

**PERDA DE DIVERSIDADE DE PALMEIRAS  
EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA:  
PADRÕES E PROCESSOS**

ALEXANDRA DOS SANTOS PIRES

**Tese apresentada ao Instituto de  
Biotecnologia da Universidade Estadual  
Paulista “Julio de Mesquita Filho”,  
Campus de Rio Claro, para a obtenção  
do título de Doutor em Ciências  
Biológicas (Área de Concentração:  
Biologia Vegetal)**

Rio Claro  
Estado de São Paulo – Brasil  
Março de 2006

**PERDA DE DIVERSIDADE DE PALMEIRAS  
EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA:  
PADRÕES E PROCESSOS**

ALEXANDRA DOS SANTOS PIRES

**Orientador: Prof. Dr. MAURO GALETTI RODRIGUES**

**Tese apresentada ao Instituto de  
Biotecnologia da Universidade Estadual  
Paulista “Julio de Mesquita Filho”,  
Campus de Rio Claro, para a obtenção  
do título de Doutor em Ciências  
Biológicas (Área de Concentração:  
Biologia Vegetal)**

Rio Claro  
Estado de São Paulo – Brasil  
Março de 2006

574.5 Pires, Alexandra dos Santos  
P667p Perda de diversidade de palmeiras em fragmentos de  
Mata Atlântica : padrões e processos / Alexandra dos  
Santos Pires. – Rio Claro : [s.n.], 2006  
x, 108 f. : il., gráfs., tabs., fots.

Tese (doutorado) – Universidade Estadual Paulista,  
Instituto de Biociências de Rio Claro  
Orientador: Mauro Galetti Rodrigues

1. Ecologia. 2. Conservação da diversidade biológica. 3.  
Fragmentação de habitats. 4. Interações animal-planta. 5.  
Sub-conjuntos aninhados. 6. *Astrocaryum aculeatissimum*  
I. Título.

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
(BIOLOGIA VEGETAL)**

**TESE DE DOUTORADO defendida em 10.03.2006:**

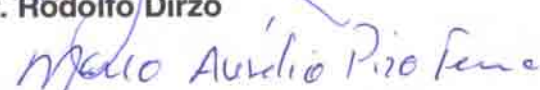
**“Perda de Diversidade de Palmeiras em Fragmentos de Mata Atlântica:  
Padrões e Processos”**


**ALEXANDRA DOS SANTOS PIRES**

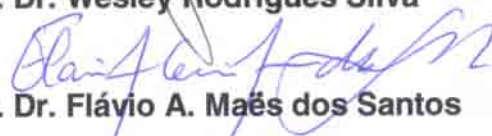
**Comissão Examinadora:**

  
**Prof. Dr. Mauro Galetti Rodrigues**

  
**Prof. Dr. Rodolfo Dirzo**

  
**Prof. Dr. Marco Aurélio Pizo Ferreira**

  
**Prof. Dr. Wesley Rodrigues Silva**

  
**Prof. Dr. Flávio A. Maes dos Santos**

*Aos meus pais Reinaldo e Margarida,  
por terem se esforçando tanto para que um dia  
eu pudesse chegar até aqui e, principalmente,  
por terem me transmitido o seu imenso amor  
pelas plantas e os animais.*

*“The importance of interactions for species persistence has been ignored for too long. (...). It will be tragic if the remaining natural areas of the world are filled with ageing plants silent as graveyards with no butterfly or sunbird pollinators working their flowers or large colourful birds eating their fruits.”*

W.J. Bond

## AGRADECIMENTOS

No decorrer dos últimos quatro anos muitas pessoas contribuíram não só com todas as coisas que resultaram nesta tese, mas também com o meu crescimento profissional e pessoal. Gostaria, portanto, de agradecer aqui a todos que de alguma maneira participaram desse longo processo, e em especial:

Ao meu orientador Mauro Galetti pelo apoio e incentivo ao longo desses anos, pela oportunidade de estar em contato com várias pessoas que me ensinaram muito sobre interações e conservação e, principalmente, por ter confiado no meu trabalho e aceitado me orientar quando eu não sabia sequer diferenciar uma palmeira de uma cicadácea!

Ao Laboratório de Ecologia e Conservação de Populações (LECP) da UFRJ pelo apoio logístico incondicional - incluindo toda a infra-estrutura necessária para as idas ao campo, a coleta e a análise de dados - sem o qual este trabalho não teria sido possível. A Fernando Fernandez por ter disponibilizado a estrutura do LECP e por ter me guiado nos primeiros passos da minha vida científica. Parte disso, chefinho, eu devo à você!

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo pela bolsa e os apoios financeiros concedidos (processos 01/13559-9 e 01/10300-4), os quais permitiram a realização bem sucedida do projeto que resultou nesta tese.

À Idea Wild pela doação do equipamento de campo.

Às pessoas vinculadas à Associação Mico-Leão-Dourado por todo o apoio fornecido para a implementação e realização deste projeto. À Denise Rambaldi pelo incentivo para continuar trabalhando na região e por ter disponibilizado a estrutura logística da AMLD. A Márcio Morais, Daniela, Rosan Fernandes, Josenildo, Andréia Martins, Synval de Melo, Paula Procópio, Sandro Vidal e Carlos Ruiz pelas dicas e/ou ajuda de campo durante a escolha dos fragmentos estudados. A Gustavo Ventorini, Fabiano Godoy, Márcio Schmidt e Márcio Morais pelo acesso aos mapas e imagens de satélite das áreas de estudo.

Ao IBAMA e aos proprietários das fazendas onde se encontram os fragmentos pela permissão para trabalhar nas áreas estudadas.

Aos funcionários das ReBios Poço das Antas e União por todo apoio fornecido para a realização deste trabalho e pela amizade ao longo desses anos.

A todos que tornaram os momentos de campo menos solitários e auxiliaram muito na coleta de dados. Em especial a duas pessoas que com sua alegria e disposição me ajudaram a passar por momentos cruciais: Carla Elisabete Steffler veio de muito longe para me mostrar que “o começo” não era tão difícil assim e Cassia Lima me deu toda a força necessária para vencer o cansaço e o desânimo da reta final (Cassinha, sem a sua ajuda e companhia tudo teria sido muito mais difícil!). Um agradecimento especial também a todos aqueles que entenderam, na prática, o que alguém realmente quer dizer quando te manda “catar coquinhos no mato”: Leonardo Freitas, Ana Carolina Crisostomo, Cassia Lima, Paulo Roberto, Rita Portela, Paula Lira, Lorena Gondim, Totonho e Eraldo.

A Leonardo Freitas e Ana carolina Crisostomo (os primeiros orientados a gente nunca esquece!) pela ajuda com a coleta e a triagem dos dados referentes à dispersão e predação de sementes de *Astrocaryum aculeatissimum* e por terem dividido comigo o interesse pelo mundo fascinante dos besourinhos!

Ao assessor científico da FAPESP pelas críticas e sugestões ao projeto inicial e no decorrer da tese.

A Paula Lira, Paulo Guimarães Jr. (Miúdo), Fernando Fernandez e Camila Barros por terem lido as versões preliminares de alguns capítulos e dado excelentes sugestões para aprimorá-los.

Ao Programa CYTED (*Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo*) pela oportunidade de apresentar e discutir os resultados preliminares desta tese na Universidad Nacional Autónoma de Mexico (UNAM).

Ao professor Rodolfo Dirzo por ter me recebido em seu laboratório na UNAM, pelas discussões, por ter aceitado participar da banca examinadora e também por ter despertado - com uma excelente palestra há quase sete anos atrás - o meu interesse pelos efeitos da fragmentação florestal nas interações animal-planta.

Aos demais professores e alunos da UNAM e do Centro de Educación Ambiental y Investigación Sierra de Huautla (CEAMISH) pelas excelentes críticas e sugestões com relação à análise dos dados, em especial a Eduardo Mendoza, Néstor Mariano, Alejandro Florez, Armando Aguirre e David Valenzuela.

Aos amigos que encontrei no México por terem me recebido tão bem e me mostrado um pouquinho desse país encantador (*incluyendo chellas, tequilas, tacos y*



*pasteles inolvidables!*): Bernal, Ragdé, Joaquín, Virgínia, Betsabé, Alejandro, Armando, Eva Marie, Medellín, Ceballos, José Luis, Adriana, Yen, Kim, Alejandra, Fernando, Eduardo, Lucero, Octavio, Ficus, Laura, Verónica, Karla, Sandra, Pablo e Ana Alice.

Aos alunos e professores do Grupo de Fenologia e Dispersão de Sementes por terem me ensinado tanto e por terem contribuído com muitas críticas e sugestões durante toda a realização desta tese, em especial a Pedro Jordano, Paulo Guimarães Jr., Marco Aurélio Pizo, Wesley Silva e Patrícia Morellato.

Aos colegas da pós-graduação pelos bons momentos em Rio Claro e pela ajuda em diversas ocasiões.

Aos funcionários da UNESP, em especial à Catalina, Heloisa e Marilene pela ajuda na reta final.

A todos os colegas do Laboratório de Biologia da Conservação (LaBic) por partilharem seus conhecimentos comigo, por estarem sempre dispostos a ajudar e por sempre me fazerem sentir saudades de estar em Rio Claro. Ao Voltolini pela idéia de trabalhar com as palmeiras. À Marina Fleury e Camila Donatti por terem me iniciado na arte dos experimentos de remoção de sementes. À Julieta, Ariane, Flávia, Rodrigo e Eliana por sempre terem me abrigado com tanta hospitalidade. A Eliana também pelos cuidados com a correspondência da FAPESP. À Julieta pelo apoio incondicional nos últimos meses, por me ouvir tanto, enfim, por ser tão amiga.

À galera do LECP pela convivência fantástica, pelas discussões super proveitosas sobre vários aspectos relacionados à biologia da conservação e pelo apoio e ajuda em vários momentos. À Paula, Camila, Renato e Fernando pela ajuda na reta final com fotos, mapas, tabelas e etc.... À Paula e Camila também pelo companheirismo, pelas longas conversas sobre o trabalho e a vida em geral e pela amizade.

A Úrsula, Andréia, Michaelle, Neide, Selma e Luciane pelas noites relaxantes (e muito divertidas) de terça e quinta, fundamentais nesses últimos meses tão estressantes!

A Karina, Marcelo, Carlos, Cristina, Paula, Marcos, Alessandra, Celina, Alejandro, Elisa, Paulinho, Ana e Antônio pelos divertidos bate-papos nos fins de semana.

As minhas amigas Ilma Dohér e Alessandra Fontana por me darem a sensação tão reconfortante de que estão sempre por perto, independente da distância.

A minha família pelo apoio incondicional em todos os momentos, especialmente aos meus pais Reinaldo e Margarida e minha irmã Adriana, por entenderem minhas ausências e simplesmente por existirem.

Finalmente ao Fernando, que esteve ao meu lado durante todo o tempo, por ter aturado todas as minhas crises ao longo desses quatro anos e por tentar me convencer que eu não devia me preocupar tanto assim porque no final tudo ia dar certo - o que rendeu finais de semana e outros momentos maravilhosos.

## ÍNDICE

	Página
RESUMO .....	1
ABSTRACT .....	2
INTRODUÇÃO GERAL .....	3
Literatura Citada .....	6
CAPÍTULO 1. COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE DE PALMEIRAS EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA NO RIO DE JANEIRO .....	12
Introdução .....	12
Área de estudo .....	14
Material e Métodos .....	19
Resultados .....	22
Discussão .....	38
Literatura Citada .....	43
CAPÍTULO 2. RISCO DE EXTINÇÃO EM PALMEIRAS DA MATA ATLÂNTICA: INFLUÊNCIA DAS CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS NA VULNERABILIDADE À FRAGMENTAÇÃO .....	51
Introdução .....	51
Material e Métodos .....	54
Resultados .....	58
Discussão .....	64
Literatura Citada .....	67
CAPÍTULO 3. EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA DISPERSÃO E PREDAÇÃO DE SEMENTES DE <i>Astrocaryum aculeatissimum</i> .....	75
Introdução .....	75
Material e Métodos .....	77
Resultados .....	83
Discussão .....	92
Literatura Citada .....	97
CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	103
Literatura Citada .....	106

## RESUMO

Os efeitos da fragmentação florestal sobre as palmeiras e suas interações com os animais foram investigados em nove fragmentos de Mata Atlântica, com áreas variando de 19 a 3500 ha, localizados no norte do estado do Rio de Janeiro. Dez espécies nativas de palmeiras pertencentes a sete gêneros foram encontradas nos fragmentos. A fragmentação afetou a composição florística das comunidades de palmeiras e alterou a estrutura populacional das espécies que persistiram nos remanescentes estudados. Fragmentos menores que 150 ha tiveram uma menor riqueza de espécies de plântulas e uma menor diversidade de jovens, foram dominados por plântulas de uma única espécie (*Attalea humilis*) e tiveram menos espécies por parcela para todos os estágios reprodutivos considerados. Pequenos remanescentes abrigaram apenas um subconjunto das espécies encontradas nas áreas maiores, com palmeiras características de interior de floresta e com sementes dispersadas por um número reduzido de frugívoros sendo as mais vulneráveis à extinções locais. Alterações nos processos de dispersão e predação de sementes, demonstradas para *Astrocaryum aculeatissimum*, indicam que a interrupção dessas interações ecológicas é um dos mecanismos causadores dos padrões encontrados. Fragmentos pequenos tiveram uma menor remoção de frutos, menos sementes com marcas de predação por roedores e menos sementes enterradas e altas taxas de predação de sementes por besouros brocadores, o que resultou em um menor recrutamento de plântulas da espécie nesses locais. O grande acúmulo de frutos encontrado sob as plantas-mãe nos menores fragmentos, sugere que baixas densidades desse recurso sob adultos de *A. aculeatissimum* podem ser usadas como um indicativo da integridade das comunidades locais de mamíferos. De acordo com os resultados encontrados a manutenção da diversidade de palmeiras em paisagens fragmentadas de Mata Atlântica só é possível através da proteção efetiva de grandes áreas florestais, onde os requerimentos de habitats de todas as espécies sejam atendidos e os frugívoros possam desempenhar com sucesso os seus papéis ecológicos.

## ABSTRACT

The effects of forest fragmentation on palms and its interactions with animals were investigated in nine Atlantic Forest fragments, ranging from 19 to 3500 ha, in the north of Rio de Janeiro state, Brazil. Seven genera and ten native species were found at these fragments. Fragmentation changed both the floristic composition of palm communities and population structures of the species remaining at the remnants. Fragments smaller than 150 ha had lower species richness at the seedling stage, and a smaller diversity of juveniles, and were dominated by *Attalea humilis* seedlings and had less species per plot for all the reproductive stages. The species found at the smaller fragments were a subset of those found in the larger ones. Forest-dwelling species and those dispersed by a small set of frugivores were the most susceptible to local extinction. Changes in seed dispersal and predation processes, showed for *Astrocaryum aculeatissimum*, indicated that the disruption of such ecological interactions is one of the main causes of the patterns found. Small fragments had less fruit removal, less seeds preyed on by rodents and scatterhoarded and high levels of seed predation by bruchid beetles, resulting in lower seedling recruitment in such places. Fruit accumulation beneath parent palms at the smaller fragments indicates that low densities of *A. aculeatissimum* fruits beneath adult individuals could be used as an indicative of the integrity of the local mammal communities. According with these results, the maintenance of palm diversity and integrity at Atlantic Forest fragmented landscapes may only be attained through the effective protection of large forest areas, where the requirements of all species could be met and frugivores species could play their ecological roles.

## INTRODUÇÃO GERAL

A expansão das atividades sócio-econômicas de nossa espécie tem sido a principal responsável pela modificação e destruição dos habitats naturais. Em todo o mundo a retirada da vegetação nativa, para os mais variados tipos de uso da terra, tem atingido níveis alarmantes nas últimas décadas. A degradação ambiental é ainda mais acentuada nos trópicos, onde cerca de 15 milhões de hectares são desmatados anualmente (Myers, 1988; Whitmore, 1997). Esse processo resulta na perda de área de floresta, na redução do tamanho das manchas de habitat restantes e no aumento do isolamento dos remanescentes florestais, sendo amplamente conhecido como fragmentação de habitats.<sup>1</sup>

A fragmentação leva à perda imediata de espécies através da redução da área de habitat disponível (Wilcox, 1980; Harris, 1984) ou a médio e longo prazo, através de processos decorrentes do isolamento (Gilpin & Soulé, 1986) e das alterações bióticas e abióticas causadas principalmente pelos efeitos de borda (Janzen, 1986; Lovejoy *et al.*, 1986; Saunders *et al.*, 1991; Murcia, 1995).

No caso das plantas a fragmentação pode influenciar os padrões locais e regionais de ocorrência de espécies através da perda de microhabitats específicos e da erosão e empobrecimento dos solos (Fearnside & Leal Filho, 2001; Bruna, 2002). Além das alterações no ambiente físico, as mudanças nas interações com os animais também afetam a composição e a estrutura das comunidades de plantas levando geralmente à perdas de diversidade (*e.g.* Janzen, 1970; De Steven & Putz, 1984; Dirzo & Miranda, 1990; Terborgh, 1992; Leigh *et al.*, 1993; Chapman & Chapman, 1995; Asquit *et al.*, 1997; Cordeiro & Howe, 2001).

Como nas florestas tropicais a reprodução da maioria das plantas é dependente de animais (Howe & Smallwood, 1982), as interações mais criticamente afetadas pela fragmentação são aquelas que interferem diretamente no sucesso reprodutivo, tais como as que envolvem a polinização, dispersão e predação de sementes (Murcia, 1996).

---

<sup>1</sup> Fahrig (2003) propôs que o termo fragmentação fosse usado apenas para a subdivisão do habitat em si (“*breaking apart the habitat*”), independente da perda de área. Nesta tese o enfoque principal foi na perda da área, com as variáveis resposta sendo relacionadas ao tamanho dos fragmentos. Como, no entanto, não foi possível controlar os efeitos do grau e do tempo de isolamento, o termo fragmentação foi usado em seu sentido mais amplo.

No caso da dispersão, as plantas com sementes grandes ( $> 15$  mm) seriam as mais suscetíveis à interrupção dessas interações (Howe, 1984; Bond, 1994; Cardoso da Silva & Tabarelli, 2000; Tabarelli & Peres, 2002) já que as mesmas são geralmente dispersadas por um número limitado de frugívoros, muitos dos quais encontram-se ameaçados de extinção pela perda de seus habitats e também pela caça (Redford, 1992; Chiarello, 1999; 2000; Cullen *et al.*, 2000; 2001).

Além do sistema de dispersão, outras características biológicas ligadas ao estabelecimento e persistência das espécies têm sido apontadas como importantes preditoras da vulnerabilidade das plantas à fragmentação (Verheyen *et al.*, 2003; Kolb & Diekman, 2005). O conhecimento dessas características permite que as espécies mais ameaçadas por esse processo sejam identificadas, favorecendo a aplicação de medidas de manejo para a conservação dessas plantas e seus habitats.

A Mata Atlântica é um dos sistemas biologicamente mais ricos do mundo, abrigando cerca de 20 mil espécies de plantas, sendo 8 mil endêmicas (Mori *et al.*, 1981; Quintela, 1990; Myers *et al.*, 2000; Tabarelli *et al.*, 2003). Esse bioma, por sua vez, vêm sendo drasticamente devastado desde o início da colonização européia (Fonseca, 1985; Dean, 1996), o que resultou em uma perda de aproximadamente 92% da área original de floresta (S.O.S Mata Atlântica & INPE, 1998; Ranta *et al.*, 1998; Câmara, 2003). Vários autores têm reportado perdas de frugívoros de médio e grande porte na Mata Atlântica (*e.g.* Willis, 1979; Galetti & Pizo, 1996; Chiarello, 1999; 2000; Ribon *et al.*, 2003). No entanto, apesar dos possíveis efeitos dessas perdas para as plantas estarem sendo apontados (Cardoso da Silva & Tabarelli, 2000; Tabarelli & Peres, 2002), poucos estudos investigaram empiricamente essa questão (ver Pizo, 1997; Alves-Costa, 2004; Donatti, 2004).

Na Mata Atlântica, ocorrem cerca de 40 espécies de palmeiras pertencentes a 10 gêneros (Henderson *et al.*, 1995), muitas delas endêmicas. As palmeiras estão entre as espécies de plantas vasculares mais abundantes nos trópicos (Lieberman *et al.*, 1985; Peres, 1994) e seus frutos são utilizados como recurso alimentar por um grande número de animais tão diversos quanto morcegos, mamíferos não-voadores, aves, répteis, peixes e insetos (Zona & Henderson, 1989). Tais características, aliadas ao fato de muitas espécies frutificarem fora de fase com outras plantas que tem frutos consumidos por animais e/ou possuírem longos períodos de frutificação - o que torna seus frutos

disponíveis em épocas de escassez geral de frutos - fazem com que as palmeiras sejam consideradas recursos-chave para frugívoros tropicais (Terborgh, 1986; Spironelo, 1992; Peres, 1994).

Muitas espécies dessa família, no entanto, encontram-se ameaçadas pela intensiva exploração de seus produtos pelo homem (Kahn, 1993; Clark *et al.*, 1995; Galetti & Fernandez, 1998; Silva-Matos & Bovi, 2002) e principalmente pela destruição de seus habitats (Kahn & Moussa, 1994; Ratsirarson *et al.*, 1996; Scariot, 1996; 1999; Maunder *et al.*, 2002).

Poucos estudos investigaram os efeitos da fragmentação sobre palmeiras e suas interações (Scariot, 1996; 1999; Fleury & Galetti, 2000; no prelo; Galetti *et al.*, no prelo; Wright & Duber, 2001). No entanto, como a sobrevivência de algumas espécies dessa família é criticamente dependente da dispersão por animais (Smythe, 1989) é esperado que a maioria das espécies desse grupo seja afetada negativamente pela fragmentação florestal. Alguns indícios da vulnerabilidade dessas plantas a esse processo foram dados pelo trabalho de Scariot (1996; 1999), que avaliando os efeitos da fragmentação da Floresta Amazônica sobre a diversidade de palmeiras, encontrou que fragmentos menores tiveram uma menor riqueza de espécies no estágio de plântulas do que fragmentos maiores ou áreas contínuas, apesar do tempo de isolamento dessas áreas ser de apenas 10 a 15 anos.

Este estudo teve como objetivo geral analisar os efeitos da fragmentação da Mata Atlântica na diversidade de palmeiras e identificar alguns dos processos responsáveis pelos padrões observados. No primeiro capítulo a composição e a diversidade de palmeiras foram investigadas em nove fragmentos de Mata Atlântica, com áreas variando de 19 a 3500 ha, localizados no norte do estado do Rio de Janeiro. No segundo capítulo foi usada uma abordagem baseada em características da história de vida dessas plantas para identificar quais seriam as espécies mais suscetíveis à extinções locais. No terceiro capítulo foram avaliados os efeitos da fragmentação nos sistemas de dispersão e predação de sementes da espécie *Astrocaryum aculeatissimum*, através da comparação entre dois fragmentos grandes (> 2000 ha) e três pequenos (< 60 ha).



## Literatura Citada

- Alves-Costa, C.P., 2004. *Efeitos da Defaunação de Mamíferos Herbívoros na Comunidade Vegetal*. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- 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.
- Bond, W.J., 1994. Do mutualisms matter? Assessing the impact of pollinator and disperser disruption on plant extinction. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 344 (B): 83-90.
- Bruna, E.M., 2002. Effects of forest fragmentation on *Heliconia acuminata* seedling recruitment in central Amazonia. *Oecologia* 132: 235-243.
- Câmara, I.G., 2003. Brief history of conservation in the Atlantic Forest. Pp 31-42 in Galindo-Leal, C. & Câmara, I.G. (eds), *The Atlantic Forest of South America*. Island Press, Washington.
- Cardoso da Silva, J.M. & Tabarelli, M., 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* 404: 72-74.
- Chapman, C.A. & Chapman, L.J., 1995. Survival without dispersers: seedling recruitment under parents. *Conservation Biology* 9: 675-678.
- Chiarello, A.G., 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71-82.
- Chiarello, A.G., 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology* 14: 1649-1657.
- Clark, D.A., Clark, D.B., Sandoval, R. & Castro, M.V., 1995. Edaphic and human effects on landscape-scale distributions of tropical rain forest palms. *Ecology* 76: 2581-2594.
- Cordeiro, N.J. & Howe, H.F., 2001. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. *Conservation Biology* 15: 1733-1741.
- Cullen, L., Bodmer, R.E. & Valladares-Pádua, C., 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95: 49-56.

- Cullen, L., Bodmer, R.E. & Valladares-Pádua, C., 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. *Oryx* 35: 1-7.
- 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.
- Dean, W., 1996. *A ferro e fogo. A história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira*. Companhia das Letras, São Paulo.
- Dirzo, R. & Miranda, A. 1990. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function and diversity. *Conservation Biology* 4: 444-447.
- Donatti, C.I., 2004. *Consequências da Defaunação na Dispersão e Predação de sementes e no Recrutamento de Plântulas da Palmeira Brejaúva (Astrocaryum aculeatissimum) na Mata Atlântica*. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Fahrig, L., 2003 Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487–515.
- Fearnside, P.M. & Leal Filho, N., 2001. Soil and development in Amazônia. Lessons from the Biological Dynamics of Forest Fragments Project. Pp 291-312 in Bierregaard, R.O., Gascon, C., Lovejoy, T.E. & Mesquita, R. (eds), *Lessons from Amazonia. The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven & London.
- Fleury, M. & Galetti, M., 2004. Effects of microhabitat on palm seed predation in two forest fragments in southeast Brazil. *Acta Oecologica* 26: 179–184.
- Fleury, M. & Galetti, M., no prelo. Forest size and microhabitat effects on palm seed predation. *Biological Conservation*.
- Fonseca, G.A.B., 1985. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 34: 17-34.
- Galetti, M. & Fernandez, J.C., 1998. Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic Forest: changes in industry structure and the illegal trade. *Journal of Applied Ecology* 35: 294-301.
- Galetti, M. & Pizo, M.A., 1996. Fruit eating birds in a forest fragment in southeastern Brazil. *Ararajuba* 4: 71-79.

- Galletti, M., Donatti, C.I., Pires, A.S., Guimarães, P.R. & Jordano, P., no prelo. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic Forest palm: the combined effects of defaunation and fragmentation. *Botanical Journal of the Linnaen Society*.
- Gilpin, M.E & Soulé, M.E., 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. In: Soulé, M.E. (Ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, Sinauer, Sunderland.
- Harris, L.D., 1984. *The Fragmented Forest. Island Biogeography Theory and the Preservation of Biotic Diversity*. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Henderson, A., Galeano, G. & Bernal, R., 1995. Field Guide to the Palms of the Americas. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Howe, H.F., 1984. Implications of seed dispersal by animals for tropical reserve management. *Biological Conservation* 30: 261-281.
- Howe, H.F. & Smallwood, J., 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 201-228.
- Janzen, D.H., 1986. The eternal external threat. Pp 286-303 in: Soulé, M.E. (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, Sinauer, Sunderland.
- Kahn, F., 1993. Amazonian palms: food resource for the management of forest ecosystems. Pp 153-162 in Hladik, C.M., Hladik, A., Linares, O.F., Pagezy, H., Semple, A. & Hadley, M. (eds), *Tropical Forests, People and Food: Biocultural Interactions and Applications to Development*. Man & the Biosphere 13, UNESCO, Paris.
- Kahn, F. & Moussa, F., 1993. Diversity and conservation status of Peruvian palms. *Biodiversity and Conservation* 3: 227-241.
- Kolb, A. & Diekman, M., 2005. Effects of life-history traits on response of plant species to forest fragmentation. *Conservation Biology* 19: 929-938.
- Leigh, E.G., Wright, S.J. & Herre, E.A., 1993. The decline of tree diversity on newly isolated tropical islands: a test of a null hypothesis and some implications. *Evolutionary Ecology* 7: 76-102.
- Lieberman, M., Lieberman, D., Hartshorn, G.S., & Peralta, R., 1985. Small-scale altitudinal variation in lowland wet tropical forest vegetation. *Journal of Ecology* 73: 505-516.

