem sofrido a mais alta taxa de extinção, com 86% das espécies extintas até o momento (Corlett & Turner, 1997). Em um único fragmento de 4 ha, também em Cingapura, Turner *et al.* (1996) registraram a extinção de 42,3% de espécies arbóreas, contra 66,7% de epífitas e 85,7% de ervas, em um período de 100 anos de monitoramento.

Dentro do grupo das espécies arbóreas, as espécies que naturalmente ocorrem em baixas densidades e que são amplamente esparsadas deverão ter pequenos tamanhos populacionais em fragmentos e, portanto, serão mais susceptíveis à extinção local devido às variações ambientais e demográficas, problemas genéticos, tais como a perda da variabilidade genética e depressão endogâmica, e catástrofes naturais (como ocorreu na Mata do Pomar) (Shafer, 1981; Gilpin & Soulé, 1986).

A maioria das espécies arbóreas tropicais de baixa densidade apresenta sistema de cruzamento predominantemente exogâmico, com polinizadores voando a grandes distâncias.

Assim, o isolamento populacional, ocasionado pela fragmentação, tende a aumentar seus níveis de endogamia e conseqüentemente espera-se que ocorra alto grau de depressão endogâmica (baixa produção de frutos, dificuldade de estabelecimento e perda de vigor nas gerações subseqüentes) (Lepsch-Cunha & Gascon, no prelo). Embora os efeitos genéticos da diminuição do tamanho populacional possam ser obscuros para as espécies de vida longa, as variações demográficas e ambientais e as catástrofes naturais podem representar os principais mecanismos de extinção local e regional de populações isoladas (Lande, 1988; Menges, 1991b). Além disso, a imigração é um importante fenômeno para a manutenção de espécies de baixa densidade em um determinado local, ou seja, as espécies raras são estabelecidas num dado local através da chuva de sementes de áreas adjacentes da floresta (Hubbell & Foster, 1986; Primack & Hall, 1992). Conforme as espécies raras já existentes em um determinado fragmento desaparecerem, novas espécies não substituirão as anteriores devido a uma insuficiência na imigração de novos propágulos (Primack & Hall, 1992; Turner, 1996), ocasionando a diminuição de diversidade arbórea em fragmentos isolados. Dessa forma, essas espécies – podendo ser denominadas como “mortas-vivas” (Janzen, 1986) – são plausíveis de estarem funcionalmente extintas em pequenos fragmentos antes de suas populações atuais terem desaparecido e são prioritárias em estratégias de conservação e manejo (Laurance *et al.*, 1997).

Agradecimentos — Este trabalho contou com o apoio da Fapesp e Fundação “O Boticário de Proteção à Natureza”. Agradecemos, pelo auxílio nos trabalhos de campo, a Janaina G. Arantes e Maurício Marcon R. da Silva. A Samir G. Rolim, Nadja Lepsch-Cunha e Aldicir Scariot pelos importantes comentários na revisão do manuscrito.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIZEN, M. A. & FEINSINGER, P., 1994, Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a chaco dry forest, Argentina. *Ecology*, 75: 330-351.
- BAWA, K. S., 1990, Plant-pollinator interactions in tropical forest. *Ann. Rev. Ecol. and Syst.*, 21: 399-422.