- Lovejoy, T.E., Bierregaard Jr., R.O., Rylands A.B., Quintela, C.E., Harper, L.H., Brown Jr., 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. Pp 257-285 in: Soulé, M.E. (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, Sinauer, Sunderland.
- Maunder, M., Page, W., Mauremootoo, J., Payendee, R., Mungroo, Y., Maljkovic, A., Vericel, C. & Lyte, B., 2002. The decline and conservation management of the threatened endemic palms of the Mascarene Islands. *Oryx* 36: 56-65.
- Mori, S.A., Boom, B.M. & Prance, G.T., 1981. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian Coastal Forest tree species. *Brittonia* 33: 233-245.
- Murcia, C., 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- Murcia, C., 1996. Forest fragmentation and the pollination of neotropical plants. Pp 19-36 in Schellas, J. & Greenberg, R. (eds), *Forest Patches in Tropical Landscapes*. Island Press.
- Myers, N., 1988. Tropical forests and their species. Going, going...? Pp 28-35 in: Wilson, E.O. (ed.), *Biodiversity*. National Academic Press, Washington.
- Myers N., Mittermeier, R.A., Fonseca, G.A.B, Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Peres, C.A., 1994. Composition, density, and fruiting phenology of arborescent palms in an Amazonian terra firme forest. *Biotropica* 26: 285-294.
- Pizo, M.A., 1997. Seed dispersal and predation in two populations of *Cabralea canjerana* (Meliaceae) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 13: 559-578.
- Quintela, C.E., 1990. An S.O.S. for Brazil's beleaguered Atlantic Forest. *Nature Conservation Magazine* 40: 14-19.
- Ranta, P., Blom, T., Niemela, 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.
- Ratsirarson, J., Silander, J.A., Jr & Richard, A., 1996. Conservation and management of a threatened Madagascar palm species, *Nodypsis decaryi*, Jumelle. *Conservation Biology* 10: 40-52.

- Redford, K.H., 1992. The empty forest. *BioScience* 42: 412-422.
- Ribon, R.; Simon, J.E. & Mattos, G.T., 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17: 1827-1839.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., & Margules, C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Scariot, A., 1996. *The Effects of Rain Forest Fragmentation on the Palm Community in Central Amazonia. PhD Thesis.* University of California, Santa Barbara.
- Scariot, A. 1999. Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. *Journal of Ecology* 87: 66-76.
- Silva-Matos, D.M. & Bovi, M.L.A., 2002. Understanding the threats to biological diversity in southeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation* 11: 1747-1758.
- Smythe, N., 1989. Seed survival in the palm *Astrocaryum standleyanum*: evidence for dependence upon its seed dispersers. *Biotropica* 21: 50-56.
- S.O.S. Mata Atlântica & INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1998. *Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados no Domínio da Mata Atlântica no Período 1990-1995.* São Paulo.
- Spironelo, W.R., 1991. Importância dos frutos de palmeiras (Palmae) na dieta de um grupo de *Cebus apella* (Cebidae, Primates) na Amazônia Central. *A Primatologia no Brasil* 3: 285-296.
- Tabarelli, M. & Peres, C.A., 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic Forest: implications for forest regeneration. *Biological Conservation* 106: 165-176.
- Tabarelli, M., Pinto, L.P., Cardoso da Silva, J.M. & Costa, C.M.R, 2003. Endangered species and conservation planning. Pp 86-94 in Galindo-Leal, C. & Câmara, I.G. (eds), *The Atlantic Forest of South America.* Island Press, Washington.
- Terborgh, J., 1986. Keystone plant resources in the tropical forest. Pp 330-340 in Soulé, M.E. (ed.), *Conservation Biology.* Sinauer, Sunderland, Massachusetts.
- Terborgh, J., 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24: 283-292.
- Verheyen, K., Honnay, O., Motzkin, G., Hermy, M. & Foster, D.R., 2003. Response of forest species to land-use change: a life-history trait-based approach. *Journal of Ecology* 91: 563-577.

- Whitmore, T.C., 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. Pp. 3-12 in Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O. (eds), *Tropical Forest Remnants - Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago and London.
- Wilcox, B.A., 1980. Insular ecology and conservation. Pp 95-118 in Soulé, M.E. & Wilcox, B.A. (eds.), *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*. Sinauer, Sunderland.
- Willis, E.O., 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia, São Paulo* 33: 1-25.
- Wright, S.J. & Duber, H.C., 2001. Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival, and seedling recruitment in the palm *Attalea butyraceae*, with implications for tropical tree diversity. *Biotropica* 33: 583-595.
- Zona, S. & Henderson, A., 1989. A review of mediated seed dispersal of palms. *Selbyana* 11: 6-21.

## **CAPÍTULO 1**

### **Composição e Diversidade de Palmeiras em Fragmentos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro**

#### **Introdução**

A perda de espécies em decorrência da fragmentação de habitats tem sido reconhecida como uma das maiores ameaças à biodiversidade nas florestas tropicais (Wilcox, 1980; Myers, 1986; 1988; Turner, 1996). Um dos aspectos do processo de fragmentação é a redução da área de habitat disponível, cujos efeitos negativos sobre a diversidade de espécies são mais fortes e consistentes do que os da separação do habitat em si (Fahrig, 2003).

A noção de que o número de espécies presentes em um determinado lugar está positivamente relacionado com a área do mesmo é uma das idéias mais antigas em ecologia (Arrhenius, 1921), apesar de ter alcançado um maior destaque após a publicação da Teoria de Biogeografia de Ilhas de MacArthur & Wilson (1967). Entre as razões apontadas para a regularidade das relações espécies-área, as mais difundidas eram: (1) que a área por si seria importante - já que áreas maiores poderiam abrigar populações menos suscetíveis à extinções locais e (2) que áreas maiores possuiriam mais espécies devido ao fato de abrigarem um maior número de habitats.

No caso das plantas, a maioria dos estudos têm encontrado uma relação significativa entre o tamanho dos remanescentes florestais e a riqueza de espécies

(*e.g.* Iida & Nakashizuka, 1995; Bruun, 2000; Hill & Curran, 2001; 2003; Godefroid & Koedam, 2003; Krauss *et al.*, 2004). No entanto, o papel de outros fatores relacionados ao histórico de fragmentação nos padrões locais e regionais de diversidade também têm sido destacado (Honnay *et al.*, 1999; Ross *et al.*, 2002). Entre os fatores apontados, a idade dos fragmentos - ou tempo de isolamento - têm se mostrado importante já que muitas espécies possuem uma alta longevidade, a qual é positivamente correlacionada com a persistência em remanescentes isolados (Turner *et al.*, 1996; Honnay *et al.*, 1999).

As palmeiras estão entre as famílias de maior longevidade no reino vegetal (Henderson, 2002), desempenhando papéis importantes na estrutura e funcionamento de diversos ecossistemas (*e.g.* Lieberman *et al.*, 1985; Terborgh, 1986; Galetti & Aleixo, 1989; Spironelo, 1992; Peres, 1994; Paschoal & Galetti, 1995). Alguns estudos, no entanto, têm demonstrado que não só a composição e a diversidade de espécies de palmeiras, mas também as interações entre essas plantas e os animais são afetadas pela fragmentação de habitats (Scariot, 1996; 1999; 2001; Wright & Duber, 2001; Fleury & Galetti, 2004; no prelo; Galetti *et al.*, no prelo).

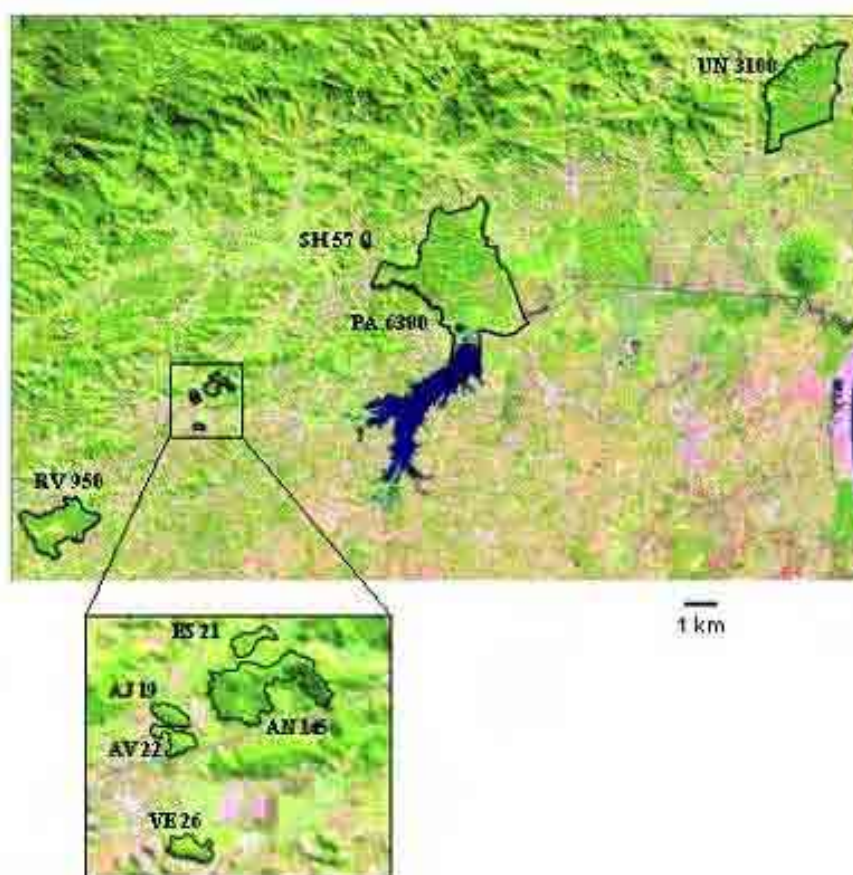
Na Mata Atlântica ocorrem cerca de 40 espécies de palmeiras, pertencentes a 10 gêneros (Henderson *et al.*, 1995). Esse bioma, por sua vez, é um dos mais afetados pela fragmentação florestal, a qual vem ocorrendo ininterruptamente no Brasil desde o início da colonização européia (Dean, 1985; Fonseca, 1985). Isso resultou em uma perda de aproximadamente 92% da área original de floresta e o restante encontra-se distribuído em remanescentes florestais isolados, a maioria com algumas dezenas de hectares (S.O.S Mata Atlântica & INPE, 1998; Ranta, 1998; Câmara, 2003).

Este estudo teve como objetivo geral comparar a riqueza e a diversidade de palmeiras entre fragmentos de Mata Atlântica, avaliando a hipótese de que esses parâmetros variam positiva e significativamente com o tamanho dos fragmentos.



## Área de Estudo

O estudo foi realizado no norte do estado do Rio de Janeiro, dentro da Bacia Hidrográfica do Rio São João. Foram estudados nove fragmentos de Mata Atlântica com áreas variando de 19 a 3500 ha, localizados nos municípios de Silva Jardim, Casimiro de Abreu e Rio Bonito (Figura 1.1). Dois dos fragmentos estudados são Reservas Biológicas (ReBios Poço das Antas e União) e os demais se encontram situados em propriedades particulares. Todos os remanescentes são cercados predominantemente por pastagens e pequenas culturas agrícolas.



**Figura 1.1** - Imagem de satélite de 2002 dos municípios de Rio Bonito, Casimiro de Abreu e Silva Jardim. Em destaque os nove fragmentos estudados e suas siglas correspondentes (ver Tabela 1). Imagem cedida pelo laboratório de geoprocessamento da Associação Mico-Leão-Dourado.

O clima na região é tropical úmido com temperaturas médias mensais variando de 21,8 a 29,0 °C e precipitação média anual de 1995 mm. Os meses de junho a agosto são os mais frios e menos chuvosos e os meses de setembro a março são os mais chuvosos e de maiores temperaturas (Pessoa, 2003).

A vegetação predominante na região é a Floresta Ombrófila Densa Submontana (Oliveira-Filho & Fontes, 2000). Descrições detalhadas da composição florística dos fragmentos estudados podem ser obtidas em Caruta *et al.* (1978), Guimarães *et al.* (1988), Rodrigues (2004), Carvalho (2005) e Carvalho *et al.* (no prelo).

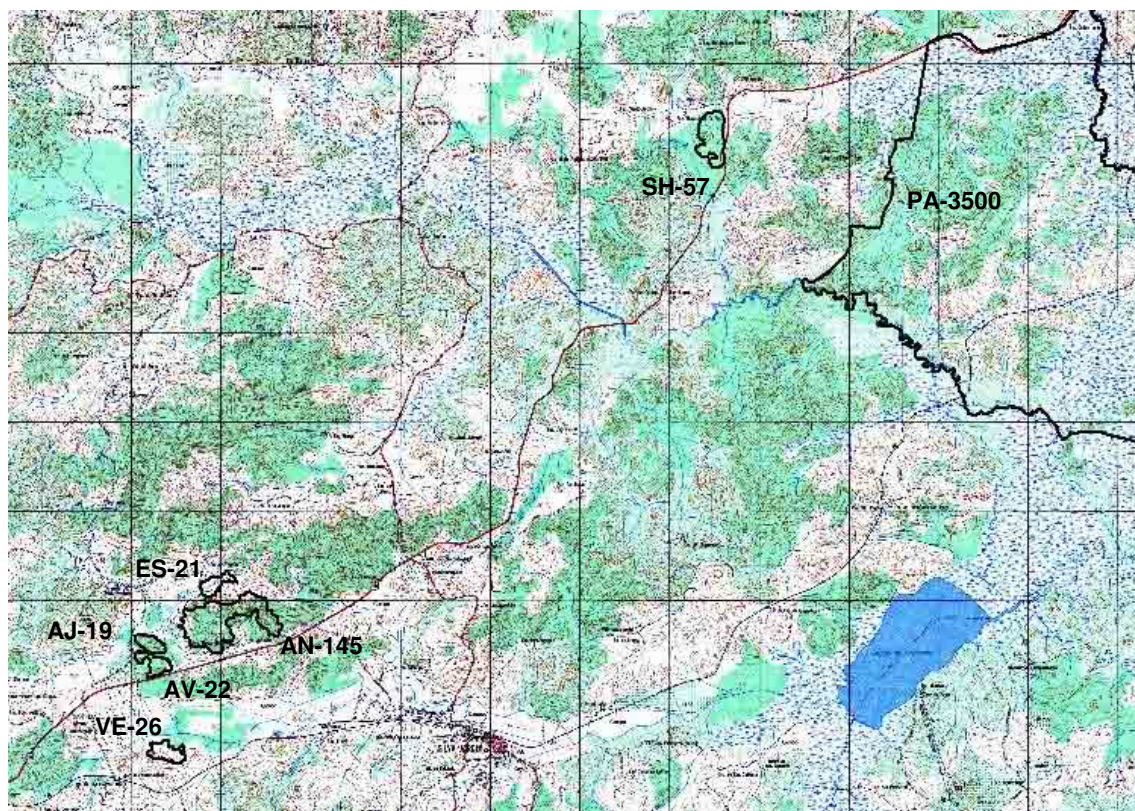
De acordo com relatos de antigos moradores, obtidos e descritos por Carvalho (2005), os fragmentos faziam parte de um contínuo florestal até cerca de um século atrás. O processo de fragmentação foi iniciado nessa época para a implementação de práticas agropecuárias, com destaque para a cafeicultura. Na década de 50 obras de drenagem e retificação de rios na região, realizadas pelo extinto Departamento Nacional de Obras e Saneamento, intensificaram ainda mais esse processo.

A partir de cartas topográficas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística dos municípios de Rio Bonito, Casimiro de Abreu e Silva Jardim, baseadas em fotografias aéreas de 1964, 1966 e 1969 (disponibilizadas pelo laboratório de geoprocessamento da Associação Mico-Leão-Dourado), foi possível definir com um maior grau de detalhe o tempo de isolamento dos remanescentes estudados. Os fragmentos ES-21, VE-26, RV-950, UN-2400, PA-3500 já se encontravam isolados nessa época (Figuras 1.2, 1.3 e 1.4). Os fragmentos SH-57 e AN-145 eram unidos a outros blocos de mata, enquanto os fragmentos AJ-19 e AV-22 ainda faziam parte de um único fragmento maior (Figura 1.2). A ausência de qualquer tipo de vegetação nos fragmentos VE-26 e ES-21 sugere que essas áreas possam ter sido desmatadas no passado. No entanto, não foi possível confirmar essa informação que pode se dever também à problemas na transcrição das informações das fotografias aéreas para as cartas topográficas (Fabiano Godoy, *com. pess.*). A presença de algumas árvores grandes nesses locais, no entanto, indica que se houve desmatamento o mesmo foi parcial.

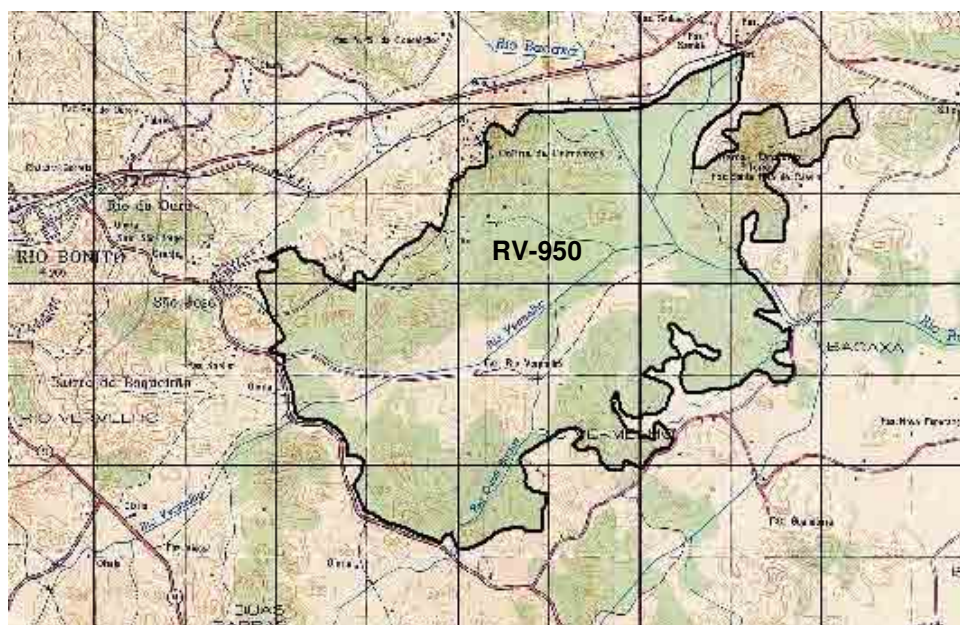
Considerando as perturbações antrópicas mais recentes, os danos são semelhantes para a maioria dos fragmentos. Com exceção das ReBios todos os fragmentos sofrem extração de madeira, principalmente para a confecção de cercas e

cabos de ferramentas, e de palmito. A caça, por sua vez, ocorre em todos os locais, incluindo as áreas protegidas. Apenas no fragmento SH-57 não foi encontrado nenhum vestígio de caça durante o período de estudo.

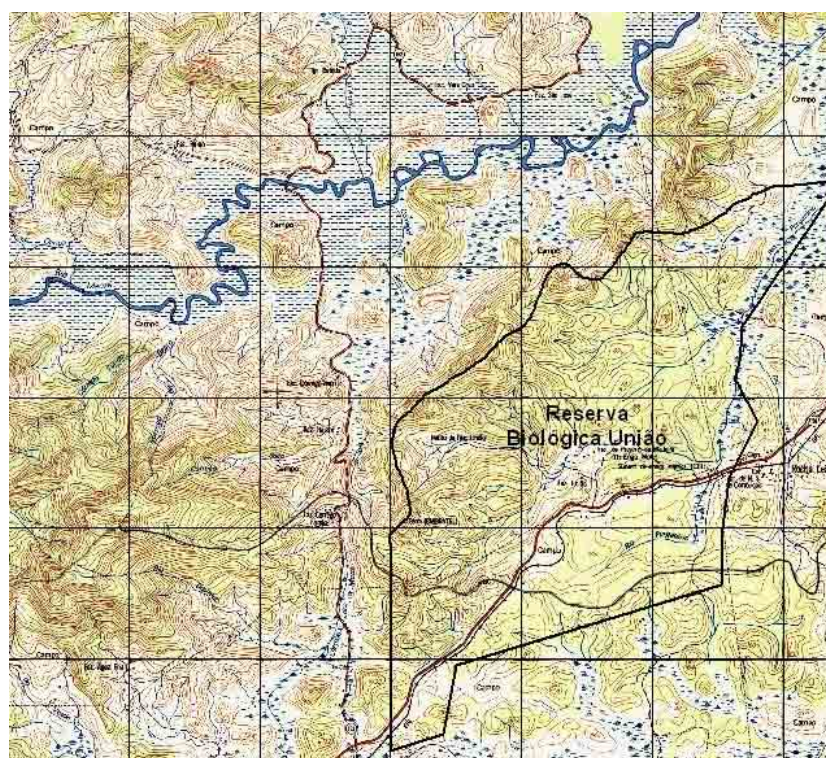
O tamanho dos fragmentos, o tempo aproximado de isolamento e sua localização geográfica encontram-se resumidos na Tabela 1.1. Ao longo do texto os fragmentos foram citados através de siglas compostas pelas iniciais de seus nomes, seguidas pelo tamanho dos mesmos (Tabela 1.1). Todos os fragmentos menores que 150 ha foram denominados “pequenos”, enquanto os maiores que 950 ha foram considerados “grandes”.



**Figura 1.2** - Parte da carta topográfica do município de Casimiro de Abreu, baseada em fotografias aéreas de 1966. Em destaque os fragmentos AJ-19, ES-21, AV-22, VE-26, SH-57, AN-145 e PA-3500.



**Figura 1.3** - Parte da carta topográfica do município de Rio Bonito, baseada em fotografias aéreas de 1964 e 1966. Em destaque o fragmento RV-950.



**Figura 1.4** - Parte da carta topográfica do município de Silva Jardim, baseada em fotografias aéreas de 1969. Em destaque o fragmento UN-2400.

**Tabela 1.1** - Principais características dos nove fragmentos de Mata Atlântica, localizados no norte do estado do Rio de Janeiro, amostrados no presente estudo.

Nome	Área (em ha)	Sigla	Tempo de isolamento (em anos)	Localização geográfica
Afetiva-Jorge	19	AJ-19	< 40	23K0760400 UTM7495000
Estreito	21	ES-21	> 40	23K0761800 UTM7496430
Afetiva-Viveiro	22	AV-22	< 40	23K0760600 UTM7494600
Vendaval	26	VE-26	> 40	23K0760800 UTM7492600
Santa Helena	57	SH-57	< 40	23K0773000 UTM7506250
Andorinhas	145	AN-145	< 40	23K0762250 UTM7495750
Rio Vermelho	950	RV-950	> 40	23K0751000 UTM7485000
União	2400*	UN-2400	> 37	23K0803350 UTM7515630
Poço das Antas	3500**	PA-3500	> 40	23K0778840 UTM7505080

\* A Reserva União possui no total 3100 ha mas é cortada pela BR-101 em duas partes; apenas a maior delas foi amostrada neste estudo \*\* A área total da Reserva está delimitada em 6300 ha, mas o bloco de mata contínua possui c. 3500 ha.

## Material e Métodos

O levantamento das espécies de palmeiras foi realizado de julho de 2002 a de novembro de 2003 nos nove fragmentos estudados. Em cada fragmento foram amostradas 10 parcelas de 50 x 10 m (500 m<sup>2</sup> cada), totalizando 0,5 ha. O mesmo esforço amostral foi usado em todas as áreas para evitar que possíveis diferenças na riqueza e diversidade de espécies entre os fragmentos fossem decorrentes da forma de amostragem e não de processos biológicos (Connor & McCoy, 1979; Gibb & Hochuli, 2002).

Nas duas ReBios as parcelas foram realizadas a partir de trilhas pré-existentes através do sorteio de trechos de 50 m demarcados previamente. As trilhas tinham no máximo 1,5 m de largura e pelo menos 1 km de comprimento, possuindo o dossel intacto. Nos demais fragmentos, devido à inexistência de trilhas, os locais onde as parcelas seriam realizadas foram escolhidos a partir de mapas das áreas, distribuindo-se as parcelas aleatoriamente. Todas as parcelas amostradas estavam situadas a pelo menos 30 metros da borda dos fragmentos.

Todos os indivíduos de palmeiras encontrados em cada uma das parcelas foram identificados ao nível de espécie de acordo com Henderson *et al.* (1995) e classificados como plântulas, jovens ou adultos. Foram considerados como plântulas todos os indivíduos com folhas não divididas em pinas; indivíduos com divisão incipiente ou bem desenvolvida das folhas foram considerados jovens e indivíduos com sinais atuais ou passados de reprodução foram considerados adultos. A única exceção foi o palmito *Euterpe edulis*, no qual a folha da plântula já é dividida. Para essa espécie foram considerados como plântulas os indivíduos com folhas palmadas até 15 cm de altura; os indivíduos maiores de 15 cm e sem sinais de reprodução foram considerados jovens e aqueles com sinais atuais ou passados de reprodução foram considerados adultos. A caracterização dos indivíduos nos diferentes estágios reprodutivos foi modificada a partir da metodologia descrita por Scariot (1999). Para espécies com reprodução vegetativa, ou que formam agregados, cada estipe foi considerado um único indivíduo (Vormisto *et al.*, 2004).

A influência do tamanho dos fragmentos no número de indivíduos amostrados nas parcelas foi investigado através de regressões lineares simples, para cada um dos estágios amostrados.

Para cada fragmento, a riqueza de espécies foi definida primeiramente como sendo o número de espécies encontrado somando-se todas as parcelas amostrais (densidade de espécies ou riqueza específica areal;  $S_{obs}$ ). Adicionalmente, foi feita uma estimativa da riqueza de espécies ( $S_{est}$ ) baseada em uma técnica de reamostragem, através do método “*Jackknife 1*”. O valores de  $S_{est}$ , e seus desvios padrões, foram obtidos através do programa “*EstimateS*”. A riqueza de espécies foi considerada separadamente para cada um dos estágios reprodutivos e o total de indivíduos. Relações entre  $S_{obs}$  e  $S_{est}$  e o tamanho dos fragmentos foram investigadas através de regressões lineares simples, onde o tamanho dos fragmentos foi usado como a variável independente.

O número de espécies encontrado por parcela – o qual pode ser considerado uma outra medida de riqueza de espécies (Scariot, 1996) - foi usado como um indicativo da heterogeneidade espacial dos fragmentos com relação à distribuição das espécies de palmeiras. A relação entre o número de espécies encontrado por parcela e o tamanho dos fragmentos foi investigada através de testes não paramétricos, já que não foi possível alcançar a normalidade dos dados mesmo após transformações (Shapiro-Wilk,  $p < 0,05$ ). Diferenças entre as áreas no número de espécies encontradas por parcela, para cada um dos estágios considerados, foram analisadas através de testes de Kruskal-Wallis (H; Zar, 1999). Já o efeito do tamanho do fragmento (pequenos x grandes) nos mesmos dados descritos acima foi investigado através de testes de Mann-Whitney (U-test; Zar, 1999). Todas as análises foram realizadas através do programa “*Statistica*” versão 6.

Para análise da diversidade de espécies foi usado o inverso do índice de Simpson (“inverse Simpson index”;  $C_{inv}$  ou  $1/D$ ). Esse índice é pouco influenciado pelo tamanho da amostra e atribui um peso maior à equitabilidade do que ao número de espécies. O uso do índice de Simpson em substituição ao índice de Shannon – o mais usado atualmente - têm sido amplamente recomendado por vários autores (ver revisões em Magurran, 1988; Feisinger, 2001). Relações entre  $C_{inv}$  e o tamanho dos fragmentos

foram investigadas para cada um dos estágios reprodutivos e o total, através de regressões lineares simples.

O uso exclusivo de índices de diversidade em análises comparativas têm sido muito criticado, devido não só as limitações dos mesmos (ver Magurran, 1988), mas também devido à perda de informações provenientes dos dados originais (Feisinger, 2001). Sendo assim, a comparação da diversidade de palmeiras entre os fragmentos foi feita também através de uma outra abordagem, baseada em curvas de distribuição de abundância (“*rank abundance curves*”). Para cada fragmento o logaritmo (na base 10) da abundância relativa de cada uma das espécies encontradas foi plotada no eixo y, de forma que o eixo x descreveu a ordenação decrescente das espécies com relação à abundância. O formato das curvas obtidas permitiu comparar os fragmentos com relação a riqueza, abundância e dominância relativas e equitabilidade entre as espécies.

Para cada um dos estágios considerados, o grau de similaridade florística entre os fragmentos foi calculado através de análises de agrupamento (“*cluster analysis*”; Krebs, 1989), usando o Índice de Sorensen (modificado por Bray-Curtis) como medida de distância e a média de grupo como método de ligação. O índice utilizado é um coeficiente de similaridade qualitativo, levando em consideração a abundância das espécies e não apenas os dados de presença e ausência. Essa medida ignora os casos nos quais a espécie está ausente nas amostras de ambas as comunidades e é dominado pelas espécies abundantes, de modo que as espécies raras contribuem pouco para o valor do coeficiente (Krebs, 1989). As análises foram realizadas através do programa “*Biodiversity Professional*” versão 2.0.







***Astrocaryum aculeatissimum***

(iri, brejaúva)

Ocorre na costa Atlântica, da Bahia até Santa Catarina. Os troncos, agregados ou solitários, são espinhosos e tem entre 4 e 8 m de altura. O fruto é do tipo drupa, obovóide, recoberto por pequenos espinhos negros decíduos. O endocarpo, que abriga geralmente uma semente, possui 2,8 a 5,8 cm de comprimento e 2,5 a 3,9 cm de diâmetro, pesando de 9,3 a 27,6 g (n = 242).



***Attalea humilis***

(pindoba)

É encontrada da Bahia até São Paulo, em áreas de baixa altitude, incluindo áreas de restinga. Geralmente acaule ou com caule muito curto. Os frutos tem de 4 a 8 cm de comprimento e 2,5 a 8 cm de diâmetro e podem conter de uma a três sementes. Apesar de não se reproduzir vegetativamente, pode formar grandes colônias, sendo conhecida como infestante de pastagens.

Foto: Rita Portela



***Bactris setosa***

(tucum-amarelo)

Encontra-se distribuída na costa litorânea, desde o sul da Bahia até o Rio Grande do Sul. Possui caules geralmente agregados de até 6 m de altura, revestidos de espinhos amarelados com as pontas negras. Os frutos são globosos, com 1 a 2 cm de diâmetro, possuem uma polpa succulenta e adquirem coloração arroxeada quando maduros.



***Bactris vulgaris***

(tucum-preto)

Ocorre na Mata Atlântica, desde a Bahia até São Paulo, em solos não inundáveis até 700 m de altitude. Os caules, com espinhos negros nos internódios, são geralmente agregados com 1 a 3 m de altura e 2 a 3,5 cm de diâmetro. Os frutos são depresso-globosos com 1,8 a 2,4 cm de diâmetro, de mesocarpo fibroso e epicarpo liso e cor purpúrea quando maduros.



***Cocos nucifera***

(coqueiro)

Espécie cultivada pelo homem, amplamente difundida nos trópicos, geralmente em áreas de baixa altitude. Troncos solitários com até 20 m de altura e 20 a 30 cm de diâmetro. O fruto, conhecido como coco, é oval com 20 a 30 cm de comprimento e 12 a 20 cm de diâmetro. Frutos de coloração verde ou amarelada quando maduros.



***Desmoncus polyacanthos***

(jacitara)

Encontra-se amplamente distribuída em todo o norte da América do Sul. Os caules são escandentes, coberto por espinhos curtos e recurvados, geralmente formando touceiras e dando à planta o aspecto de uma liana. Os frutos são alongados, com cerca de 1,5 cm de comprimento, de coloração vermelho alaranjada quando maduros.



***Elaeis guineensis***

(coco-de-urubu, dendezeiro)

Originária da África Central e Tropical, encontra-se largamente difundida no Brasil devido ao seu cultivo para obtenção do azeite-de-dendê. Caules com 15 a 20 m de altura. Frutos alongados de coloração arroxeada no ápice e vermelho-alaranjado na base quando maduros, e com cerca de 3,5 cm de comprimento. Na região estudada não é usada para extração de óleo.



***Euterpe edulis***

(palmito-juçara)

Ocorre na costa atlântica, do sul da Bahia até o Rio Grande do Sul, e nas florestas semi-decíduas de Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso do Sul, São Paulo e Paraná. Caule solitário com 5 a 12 m de comprimento. Frutos globosos de cor roxo-escura ou pretos, com 1 a 1,4 cm de diâmetro. Na região, assim como em todo o Brasil, é bastante explorada para a obtenção do palmito.



***Geonoma pauciflora***

(ouricana)

Ocorre na Mata Atlântica, desde o estado de Alagoas até Santa Catarina, até 700 m de altitude. Caules agregados ou solitários com 1 a 3 m de altura e 1 a 1,5 cm de diâmetro. Os frutos são globosos ou ovóides com 0,8 a 1,2 cm de diâmetro, de coloração negra quando maduros.



Foto: Rita Portela

### ***Geonoma rubescens***

(ouricana)

Ocorre na floresta Atlântica, da Bahia até São Paulo, em terrenos úmidos de baixa altitude. Caule geralmente solitário, de aspecto anelado, com 1,5 a 2,5 m de comprimento e 1,5 a 4 cm de diâmetro. A inflorescência adquire cor avermelhada após a formação dos frutos. Frutos ovóides, negros quando maduros com cerca de 1,2 cm de comprimento.



### ***Geonoma schottiana***

(ouricana, aricanga-do-brejo)

Ocorre no Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina, Minas Gerais e Goiás. Caule solitário com 1 a 4 m de altura e 2,5 a 4 cm de diâmetro. Os frutos, negros quando maduros, são ovóides ou globosos e tem cerca de 1 cm de comprimento. Na região estudada as folhas são exploradas para a ornamentação de arranjos florais.



### ***Polyandrococos caudescens***

(palmito-amargoso)

O gênero, monoespecífico, é endêmico do sudeste do Brasil e ocorre de Alagoas até o Rio de Janeiro, abaixo de 350 m de altitude. Os troncos são solitários com 4 a 8 m de altura e 12 a 20 cm de diâmetro. O endocarpo, com uma semente, tem de 1,7 a 4,2 cm de comprimento e 1,6 a 3,2 cm de diâmetro ( $n = 591$ ). Seu palmito é consumido na região. Um estudo recente, a nível molecular, sugeriu a mudança da espécie para o gênero *Allagoptera* (Gunn, 2004).



***Raphia farinifera***

(palmeira-ráfia)

Ocorre naturalmente na África Oriental e Central e em Madagascar. As inflorescências são pendulares e podem atingir até três metros de comprimento. Os frutos são ovóides com 5 a 7 cm de comprimento e 4 a 5 cm de diâmetro, cobertos por escamas marrons de aspecto envernizado. Uma fibra extraída das folhas, denominada ráfia e que deu nome ao gênero, é usada como barbante e na confecção de cestos.



***Roystonea oleracea***

(palmeira-imperial)

Ocorre naturalmente nas Antilhas, no norte da Venezuela e no nordeste da Colômbia, mas vem sendo largamente introduzida no Brasil desde o século XIX para fins ornamentais. Seu caule pode atingir até 40 m de altura. Possui frutos cilíndricos, com cerca de 1,5 cm de comprimento, de coloração arroxeada quando maduros.

A ReBio União foi o único fragmento onde todas as espécies nativas ocorreram e *Astrocaryum aculeatissimum* foi a única espécie observada em todos os fragmentos. Além de *A. aculeatissimum*, *Bactris setosa*, *Elaeis guineensis*, *Euterpe edulis* e *G. schottiana* foram as espécies que ocorreram em um maior número de locais, tendo sido encontradas em oito das nove áreas amostradas. *G. rubescens* ocorreu somente na União e *G. pauciflora* foi encontrada nesse mesmo fragmento e no AJ-19. Nenhuma espécie ocorreu exclusivamente nos fragmentos pequenos (Tabela 1.2).

O total de indivíduos amostrados em cada fragmento variou de 275 a 1520 (Tabela 1.3). Para nenhum dos estágios considerados o número de indivíduos variou significativamente com o tamanho dos fragmentos (em todos os casos  $p > 0,05$ ). Isso no

entanto, se deveu a grande abundância de indivíduos de *Attalea humilis* nos menores fragmentos. Quando essa espécie é removida da análise o número de indivíduos foi significativa e positivamente influenciado pelo tamanho do fragmento para as plântulas ( $r^2 = 0,81$ ;  $F = 28,95$   $p = 0,001$ ) e os jovens ( $r^2 = 0,77$ ;  $F = 23,03$   $p = 0,002$ ), mas não para os adultos ( $p > 0,05$ ).

**Tabela 1.3** - Número de indivíduos de palmeiras amostrados, em 0,5 ha, em nove fragmentos de Mata Atlântica no Rio de Janeiro, nos diferentes estágios e reprodutivos e no total.

	Plântulas	Jovens	Adultos	Total
<b>AJ-19</b>	159	485	123	767
<b>ES-21</b>	114	221	25	360
<b>AV-22</b>	172	421	153	746
<b>VE-26</b>	457	728	335	1520
<b>SH-57</b>	110	718	116	944
<b>AN-145</b>	12	204	59	275
<b>RV-950</b>	56	546	80	682
<b>UN-2400</b>	182	660	100	942
<b>PA-3500</b>	427	882	87	1396

O fragmento VE-26 foi a área com o maior número de indivíduos, sendo que 98,5% destes foram de *A. humilis* (Figura 1.5). Essa espécie foi a mais abundante no estudo como um todo, mesmo não estando presente em dois dos fragmentos estudados (Tabela 1.2; Figura 1.5). *Astrocaryum aculeatissimum* foi a segunda espécie mais abundante e juntas essas duas palmeiras corresponderam a cerca de 71% do total de indivíduos. As plântulas dessas espécies, no entanto, apresentaram padrões opostos com relação ao tamanho dos fragmentos, já que para *A. aculeatissimum* indivíduos desse estágio foram pelo menos quatro vezes mais abundantes nas ReBios (Figura 1.5).

As duas espécies de *Bactris* também apresentaram padrões opostos com relação ao tamanho dos fragmentos. Para todos os estágios considerados, *B. vulgaris* foi mais abundante nos dois fragmentos maiores enquanto *B. setosa* predominou nas áreas < 60 ha (Figura 1.5). *Desmoncus polyacanthos* também foi mais abundante nos

menores fragmentos, enquanto para todas as demais espécies mais indivíduos foram observados nas áreas grandes (Figura 1.5).

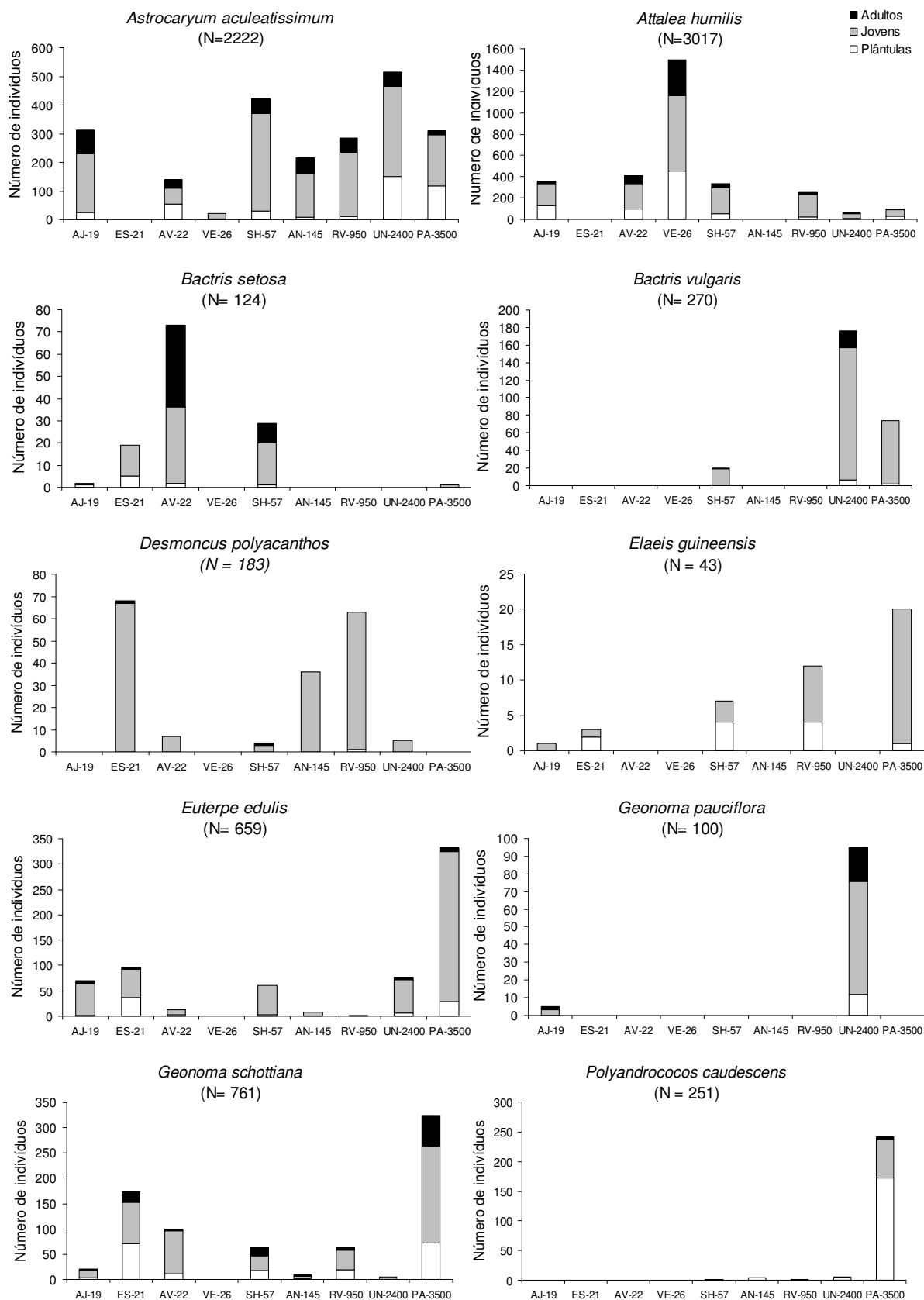
Para fins comparativos entre espécies, e também com outras áreas de Mata Atlântica, as densidades populacionais estimadas a partir dos dados descritos na Figura 1.5, são apresentadas na Tabela 1.4.

Apesar de *E. guineensis* ter sido amostrada nas parcelas, essa espécie foi excluída das análises seguintes pelo fato de estar respondendo, possivelmente, a processos ecológicos distintos das demais. Apenas plântulas e jovens foram amostrados nas parcelas (Figura 1.5) e indivíduos adultos foram observados exclusivamente na borda dos fragmentos. A única exceção foi a ReBio Poço das Antas, onde adultos foram encontrados também em clareiras no interior da floresta. Aparentemente, a espécie foi introduzida no passado, próximo à antigas moradias, e vêm se disseminando com sucesso na região devido ao fato de seus frutos serem amplamente consumidos pela fauna (Lorenzi *et al.*, 2004). Sendo assim as análises seguintes se referem apenas às nove espécies restantes amostradas nas parcelas.

Para todos os estágios reprodutivos, e no total, o número de espécies encontrado em cada fragmento tendeu a se estabilizar após oito parcelas terem sido amostradas (Figura 1.6). No entanto, em sete das nove áreas, foi observada pelo menos mais uma espécie nativa que não foi detectada nas parcelas (Tabela 1.2). Para a maioria dessas espécies, no entanto, poucos indivíduos foram observados nas áreas em que ocorreram.

Com relação ao número de espécies, apenas para as plântulas foi observada uma relação marginalmente significativa entre a riqueza observada e o tamanho dos fragmentos ( $r^2 = 0,41$ ;  $F = 3,92$ ;  $p = 0,064$ ; para todos os demais estágios  $p > 0,15$ ; Tabela 1.3). No caso da riqueza estimada essa relação não foi significativa para nenhum dos estágios considerados ( $p > 0,15$  em todos os casos). O número de espécies por parcela diferiu significativamente entre os fragmentos para todos os estágios considerados (para plântulas:  $H = 42,73$ ; jovens:  $H = 53,94$ ; adultos:  $H = 53,94$ ; total:  $H = 59,48$ ; para todos  $p < 0,0001$ ; Figura 1.7). Em todos os casos essa diferença foi relacionada ao tamanho dos fragmentos, com as áreas grandes apresentando os maiores valores encontrados (plântulas:  $U = 600$ ; jovens:  $U = 527$ ; adultos:  $U = 527$ ; total:  $U = 511$ ; para todos  $p < 0,01$ ; Figura 1.7).

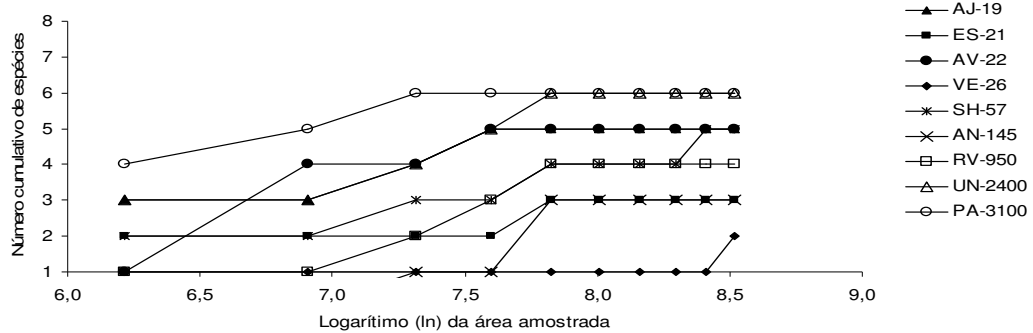
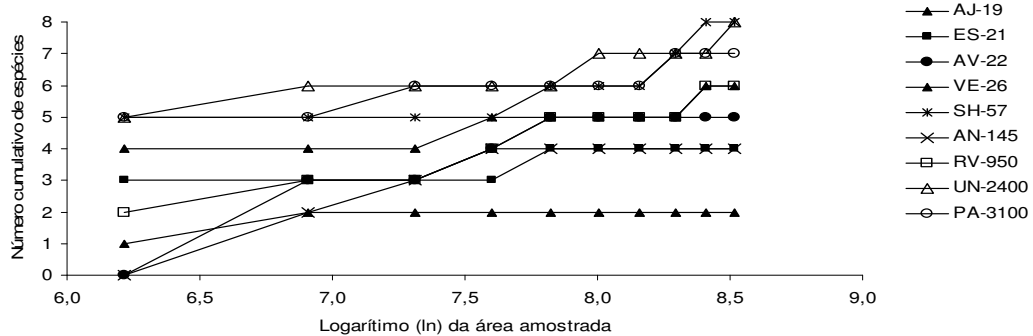
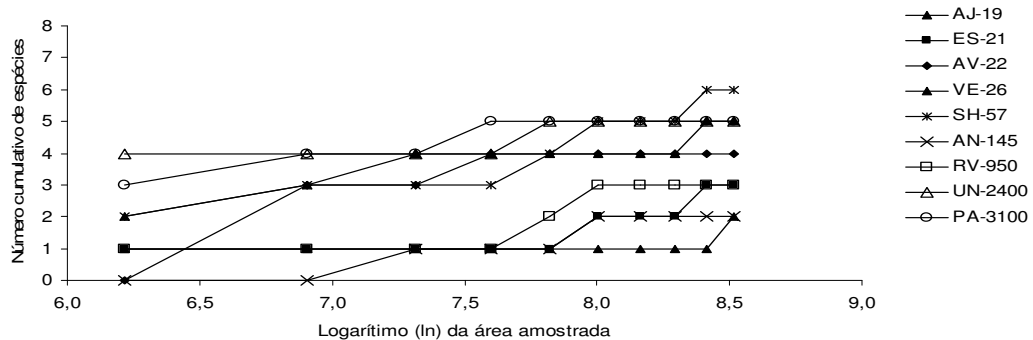
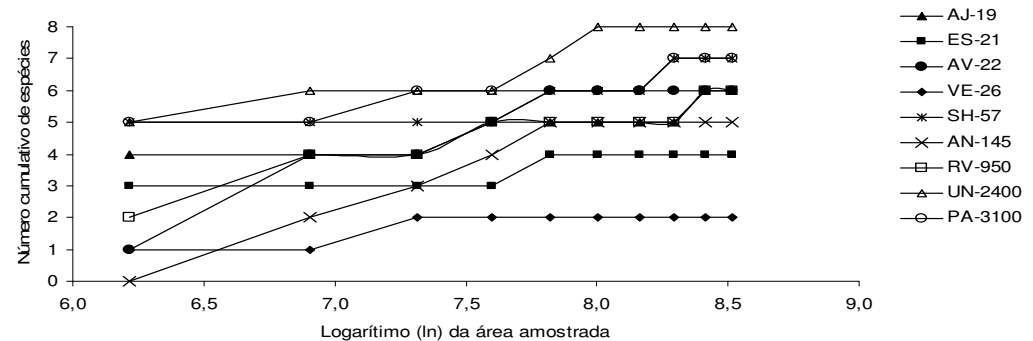




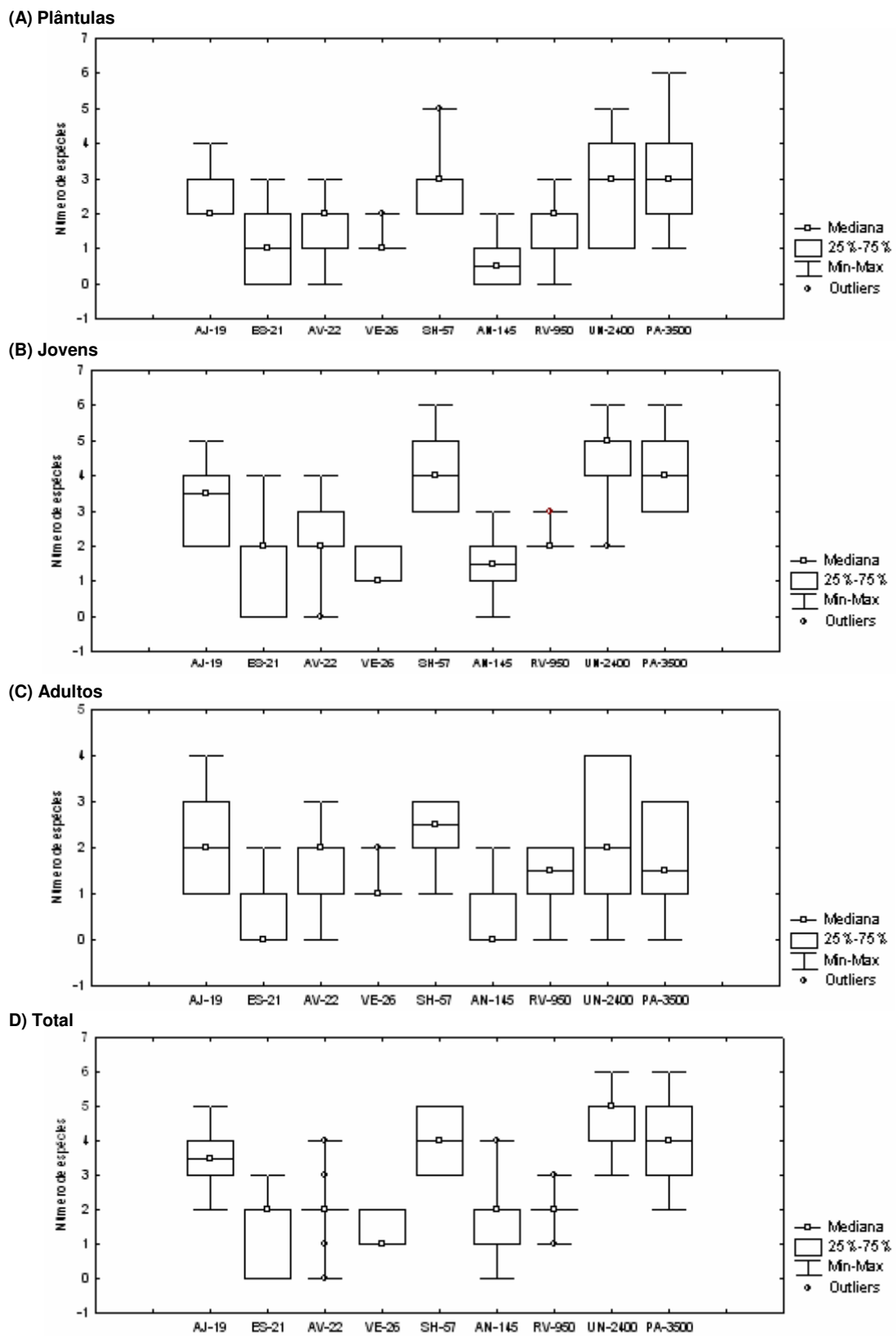
**Figura 1.5** - Número de indivíduos de palmeiras amostrados por espécie (em 0,5 ha) em nove fragmentos de Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro. (N) = número total de indivíduos.

**Tabela 1.4** - Densidade de espécies de palmeiras (número de indivíduos/ha) em nove fragmentos de Mata Atlântica, RJ. P = plântulas, J = jovens, A = adultos, T = total.

<b>Espécie</b>		<b>AJ-19</b>	<b>ES-21</b>	<b>AV-22</b>	<b>VE-26</b>	<b>SH-57</b>	<b>AN-145</b>	<b>RV-950</b>	<b>UN-2400</b>	<b>PA-3500</b>
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i>	P	48	-	110	6	60	14	24	300	238
	J	410	-	110	38	680	308	448	634	356
	A	168	-	60	2	102	112	98	94	24
	T	626	-	280	46	842	434	570	1028	618
<i>Attalea humilis</i>	P	256	-	200	908	110	-	40	8	62
	J	400	-	462	1418	492	-	420	102	120
	A	52	-	164	668	72	-	50	22	8
	T	708	-	826	2994	674	-	510	132	190
<i>Bactris setosa</i>	P	2	10	4	-	2	-	-	-	-
	J	2	28	68	-	38	-	-	-	2
	A	-	-	74	-	18	-	-	-	-
	T	4	38	146	-	58	-	-	-	2
<i>Bactris vulgaris</i>	P	-	-	-	-	-	-	-	12	4
	J	-	-	-	-	38	-	-	302	144
	A	-	-	-	-	2	-	-	38	-
	T	-	-	-	-	40	-	-	352	148
<i>Desmoncus polyacanthos</i>	P	-	-	-	-	-	-	4	-	-
	J	-	134	14	-	6	72	124	10	-
	A	-	2	-	-	2	-	-	-	-
	T	-	136	14	-	8	-	128	10	-
<i>Euterpe edulis</i>	P	4	74	6	-	6	-	-	12	58
	J	124	112	20	-	116	16	2	132	592
	A	14	6	2	-	-	-	-	8	14
	T	142	192	28	-	122	16	2	152	664
<i>Geonoma pauciflora</i>	P	-	-	-	-	-	-	-	24	-
	J	6	-	-	-	-	-	-	128	-
	A	4	-	-	-	-	-	-	38	-
	T	10	-	-	-	-	-	-	190	-
<i>Geonoma schottiana</i>	P	8	140	24	-	34	2	38	-	146
	J	26	58	168	-	58	12	78	10	380
	A	8	36	6	-	36	6	12	-	122
	T	42	348	198	-	128	20	128	10	648
<i>Polyandrococos caudescens</i>	P	-	-	-	-	-	8	-	8	344
	J	-	-	-	-	2	-	4	2	132
	A	-	-	-	-	-	-	-	-	6
	T	-	-	-	-	-	8	4	10	482
<b>Todas as espécies</b>	P	318	224	344	914	212	24	102	364	852
	J	968	306	828	1456	1424	336	952	1310	1726
	A	246	48	306	670	230	118	160	200	174
	T	1532	578	1478	3040	1866	478	1214	1874	2752

**(A) Plântulas****(B) Jovens****(C) Adultos****(D) Total**

**Figura 1.6** - Número observado de espécies em nove fragmentos de Mata Atlântica no Rio de Janeiro, nos diferentes estágios reprodutivos e no total.



**Figura 1.7** - Número de espécies por parcela, em cada um dos estágios reprodutivos e total, em nove fragmentos de Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro.

Os valores do inverso do índice de Simpson variaram de 1,01 a 4,95 (Tabela 1.3). Apenas para os jovens e o total foi encontrada uma relação significativa entre essa medida de diversidade e o tamanho dos fragmentos (para os jovens:  $r^2 = 0,48$ ;  $F = 6,41$ ;  $p = 0,24$ ; para o total:  $r^2 = 0,54$ ;  $F = 8,07$ ;  $p = 0,03$ ; para as plântulas e os adultos  $p > 0,20$ ). No entanto, o resultado encontrado para todos os indivíduos juntos, reflete provavelmente o fato dos jovens contribuírem mais para o total do que as plântulas e os adultos (ver Tabela 1.3).