- BECKER, P., MOURE, J. S. & PERALTA, F. J. A., 1991, More about euglossine bees in Amazonian forest fragments. *Biotropica*, 23: 586-591.
- BIERREGAARD, R. O., LOVEJOY, T. E., KAPOV, V., SANTOS, A. A. & HUTCHINGS, R. W., 1992, The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *Bioscience*, 42: 859-866.
- BIERREGAARD, R. O. & STOUFFER, P. C., 1997, Understorey birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian Rainforests. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard (eds.), *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*, University of Chicago Press, Chicago, pp. 55-70.
- CATHARINO, E. L. M., 1989, *Estudos fisionômicos-florísticos e fitossociológicos em matas residuais secundárias no município de Piracicaba, SP*. Tese de Mestrado, Universidade de Campinas, Campinas.
- CORLETT, R. T. & TURNER, I. M., 1997, Long-term survival in tropical forest remnants in Singapore and Hong Kong. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard (eds.), *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*, University of Chicago Press, Chicago, pp. 333-345.
- DENSLOW, J. S., 1996, Functional group diversity and recovery from disturbance. In: G. H. Orians & R. Dirzo (eds.), *Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests*, Springer-Verlag, New York, pp. 127-152.
- GILPIN, M. E. & SOULÉ, M. E., 1986, Minimum viable populations: processes of species extinction. In: M. E. Soulé (ed.), *Conservation biology, the science of scarcity and diversity*, Sinauer Press, Massachusetts, pp. 19-34.
- HOWE, H. F., 1984, Implications of seed dispersal by animals for tropical reserve management. *Biol. Conserv.*, 30: 261-281.
- HUBBELL, S. P. & FOSTER, R. B., 1986, Commonness and rarity in a neotropical forest: implications for tree conservation. In: M. E. Soulé (ed.), *Conservation biology, the science of scarcity and diversity*, Sinauer Press, Massachusetts, pp. 205-231.
- IBGE, 1992, *Manual técnico da vegetação brasileira*. IBGE, Rio de Janeiro, nº 1, 92p.
- JANZEN, D. H., 1983, No park is an island: increase in interference from outside as park decreases. *Oikos*, 41: 402-410.
- JANZEN, D. H., 1986, The eternal external threat. In: M. E. Soulé (ed.), *Conservation biology, the science of scarcity and diversity*, Sinauer Press, Massachusetts, pp. 182-204.
- KAPOV, V., 1989, Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *J. Trop. Ecol.*, 5: 173-185.
- LANDE, R., 1988, Genetics and demography in biological conservation. *Science*, 241: 1455-1461.
- LAURANCE, W. F., 1997, Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard (eds.), *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*, University of Chicago Press, Chicago, pp. 71-83.
- LAURANCE, W. F., BIERREGAARD, R. O., GASCON, C., DIDHAM, R. K., SMITH, A. P., LYNAM, A. J., VIANA, V. M., LOVEJOY, T. E., SIEVING, K. E., SITES, J. W., ANDERSEN, M., TOCHER, M. D., KRAMER, E. A., RESTREPO, C. & MORITZ, C., 1997, Tropical forest fragmentation: synthesis of a diverse and dynamic discipline. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard (eds.), *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*, University of Chicago Press, Chicago, pp. 502-525.
- LEPSCH-CUNHA, N. & GASCON, C., no prelo, The genetics of rare tropical trees: implications for conservation of a demographically heterogeneous group. In: R. O. Bierregaard & C. Gascon (eds.), *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press.
- LOVEJOY, T. E., BIERREGAARD, R. O., RYLANDS, A. B., MALCON, J. R., QUINTELA, C. E., HARPER, L. H., BROWN, K. S., POWELL, A. H., POWELL, G. V. N., SCHUBART, H. O. R. & HAYS, M. B., 1986, Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: M. E. Souté (ed.), *Conservation biology, the science of scarcity and diversity*, Sinauer Press, Massachusetts, pp. 257-285.
- LYNAM, A. J., 1997, Rapid decline of small mammal diversity in Monsoon Evergreen forest fragments in Thailand. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard (eds.), *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*, University of Chicago Press, Chicago, pp. 222-239.
- MANOKARAN, N. & KOCHUMMEN, M., 1987, Recruitment, growth and mortality of tree species in a lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. *J. Trop. Ecol.*, 3: 315-30.
- MARTINEZ-RAMOS, M., 1985, Claros, ciclo vitales de los arboles tropicales y regeneración natural de las selvas altas perennifoliadas. In: A. Gomez-Pompa (ed.), *Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, Mexico*, Editorial Alhambra Mexicana, Mexico, vol. 2, pp. 191-239.
- MENGES, E. S., 1991a, Seed germination percentage increases with population size in a fragmented prairie species. *Conserv. Biol.*, 5: 158-164.
- MENGES, E. S., 1991b, The application of minimum viable population theory to plants. In: D. A. Falk & K. E. Holinger (eds.), *Genetics and conservation of rare plants*, Oxford University Press, Oxford, pp. 45-61.
- NASCIMENTO, H. E. M., TABANEZ, A. A. J. & VIANA, V. M., 1996, Estrutura e dinâmica de dois fragmentos de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. In: *3º Congresso de Ecologia do Brasil*, Resumos, Universidade de Brasília, Brasília.
- NASCIMENTO, H. E. M. & VIANA, V. M., submetido, Estrutura e dinâmica de ecounidades em um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. *Scientia Forestalis*.
- NASON, J. D., ALDRICH, P. R. & HAMRICK, J. L., 1997, Dispersal and the dynamics of genetic structure in fragmented tropical tree populations. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard (eds.), *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*, University of Chicago Press, Chicago, pp. 304-320.