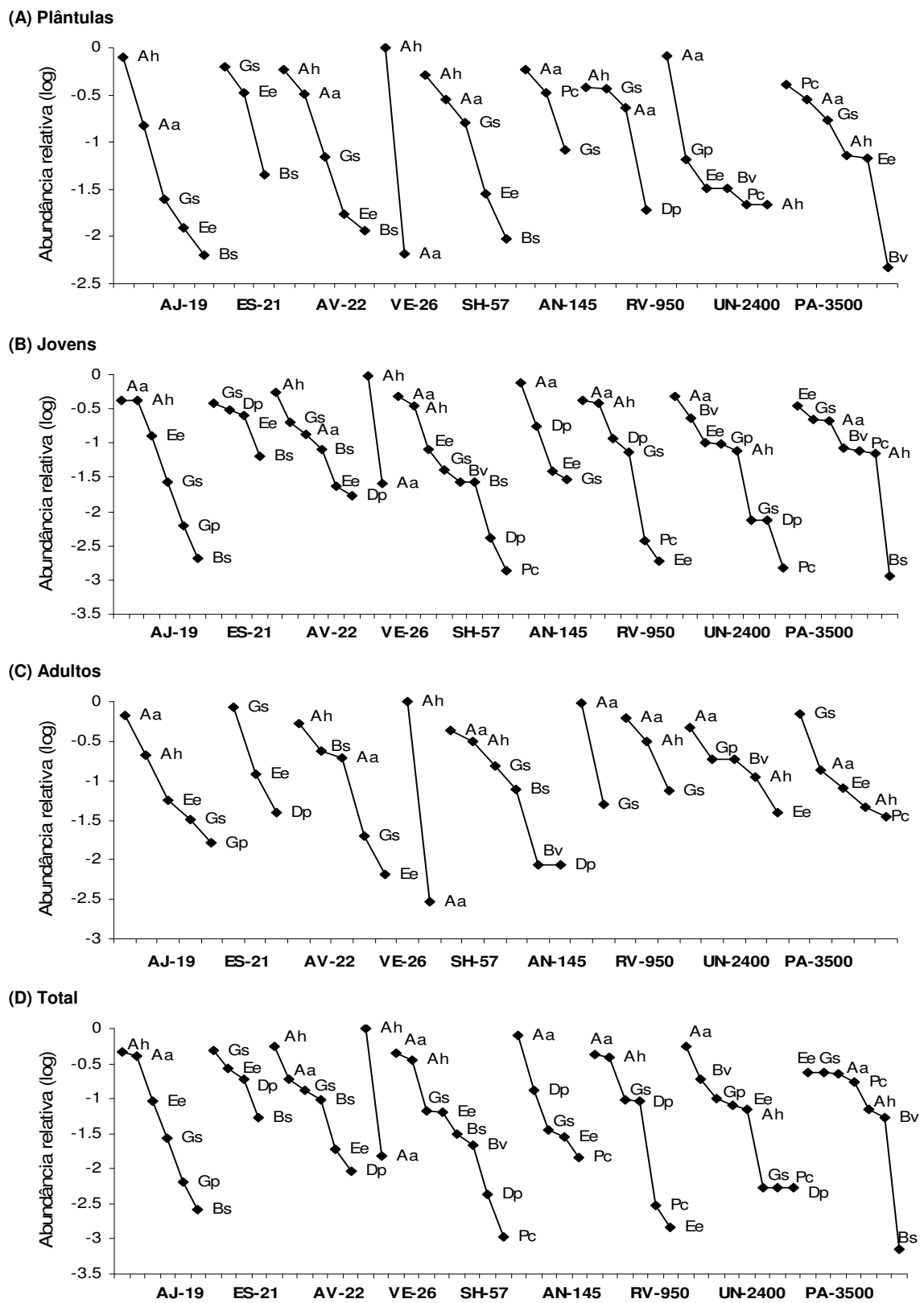
As curvas de distribuição de abundância de espécies diferiram entre os fragmentos para todos os estágios analisados. As maiores diferenças, no entanto, foram encontradas quando somente as plântulas foram consideradas (Figura 1.8). Nesse estágio a curva obtida para a ReBio Poço das Antas foi a que mais se aproximou do modelo da vara quebrada (“broken stick”; ver Magurran, 1988), com uma maior equabilidade entre as cinco espécies mais abundantes. Quando os jovens e adultos foram considerados, a equabilidade entre as espécies aumentou para a maioria dos fragmentos amostrados com exceção do VE-26 e AN-145.

Quando a identidade das espécies foi considerada foi observado que, para as plântulas, *A. humilis* foi a espécie dominante em todos os fragmentos menores do que 2000 ha em que a espécie ocorreu. Já para os jovens e adultos esse padrão se manteve apenas para os fragmentos AV-22 e VE-26 (Figura 1.8); na maioria dos demais fragmentos a espécie mais abundante passou a ser *A. aculeatissimum*. A única diferença observada entre jovens e adultos ocorreu na ReBio Poço das Antas, onde espécies diferentes foram dominantes em cada um dos estágios: *E. edulis* para as plântulas e *G. schottiana* para os adultos.

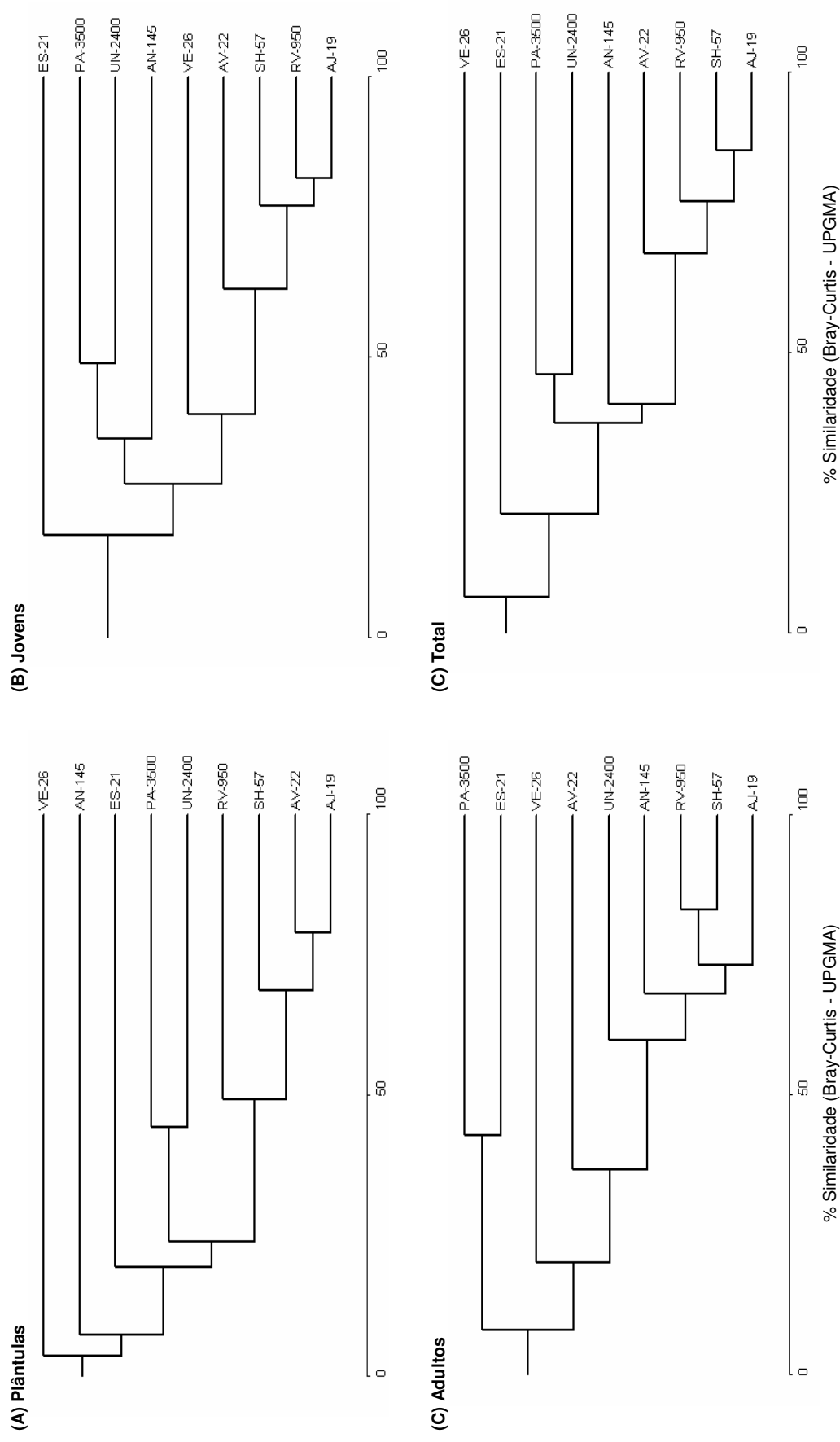
De acordo com a análise de agrupamento os valores mais baixos foram encontrados para as plântulas, indicando uma menor similaridade entre os fragmentos nesse estágio. Para as plântulas, os jovens e o total foi possível observar a formação de dois grupos distintos. O primeiro, com cerca de 46 a 50 % de similaridade, foi formado pelas ReBios União e Poço das Antas. O segundo grupo, com valores de similaridade variando de 49 a 65 %, reuniu os fragmentos AJ-19, AV-22, SH-57 e RV-950 (Figura 1.9). Quando apenas os adultos foram considerados não houve uma separação clara entre os fragmentos grandes e pequenos, e apenas um grupo – formado por AJ-19, SH-57, AN-145, RV-950 e UN-2400 - apresentou similaridade maior que 50 %.

**Tabela 1.5** - Riqueza de espécies observada e estimada e diversidade e diversidade, medida pelo inverso do índice de Simpson, calculadas para os diferentes estágios reprodutivos e agrupando-se todos os indivíduos (total), em nove fragmentos de Mata Atlântica no Rio de Janeiro. P = plântulas; J = jovens; A = adultos. Para a riqueza estimada os dados são média  $\pm$  desvio padrão.

	AJ-19	ES-21	AV-22	VE-26	SH-57	AN-145	RV-950	UN-2400	PA-3500
<b>Riqueza observada (<math>S_{obs}</math>)</b>									
P	5	3	5	2	5	3	3	6	6
J	6	3	5	2	7	3	5	7	7
A	5	2	5	2	5	2	3	5	5
Total	6	3	5	2	7	4	5	7	7
<b>Riqueza estimada (<math>S_{est}</math>)</b>									
P	5,9 $\pm$ 0,9	3,9 $\pm$ 0,9	5,9 $\pm$ 0,9	2,9 $\pm$ 0,9	5,9 $\pm$ 0,9	4,8 $\pm$ 1,2	5,8 $\pm$ 1,2	6,0 $\pm$ 0,0	6,9 $\pm$ 0,9
J	7,8 $\pm$ 1,2	4,9 $\pm$ 0,9	4,9 $\pm$ 0,9	2,0 $\pm$ 0,0	11,6 $\pm$ 1,5	4,9 $\pm$ 0,9	8,7 $\pm$ 1,4	9,8 $\pm$ 1,2	8,8 $\pm$ 1,2
A	5,9 $\pm$ 0,9	4,8 $\pm$ 1,2	4,8 $\pm$ 1,2	2,9 $\pm$ 0,9	8,7 $\pm$ 1,4	2,0 $\pm$ 0,0	3,0 $\pm$ 0,0	3,0 $\pm$ 0,0	5,9 $\pm$ 0,9
Total	7,8 $\pm$ 1,2	4,9 $\pm$ 0,9	4,9 $\pm$ 0,9	2,0 $\pm$ 0,0	10,7 $\pm$ 1,4	6,8 $\pm$ 1,2	8,7 $\pm$ 1,4	8,9 $\pm$ 0,9	8,8 $\pm$ 1,2
<b>Diversidade (<math>C_{inv}</math>)</b>									
P	1,49	2,01	2,26	1,01	2,70	2,44	3,11	1,46	3,59
J	2,73	3,33	2,75	1,05	2,83	1,66	2,92	3,25	4,44
A	1,95	1,41	2,63	1,01	2,45	1,11	2,12	3,34	1,94
Total	2,57	2,88	2,71	1,03	2,93	1,56	2,92	2,83	4,95



**Figura 1.8** - Distribuição de abundância de nove espécies de palmeiras em fragmentos de Mata Atlântica no Rio de Janeiro, nos diferentes estágios reprodutivos considerados e no total. As letras próximas às curvas são as iniciais do nome das espécies.



**Figura 1.9** - Similaridade da composição de espécies de palmeiras, entre nove fragmentos de Mata Atlântica no Rio de Janeiro, medida pelo Índice de Sorensen modificado por Bray-Curtis.



## Discussão

Os fragmentos pequenos apresentaram uma menor riqueza de espécies de plântulas e uma menor diversidade de jovens, foram dominados por plântulas de uma única espécie (*Attalea humilis*) e tiveram menos espécies por parcela para todos os estágios considerados. Isso indica que a fragmentação florestal afetou a composição florística das comunidades de palmeiras e alterou a estrutura populacional das espécies que persistiram nos remanescentes estudados.

Os resultados descritos acima, e o fato dos valores de similaridade entre as comunidades de palmeiras terem aumentado positivamente com a idade dos indivíduos analisados, indicam que as plântulas foram as mais afetadas pelo processo de fragmentação. Isso corrobora o que foi encontrado por Scariot (1996; 1999) para comunidades de palmeiras na Amazônia Central, e reflete o longo tempo de vida desses organismos. Apesar da longevidade das palmeiras estudadas aqui não ser conhecida, trabalhos com outras espécies dos mesmos gêneros mostraram que o tempo de vida de um indivíduo pode variar de 70 (para *Geonoma congesta*; Chazdon, 1992) a 140 anos (para *Astrocaryum murumuru*; Piñero & Sarukhán, 1982). Dado o pouco tempo de isolamento de alguns fragmentos - em torno de algumas décadas - é compreensível que os efeitos negativos desse processo não tenham sido detectados nos jovens e adultos da maioria das espécies estudadas.

O fato de menos espécies de plântulas serem encontradas nos fragmentos pequenos pode se dever a ausência de indivíduos adultos (como observado para *B. vulgaris*, *G. pauciflora* e *G. rubescens*), dificuldades de colonização por novas espécies, reduções no recrutamento de plântulas das espécies presentes ou uma combinação desses fatores.

Dado o tempo de isolamento dos fragmentos e a grande longevidade das palmeiras, a ausência de adultos de uma espécie em um determinado fragmento pode se dever ao fato desse local não possuir um tipo de habitat específico para a ocorrência da mesma. Como é esperado que a diversidade de habitats aumente positivamente com a área (MacArthur & Wilson, 1967; Kohn & Walsh, 1994) os fragmentos grandes tendem a abrigar um número maior de habitats diferentes, sendo portanto mais heterogêneos espacialmente. Vários estudos, por sua vez, têm demonstrado que os padrões de

distribuição das palmeiras são fortemente dependentes da heterogeneidade ambiental (Clark *et al.*, 1995; Chazdon, 1996; Svenning, 2001; Cintra *et al.*, 2005), com áreas mais diversas espacialmente apresentando um maior número de espécies. O fato de mais espécies terem sido encontradas por parcela nos fragmentos maiores, para todos os estágios considerados, sugere que esses locais possuem uma maior diversidade de habitats.

Como as sementes da maioria das palmeiras são dispersas a curtas distâncias (*e.g.* Silva & Tabarelli, 2001; Silvius & Fragoso, 2003; Donatti, 2004; Pimentel & Tabarelli, 2004; Almeida & Galetti, no prelo) a colonização, ou recolonização, de um remanescente florestal através da dispersão de sementes parece ser extremamente difícil na paisagem estudada. Além da maioria dos remanescentes estarem isolados por algumas centenas de metros, o habitat circundante - composto predominantemente por pastagens - parece ser muito hostil para a maioria das espécies animais que atuam como dispersoras.

Reduções no recrutamento de plântulas, por sua vez, têm sido registradas em vários outros estudos que investigaram os efeitos da fragmentação florestal em comunidades vegetais (*e.g.* Benitez-Malvido, 1989; Santos & Tellería, 1994; Jules, 1998; Laurance *et al.*, 1998; Cordeiro & Howe, 2001; 2003; Bruna, 1999) e podem ser decorrentes de alterações no potencial reprodutivo (*e.g.* Lamont *et al.*, 1993; Aizen & Feisinger, 1994), maiores taxas de predação de sementes (*e.g.* Santos & Tellería, 1994; Fleury & Galetti, no prelo; ver também Capítulo 3) e redução ou ausência de sítios adequados para estabelecimento (*e.g.* Bruna, 2002; Meiners *et al.*, 2002).

A longo prazo, o menor recrutamento de plântulas pode acarretar em diminuições consideráveis nos tamanhos populacionais das espécies de palmeiras que se encontram nesses pequenos remanescentes florestais. Por sua vez, quanto menor o tamanho populacional, maiores são as chances dessas espécies se extinguirem localmente em decorrência das aleatoriedades demográfica e ambiental (Gilpin & Soulé, 1986; Ellstrand & Elam, 1993; Matthies *et al.*, 2004). Para seis das nove espécies estudadas as maiores densidades foram encontradas nas ReBios, onde ocorrem os maiores tamanhos populacionais dessas espécies. As únicas exceções a esse padrão foram *A. humilis*, *B. setosa*, e *D. polyacanthos*, cujas densidades foram maiores nos fragmentos < 950 ha.

Comparações entre as densidades encontradas neste estudo com outras áreas de Mata Atlântica são possíveis apenas para as espécies *A. humilis*, *B. setosa*, *E. edulis* e *G. pauciflora*, já que não se conhecem trabalhos relatando a densidade das demais espécies estudadas. Para *A. humilis* a densidade nas ReBios não ultrapassou 200 indivíduos/ha, enquanto nos demais fragmentos esse número variou de 510 a 2994 (Tabela 1.4). Souza & Martins (2003) encontraram uma densidade de 785 indivíduos/ha em um fragmento de 6,4 ha, localizado na porção fragmentada da ReBio Poço das Antas, frequentemente sujeita à incêndios. No entanto, em outros dois fragmentos estudados pelos autores no mesmo local - com áreas de 1,6 e 9,9 ha e menos prejudicados por incêndios anteriores - as densidades foram de 190 e 149 indivíduos/ha, respectivamente. As maiores abundâncias dessa palmeira, no entanto, foram sempre encontradas nas porções mais perturbadas desses fragmentos, com a espécie se mostrando resiliente a incêndios (Souza & Martins, 2004).

Os resultados encontrados para *A. humilis* neste estudo - e também nos de Souza & Martins (2003; 2004) - aliado ao fato dessa palmeira ser conhecida como infestante de pastagens (Lorenzi *et al.*, 2004), sugerem que essa espécie pode ser favorecida em pequenos fragmentos florestais perturbados pelo menos a curto prazo. Com base nos dados coletados, no entanto, não foi possível entender o porque da ausência dessa espécie nos fragmentos ES-21 e AN-145. Como esses fragmentos são próximos é possível que a espécie não ocorresse na região antes do processo de fragmentação e que não tenha colonizado essas áreas.

Para *B. setosa* Monteiro & Fisch (2005) encontraram uma densidade de 312 indivíduos/ha em uma área de restinga no município de Ubatuba, mas a espécie também foi abundante a 600 metros de altitude, onde foram encontrados 148 indivíduos/ha. Neste estudo *B. setosa* foi mais abundante nos fragmentos pequenos, onde a maior densidade encontrada foi de 146 indivíduos/ha. Na região, os maiores agrupamentos da espécie foram observados em áreas com alta incidência de luz, geralmente próximos à bordas, e de solo úmido.

Já para *E. edulis* as densidades encontradas neste estudo foram de duas a 10.000 vezes menores do que as descritas para outras áreas de Mata Atlântica (Nodari *et al.*, 1987; Galetti & Aleixo, 1998; Reis *et al.*, 2000; Ribeiro & Odorizzi, 2000), onde as mesmas podem chegar a 19.800 plântulas/ha (Conte *et al.*, 2000). Para essa espécie, o

corte de adultos para a extração do palmito é uma ameaça a mais para a sua persistência nos remanescentes florestais. Apesar não haver indícios de que haja ou tenha havido extração recente de palmito nas ReBios, nos fragmentos AJ-19 e ES-21 foram encontrados vários adultos recém cortados. O fato da ReBio União apresentar densidades muito menores de *E. edulis* quando comparada a ReBio Poço das Antas, pode ser dever ao pouco tempo de proteção dessa unidade de conservação, que foi iniciada em 1998. Antes da criação da ReBio um grande número de pessoas circulava na área, que era usada para extração de madeira, o que pode ter contribuído para o baixo número de adultos da espécie encontrados nesse local (8 indivíduos/ha).

*Geonoma pauciflora* foi encontrada apenas na ReBio União e no AJ-19, sendo representada por uns poucos indivíduos jovens e adultos no menor fragmento. Essa espécie foi bastante abundante no Parque Estadual Intervales, em São Paulo, onde a densidade estimada para a espécie foi de 360 adultos/ha (Pizo e Almeida-Neto, 2004) - cerca de 9,5 vezes maior do que o valor estimado para a ReBio União. Cabe ressaltar, no entanto, que diferenças de abundância entre as áreas estudadas e outras regiões de Mata Atlântica podem se dever a fatores não relacionados à fragmentação em si, como diferenças de microhabitat por exemplo.

Apesar do tamanho dos fragmentos ter explicado os padrões de diversidade encontrados, alguns resultados sugerem que outros fatores ligados ao histórico de fragmentação também podem ser importantes. Para o fragmento RV-950, por exemplo, foi encontrada uma maior similaridade florística de plântulas e jovens com os remanescentes menores do que 60 ha do que com as ReBios. Esse fragmento, por sua vez, encontra-se isolado a mais tempo que os demais e seu formato (em forma de ferradura) favorece a atuação mais severa dos efeitos de borda. Adicionalmente, a área ao redor do fragmento é intensivamente usada - para criação de gado, culturas agrícolas, extração de areia de cursos d'água - o que estimula a utilização do interior do fragmento para caça e extração de madeira, como pôde ser observado pelos indícios deixados na área. Isso poderia explicar porque apesar de possuir um tamanho mais próximo ao das ReBios esse fragmento apresenta menor riqueza e diversidade do que alguns remanescentes menores. Outros autores já haviam demonstrado a importância de fatores relacionados ao histórico de fragmentação, como o tempo de isolamento e a ocorrência de perturbações antrópicas e incêndios nos padrões de distribuição espacial e

abundância de espécies vegetais (Ross *et al.*, 2002), incluindo palmeiras (Clark *et al.*, 1995).

Em resumo, o fato de espécies características de interior de floresta, como *B. vulgaris*, *G. pauciflora* e *G. rubescens*, não estarem recrutando plântulas nos fragmentos menores indica que as comunidades de palmeiras nesses locais tendem a se tornar cada vez mais empobrecidas. Essas comunidades tendem a ser dominadas por espécies comuns, as quais podem ser encontradas frequentemente em clareiras ou na borda de grandes remanescentes de floresta. Portanto, os resultados encontrados indicam que a manutenção da diversidade de palmeiras na Mata Atlântica só é possível através da proteção efetiva de grandes áreas florestais, que englobem uma ampla heterogeneidade espacial e sejam capazes de abrigar populações viáveis de espécies que possuem requerimentos de habitat específicos e/ou baixas densidades populacionais.

## Literatura Citada

- Aizen, M. & Feinsinger, P., 1994. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75: 330-351.
- Almeida, L.B. & Galetti, M., no prelo. Seed dispersal and spatial distribution of *Attalea geraensis* (Arecaceae) in two remnants of Cerrado in southeastern Brazil. *Acta Oecologica*.
- Arrhenius, O., 1921. Species and area. *Jornal of Ecology* 9: 95-99.
- Benitez-Malvido, J., 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12: 380-389.
- Bruna, E.M., 1999. Seed germination in rainforest fragments. *Nature* 402: 139.
- Bruna, E.M., 2002. Effects of forest fragmentation on *Heliconia acuminata* seedling recruitment in central Amazonia. *Oecologia* 132: 235-243.
- Bruun, H.H., 2000. Patterns of species richness in dry grassland patches in an agricultural landscape. *Ecography* 23: 641-650.
- Câmara, I.G., 2003. Brief history of conservation in the Atlantic Forest. Pp 31-42 in Galindo-Leal, C. & Câmara, I.G. (eds), *The Atlantic Forest of South America*. Island Press, Washington.
- Carauta, J.P.P., Vianna, M.C., Araújo, D.S.D. & Oliveira, R.F, 1978. A vegetação de Poço das Antas. *Bradea* 2:299-305.
- Carvalho, F.A., 2005. *Efeitos da Fragmentação Florestal na Florística e Estrutura da Mata Atlântica Submontana da Região de Imbaú, Município de Silva Jardim, RJ*. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes.
- Carvalho, F.A., Nascimento, M.T. & Braga, J.M.A., no prelo. Estrutura e composição florística do componente arbóreo de um remanescente de Mata Atlântica submontana no município de Silva Jardim, RJ, Brasil (Mata Rio Vermelho). *Revista Árvore*.
- Chazdon, R.L., 1992. Patterns of growth and reproduction of *Geonoma congesta*, a clustered understory palm. *Biotropica* 24: 43-51.
- Chazdon, R.L., 1996. Spatial heterogeneity in tropical forest structure: canopy palms as landscape mosaics. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 8-9.

- Cintra, R., Ximenes, A.C., Gondim, F.R. & Kropf, M.S., 2005. Forest spatial heterogeneity and palm richness, abundance and community composition in Terra Firme forest, Central Amazon. *Revista Brasileira de Botânica* 28: 75-84.
- Clark, D.A., Clark, D.B., Sandoval, R. & Castro, M.V., 1995. Edaphic and human effects on landscape-scale distributions of tropical rain forest palms. *Ecology* 76: 2581-2594.
- Connor, E.F. & McCoy, E.D., 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. *American Naturalist* 113: 792-833.
- Conte, R., Reis, M.S., Reis, A., Mantovani, A., Mariot, A., Fantini, A. & Nodari, R.O., 2000. Dinâmica da regeneração natural de *Euterpe edulis* Martius (Palmae) na floresta ombrófila densa da encosta atlântica. Pp 106-130 in Reis, M.S. & Reis, A. (eds), *Euterpe edulis Martius (Palmitreiro): Biologia, Conservação e Manejo*. Herbário Barbosa Rodrigues, Santa Catarina.
- Cordeiro, N.J. & Howe, H.F., 2001. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. *Conservation Biology* 15: 1733-1741.
- Cordeiro, N.J. & Howe, H.F., 2003. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100: 14052-14056.
- Cullen, L., Bodmer, R.E. & Valladares-Pádua, C., 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. *Oryx* 35: 1-7.
- Dean, W., 1996. *A ferro e fogo. A história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira*. Companhia das Letras. São Paulo. 484 pp.
- Donatti, C.I., 2004. *Consequências da Defaunação na Dispersão e Predação de sementes e no Recrutamento de Plântulas da Palmeira Brejaúva (Astrocaryum aculeatissimum) na Mata Atlântica*. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Ellstrand, N.C. & Elam, D.R., 1993. Population genetic consequences of small population size in plants: Implications for plant conservation. *Annual Review of Ecological Systems* 24: 217-42.
- Fahrig, L., 2003 Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.

- Feinsinger, P., 2001. *Designing Field Experiments in Conservation Biology*. The Nature Conservancy/Island Press, Washington, DC.
- Fleury, M. & Galetti, M., 2004. Effects of microhabitat on palm seed predation in two forest fragments in southeast Brazil. *Acta Oecologica* 26: 179–184.
- Fleury, M.H. & Galetti, M., no prelo. Forest size and microhabitat effects on palm seed predation. *Biological Conservation*.
- Fonseca, G.A.B., 1985. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 34: 17-34.
- Galetti, M. & Aleixo, A., 1998. Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. *Journal of Applied Ecology* 35: 286-293.
- Galletti, M., Donatti, C.I., Pires, A.S., Guimarães, P.R. & Jordano, P., no prelo. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic Forest palm: the combined effects of defaunation and fragmentation. *Botanical Journal of the Linnaen Society*.
- Gibb, H. & Hochuli, D.F., 2002. Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. *Biological Conservation* 106: 91-100.
- Gilpin, M.E & Soulé, M.E., 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. Pp19-34 in Soulé, M.E. (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer, Sunderland.
- Godefroid, S. & Koedam, N., 2003. How important are large vs. small forest remnants for the conservation of the woodland flora in an urban context? *Global Ecology & Biogeography* 12: 287-298.
- Guimarães, E.F.; Mautone, L., Mattos-Filho, A., 1988. Considerações sobre a floresta pluvial baixo montana: composição florística em área remanescente no município de Silva Jardim, estado do Rio de Janeiro. *Boletim da Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza* 23:45-54.
- Gunn, B.F., 2004. The phylogeny of the Coccoeae (Arecaceae) with emphasis on *Cocos nucifera*. *Annals of the Missouri Botanical Gardens* 91: 505–522.
- Henderson, A., 2002. *Evolution and Ecology of Palms*. The New York Botanical Garden Press, New York.
- Henderson, A., Galeano, G. & Bernal, R., 1995. *Field Guide to the Palms of the Americas*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.



- Hill, J.L. & Curran, P.J., 2001. Species composition in fragmented forests: conservation implications of changing forest area. *Applied Geography* 21: 157-174.
- Hill, J.L. & Curran, P.J., 2003. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. *Journal of Biogeography* 30: 1391-1403.
- Honnay, O., Hermy, M. & Coppin, P., 1999. Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Biological Conservation* 87: 73-84.
- Iida, S. & Nakashizuka, T., 1995. Forest fragmentation and its effect on species diversity in sub-urban coppice forests in Japan. *Forest Ecology and Management* 73: 197-210.
- Jules, E., 1998. Habitat fragmentation and demographic change for a common plant: trillium in old-growth forest. *Ecology* 79: 1645-1656.
- Krauss, J., Klein, A., Steffan-Dewenter, I & Tschardtke, T., 2004. Effects of habitat area, isolation, and landscape diversity on plant species richness of calcareous grasslands. *Biodiversity and Conservation* 13: 1427-1439.
- Krebs, C.J., 1989. *Ecological Methodology*. Harper & Row, New York.
- Kohn, D.D. & Walsh, D.M., 1994. Plant species richness – the effect of island size and habitat diversity. *Journal of Ecology* 82: 367-377.
- Lamont, B.B.; Klinkhamer, P.G.L. & Witkowski, E.T.F., 1993. Population fragmentation may reduce fertility to zero in *Banksia goodii* - a demonstration of the Allee effect. *Oecologia* 94: 446-450.
- Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de-Merona, J.M., Laurance, S.G., Hutchings, R.W. & Lovejoy, T.E., 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology* 12: 460-464.
- Lieberman, M., Lieberman, D., Hartshorn, G.S., & Peralta, R., 1985. Small-scale altitudinal variation in lowland wet tropical forest vegetation. *Journal of Ecology* 73: 505-516.
- Lorenzi, H., Souza, H.M., Medeiros-Costa, J.T., Cerqueira, L.S.C. & Ferreira, E., 2004. *Palmeiras no Brasil: Nativas e Exóticas*. Editora Plantarum, Nova Odessa, SP.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O., 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, New Jersey.

- Magurran, A.E., 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, New Jersey.
- Matthies, D., Bräuer, I., Maibom, W. & Tschardt, T., 2004. Population size and the risk of local extinction: empirical evidence from rare plants. *Oikos* 105: 481-488.
- 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
- Monteiro, E.A. & Fisch, S.T.V., 2005. Estrutura e padrão espacial das populações de *Bactris setosa* Mart e *B. hatschbachii* Noblick ex A. Hend (Arecaceae) em um gradiente altitudinal, Ubatuba (SP). *Biota Neotropica* 5. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br>> Acesso em: 04 out. 2005.
- Myers, N., 1986. Tropical deforestation and a mega-extinction spasm. Pp 394-409 in Soulé, M.E. (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer, Sunderland.
- Myers, N., 1988. Tropical forests and their species. Going, going...? Pp 28-35 in: Wilson, E.O. (ed.), *Biodiversity*. National Academic Press, Washington.
- Nodari, R.O., Reis, A., Guerra, M.P., Reis, M.S. & Floriano, E.P., 1987. Análise preliminar no inventário do palmitheiro em floresta ombrófila densa montana. Pp 159-163 in *Anais do Primeiro Encontro Nacional de Pesquisadores em Palmito*, Curitiba.
- Oliveira-Filho, A. & Fontes, M.A.L., 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32: 793-810.
- Paschoal, M.G. & Galetti, M., 1995. Seasonal food use by the neotropical squirrel *Sciurus ingrami* in southeastern Brazil. *Biotropica* 27: 268–273.
- Peres, C.A., 1994. Composition, density, and fruiting phenology of arborescent palms in an Amazonian terra firme forest. *Biotropica* 26: 285-294.
- Pessoa, S.V.A., 2003. *Aspectos da Fragmentação em Remanescentes Florestais da Planície Costeira do estado do Rio de Janeiro*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.
- Pimentel, D.S. & Tabarelli, M., 2004. Seed dispersal of the palm *Attalea oleifera* in a remnant of the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 36: 74-84.

- Piñero, D. & Sarukhán, J., 1982. Reproductive behaviour and its individual variability in a tropical palm, *Astrocaryum mexicanum*. *Journal of Ecology* 70: 461-472.
- Pizo, M.A. & Almeida-Neto, M., 2004. Determinantes da remoção de frutos em *Geonoma pauciflora* (Arecaceae). Pp 9 in *Livro de Resumos do Primeiro Simpósio de Frugivoria e Biologia da Conservação*, Rio Claro.
- Ranta, P., Blom, T., Niemela, 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.
- Reis, M.S., Fantini, A.C., Nodari, R.O., Reis, A., Guerra, M.P. & Mantovani, A., 2000. Management and conservation of natural populations in Atlantic Rain Forest: the case study of the palm heart (*Euterpe edulis* Martius). *Biotropica* 32: 894-902.
- Ribeiro, R.J. & Odorizzi, J., 2000. Um caso de manejo em regime de rendimento sustentado do palmitero na Fazenda Nova Trieste Eldorado, SP. Pp 245-255 in Reis, M.S & Reis, A. (eds), *Euterpe edulis Martius (Palmitero): Biologia, Conservação e Manejo*. Herbário Barbosa Rodrigues, Santa Catarina.
- Rodrigues, P.J.F.P., 2004. *A Vegetação da Reserva Biológica União e os Efeitos de Borda na Mata Atlântica Fragmentada*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes.
- Ross, K.A., 2002. Changes in plant species richness in forest fragments: fragment age, disturbance and fire history may be as important as area. *Journal of Biogeography* 29: 749-765.
- Santos, T. & Tellería, J.L., 1994. Influence of forest fragmentation on seed consumption and dispersal of spanish juniper *Juniperus thurifera*. *Biological Conservation* 70: 129-134.
- Scariot, A., 1996. *The Effects of Rain Forest Fragmentation on the Palm Community in Central Amazonia*. PhD Thesis. University of California, Santa Barbara.
- Scariot, A., 1999. Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. *Journal of Ecology* 87: 66-76.
- Scariot, A., 2001. Weedy and secondary palm species in Central Amazonia forest fragments. *Acta Botanica Brasilica* 15: 271-280.

- Silva, M.G. & Tabarelli, M., 2001. Seed dispersal, plant recruitment and spatial distribution of *Bactris acanthocarpa* Martius (Arecaceae) in a remnant of Atlantic forest in northeast Brazil. *Acta Oecologica* 22: 259-268.
- Silvius, K.M. & Fragoso, J.M., 2003. Red-rumped agouti (*Dasyprocta leporina*) home range use in an Amazonian forest: implications for the aggregated distribution of forest trees. *Biotropica* 35: 74-83.
- S.O.S. Mata Atlântica & INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1998. *Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados no Domínio da Mata Atlântica no Período 1990-1995*. São Paulo.
- Souza, A.F. & Martins, F., 2003. Spatial distribution of an undergrowth palm in fragments of the Brazilian Atlantic Forest. *Plant Ecology* 164: 141-155.
- Souza, A.F. & Martins, F., 2004. Population structure and dynamics of a neotropical palm in fire-impacted fragments of the Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation* 13: 1611-1632.
- Spironelo, W.R., 1991. Importância dos frutos de palmeiras (Palmae) na dieta de um grupo de *Cebus apella* (Cebidae, Primates) na Amazônia Central. *A Primatologia no Brasil* 3: 285-296.
- 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.
- Terborgh, J., 1986. Keystone plant resources in the tropical forest. Pp 330-340 in Soulé, M.E. (ed.), *Conservation Biology*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.
- Turner, I.M., 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 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 a isolated fragment of lowland tropical rain forest. *Conservation Biology* 10: 1229-1244.
- Vormisto, J., Tuomisto, H. & Oksanen, J., 2004. Palm distribution patterns in Amazonian rainforest: what is the role of topographic variation? *Journal of Vegetation Science* 15: 485-494.

- Wilcox, B.A., 1980. Insular ecology and conservation. Pp 95-117 in Soulé M.E. & Wilcox, B.A. (eds.), *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*, Sinauer, Sunderland.
- Wright, S.J. & Duber, H.C., 2001. Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival, and seedling recruitment in the palm *Attalea butyraceae*, with implications for tropical tree diversity. *Biotropica* 33: 583-595.
- Zar, J.H., 1999. *Biostatistical Analysis*. 4th Edition. Prentice-Hall, New Jersey.

## CAPÍTULO 2

### **Risco de Extinção em Palmeiras da Mata Atlântica: Influência das Características Biológicas na Vulnerabilidade à Fragmentação**

#### **Introdução**

A fragmentação florestal é uma das maiores causas do aumento da taxa de extinção de plantas e animais (Myers, 1986). No entanto, nem todas as espécies são afetadas da mesma maneira por esse processo (Lovejoy *et al.*, 1986; Offerman, 1995). Desta forma, uma questão central é prever quais espécies são mais vulneráveis a fragmentação. Neste sentido, abordagens usadas em estudos de biogeografia e recentemente aplicadas em um contexto conservacionista têm trazido novas informações sobre os processos de perda de espécies em comunidades fragmentadas.

Estudos investigando a composição de comunidades em ilhas geográficas, por exemplo, demonstraram que comumente as espécies encontravam-se distribuídas nesses locais de acordo com um padrão não aleatório de ocorrência. Enquanto algumas espécies estavam presentes em todas as ilhas, outras só eram encontradas naquelas com maior riqueza. Dessa forma, as espécies presentes nas biotas mais empobrecidas formavam um subconjunto daquelas encontradas nas comunidades mais ricas. Essa estrutura de composição de espécies foi denominada de subconjuntos aninhados (“nested subsets” - Patterson & Atmar, 1986; Patterson, 1987).

Recentemente, vários estudos têm demonstrado que em paisagens fragmentadas as espécies também estão comumente distribuídas nos fragmentos formando subconjuntos aninhados. Esse padrão já foi descrito para diversos grupos, incluindo aves (Blake, 1991; Bolger, 1991; Ganzhorn & Eisenbeiß, 2001; Martínez-Morales, 2005), mamíferos (Lynam & Billick, 1999; Rosenblatt *et al.*, 1999; Viveiros de Castro 2002) e plantas (Honnay & Hermy, 2000; Berglund & Jonsson, 2003).

Padrões aninhados podem ser gerados por artefatos de amostragem (amostragem passiva, Connor & McCoy, 1979) ou por diferentes processos ecológicos, como diferenças interespecíficas (1) no potencial de colonizar novos habitats (colonização diferencial), (2) na capacidade de ocorrer em diferentes habitats (aninhamento de habitats) e (3) na probabilidade de extinção (extinção diferencial) (Bolger *et al.*, 1991; Wright & Reeves, 1992; Cutler 1994; Worthen, 1996; Honnay & Hermy, 2000).

Em paisagens fragmentadas, o fato das espécies encontrarem-se distribuídas nos remanescentes de habitat formando subconjuntos aninhados sugere que algumas espécies são mais vulneráveis à fragmentação do que outras (Cutler, 1991; Patterson & Atmar, 2000; Ganzhorn & Eisenbeiß, 2001; Martínez-Morales, 2005). Sendo assim, a análise de aninhamento pode ser considerada uma ferramenta útil para identificar as espécies mais vulneráveis à esse processo, permitindo o delineamento de técnicas de manejo mais eficientes e menos custosas.

Nos últimos anos têm sido sugerido que as diferenças na vulnerabilidade à fragmentação estariam diretamente relacionadas às características biológicas das espécies (*e.g.* Laurance, 1991; Davies *et al.*, 2000; Dupré & Ehrlén, 2002; Verheyen *et al.*, 2003; Henle *et al.*, 2004; Viveiros de Castro & Fernandez, 2004; Kolb & Diekman, 2005). No caso das plantas, características ligadas à dispersão, estabelecimento e sobrevivência têm sido apontadas como as mais importantes na resposta à distúrbios (Weiher *et al.*, 1999; Verheyen *et al.*, 2003; Kolb & Diekman, 2005).

As palmeiras são componentes importantes das comunidades de plantas nas florestas tropicais, seja pela sua abundância (*e.g.* Lieberman *et al.*, 1985; Kahn & Moussa, 1994; Peres, 1994) ou pela rede de interações com seus polinizadores (Henderson, 1986) e dispersores (*e.g.* Zona & Henderson, 1989; Henderson, 2002). Vários estudos, por sua vez, têm sugerido que muitas espécies encontram-se ameaçadas pelo processo de fragmentação devido a diminuições no recrutamento de plântulas

(Scariot, 1996; 1999), competição com espécies invasoras (Scariot, 2001) e interrupção das interações com animais (Wright & Duber, 2001; Fleury & Galetti, 2004; no prelo; Galetti *et al.*, no prelo).

Este capítulo teve como objetivo avaliar o risco de extinção de diferentes espécies de palmeiras, em decorrência da fragmentação florestal, investigando que características biológicas estão associadas com a vulnerabilidade à esse processo.



## Material e Métodos

O estudo foi realizado em nove fragmentos de Mata Atlântica com áreas variando de 19 a 3500 ha, localizados no norte do estado do Rio de Janeiro. Uma descrição detalhada de cada um dos fragmentos estudados encontra-se no Capítulo 1.

O levantamento da riqueza de espécies foi realizado primeiramente em cada área através da amostragem ao acaso de 10 parcelas de 10 x 50 m, totalizando 0,5 ha amostrados em cada fragmento. Em sete das nove áreas, no entanto, a ocorrência de pelo menos uma espécie presente nos fragmentos não foi registrada nas parcelas (Tabela 2.1). Como as análises de aninhamento são baseadas apenas em dados de presença e ausência e a omissão dessas espécies poderia levar à conclusões errôneas sobre os padrões de ocorrência (Cam *et al.*, 2000), as análises foram realizadas considerando todas as espécies nativas observadas nos fragmentos, independentemente das mesmas terem sido amostradas nas parcelas ou não. Como as palmeiras estudadas são bastante conspícuas e a maioria dos fragmentos amostrados são pequenos, foi assumido que todas as espécies presentes em uma determinada área foram detectadas.

Uma matriz de presença e ausência de espécies foi organizada distribuindo-se os fragmentos em linhas e as espécies de palmeiras em colunas. Para medir o nível de aninhamento do sistema foi utilizado o Índice de Temperatura ( $T$ ; Atmar & Patterson, 1993). Esse índice fornece uma medida da desordem (“temperatura”) da matriz, baseando-se na distribuição de presenças e ausências inesperadas, e seu valor varia de 0° a 100° com as menores temperaturas indicando sistemas mais aninhados.

O valor de  $T$  e sua significância foram estimados através do programa “Nestedness Temperature Calculator” (NTC, Atmar & Patterson, 1995). Antes do cálculo de  $T$  a matriz é ordenada em um estado de aninhamento máximo, através de redistribuição das linhas e/ou colunas, de forma que a hospitalidade das áreas à presença das espécies declina do topo para base da matriz e a prevalência das espécies da esquerda para a direita. A temperatura observada para o sistema foi comparada com a distribuição de temperaturas obtidas a partir de simulações de Monte Carlo, sob um modelo nulo de ocorrências equiprováveis. Foram realizadas 1000 simulações usando matrizes de mesma dimensão (mesmo número de linhas, colunas, presenças e ausências) da matriz original, geradas aleatoriamente pelo programa.

O modelo nulo usado pelo NTC, no entanto, foi recentemente criticado por não levar em conta os efeitos da amostragem passiva, o que pode levar a detecção de padrões aninhados em conjuntos de dados produzidos aleatoriamente (Fischer & Lindenmayer, 2002). Portanto, para testar a significância do aninhamento, levando em conta o efeito da amostragem passiva, foi seguida a metodologia descrita por Fischer & Lindenmayer (2002), resumida a seguir.

Foram construídas ao acaso 50 matrizes de presença e ausência - de mesma dimensão da matriz original - baseadas em um modelo nulo que considerou as diferenças de ocorrência das espécies na paisagem. Sendo assim, uma espécie que foi encontrada em apenas cinco dos fragmentos estudados, por exemplo, só ocorreu em cinco áreas nas matrizes simuladas. Para cada espécie, as áreas onde a mesma deveria estar presente (considerando as nove áreas possíveis) foram definidas ao acaso, através de uma tabela de números aleatórios. A temperatura de cada uma das 50 matrizes foi obtida através do programa NTC (Anexo 2.1). A média e o desvio padrão da distribuição das temperaturas foram então calculados e comparados com o valor de temperatura encontrado para a matriz construída a partir dos dados de campo.

Além da temperatura da matriz foram calculadas também a temperatura de cada espécie e de cada área separadamente, através do mesmo programa. Essa análise permitiu identificar as espécies e as áreas que possuíam temperaturas maiores do que a temperatura do sistema, denominadas idiossincráticas. Tais espécies e/ou áreas contribuem para elevar a temperatura da matriz como um todo e possivelmente estão respondendo a processos biológicos diferentes das demais (Atmar & Patterson, 1993; Patterson & Atmar, 2000).

A partir da matriz maximamente ordenada foi possível também identificar as populações com maior probabilidade de sofrerem extinções locais, que são aquelas que encontram-se abaixo da linha hipotética que separa a área ocupada da matriz (o canto superior esquerdo) da porção desocupada, denominada linha de fronteira (Atmar & Patterson, 1993; Patterson & Atmar, 2000; ver Figura 2.1).

Diferenças na vulnerabilidade à fragmentação foram investigadas através de uma análise de regressão múltipla passo a passo usando como variável dependente a posição da espécie na matriz maximamente ordenada, a qual pode ser usada como um indicativo da vulnerabilidade de uma determinada espécie à extinção local (Patterson &

Atmar, 2000; Ganzhorn & Eisenbeiß, 2001). As espécies foram numeradas da esquerda para a direita, com os maiores valores indicando uma maior vulnerabilidade.

Seis características biológicas das espécies, obtidas a partir dos próprios dados de campo ou da literatura, foram usadas como variáveis independentes na análise: tamanho médio do fruto, produtividade de frutos, sistema de dispersão de sementes, tipo de reprodução predominante, preferência de habitat e abundância em áreas não perturbadas. A amplitude da distribuição geográfica, um fator que poderia afetar a resistência a distúrbios (Henle *et al.*, 2004), não foi considerada já que as espécies diferiram pouco entre si nesse atributo. Com exceção de *Desmoncus polyacanthos*, que encontra-se amplamente distribuída na América do Sul, todas as demais espécies estão predominantemente restritas a alguns segmentos da Mata Atlântica, todos de tamanho similar (ver Henderson *et al.*, 1995). Para cada uma das características analisadas foram utilizados os seguintes índices:

*Tamanho do fruto* - Média do maior diâmetro de frutos maduros. Valores obtidos através da medição dos frutos de *Astrocaryum aculeatissimum* (n = 242), *Attalea humilis* (n = 378), *D. polyacanthos* (n = 21) e *Polyandrococos caudescens* (n = 591) ou através da literatura (Henderson *et al.*, 1995; Lorenzi *et al.* 2004) para as demais espécies. As palmeiras foram classificadas em três categorias de tamanho de fruto: (1) < 1 cm, (2) 1 a 3 cm, (3) > 3 cm.

*Produtividade de frutos* - Número médio de frutos produzidos por indivíduo (estipe) por estação reprodutiva. Dados de literatura foram obtidos para *Euterpe edulis* (Silva Matos & Watkinson, 1998) e *Geonoma pauciflora* (Pizo & Almeida-Neto, 2004). Para as demais espécies o número de cachos produzidos por planta (n ≥ 10; com exceção de *D. polyacanthos* e *Bactris setosa*, n = 3) e o número de frutos produzidos por cacho (n ≥ 10; com exceção de *D. polyacanthos* e *B. setosa*, n = 3) foi observado em pelo menos uma das estações reprodutivas de 2002 a 2005 nas áreas estudadas. De acordo com o número de frutos produzidos as espécies foram distribuídas em três categorias: (1) < 100 frutos/estipe, (2) 100 a 500 frutos/estipe e (3) > 1000 frutos/estipe.

*Sistema de dispersão de sementes* - As espécies foram classificadas de acordo com a identidade de seus principais dispersores de sementes a fim de ordenar as palmeiras desde as de dispersão mais restrita até aquelas dispersadas por vários animais. Com base em dados de literatura, para as espécies estudadas (Galetti *et al.*, 1999; Pizo

& Almeida-Neto, 2004, Galetti & Guimarães, dados não publicados) ou de mesmo gênero (Zona & Henderson, 1989; Silva & Tabarelli, 2001), as palmeiras foram classificadas em três classes: (1) predominantemente dispersadas por roedores estocadores - como cutias, esquilos e ratos-de-espinho, (2) predominantemente dispersadas por aves - como Pipridae, Cracidae, Ramphastidae e (3) dispersadas por aves e mamíferos.

*Reprodução vegetativa* - Estudos documentando a ocorrência de reprodução vegetativa são inexistentes para as espécies estudadas e raros para outras espécies dos mesmos gêneros (ver Souza *et al.*, 2003 para *Geonoma brevispatha*). Neste estudo a ocorrência de reprodução vegetativa foi inferida para cada espécie através da frequência com a qual seus estipes foram encontrados formando touceiras. As palmeiras foram classificadas em três categorias de acordo com os padrões observados nas áreas estudadas, os quais são semelhantes aos descritos por Lorenzi *et al.* (2004) para as mesmas espécies: (1) sexuada – estipes sempre solitários, (2) sexuada e vegetativa – estipes solitários e agregados encontrados frequentemente, (3) predominantemente vegetativa – estipes solitários raramente encontrados.

*Preferência de habitat* - Com base em dados de literatura (Henderson *et al.*, 1995; Lorenzi *et al.* 2004) e nos padrões observados no campo as espécies foram classificadas em três categorias: (1) predominante no interior da floresta, (2) predominante em bordas, clareiras e áreas abertas, (3) generalista – ocorre igualmente nos dois tipos anteriores.

*Abundância* - A densidade das espécies nas Reservas Biológicas de Poço das Antas e União, os dois maiores fragmentos estudados, foi usada como um indicativo da abundância natural das palmeiras em áreas não perturbadas. As espécies foram classificadas em quatro classes, considerando todos os estágios amostrados (plântulas, jovens e adultos). As classes de abundancia foram: (1) < 10 indivíduos/ha, (2) 10 a 100 indivíduos/ha, (3) 100 a 500 indivíduos/ha, (4) > 500 indivíduos/ha.

Como a multicolinearidade pode influenciar o resultado da análise de regressão (Zar, 1999; Gotelli & Ellison, 2004), a relação entre cada par de variáveis descritas acima foram investigadas através de correlações de Pearson. No entanto, nenhuma relação significativa foi encontrada entre as variáveis (em todos os casos  $p < 0,05$ ).

## Resultados

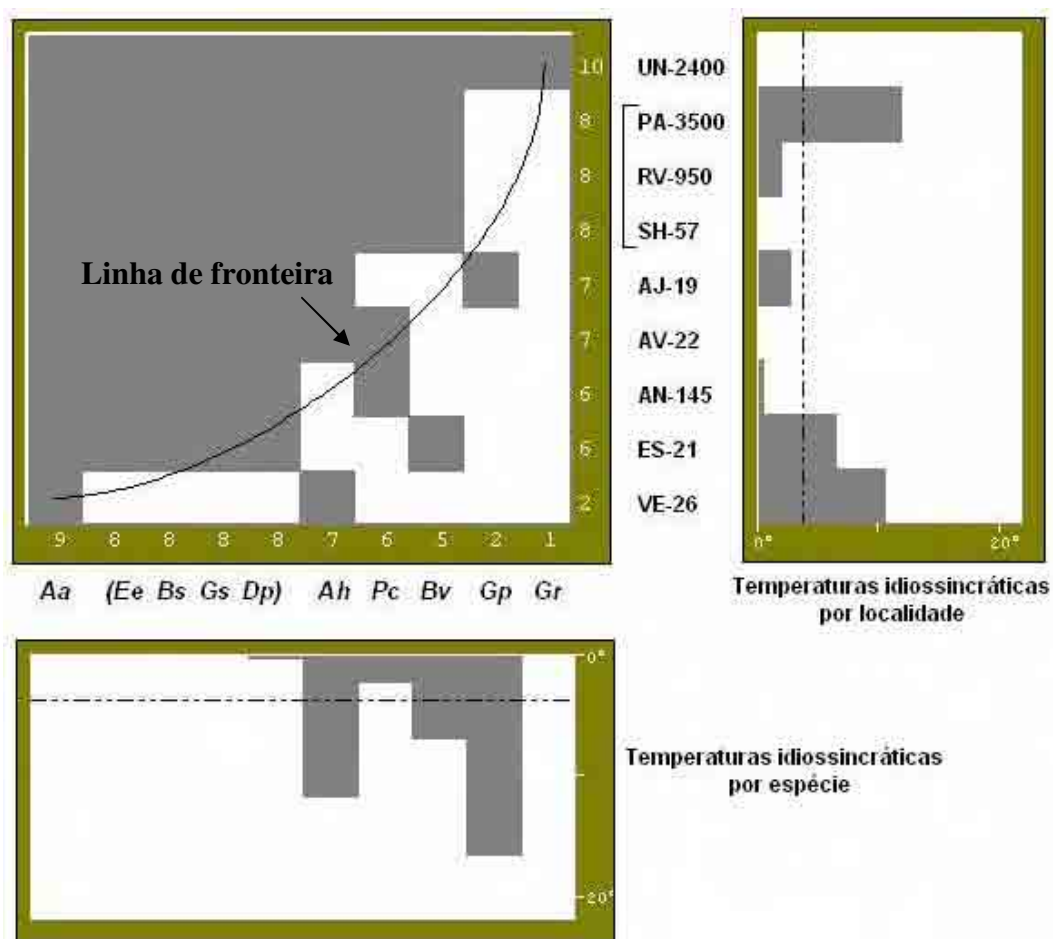
Foram amostradas 10 espécies de palmeiras pertencentes a sete gêneros (Tabela 2.1). O índice  $T$ , calculado para o sistema a partir da matriz descrita na Tabela 2.1, foi de  $3,79^\circ$  (Figura 2.1), indicando que as palmeiras que ocorrem nas áreas mais empobrecidas em espécies são um subconjunto não-aleatório daquelas encontradas nas áreas mais ricas.

**Tabela 2.1** - Presença (1) e ausência (0) de espécies de palmeiras em nove fragmentos de Mata Atlântica, Rio de Janeiro. \* Espécies presentes nos fragmentos embora não detectadas nas 10 parcelas que amostraram 0,5 ha em cada área (ver texto).