- PRIMACK, R. B. & HALL, P., 1992, Biodiversity and forest change in Malaysian Borneo. *Bioscience*, 42: 829-837.
- PRIMACK, R. B., 1993, *Essentials of conservation biology*. Sinauer Press, Massachusetts, 564p.
- RANKIN-DE-MERONA, J., HETCHINGS, R. W. & LOVEJOY, T. E., 1990, Tree mortality and recruitment over a five-year period in undisturbed upland rainforest of the Central Amazon. In: A. H. Gentry (ed.), *Four neotropical rainforest*, Yale University Press, New Haven, pp. 573-584.
- SAUNDERS, D. A., HOBBS, R. J. & MARGULES, C. R., 1991, Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.*, 5: 18-532.
- SHAFFER, M. L., 1981, Minimum population sizes for species conservation. *Bioscience*, 31: 131-134.
- SILVA, J. M. C., UHL, C. & MURRAY, G., 1996, Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned amazonian pastures. *Conserv. Biol.*, 10: 491-503.
- SIMBERLOFF, D., 1992, Do species-area curves predict extinction in fragmented forest? In: T. C. Whitmore, & J. A. Sayer (eds.), *Tropical deforestation and species extinction*, Chapman Hall, London, pp. 75-89.
- SWAINE, M. D., LIEBERMAN, D. & PUTZ, F. E., 1987, The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *J. Trop. Ecol.*, 3: 359-366.
- TABANEZ, A. A. J., 1995, *Ecologia e manejo de ecounidades em um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP*. Tese de Mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz/Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- TABANEZ, A. A. J., VIANA, V. M. & DIAS, A. da S., 1997, Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto. *Rev. Brasil. Biol.*, 57: 47-60.
- TURNER, I. M., 1996, Species loss in fragments of tropical rain forests: a review of the evidence. *J. Appl. Ecol.*, 33: 200-209.
- TURNER, I. M., CHUA, K. S., ONG, J. S. Y., SOONG, B. C. & TAN, H. T. W., 1996, A century of plant species loss from an isolated fragment of lowland tropical rain forest. *Conserv. Biol.*, 10: 1229-1244.
- UHL, C., CLARK, K., DEZZEO, N. & MAQUIRINO, P., 1988, Vegetation dynamics in Amazonian tree fall gaps. *Ecology*, 69: 751-763.
- VIANA, V. M., 1989, *Seed dispersal and gap regeneration: the case of three Amazonia tree species*. Tese de Doutorado, Harvard University, Cambridge.
- VIANA, V. M., TABANEZ, A. A. J. & MARTINEZ, J. L. A., 1992, Restauração e manejo de fragmentos florestais. In: *II Congresso Nacional sobre Essências Nativas*, Instituto Florestal de São Paulo, São Paulo, pp. 400-407.
- VIANA, V. M., 1995, Conservação da biodiversidade de fragmentos florestais em paisagens tropicais intensamente cultivadas. In: *Abordagens interdisciplinares para a conservação da biodiversidade biológica e dinâmica do uso da terra*, Belo Horizonte, 1995, pp. 135-154.
- VIANA, V. M. & TABANEZ, A. A. J., 1996, Biology and conservation of forest fragments in the brazilian atlantic moist forest. In: J. Schellas & R. Greenberg (eds.), *Forest patches in tropical landscapes*, Island Press, Washington D.C., pp. 151-167.
- VIANA, V. M., TABANEZ, A. A. J. & BATISTA, J. L. F., 1997, Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist forest. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard (eds.), *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*, University of Chicago Press, Chicago, pp. 351-365.
- WHITMORE, T. C., 1997, Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard (eds.), *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*, University of Chicago Press, Chicago, pp. 3-12.
- YOUNG, A., BOYLE, T. & BROWN, A., 1996, The population genetic consequences of habitat fragmentation. *Trends Ecol. Evol.*, 11: 413-418.
- ZUIDEMA, P. A., SAYER, J. A. & DIJKMAN, W., 1996, Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediate-sized conservation areas. *Environm. Conserv.*, 23: 290-297.