	UN-2400	PA-3500	RV-950	SH-57	AJ-19	AV-22	AN-145	ES-21	VE-26	Total
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i>	1	1	1	1	1	1	1	1*	1	9
<i>Euterpe edulis</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	0	8
<i>Bactris setosa</i>	1*	1	1*	1	1	1	1*	1	0	8
<i>Geonoma schottiana</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	0	8
<i>Attalea humilis</i>	1	1	1	1	1	1	0	0	1	8
<i>Desmoncus polyacanthos</i>	1	1*	1	1	1*	1	1	1	0	7
<i>Polyandrococos caudescens</i>	1	1	1	1	0	1*	1	0	0	6
<i>Bactris vulgaris</i>	1	1	1*	1	0	0	0	1*	0	5
<i>Geonoma pauciflora</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	0	2
<i>Geonoma rubescens</i>	1*	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Total	10	8	8	8	7	7	6	6	2	

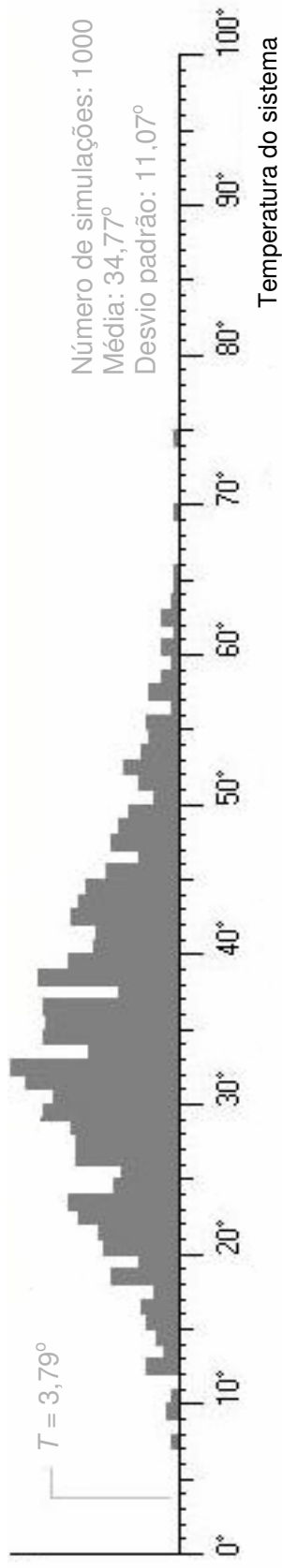
O padrão de aninhamento observado não foi reproduzido por nenhum dos modelos nulos utilizados. De acordo com o modelo usado pelo programa NTC a temperatura encontrada está 2,8 desvios padrões abaixo do valor médio gerado por simulações de Monte Carlo (média  $\pm$  desvio padrão =  $34,77^\circ \pm 11,07^\circ$ , 1000 simulações,  $p = 0,00262$ ; Figura 2.2a). Considerando o modelo nulo modificado por Fischer & Lindemayer (2002), que leva em consideração o fato de algumas espécies serem mais comuns que outras, o valor encontrado está mais do que 3 desvios padrões

abaixo da média calculada (média  $\pm$  desvio padrão =  $21,30^\circ \pm 5,62^\circ$ , 50 simulações, Figura 2.2b). Cabe ressaltar que o padrão aninhado não foi alterado quando as espécies observadas fora das parcelas amostradas nos fragmentos (ver Tabela 2.1) foram excluídas da análise ( $T = 12,38^\circ$ ; valor gerado por simulações de Monte Carlo =  $38,36^\circ \pm 11,32^\circ$ , 1000 simulações,  $p = 0,0109$ ). Desta forma, o grau de aninhamento encontrado para as comunidades de palmeiras presentes nos fragmentos estudados não foi gerado ao acaso e nem foi resultante de problemas de amostragem.

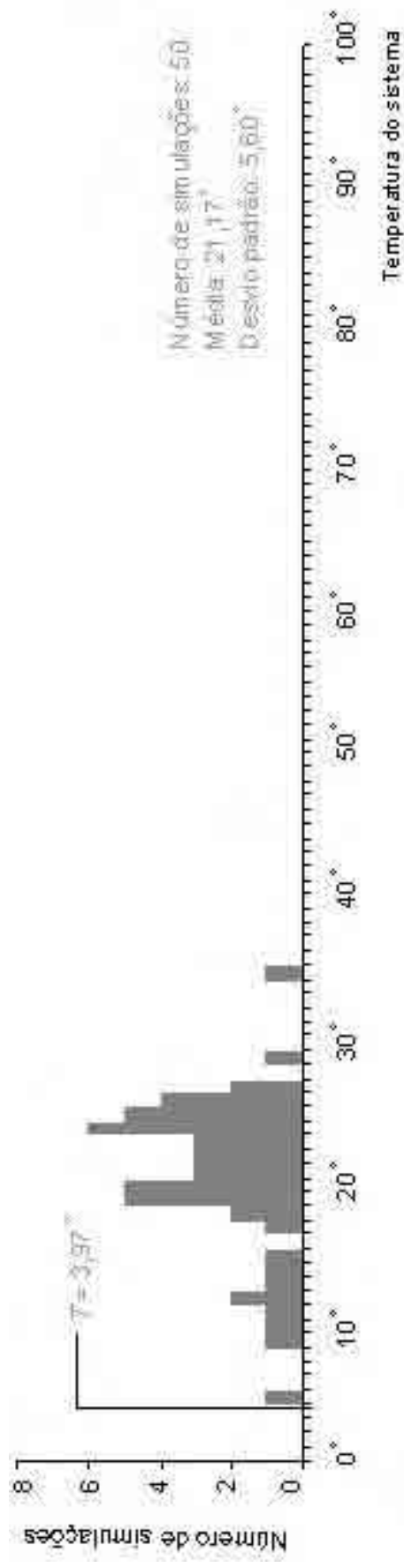


**Figura 2.1** - Matriz de presença e ausência, maximamente ordenada pelo programa Nestedness Temperature Calculator, para as 10 espécies de palmeiras estudadas em nove fragmentos de Mata Atlântica no RJ. Linha de fronteira, espécies e locais idiossincráticos.

(A)



(B)



**Figura 2.2** - (A) Distribuição de frequência das temperaturas calculadas para matrizes geradas ao acaso pelo programa “*Nestedness Temperature Calculator*”, sob um modelo nulo de ocorrências equiprováveis. (B) Distribuição de frequência das temperaturas calculadas para matrizes geradas ao acaso considerando os efeitos da amostragem passiva (ver texto).

*Geonoma pauciflora* foi a espécie mais idiossincrática ( $T = 16,53^\circ$ ), seguida por *Attalea humilis* ( $T = 11,74^\circ$ ) e *Bactris vulgaris* ( $T = 7,02^\circ$ ). Isso ocorreu devido às presenças “inesperadas” dessas espécies nos fragmentos AJ-19, VE-26 e ES-21, respectivamente (Figura 2.1). A ausência de *G. pauciflora* determinou a área mais idiossincrática ( $T = 11,87^\circ$ ), no entanto não foi possível identificar essa área precisamente já que PA-3500, RV-950 e SH-57 ficaram empatadas na mesma posição com oito espécies cada (Figura 2.1). Os fragmentos VE-26 ( $T = 10,56^\circ$ ) e ES-21 ( $T = 6,46^\circ$ ) também foram considerados idiossincráticos devido as respectivas presenças de *A. humilis* e *B. vulgaris* nesses locais (Figura 2.1).

Devido à sua presença abaixo da linha de fronteira (Figura 2.1) as populações indicadas como suscetíveis à extinções locais foram as de *B. vulgaris* no fragmento ES-21, *A. humilis* no VE-26, *G. pauciflora* no AJ-19 e *P. caudescens* no AN-145.

Os três maiores fragmentos estão entre as áreas que tiveram o maior número de espécies de palmeiras (Tabela 2.1; Figura 2.1), tendo sido encontrada uma relação negativa significativa entre o logaritmo do tamanho dos fragmentos e a sua posição na matriz maximamente ordenada (correlação de Pearson,  $r^2 = 0,51$ ;  $p = 0,03$ ).

Os valores atribuídos a cada uma das seis características ecológicas das espécies de palmeiras, usadas como variáveis independentes na análise de regressão múltipla passo a passo, encontram-se na Tabela 2.2. De acordo com essa análise o modelo que melhor explicou a vulnerabilidade das espécies à extinções locais foi composto pelas variáveis *preferência de habitat* e *sistema de dispersão*, que juntas explicaram 68% da variância da posição das espécies na matriz maximamente ordenada (Tabela 2.3).



**Tabela 2.2** - Índices semi-quantitativos para cada uma das seis características ecológicas de dez espécies de palmeiras no estado do Rio de Janeiro.

	Tamanho do Fruto	Produtividade	Dispersão	Reprodução	Habitat	Abundância
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i>	3	2	1	2	3	4
<i>Attalea humilis</i>	3	1	1	1	2	3
<i>Bactris setosa</i>	2	2	3	3	2	1
<i>Bactris vulgaris</i>	2	1	3	3	1	3
<i>Desmoncus polyacanthos</i>	2	1	2	3	2	1
<i>Euterpe edulis</i>	2	3	3	1	1	3
<i>Geonoma pauciflora</i>	1	1	2	3	1	2
<i>Geonoma rubescens</i>	1	2	2	2	1	1
<i>Geonoma schottiana</i>	1	2	2	1	3	3
<i>Polyandrococos caudescens</i>	3	3	1	1	2	3

*Tamanho do fruto:* (1) < 1 cm, (2) 1 a 3 cm, (3) > 3 cm. *Produtividade:* (1) < 100 frutos/estipe, (2) 100 a 500 frutos/estipe, (3) > 500 frutos/estipe. *Reprodução:* (1) sexuada, (2) sexuada e vegetativa, (3) predominantemente vegetativa. *Dispersão:* (1) roedores estocadores, (2) aves, (3) aves e mamíferos. *Habitat:* (1) interior de floresta, (2) bordas, clareiras e áreas abertas, (3) generalista. *Abundância:* (1) < 10 indivíduos/ha, (2) 10 a 100 indivíduos/ha, (3) 100 a 500 indivíduos/ha, (4) > 500 indivíduos/ha.

**Tabela 2.3** - Resumo da regressão múltipla passo a passo entre as características biológicas das espécies de palmeiras e sua posição na matriz maximamente aninhada, usada como variável dependente. No caso das variáveis, os valores de t e sua significância referem-se às correlações parciais.

Passo	Variáveis	Modelo					
		t	p	situação	R <sup>2</sup>	F	p
1	Produtividade de frutos	-0,69	0,53	excluída	0,77	2,67	0,18
2	Abundância	0,17	0,87	excluída	0,76	4,01	0,08
3	Reprodução vegetativa	-0,22	0,83	excluída	0,75	6,15	0,03
4	Tamanho do fruto	-0,18	0,86	excluída	0,68	7,48	0,02
5	Sistema de dispersão	-2,31	0,05	restante			
	Preferência de habitat	-2,50	0,04	restante			

## Discussão

Os resultados encontrados demonstraram que há uma ordem previsível de perda de espécies em fragmentos florestais da Mata Atlântica, com palmeiras características de interior de floresta e com sementes dispersadas por um número reduzido de frugívoros sendo encontradas apenas nas áreas com maior riqueza de espécies.

De acordo com a análise de aninhamento, as espécies indicadas como mais suscetíveis a extinções locais nos pequenos fragmentos foram *Attalea humilis*, *Bactris vulgaris*, *Geonoma pauciflora* e *Polyandrococos caudescens*. Com exceção de *A. humilis* as demais espécies encontram-se representadas nesses locais apenas por alguns poucos jovens e adultos (ver Capítulo 1), sendo provavelmente populações relictuais. No caso de *P. caudescens* a ausência inclusive de indivíduos adultos pode se dever ao fato do palmito dessa espécie ser explorado na região, o que contribui para acelerar o seu processo de extinção nesses fragmentos (ver Galetti & Fernandez 1996 para um exemplo com *E. edulis*). Esses resultados confirmam que a análise de aninhamento é uma boa ferramenta para identificar as populações mais ameaçadas pelo processo de fragmentação.

A única exceção ao padrão comunitário descrito acima foi a população de *A. humilis* no fragmento VE-26, que foi considerada vulnerável apesar da alta densidade da espécie nesse fragmento (c. 3000 indivíduos/ha, ver Capítulo 1). Esse resultado se deve principalmente ao fato de *A. humilis* não ter sido encontrada em dois dos fragmentos pequenos (ES-21 e AN-145), o que foi determinante para posicionar a espécie no local em que ela se encontra na matriz (Figura 2.1). Com base nos dados obtidos neste estudo não foi possível determinar porque *A. humilis* não ocorre nesses fragmentos, que são bem próximos entre si. É possível que a espécie não estivesse presente nesses locais antes do processo de fragmentação e que não tenha colonizado essas áreas. Nos demais fragmentos onde a espécie é encontrada, no entanto, as densidades populacionais são cerca de 2,5 a 15 vezes maiores do que nos fragmentos acima de 1000 ha. Souza & Martins (2002), estudando essa mesma espécie em outros fragmentos de Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro, encontraram uma maior abundância de indivíduos nas porções mais perturbadas dessas áreas. Esses resultados, aliados ao fato da espécie se reproduzir com sucesso em áreas abertas - o que a torna uma infestante de pastagens

(Lorenzi *et al.*, 2004) - sugerem que *A. humilis* pode ser positivamente influenciada pelo processo de fragmentação florestal, pelo menos a curto prazo.

A relação significativa encontrada entre o tamanho dos fragmentos e a posição dos mesmos na matriz maximamente ordenada demonstrou que, as áreas maiores tiveram um maior número de espécies. Essa relação era esperada, já que áreas grandes geralmente abrigam um maior número de espécies e uma maior diversidade de habitats do que áreas menores (MacArthur & Wilson, 1967; Kohn & Walsh, 1994). O fato do fragmento AN-145 se encontrar posicionado na matrix mais próximo aos fragmentos de 20 ha pode se dever a fatores históricos. De acordo com Carvalho (2005), esse fragmento possui vestígios de plantação de café em seu subosque e sofreu queimadas recentes, há aproximadamente 10 anos. Adicionalmente, segundo o autor, 94,6% das árvores com DAP>10 cm encontradas nesse fragmento possuem lianas em suas copas, o que foi considerado mais um indício de perturbação.

A preferência de habitat e o sistema de dispersão de sementes foram as características que mais afetaram a resposta das espécies à fragmentação. Palmeiras características de interior de floresta se mostraram mais afetadas por esse processo, corroborando os resultados encontrados para outras espécies de plantas (Turner *et al.*, 1996; Hill & Curran, 2001; Dupré & Ehrlén, 2002; Kolb & Diekman, 2005).

No caso da dispersão, as palmeiras cujas sementes são dispersadas por um conjunto mais restrito de animais foram indicadas como as mais vulneráveis. Howe (1984) e Bond (1994) já haviam sugerido que essas espécies possuem um maior grau de dependência de seus dispersores e teriam, portanto, um maior risco de se extinguirem em decorrência de falhas nessa interação animal-planta. Esse risco seria devido ao fato dessas espécies apresentarem menores taxas de recrutamento na ausência de seus dispersores, além de terem uma maior dificuldade em recolonizar áreas onde tenham havido extinções locais (Santos & Tellería, 1994; Cordeiro & Howe, 2001; Dennis *et al.*, 2005; ver também Capítulo 3). Por sua vez, vários estudos têm reportado a perda de animais que atuam como importantes dispersores de sementes de palmeiras em fragmentos florestais de Mata Atlântica (*e.g.* Cullen, 2001; Chiarello, 1999; 2001).

Apesar do tipo de reprodução e a produtividade não terem sido relacionadas diretamente com a resposta à fragmentação, é interessante notar que a maioria das espécies mais vulneráveis a esse processo - *B. vulgaris*, *G. pauciflora* e *G. rubescens* -

se reproduzem vegetativamente e apresentam baixa produtividade de frutos. Essas características, por sua vez, já haviam sido identificadas como indicadoras de vulnerabilidade à fragmentação em plantas (Robinson *et al.*, 1992; Dupré & Ehrlén, 2002; Kolb & Diekman, 2005).

Em resumo, este estudo reforça a idéia defendida há muito por vários autores (*e.g.* Diamond, 1975; Diamond & May, 1976; Newmark, 1987; Blake, 1991) de que pequenas áreas protegidas não são suficientes para manter toda a gama possível de espécies, independente da área total somada. Os resultados encontrados corroboram os descritos por Scariot (1996; 1999; 2001) para comunidades de palmeiras na Amazônia Central e indicam que algumas espécies de palmeiras só vão estar presentes em grandes áreas de floresta, onde todos os seus requerimentos bióticos e abióticos sejam atendidos. A manutenção de grandes áreas de Mata Atlântica, portanto, é essencial para que essas espécies e os animais com os quais as mesmas interagem possam persistir.

## Literatura Citada

- Atmar, W. & Patterson, B.D., 1993. The measure of order e disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia* 96: 373-382.
- Atmar, W. & Patterson, B.D., 1995. The nestedness temperature calculator: a visual basic program, including 294 presence-absence matrices. AICS Research, University Park, NM and Field Museum Chicago.
- Berglund, H. & Jonsson, B.G., 2003. Nested plants and fungal communities: the importance of area and habitat quality in maximizing species capture in boreal old-growth forests. *Biological Conservation* 112: 319-328.
- Bond, W.J., 1994. Do mutualisms matter? Assessing the impact of pollinator and disperser disruption on plant extinction. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 344 (B): 83-90.
- Blake, J.G., 1991. Nested subsets and the distribution of birds on isolated woodlots. *Conservation Biology* 5: 58-66.
- Bolger, D.T., Alberts, A.C. & Soulé, M.E., 1991. Occurrence patterns of bird species in habitat fragments: sampling, extinction and nested species subsets. *The American Naturalist* 137: 155-166.
- Cam, E., Nichols, J.D., Hines, J.E. & Sauer, J.R., 2002. Inferences about nested structure when not all species are detected. *Oikos* 91: 428-434.
- Carvalho, F.A., 2005. *Efeitos da Fragmentação Florestal na Florística e Estrutura da Mata Atlântica Submontana da Região de Imbaú, Município de Silva Jardim, RJ*. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual do Norte Fluminense, Rio de Janeiro.
- Chiarello, A.G., 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71-82.
- Chiarello, A.G., 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology* 14(6): 1649-1657.
- Connor, E.F. & McCoy, E.D., 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. *American Naturalist* 113: 792-833.
- Cordeiro, N.J. & Howe, H.F., 2001. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. *Conservation Biology* 15: 1733-1741.

- Cullen, L., Bodmer, R.E. & Valladares-Pádua, C., 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. *Oryx* 35: 1-7.
- Cutler, A., 1991. Nested faunas and the extinction in fragmented habitats. *Conservation Biology* 5: 496-505.
- Cutler, A., 1994. Nested biotas and biological conservation: metrics, mechanisms, and the meaning of nestedness. *Landscape and Urban Planning* 28: 73-82.
- Davies, K.F., Margules, C.R. & Lawrence, J.F., 2000. Which traits of species predict populations declines in experimental forest fragments? *Ecology* 81: 1450-1461.
- Dennis, A.J., Lipsett-Moore, G.J., Harrington, G.N., Collins, E.N. & Westcott, D.A., 2005. Seed predation, seed dispersal and habitat fragmentation: does context make a difference in tropical Australia? Pp 117-135 in Forget, P.-M., Lambert, J.E., Hulme, P.E. & Vander Wall (eds), *Seed Fate: Predation, Dispersal and Seedling Establishment*. CABI Publishing, Cambridge.
- Diamond, J.M., 1975. The island dilemma: lessons for modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation* 7: 129-146.
- Diamond, J.M. & May, R.M., 1976. Island biogeography and the design of natural reserves. Pp. 1163-186 in May, R.M. (ed.), *Theoretical Ecology: Principles and Applications*, W.B. Saunders, Philadelphia.
- Dupré, C. & Ehrlén, J. 2002. Habitat configuration, species traits and plant distributions. *Journal of Ecology* 90: 796-805.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D.B., 2002. Treating the nestedness temperature calculator as a “black box” can lead to false conclusions. *Oikos* 99: 193-199.
- Fleury, M. & Galetti, M., 2004. Effects of microhabitat on palm seed predation in two forest fragments in southeast Brazil. *Acta Oecologica* 26: 179–184.
- Fleury, M.H. & Galetti, M., no prelo. Forest size and microhabitat effects on palm seed predation. *Biological Conservation*.
- Galetti, M., Zipparro, V.B. & Morelato, P.C., 1999. Fruiting phenology and frugivory on the palm *Euterpe edulis* in a lowland Atlantic Forest of Brazil. *Ecotropica* 5: 115-122.
- Galetti, M., Donatti, C.I., Pires, A.S., Guimarães, P.R. & Jordano, P., no prelo. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. *Biological Journal of the Linnean Society*.

- Galetti, M. & Fernandez, J.C., 1998. Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic Forest: changes in industry structure and the illegal trade. *Journal of Applied Ecology* 35: 294-301.
- Ganzhorn, J.U. & Eisenbeiß, B., 2001. The concept of nested species assemblages and its utility for understanding effects of habitat fragmentation. *Basic Applied Ecology* 2:87-95.
- Gotelli, N.J. & Ellison, A.M., 2004. *A Primer of Ecological Statistics*. Sinauer Associates, Sunderland.
- Henderson, A., 1986. A review of pollination studies in the palmae. *The Botanical Review* 52: 221-259.
- Henderson, A., 2002. *Evolution and Ecology of Palms*. The New York Botanical Garden Press, New York.
- Henderson, A., Galeano, G. & Bernal, R., 1995. *Field Guide to the Palms of the Americas*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Henle, K., Davies, K.F., Kleyer, M., Margules, C. & Settele, J., 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13: 207-251.
- Hill, J.L. & Curran, P.J., 2001. Species composition in fragmented forests: conservation implications of changing forest area. *Applied Geography* 21: 157-174.
- Honnay, O. & Hermy, M., 2000. Nested subset analysis as a tool for characterizing plant community composition in Flemish woodlands. *Proceedings of the International Association for Vegetation Science Symposium*: 357-360.
- Howe, H.F., 1984. Implications of seed dispersal by animals for tropical reserve management. *Biological Conservation* 30: 261-281.
- Kahn, F. & Moussa, F., 1994. Diversity and conservation status of Peruvian palms. *Biodiversity and Conservation* 3: 227-241.
- Kolb, A. & Diekman, M., 2005. Effects of life-history traits on response of plant species to forest fragmentation. *Conservation Biology* 19: 929-938.
- Kohn, D.D. & Walsh, D.M., 1994. Plant species richness – the effect of island size and habitat diversity. *Journal of Ecology* 82: 367-377.
- Laurance, W.F., 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. *Conservation Biology* 5: 79-89.



- Lieberman, M., Lieberman, D., Hartshorn, G.S., & Peralta, R., 1985. Small-scale altitudinal variation in lowland wet tropical forest vegetation. *Journal of Ecology* 73: 505-516.
- Lorenzi, H., Sousa, H.M., Costa, J.T.M., Cerqueira, L.S.C & Ferreira, E., 2004. *Palmeiras Brasileiras: Nativas e Exóticas Cultivadas*. Instituto Plantarum, Nova Odessa.
- Lovejoy, T.E., Bierregaard Jr., R.O., Rylands A.B., Quintela, C.E., Harper, L.H., Brown Jr., 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. Pp 257-285 in: Soulé, M.E. (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, Sinauer, Sunderland.
- Lynam, A.J. & Billick, I., 1999. Differential responses of small mammals to fragmentation in a Thailand tropical forest. *Biological Conservation* 91: 191-200.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O., 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, New Jersey.
- Martínez-Morales, M., 2005. Nested species assemblages as a tool to detect sensitivity to forest fragmentation: the case of cloud forest birds. *Oikos* 108: 634-642.
- Myers, N., 1986. Tropical deforestation and a mega-extinction spasm. Pp 394-409 in Soulé, M.E. (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer, Sunderland.
- Newmark, W.D., 1987. A land-bridge island perspective on mammalian extinctions in western North American parks. *Nature* 325: 430-432.
- Offerman, H.L., Dale, V.H., Pearson, S.M., Bierregaard, R.O., Jr. & O'Neill, R.V. 1995. Effects of forest fragmentation on neotropical fauna: current research and data availability. *Environmental Reviews* 3: 191-211.
- Patterson, B.D., 1987. The principle of nested subsets and its implication for biological conservation. *Conservation Biology* 1: 323-334.
- Patterson, B.D. & Atmar, W., 1986. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. *Biological Journal of the Linnean Society* 28: 65-82.

- Patterson, B.D. & Atmar, W., 2000. Analyzing species composition in fragments. Pp 9-24 in Rheinwald, G. (ed.), *Isolated Vertebrate Communities in the Tropics*. Bonner Zoologische Monographien 46, Bonn, Germany.
- Pizo, M.A. & Almeida-Neto, M., 2004. Determinantes da remoção de frutos em *Geonoma pauciflora* (Arecaceae). Pp 10 in *Livro de Resumos do I Simpósio de Frugivoria e Biologia da Conservação*, Rio Claro.
- Robinson, G.R., Holt, R.D., Gaines, M.S., Hamburg, S.P., Johnson, M.L., Fitch, H.S. & Martinko, E.A., 1992. Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation. *Science* 257: 524-526.
- Rosenblatt, D.L., Heske, E.J., Barber, D.M., Miller, M.A. & MacAllister, B., 1999. Forest fragments in east-central Illinois: islands or habitat patches for mammals? *American Midland Naturalist* 141: 115-123.
- Santos, T. & Tellería, J.L., 1994. Influence of forest fragmentation on seed consumption and dispersal of spanish juniper *Juniperus thurifera*. *Biological Conservation* 70: 129-134.
- Scariot, A., 1996. *The Effects of Rain Forest Fragmentation on the Palm Community in Central Amazonia*. PhD Thesis. University of California, Santa Barbara.
- Scariot, A., 1999. Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. *Journal of Ecology* 87: 66-76.
- Scariot, A., 2001. Weedy and secondary palm species in Central Amazonia forest fragments. *Acta Botanica Brasilica* 15: 271-280.
- Silva, M.G. & Tabarelli, M., 2001. Seed dispersal, plant recruitment and spatial distribution of *Bactris acanthocarpa* Martius (Arecaceae) in a remnant of Atlantic forest in northeast Brazil. *Acta Oecologica* 22: 259-268.
- Silva Matos, D.M. & Watkinson, A.R., 1998. The fecundity, seed and seedling ecology of the edible palm *Euterpe edulis* in southeastern Brazil. *Biotropica* 30: 595-603.
- Souza, A.F. & Martins, F., 2002. Spatial distribution of an undergrowth palm in fragments of the Brazilian Atlantic Forest. *Plant Ecology* 164: 141-155.
- Souza, A.F., Martins, F.R. & Bernacci, L.C., 2003. Clonal growth and reproductive strategies of the understory tropical palm *Geonoma brevispatha*: an ontogenetic approach. *Canadian Journal of Botany* 81: 101-112.

- 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 a isolated fragment of lowland tropical rain forest. *Conservation Biology* 10: 1229-1244.
- Verheyen, K., Honnay, O., Motzkin, G., Hermy, M. & Foster, D.R., 2003. Response of forest species to land-use change: a life-history trait-based approach. *Journal of Ecology* 91: 563-577.
- Viveiros de Castro, E.B., 2002. *Fatores Determinantes da Vulnerabilidade à Extinção e Ordem de Perda de Espécies de Pequenos Mamíferos em uma Paisagem Fragmentada de Mata Atlântica*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Viveiros de Castro, E.B. & Fernandez, F.A.S., 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 119: 73-80.
- Weiher, E., van der Werf, A., Thompson, K., Roderick, M., Garnier, E. & Eriksson, O., 1999. Challenging theophrastus: a common core list of plant traits for functional ecology. *Journal of Vegetation Science* 10: 609-620.
- Worthen, W.B., 1996. Community composition and nested-subset analyses: basic descriptors for community ecology. *Oikos* 76: 417-426.
- Wright, D.H. & Reeves, J.H., 1992. On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. *Oecologia* 92: 416-428.
- Wright, S.J. & Duber, H.C., 2001. Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival, and seedling recruitment in the palm *Attalea butyraceae*, with implications for tropical tree diversity. *Biotropica* 33: 583-595.
- Zar, J.H., 1999. *Biostatistical Analysis*. 4<sup>th</sup> edition. Prentice Hall, New Jersey.
- Zona, S. & Henderson, A., 1989. A review of mediated seed dispersal of palms. *Selbyana* 11: 6-21.

**Anexo 2.1:** Matrizes construídas ao acaso, de mesma dimensão da matriz obtida a partir dos dados de campo, considerando diferentes probabilidades de ocorrência das espécies. Entre parênteses as temperaturas calculadas pelo programa Nestedness Temperature Calculator.

Matriz 1 (10,64°)	Matriz 2 (17,54°)	Matriz 3 (11,40°)	Matriz 4 (21,95°)	Matriz 5 (20,02°)
1111100100	1111111000	1011101000	1101111010	1111111100
1111110000	1111111100	1111111110	1111100100	1111111100
1111101100	1111010010	1110110001	1111111100	1111100010
1111111110	1111101000	1101001100	1111110100	1011111000
1111111000	1111111110	1111110000	1111101110	1111111100
1010111000	1110100101	1111111000	1111111000	1110101110
1111110110	1111110000	1111110110	1111111100	1111111000
111111101	1011111100	1111111100	1110010001	1101110000
1101011000	1101111100	1111111100	1011111000	1111010101
Matriz 6 (25,61°)	Matriz 7 (22,99°)	Matriz 8 (24,93°)	Matriz 9 (27,08°)	Matriz 10 (12,04°)
1111101000	1111111000	1111110100	1001111111	1111111100
1101111100	1111011000	1111011000	1111110110	1111110010
1111110010	1110111100	1111110000	1111011000	1011101100
1111111101	1101101001	1011101100	1111110000	1110110100
1111001100	1111111100	1111111100	1111101100	1111101000
1111110000	1111110110	1110111010	1111111100	1111011100
1111111000	1111101100	1101111100	1110111000	1101110000
1110111110	1111110110	1111110001	1111101100	1111111110
1011110100	1011110000	1111101110	1111110000	1111111001
Matriz 11 (29,02°)	Matriz 12 (20,14°)	Matriz 13 (13,44°)	Matriz 14 (19,78°)	Matriz 15 (24,07°)
1111110101	1111111100	1110110000	1100111110	1110110000
1011111000	1101110100	1111111100	1111111101	1011111100
1111101000	1011100100	1011111000	1111101100	1111010010
1111111000	1111111001	1101111110	1111110000	1111111101
1110110100	1111110010	1111011000	1111011000	1111100100
1101111110	1111111000	1111111100	1111111100	1101111110
1111111010	1111111000	1111100001	1111100000	1111111000
1111001100	1110111110	1111100100	1111111010	1111111000
1111110100	1111001100	1111111110	1011110100	1111101100
Matriz 16 (15,08°)	Matriz 17 (25,02°)	Matriz 18 (20,96°)	Matriz 19 (14,70°)	Matriz 20 (35,35°)
1111111010	1111101100	1111110100	1110110000	1111101100
1111111100	1111110100	1111110000	1111111100	1111011000
1111110000	1111111000	1111001010	1101100000	1111110000
1111111100	1011111110	1011110010	1011111110	1011111010
1111110001	1111111000	1111111100	1111111010	1101111101
1111101010	1111111101	1110101100	1111101100	1111111000
1010000100	1110111100	1111111001	1111111100	1111110101
1111111100	1111000000	1111111100	1111110001	1110101100
1101111100	1101110010	1101111100	1111011100	1111110100
Matriz 21 (21,01°)	Matriz 22 (26,33°)	Matriz 23 (9,93°)	Matriz 24 (27,04°)	Matriz 25 (24,30°)
1111101000	1111101110	1011111100	1111011100	1111100001
1111110100	1111100000	1111111100	1111100110	1111111100
1111111101	1101111000	1111110000	1111111001	1111011000
1111110100	1111110100	1111000000	1111110000	1011111110
1011111100	1110110100	1111101000	1111110000	1110110110
1101111000	1111111000	1100111100	1001101100	1111111000
1111111100	1111011101	1111110011	1111111010	1101110000
1110010010	1011111010	1111111100	1110111100	1111101100
1111101010	1111111100	1111111110	1111111100	1111111100

**Anexo 2.1** (continuação)

Matriz 26 (22,57°)	Matriz 27 (19,72°)	Matriz 28 (19,42°)	Matriz 29 (26,14°)	Matriz 30 (25,13°)
1110101000	1111011100	1111000100	1001111000	1111111100
1111110100	1111111100	1111111100	1111110110	1111101110
1111010100	1011111010	1111111001	1111011100	1110111000
1011110101	1110111100	1110110100	1111100011	1011110111
1101111010	1101110001	1111101010	1111101100	1101111100
1111111100	1111101000	1101111100	1111111000	1111110100
1111111000	1111111100	10111110010	1111111100	1111101000
1111101100	1111100000	1111111100	1110111100	1111010000
1111111010	1111110110	1111111000	1111110000	1111111000
Matriz 31 (18,38°)	Matriz 32 (25,79°)	Matriz 33 (19,34°)	Matriz 34 (23,08°)	Matriz 35 (23,01°)
1111111100	1111110100	1111111100	1111110100	1001111000
1111101100	1100111001	1110111100	1111110110	1111111011
1111111100	1111111100	1011110000	1111100000	1111101100
1111101110	1111111000	1111110000	1111101001	1111110010
1111110010	1111110000	1101111010	1011111000	1111111000
1111111001	1111101110	1111101110	1101011010	1111100100
1101110100	1111010100	1111111001	1110111100	1111111100
1111010000	1011101110	1111111100	1111111100	1110111100
1010111000	1111111000	1111000100	1111111100	1110110100
Matriz 36 (26,21°)	Matriz 37 (20,39°)	Matriz 38 (24,30°)	Matriz 39 (26,97°)	Matriz 40 (18,25°)
1001110000	1111011100	1011101000	1111111100	1101111100
1111100100	1111110100	1111100110	1111110010	1111100100
1111011000	1111111010	1110111100	1101111100	1111111101
1111111000	1101100000	1111111000	1111101000	1111101010
1111111001	1111111101	1111011000	1111111100	1011111100
1111111100	1110111010	1111111101	1011101001	1111111000
1111101110	1011111100	1101111000	1110110110	1111111110
1111110100	1111101100	1111110100	1111110000	1111010000
1110111110	1111110000	1111110110	1111011100	1110110000
Matriz 41 (20,32°)	Matriz 42 (24,41°)	Matriz 43 (12,17°)	Matriz 44 (21,04°)	Matriz 45 (23,22°)
1111110100	1101101110	1111001000	1111110100	1011111110
1111110000	1111101100	1100110100	1111101011	1101110000
1111111100	1111111000	1111101000	1111111100	1111111100
1111111100	1111110100	1111111001	1111011100	1111101100
1011111010	1111011000	1111111100	1111111000	1111110110
1111011100	1110110010	1111111110	1111100010	1110111000
1111101100	1111111100	1111111000	1010111100	1111011000
1100101000	1111111100	1111110100	1111111100	1111111000
1111110011	1011110001	1011110110	1101110000	1111100101
Matriz 46 (5,69°)	Matriz 47 (19,85°)	Matriz 48 (24,90°)	Matriz 49 (25,46°)	Matriz 50 (22,11°)
1111111111	1111110100	1011111010	1101111110	1110111000
1111010000	1111011100	1111101100	1111111100	1111011000
1111111100	1110110000	1111110001	1111111000	1111101100
1011100000	1111110000	1111111000	1111110000	1011111000
1111100000	1111111000	1111110110	1111101001	1111110100
1100111100	1101101010	1110101100	1110110010	1111100110
1111111100	1011101110	1111111100	1011011100	1111111111
1111111010	1111111101	1101110100	1111110100	1111111000
1111111100	1111111100	1111011000	1111101100	1101110100

## CAPÍTULO 3

### **Efeitos da Fragmentação Florestal na Dispersão e Predação de Sementes de *Astrocaryum aculeatissimum***

#### **Introdução**

Nas últimas décadas, a perda de frugívoros de médio e grande porte em decorrência da fragmentação florestal tem sido freqüentemente reportada nas florestas tropicais (*e.g.* Willis, 1979; Estrada *et al.*, 1993; Turner, 1996; Chiarello, 1999; 2000; Ribon *et al.*, 2003). Mais recentemente alguns estudos têm demonstrado que essas perdas têm importantes conseqüências para a demografia de várias espécies de plantas (*e.g.* Dirzo & Miranda, 1991; Santos & Tellería, 1994; Asquit *et al.*, 1997; Chapman & Oederdonk, 1998; Cordeiro & Howe, 2001; Wright & Duber, 2001).

Entre as interações animal-planta mais afetadas pela fragmentação, a dispersão de sementes é uma das mais críticas, já que desse processo depende a finalização bem sucedida do ciclo reprodutivo através do estabelecimento de novos indivíduos (Harper, 1977). Plantas com sementes grandes (>15 mm), por sua vez, têm sido apontadas como as mais suscetíveis à interrupção desse processo pelo fato de serem dispersas por um número restrito de frugívoros, muitos deles ameaçados de extinção (Howe, 1984; Bond, 1994; Hamann & Curio, 1999; Cardoso da Silva & Tabarelli, 2000; Cordeiro & Howe, 2001; Tabarelli & Peres, 2002).

As palmeiras, por exemplo, cuja maioria das espécies possui frutos grandes com poucas sementes (Henderson *et al.*, 1995; Lorenzi *et al.*, 2004), têm sido descritas como um dos grupos que dependem fortemente de animais para o estabelecimento de novos indivíduos (Smythe, 1989). Apesar de algumas espécies dessa família serem consumidas por uma ampla gama de frugívoros (*e.g.* Galetti *et al.*, 1999 - para *Euterpe edulis*; Alves-Costa, 2004 - para *Syagrus romanzoffiana*), outras são dispersas quase que exclusivamente por roedores estocadores (*e.g.* Smythe, 1989; Hoch & Adler, 1997; Brewer & Rejmánek, 1999; Beck & Terborgh, 2002 - para espécies do gênero *Astrocaryum*; ver também revisões em Zona & Henderson, 1989; Donatti, 2004).

Na Mata Atlântica, ocorrem cerca de 40 espécies de palmeiras pertencentes a 10 gêneros (Henderson *et al.*, 1995; Lorenzi *et al.*, 2004). A maior parte do que ainda resta desse bioma encontra-se em pequenos fragmentos isolados (S.O.S. Mata Atlântica & INPE, 1998), sujeitos à uma intensa pressão de caça (Cullen *et al.*, 2000) e outras perturbações antrópicas, como corte seletivo de madeira e introdução de espécies exóticas. Poucos estudos, no entanto, investigaram como a fragmentação florestal e esses outros processos alteram a dispersão e predação de sementes de palmeiras (Galetti & Aleixo, 1998; Alves-Costa, 2004; Donatti, 2004; Fleury & Galetti, 2004; 2006; Fadini, 2005; Galetti *et al.*, no prelo) e outras espécies de plantas (Pizo, 1997; Cardoso da Silva & Tabarelli, 2000) da Mata Atlântica.

Este estudo teve como objetivo comparar as taxas de dispersão e predação de sementes da palmeira *Astrocaryum aculeatissimum* entre fragmentos de Mata Atlântica localizados no Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. Mais especificamente foram investigadas as seguintes questões: (1) Existem diferenças nas taxas de remoção de sementes por roedores e no destino das sementes removidas, entre fragmentos grandes e pequenos? (2) A proporção de sementes predadas por roedores e invertebrados, sob a planta-mãe, difere entre fragmentos de tamanhos distintos? (3) O recrutamento de plântulas de *A. aculeatissimum* é afetado pela fragmentação?

## Material e Métodos

### *Espécie estudada*



O gênero *Astrocaryum* é composto por 18 espécies que se encontram distribuídas do México ao Brasil (Henderson *et al.*, 1995).

Os frutos dessas palmeiras são usados como alimento por uma grande variedade de animais, incluindo besouros, ratos-de-espinho, cutias, esquilos e porcos-do-mato (Smythe, 1989; Hoch & Adler, 1997; Brewer & Rejmánek, 1999; Brewer, 2001;

Beck & Terborgh, 2002; Silvius & Fragoso, 2003; Donatti, 2004) e algumas espécies tem sido consideradas um recurso chave para frugívoros neotropicais (*e.g.* Terborgh, 1986).

*Astrocaryum aculeatissimum* (Schott) Burret ocorre na costa Atlântica do Brasil, da Bahia até Santa Catarina. Os estipes, agregados ou solitários, são espinhosos e tem entre quatro e oito metros de altura e 12 a 15 cm de diâmetro. O fruto é do tipo drupa, obovóide ou piriforme, recoberto por pequenos espinhos negros (Henderson *et al.*, 1995; Lorenzi *et al.*, 2004). O mesocarpo é fino, de coloração amarelo escura quando maduro. O endocarpo, que abriga uma única semente, tem de 2,8 a 5,8 cm de comprimento e 2,5 a 3,9 cm de diâmetro ( $n = 242$ ). O mesmo é extremamente resistente, permanecendo no chão da floresta por no mínimo um ano após a maturação e queda do fruto. Isso torna a semente disponível para os animais por longos períodos de tempo e permite a identificação dos predadores através das diferentes marcas deixadas no endocarpo.

Na região estudada o pico de floração ocorreu em março e frutos maduros foram encontrados de julho a dezembro, um período semelhante ao descrito por Galetti *et al.* (1999) para a espécie no sul do estado de São Paulo.



### *Área de Estudo*

O estudo foi realizado em cinco fragmentos de Mata Atlântica localizados nos municípios de Casimiro de Abreu, Silva Jardim e Imbaú, no norte do estado do Rio de Janeiro. Dois fragmentos, maiores que 2000 ha, foram considerados “grandes” (PA-3500 e UN-2400) e três, menores que 60 ha, “pequenos” (AJ-19, VE-26 e SH-57). Uma descrição detalhada dos fragmentos estudados encontra-se no Capítulo 1.

### *Identificação dos dispersores*

A identificação dos vertebrados que consomem as sementes de *A. aculeatissimum* foi realizada no fragmento PA-3500, a maior área amostrada, com o auxílio de duas armadilhas fotográficas (DeerCam® e Trapacâmera®) equipadas com sensores de calor e movimento. As câmeras foram dispostas sob a copa de sete indivíduos adultos com frutos maduros, com o foco direcionado para os frutos que se encontravam no chão. A escolha dos indivíduos foi feita ao longo de duas trilhas, de acordo com a disponibilidade de frutos no chão no período de observação. Os frutos foram monitorados continuamente, por períodos de 24 horas, até o término do filme ou das baterias. A remoção dos frutos foi monitorada de novembro a dezembro de 2003 e de outubro a dezembro de 2004, totalizando 1467 horas de monitoramento.

### *Predação de sementes sob a planta-mãe*

Diferenças nas taxas de predação de sementes entre os fragmentos foram obtidas através da análise dos endocarpos que permaneceram sob a planta-mãe. Os endocarpos foram coletados de abril a junho de 2003, em um raio de dois metros (perfazendo um círculo de 12,56 m<sup>2</sup>) a partir da base de indivíduos adultos com sinais de reprodução anterior (espatas ou raques). Cada estipe foi considerado um indivíduo, não tendo sido amostrados indivíduos localizados em manchas. Esse procedimento foi adotado a fim de permitir uma melhor comparação entre os fragmentos, já que a densidade e o destino dos frutos sob plantas localizadas em manchas é dependente do número de adultos agregados, o qual foi bastante variável em todos os locais. Cada indivíduo amostrado estava situado em locais planos, a pelo menos cinco metros de outro adulto co-específico, e a distância entre eles foi de pelo menos 50 metros.

Os endocarpos eram provenientes de períodos de frutificação anterior e ficaram expostos ao ataque de predadores, após a queda natural dos frutos, por pelo menos quatro meses. Endocarpos em estado avançado de decomposição (que quebraram quando apertados entre as mãos) foram descartados das análises devido a impossibilidade de definir o destino sofrido pelas sementes contidas nos mesmos (Wright *et al.*, 2000).

As sementes foram classificadas em três categorias distintas a partir das marcas deixadas pelos animais nos endocarpos (Johnson *et al.*, 1995; Bordignon *et al.*, 1996; Wright *et al.*, 2000): não-predada; predada por invertebrados e predada por roedores (Figura 3.1). Todos os endocarpos que tiveram as sementes inicialmente classificadas como não-predadas foram abertos para verificar a existência de larvas, pupas ou imagos de besouros em seu interior. Quando sinais de predação por esses animais foram encontrados as sementes passaram a ser consideradas dentro da categoria predada por invertebrados.



**Figura 3.1** - Endocarpos de *Astrocaryum aculeatissimum* com sementes não-predadas, predadas por invertebrados (*Caryoborus serripes* e *Coccotrypes* sp.) e predadas por roedores, respectivamente.

Devido à normalidade dos dados não ter sido alcançada, mesmo após transformações (Shapiro-Wilk,  $p < 0,05$  para todos os casos analisados), todas as análises foram realizadas através de testes não paramétricos. Diferenças entre os fragmentos na densidade de endocarpos sob a planta-mãe e nos valores correspondentes a proporção de sementes em cada uma das categorias de predação, foram analisadas através de testes de Kruskal-Wallis (H; Zar, 1999). O efeito do tamanho do fragmento (pequenos x grandes) nos mesmos conjuntos de dados descritos acima foi investigado

através de testes de Mann-Whitney (U-test; Zar, 1999). Todas as análises foram realizadas através do programa “Statistica” versão 6.

### *Dispersão de sementes*

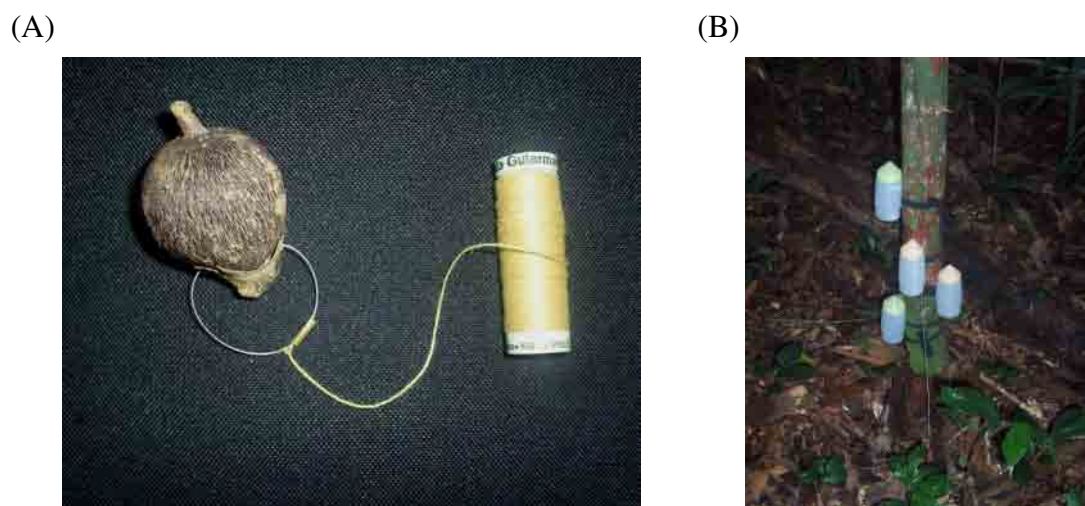
Experimentos de remoção de sementes foram realizados a fim de verificar se existiam diferenças entre os fragmentos nas taxas de dispersão de sementes e no destino das sementes dispersadas. Os experimentos foram realizados de novembro a dezembro de 2003, durante o período de queda de frutos maduros. Em cada fragmento vinte agrupamentos de cinco frutos intactos foram dispostos no chão ao longo de um transecto, espaçados 50 metros entre si, totalizando 100 frutos por área amostrada.

Frutos maduros (que se soltaram ao serem tocados) foram coletados diretamente da copa de adultos reprodutivos, imediatamente antes do início dos experimentos. Para o acompanhamento do destino das sementes cada fruto foi perfurado com uma furadeira elétrica portátil e amarrado a um carretel de linha, o qual foi mantido fixo na estação experimental. O furo foi feito na extremidade mais fina do endocarpo, tendo-se o cuidado de não atingir o endosperma da semente, já que isso favoreceria o ataque de patógenos e invertebrados diminuindo a atratividade para os roedores.

Nas duas primeiras áreas em que os experimentos foram realizados foram utilizados carretéis de 100 metros de linha de nylon, usada para costura invisível. Essa linha, no entanto, arrebentou com frequência de forma que nas outras áreas foram usados carretéis com 30 metros de linha de poliéster (linha de pesponto) – a qual se mostrou mais resistente. A linha foi amarrada a um anel de cabo de aço flexível (0,5 mm) o qual foi transpassado pelo furo feito no endocarpo. Esse procedimento foi utilizado para dificultar a remoção da linha pelos animais durante a manipulação do fruto (Donatti, 2004). Para facilitar o desenrolar da linha, evitando que a mesma emaranhasse, cada carretel foi colocado dentro de um tubo plástico com um furo na parte superior, o qual foi preso as árvores por um elástico (Figura 3.2).

A verificação dos experimentos foi realizada após 30 dias e as sementes foram classificadas como intactas, predadas ou dispersas. Foram consideradas como sementes intactas aquelas que não foram removidas de sua posição inicial e não apresentaram sinais de consumo por vertebrados. As sementes foram consideradas como predadas quando apresentaram marcas de predação por roedores. Foram consideradas como

dispersas as sementes removidas de onde tenham sido postas inicialmente, sem sinais de predação. Posteriormente essa categoria foi dividida em sementes movidas de sua posição inicial e deixadas sobre o solo e sementes enterradas (“*scatter-hoarded*”).



**Figura 3.2** - Experimentos de remoção de frutos de *Astrocaryum aculeatissimum* em fragmentos de Mata Atlântica no RJ. (A) Fruto com endocarpo perfurado acoplado a um anel de cabo de aço, onde foi amarrada a linha. (B) Estação experimental montada em um dos fragmentos estudados.

Como variações na produção de frutos podem afetar o número de sementes removidas por roedores, assim como o destino das sementes removidas (Wright *et al.*, 2000), correlações de Spearman ( $r_s$ ) foram realizadas para analisar a relação entre a densidade de adultos reprodutivos nos fragmentos (usado como um indicativo de produtividade) e (1) o número de frutos removidos, (2) a proporção de sementes predadas e (3) a proporção de sementes dispersadas. As estimativas de densidade foram calculadas a partir dos dados coletados nas parcelas amostradas em cada fragmento para o levantamento da diversidade de palmeiras (ver Capítulo 1).

Diferenças entre os fragmentos no número de estações experimentais com remoção (pelo menos um fruto removido) e sem remoção foram avaliadas através de um teste de qui quadrado ( $\chi^2$ ; Zar, 1999). Para as demais análises, como a normalidade dos dados não foi alcançada, mesmo após transformações (Shapiro-Wilk,  $p < 0,05$  para todos os casos analisados), foram usados testes não paramétricos. Diferenças entre os fragmentos, nos valores correspondentes à proporção de sementes em cada uma das

categorias de destino (intactas, predadas, dispersadas), foram analisadas através de testes de Kruskal-Wallis (H; Zar, 1999). O efeito do tamanho do fragmento (pequenos x grandes) no mesmo conjunto de dados descrito acima foi investigado através de testes de Mann-Whitney (U; Zar, 1999). O mesmo procedimento foi utilizado para investigar diferenças nas distâncias a que as sementes dispersadas foram levadas. Todas as análises foram realizadas através do programa “Statistica” versão 6.

### *Recrutamento de plântulas*

Se os padrões de dispersão e predação de sementes forem alterados com a fragmentação, é esperado que isso resulte em diferenças no recrutamento de plântulas entre fragmentos de tamanhos distintos. Para investigar essa questão a densidade de indivíduos de *A. aculeatissimum* foi estimada em cada fragmento.

Em cada área a densidade foi estimada a partir da amostragem ao acaso de 10 parcelas de 10 x 50 metros, totalizando 0,5 ha amostrados em cada fragmento (ver Capítulo 1). Todos os indivíduos encontrados em cada uma das parcelas foram classificados como plântulas, jovens ou adultos. Foram considerados como plântulas todos os indivíduos com folhas bífidas, ainda não divididas em pinas; indivíduos com divisão incipiente ou bem desenvolvida das folhas foram considerados jovens e indivíduos com sinais atuais ou passados de reprodução (presença de raques, espatas, inflorescências ou infrutescências) foram considerados adultos.

Como diferenças na densidade de plântulas entre os fragmentos poderiam ser decorrentes dos diferentes números de adultos em cada local, foi feita uma regressão linear simples para analisar a relação entre as densidades de plântulas e de adultos, onde esta última foi usada como a variável independente. O mesmo tipo de análise foi feito para analisar a relação entre a densidade de plântulas (variável dependente) e o tamanho dos fragmentos (variável independente).

## Resultados

### *Identificação dos dispersores*

A cutia (*Dasyprocta leporina*) foi o visitante mais comum aos frutos de *Astrocaryum aculeatissimum*, aparecendo em 26 (76,5%) dos 34 registros fotográficos obtidos. Dos registros restantes, um foi de paca (*Agouti paca*), seis foram de tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*) e um foi de cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*). Aparentemente, *D. novemcinctus* e *C. thous* estavam apenas de passagem pela área não tendo sido observada nenhuma evidência de interação com os frutos. O único registro de paca não foi muito elucidativo sobre o papel desse animal como consumidor de *Astrocaryum aculeatissimum* porque, apesar do animal se encontrar em posição de forrageamento, próximo à base da palmeira, não foi observada nenhuma interação direta com os frutos.

Dos 26 registros fotográficos de *D. leporina*, oito mostravam o animal carregando a semente para fora do campo de visão da máquina (Figura 3.3a), enquanto quatro mostravam a manipulação do fruto no local (Figura 3.3b).

(A)



(B)



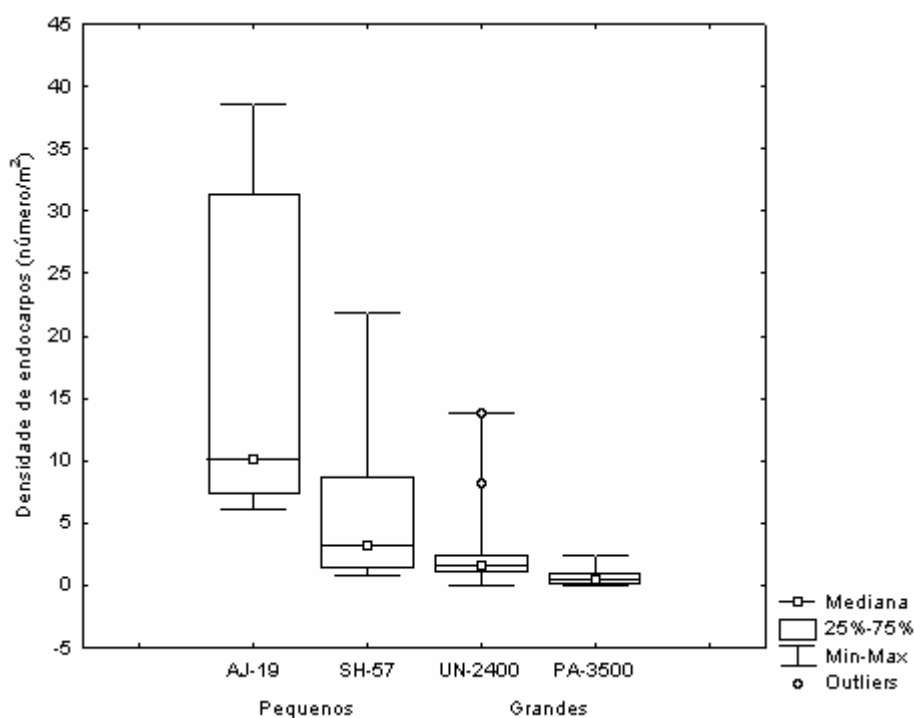
**Figura 3.3** - Registros fotográficos de *Dasyprocta leporina* dispersando (A) e manipulando (B) frutos de *Astrocaryum aculeatissimum* na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ.

### *Predação sob a planta-mãe*

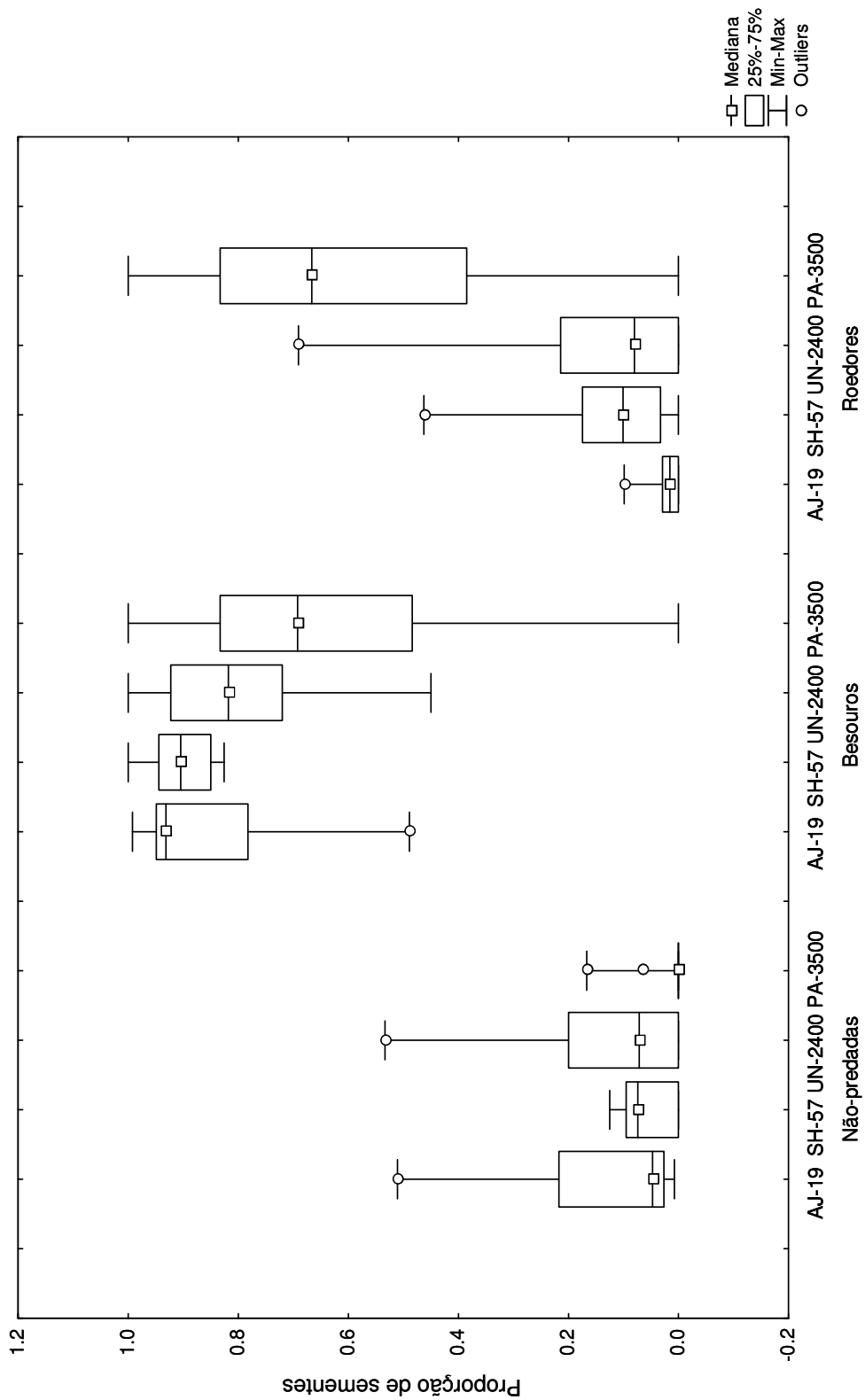
Foram amostrados 61 indivíduos adultos, sendo 11 no AJ-19, nove no SH-57, 26 no UN-2400 e 15 em PA-3500. No fragmento VE-26 não foi possível a amostragem de endocarpos devido ao baixo número de indivíduos que preenchessem os requisitos pré-estabelecidos para a coleta.

No total, foram coletados 3985 endocarpos, sendo 2347 no fragmento AJ-19, 705 no SH-57, 783 no UN-2400 e 150 em PA-3500. A densidade de endocarpos sob a planta-mãe diferiu significativamente entre os fragmentos ( $H = 33,072$ ;  $p < 0,0001$ ), sendo maior nos fragmentos pequenos ( $U = 98$ ;  $p = 0,000002$ ; Figura 3.4).

A abertura dos endocarpos sem sinais aparentes de predação demonstrou que 38,97% das sementes continham larvas, pupas ou imagos do besouro *Caryoborus serripes* (Bruchidae, Pachymerinae). A proporção de sementes não-predadas foi baixa em todos os fragmentos, variando de 2% a 15% do total coletado em cada área, e diferiu entre as áreas estudadas ( $H = 11,573$ ;  $p = 0,009$ ). Essa diferença, no entanto, não foi relacionada ao tamanho dos fragmentos ( $U = 286,5$ ;  $p = 0,126$ ; Figura 3.5).



**Figura 3.4** - Densidade de endocarpos de *Astrocaryum aculeatissimum* (número de endocarpos/m<sup>2</sup>), encontrada sob a planta-mãe, em quatro fragmentos de Mata Atlântica, RJ.



**Figura 3.5** - Proporção de sementes de *Astrocarylum aculeatissimum*, encontradas sob a planta-mãe, em três categorias de predação em quatro fragmentos de Mata Atlântica no Rio de Janeiro.



Algumas das sementes categorizadas como não-predadas apresentavam o endosperma apodrecido, resultado possivelmente da atuação de patógenos, enquanto outras estavam em diferentes estágios de germinação. Adicionalmente foram encontrados também endocarpos vazios, com um furo no poro germinativo, o que pode ser resultado da germinação da semente, da predação por outros invertebrados (*e.g.* formigas), ou da degradação natural do opérculo que parece se decompor mais rapidamente do que o resto do endocarpo. Esses resultados sugerem que o número de sementes que permanecem viáveis sob a planta-mãe é extremamente baixo, o que é corroborado pelo fato de raramente terem sido encontradas plântulas nesse local.

Com relação a predação, além do bruquídeo *C. serripes*, uma outra espécie de besouro, *Coccotrypes* sp. (Scolytidae, Scolytinae) foi encontrada consumindo as sementes de *A. aculeatissimum*. Ambas as espécies foram identificadas pelo Centro de Estudos Faunísticos e Ambientais da Universidade Federal do Paraná (números de referência 1629/03 e 1636/03, respectivamente). De acordo com as marcas de dentes deixadas nos endocarpos (Figura 3.6), as cutias foram os consumidores mais freqüentes, mas esquilos e pequenos roedores (provavelmente *Trynomys* sp.) também predaram as sementes.



**Figura 3.6** - Endocarpos de *Astrocaryum aculeatissimum* mostrando marcas de predação por (A) cutias, (B) esquilos e (C) ratos.

Das 3585 sementes predadas, 143 (3,99%) tinham marcas de predação por besouros e por roedores. Isso ocorreu tanto para as sementes predadas apenas por *Coccotrypes* sp, quanto para as sementes predadas por *C. serripes* ou por ambas as

espécies de besouros. Nesses casos, cada uma dessas sementes foi considerada duas vezes nas análises, sendo categorizada como predada por besouros e predada por roedores.

A proporção de sementes predadas por besouros foi alta em todos os fragmentos, variando de 61,3% a 91,5% do total coletado em cada área. Os fragmentos diferiram significativamente entre si na proporção de sementes predadas por besouros ( $H = 8,16$ ;  $p = 0,042$ ), com os fragmentos pequenos apresentando taxas de predação significativamente maiores ( $U = 233$ ;  $p = 0,016$ ; Figura 3.5).

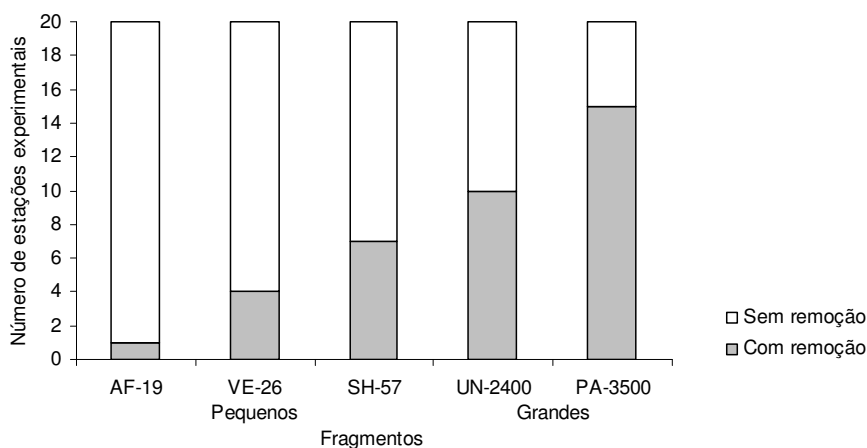
A proporção de sementes predadas por roedores diferiu significativamente entre os fragmentos ( $H = 17,06$ ;  $p = 0,0007$ ) e essa diferença foi relacionada com o tamanho das áreas ( $U = 251$ ;  $p = 0,035$ ; Figura 3.5). Apenas 1,45% dos endocarpos continham marcas de predação por roedores no menor fragmento, enquanto no maior essa proporção chegou a 59,3% do total coletado.

#### *Dispersão de sementes*

Não houve relação entre a densidade de adultos de *A. aculeatissimum* e o número de sementes removidas ( $r_s = -0,40$ ;  $p = 0,52$ ), nem entre a proporção de sementes predadas ( $r_s = -0,11$ ;  $p = 0,95$ ) ou dispersadas ( $r_s = -0,62$ ;  $p = 0,35$ ). O número de estações experimentais com pelo menos um fruto removido diferiu entre fragmentos ( $\chi^2 = 25,14$ ;  $gl = 4$ ;  $p < 0,0001$ ), e variou positivamente com a área dos remanescentes florestais (Figura 3.7), sendo maior nos fragmentos grandes.

Com relação ao destino das sementes, a proporção de sementes intactas diferiu significativamente entre os fragmentos ( $H = 27,81$ ;  $p = 0,00001$ ), com os menores remanescentes florestais - onde as taxas de remoção foram baixas - apresentando o maior número de sementes intactas ( $U = 652$ ;  $p = 0,00012$ ; Figura 3.8).

Dos 500 frutos colocados nas estações experimentais apenas 91 (18,2%) foram removidos. No entanto, para 34 (37,36%) destes não foi possível conhecer o destino da semente, já que a linha arrebentou e o fruto não foi encontrado. Sendo assim, as proporções de sementes em cada uma das categorias (predadas, movidas, enterradas) foram calculadas considerando como total apenas as sementes removidas que foram posteriormente encontradas ( $n = 57$ ).



**Figura 3.7** - Número de estações experimentais com remoção de pelo menos um fruto de *Astrocaryum aculeatissimum* em cinco fragmentos de mata Atlântica no Rio de Janeiro.

As taxas de predação foram extremamente baixas em todos os fragmentos. Das 57 sementes para as quais o destino pode ser conhecido apenas cinco foram predadas, sendo uma no SH-57 e quatro no PA-3500, onde duas sementes de uma mesma estação experimental foram consumidas por roedores (Figura 3.8).

A proporção de sementes dispersadas diferiu significativamente entre fragmentos ( $H = 18,80$ ;  $p = 0,0009$ ), sendo maior nas áreas grandes ( $U = 780,5$ ;  $p = 0,0032$ ; Figura 3.8).

Para os frutos cuja linha não arrebentou, foi verificado que as sementes foram levadas a distâncias que variaram de 0,5 a 48,7 metros. As distâncias de dispersão variaram entre fragmentos ( $H = 13,13$ ;  $p = 0,0044$ ) mas essa diferença não foi relacionada ao tamanho ( $U = 216,5$ ;  $p = 0,269$ ), apesar das maiores distâncias terem sido observadas no PA-3500 (Figura 3.9).

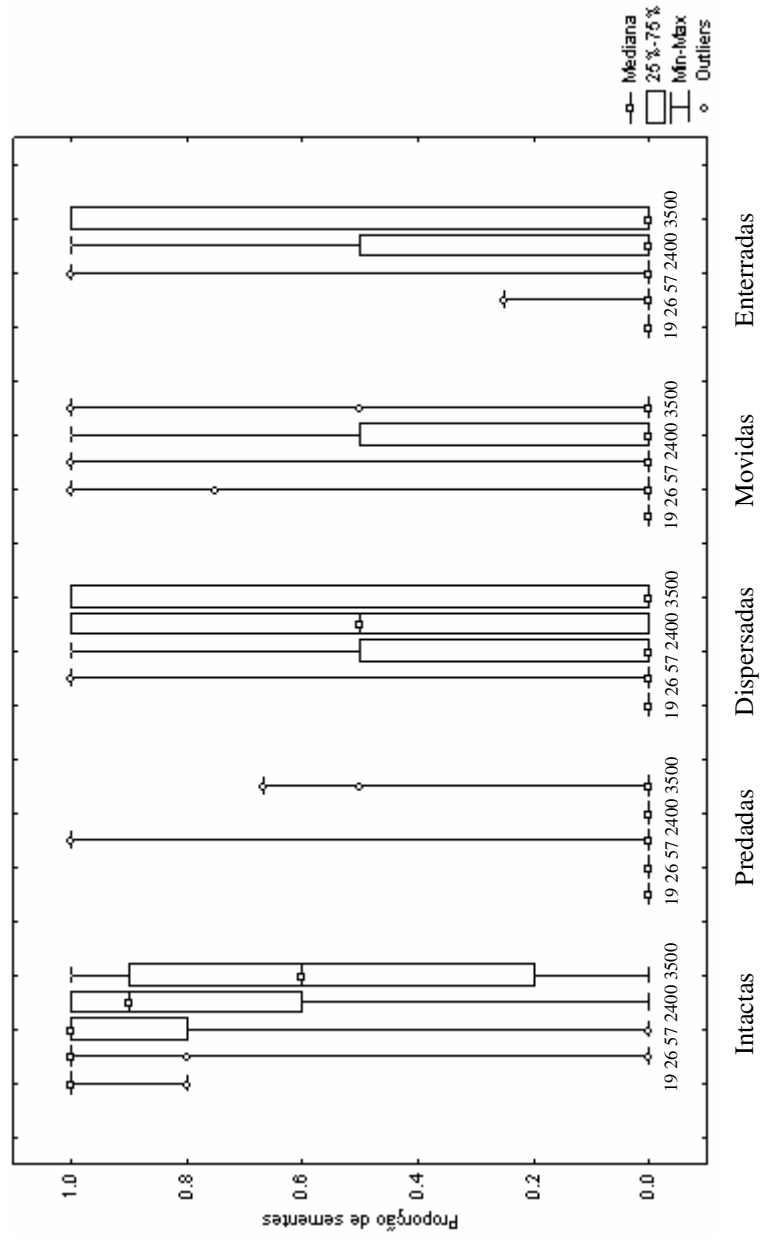
Não só o número de frutos dispersados diferiu entre fragmentos, mas também o modo como os mesmos foram tratados. Apesar da proporção de sementes movidas não ter diferido entre fragmentos ( $H = 9,22$ ;  $p = 0,06$ ), a proporção de sementes enterradas diferiu entre as áreas ( $H = 18,28$ ;  $p = 0,0011$ ), sendo significativamente maior nos fragmentos grandes ( $U = 815,5$ ;  $p = 0,007$ ; Figura 3.8). Nas duas ReBios (UN-2400 e PA-3500) cerca de 65% das sementes removidas foram enterradas, enquanto em VE-26 e SH-57 essa proporção não passou de 14% e no AJ-19 nenhuma semente foi enterrada.

De acordo com o percurso da linha dos frutos removidos foi possível verificar que os agentes dispersores foram cutias, esquilos e outros pequenos roedores, provavelmente ratos-de-espinho (*Trynomys* sp). Tal reconhecimento foi possível através de comparações entre o tamanho dos animais e dos locais por onde a linha passou - e do uso de árvores, cipós e lianas, no caso dos esquilos. Em geral as sementes removidas pelas cutias foram enterradas entre 2 e 3 cm de profundidade, sempre com o poro germinativo para baixo, ou então levadas para baixo de emaranhados de cipós e vegetação onde foram deixadas sobre o solo. Frutos removidos por esquilos foram levados para a copa das árvores ou deixados sobre a serrapilheira, enquanto os ratos deixaram os frutos sobre ou sob o folheto. Em todos os casos o exocarpo dos frutos foi sempre retirado antes da dispersão do fruto, não havendo sinais de consumo de polpa.

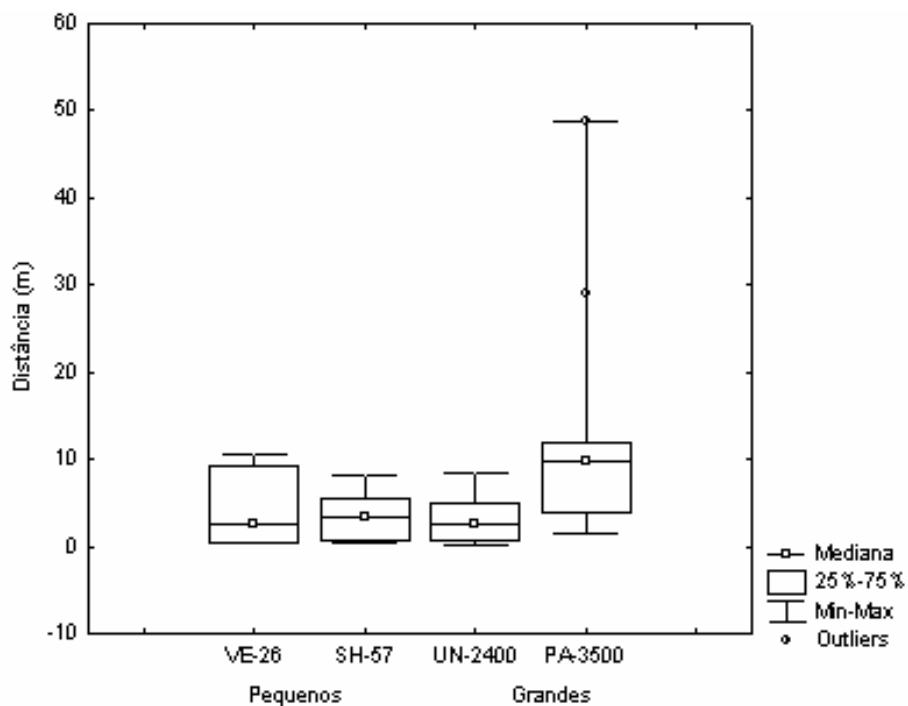
#### *Recrutamento de plântulas*

Foram encontrados 1580 indivíduos de *A. aculeatissimum* nas parcelas amostradas nos fragmentos estudados, sendo 326 plântulas, 1059 jovens e 195 adultos.

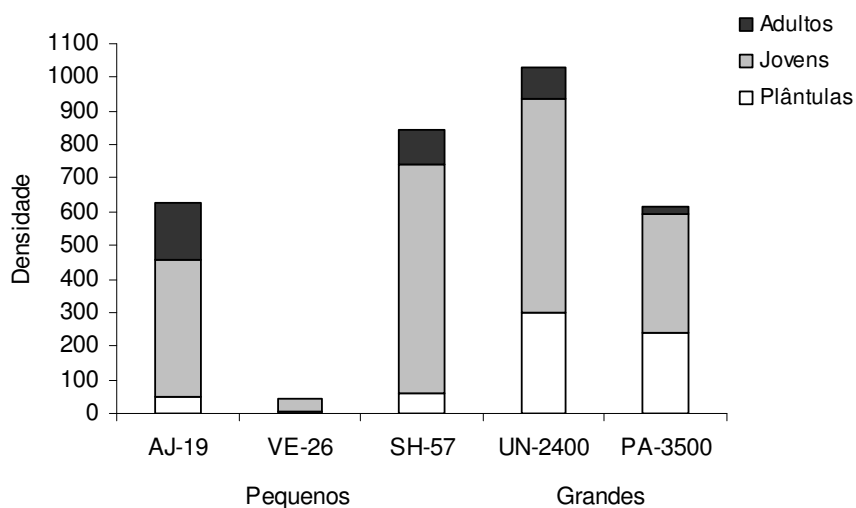
A densidade de plântulas foi independente do número de adultos ( $r^2 = 0,006$ ;  $F = 0,02$ ;  $p = 0,89$ ) e variou positiva e significativamente com o tamanho dos fragmentos ( $r^2 = 0,76$ ;  $F = 13,86$ ;  $p = 0,03$ ), sendo pelo menos quatro vezes maior nos fragmentos grandes (Figura 3.10).



**Figura 3.8** - Proporção de sementes intactas, predadas e dispersadas em experimentos de remoção realizados em cinco fragmentos de Mata Atlântica no Rio de Janeiro. A categoria dispersadas engloba as categorias movidas e enterradas (ver texto).



**Figura 3.9** - Distância de dispersão de sementes de *Astrocaryum aculeatissimum* em quatro fragmentos de Mata Atlântica no Rio de Janeiro.



**Figura 3.10** - Densidade (número de indivíduos/ha) de *Astrocaryum aculeatissimum*, em cinco fragmentos de Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro.

## Discussão

Os resultados encontrados indicam que a fragmentação florestal afetou os padrões de dispersão e predação de sementes de *Astrocaryum aculeatissimum*, resultando em um menor recrutamento de plântulas nos fragmentos pequenos. Nessas áreas, o grande acúmulo de frutos sob as plantas-mãe, aliado ao baixo número de endocarpos com marcas de predação por roedores e as baixas taxas de remoção de frutos nos experimentos, sugerem uma menor atividade e abundância dos animais que atuam como dispersores de sementes (Dirzo & Miranda, 1990; Guariguata *et al.*, 2000; Wright *et al.*, 2000).

De acordo com os dados obtidos através das armadilhas fotográficas e dos experimentos de remoção, as cutias foram as principais dispersoras de *A. aculeatissimum*, como encontrado para a mesma espécie em São Paulo (Donatti, 2004) e para outras espécies do gênero (Smythe, 1989; Silvius & Fragoso, 2003).

Donatti (2004), avaliando os efeitos da defaunação sobre a dispersão e predação de sementes de *A. aculeatissimum* em cinco áreas de Mata Atlântica em São Paulo, demonstrou que em áreas com menor abundância de cutias as taxas de remoção de sementes foram significativamente menores, evidenciando uma menor dispersão e predação por roedores nesses locais.

Estudos descrevendo os padrões espaciais de cutias (*Dasyprocta* spp.) demonstraram que o tamanho das áreas de vida utilizadas por esses animais variam de 3,0 a 9,2 ha (Jorge, 2000; Silvius & Fragoso, 2003; Jorge & Peres, 2005). Sendo assim, fragmentos muito pequenos como os estudados aqui (< 60 ha) não possuem área suficiente para manter populações viáveis desses animais. Reduções na abundância de cutias em decorrência da fragmentação florestal, por exemplo, foram reportadas no Espírito Santo (Chiarello, 1999; 2000), onde populações de cutias não foram encontradas em fragmentos menores que 300 ha. Além disso, cutias estão entre os alvos preferidos dos caçadores o que contribui para decréscimos populacionais ou extinção local desses animais em pequenos remanescentes florestais (Cullen *et al.*, 2000; Wright *et al.*, 2000). Evidências de caça (presença de armadilhas, giraus, cartuchos de balas, etc...) foram encontradas em quatro dos fragmentos estudados (a exceção foi SH-57), mas os efeitos desse processo tendem a ser mais drásticos nos fragmentos pequenos.

Os resultados encontrados neste estudo sugerem que a baixa densidade de frutos sob adultos de *A. aculeatissimum* pode ser usada como um indicativo da integridade das comunidades locais de mamíferos, como já sugerido por Wright *et al.* (2000), para *Attalea butyracea*, no Panamá. Os autores encontraram que indivíduos dessa palmeira situados em área com alta intensidade de caça possuíam significativamente mais frutos acumulados em suas bases do que plantas localizadas em áreas com menos caça.

Em Poço das Antas foi estimado que cada estipe de *A. aculeatissimum* pode produzir em média cerca de 100 frutos por estação reprodutiva (média  $\pm$  dp =  $53,22 \pm 26,44$  frutos por cacho, n = 9;  $1,81 \pm 0,81$  cachos por planta, n = 42). O baixo número de endocarpos encontrado sob indivíduos adultos nas duas áreas maiores, portanto, sugere que muitas sementes estão sendo removidas para longe das plantas-mãe nesses locais, ao contrário do que ocorre nos fragmentos menores. Uma hipótese alternativa, de que as plantas nos menores fragmentos produziram mais frutos, pode ser excluída já que o número de cachos produzidos por planta e o tamanho dos cachos (um indicativo do número de frutos) foram visualmente similares entre todas as áreas. Adicionalmente, como dito acima, o baixo número de frutos com marcas de consumo por roedores sob as plantas nos fragmentos <60 ha são uma forte evidência da menor interação entre as plantas e seus dispersores nessas áreas.

A grande proporção de sementes predadas por besouros, encontrada em todos os fragmentos, está de acordo com outros estudos descrevendo taxas de predação de sementes de palmeiras (*e.g.* Janzen, 1971a, 1971b; Forget *et al.*, 1994; Delobel *et al.*, 1995; Pedersen, 1995), os quais tem demonstrado que as mesmas podem chegar a 100% sob a planta-mãe. Isso se deve, em grande parte, a alta especificidade de algumas espécies de besouros, o que os torna eficientes predadores (Johnson *et al.*, 1995).

Sete espécies de *Astrocaryum*, por exemplo, são conhecidas como hospedeiras do bruquídeo *Caryoborus serripes* na Amazônia peruana (*A. chambira*, *A. chonta*, *A. gratum*, *A. huicongo*, *A. javarense* e *A. macrocalyx*; Delobel *et al.*, 1995) e este estudo demonstrou que esse besouro preda sementes de mais uma espécie do gênero. Em cinco diferentes áreas estudadas no estado de São Paulo, no entanto, nenhum indício de predação de sementes de *A. aculeatissimum* por *C. serripes* foi encontrado (Donatti, 2004).



Mesmo sendo altas em todas as áreas, as taxas de predação por besouros foram significativamente maiores nos fragmentos pequenos. Como em geral as taxas de predação de sementes por invertebrados são dependentes da densidade desse recurso (e.g. Wilson & Janzen, 1972; Hammond & Brown, 1998), o resultado encontrado se deve provavelmente ao maior acúmulo de sementes sob as plantas nos menores fragmentos.

A maioria dos estudos que investigaram os efeitos da defaunação sobre palmeiras e suas interações também encontraram taxas de predação por invertebrados significativamente mais altas em áreas com menor abundância de mamíferos (Wright *et al.*, 2000; Wright & Duber, 2001; Donatti, 2004). Uma exceção, no entanto, foi encontrada para a palmeira *Syagrus romanzoffiana* no oeste e centro-oeste de São Paulo, onde as taxas de predação de sementes sob a planta-mãe pelo bruquídeo *Pachymerus cardo* e pelo curculionídeo *Revena rubiginosa* não diferiram entre áreas com diferentes graus de defaunação (Alves-Costa, 2004). No caso de *R. rubiginosa*, o principal predador de *S. romanzoffiana* nas áreas estudadas, isso pode ser explicado pelo fato da larva penetrar nos frutos quando os mesmos estão imaturos, ainda presos à planta-mãe (Alves-Costa & Knogge, 2005).

O número de sementes predadas por ambos os tipos de predadores pode ter sido subestimado, já que marcas deixadas pelos besouros no endocarpo podem ter sido removidas pelos roedores quando estes predaram as sementes. Forget *et al.* (1994) e Silvius (2002) já haviam demonstrado que cutias e esquilos consomem sementes de palmeiras infestadas por besouros. O que não se sabe ainda é se esses mamíferos consomem deliberadamente as larvas ou se as mesmas são ingeridas acidentalmente junto com porções do endosperma. De qualquer forma, no final da estação de frutificação - onde a maioria das sementes encontradas sob as plantas-mãe estão infestadas por besouros (Silvius, 2002) - o consumo das larvas por mamíferos que se alimentam das sementes encontradas nesse local é praticamente inevitável.

Com relação aos experimentos de remoção de sementes, além das menores taxas observadas nos fragmentos pequenos, foi verificado também que nesses locais o enterramento das sementes foi pouco freqüente. Ou seja, a fragmentação afetou não só o componente quantitativo, mas também o componente qualitativo da dispersão (Schupp, 1993). Devido principalmente as altas taxas de predação por invertebrados, o

enterramento das sementes parece ser fundamental para o recrutamento de plântulas de *A. aculeatissimum*, como já demonstrado para outras espécies de palmeiras (Smythe, 1989; Silva & Tabarelli, 2001). Smythe (1989), por exemplo, investigando a importância dos dispersores para o recrutamento de uma espécie do mesmo gênero (*A. standleyanum*) no Panamá, encontrou que 161 de 162 plântulas estudadas eram provenientes de sementes enterradas de 2 a 3 cm de profundidade por cutias.

Apesar de esquilos e outros pequenos roedores serem apontados como dispersores significativos de outras plantas (Galetti *et al.*, 1992; Paschoal & Galetti, 1995; *e.g.* Bordignon & Monteiro-Filho, 1999; Silva & Tabarelli, 2001; Pimentel & Tabarelli, 2004; Voltolini, 2004), incluindo palmeiras do gênero *Astrocaryum* (Hoch & Adler, 1997; Brewer & Rejmánek, 1999; Beck & Terborgh, 2002), esse não parece ser o caso para *A. aculeatissimum*. Embora esses animais removam as sementes das proximidades da planta-mãe, as mesmas são levadas a distâncias curtas e geralmente para locais inadequados para a germinação, como ocos de árvores, tocas sob o solo ou simplesmente deixadas sob o folhiço (Donatti, 2004).

Conforme esperado, com base no que foi visto acima, a abundância de plântulas de *A. aculeatissimum* foi significativamente menor nos fragmentos pequenos. Diminuições no recrutamento de plântulas em decorrência de distúrbios antrópicos como fragmentação e caça têm sido demonstradas para várias espécies de plantas (Benitez-Malvido, 1989; Santos & Tellería, 1994; Laurance *et al.*, 1998; Bruna, 1999; Cordeiro & Howe, 2001; 2003; Roldán & Simonetti, 2001) incluindo palmeiras (Scariot, 1999). Alguns estudos, no entanto, encontraram um padrão oposto (Wright *et al.*, 2000; Wright & Duber, 2001).

Devido à complexidade dos processos que levam ao estabelecimento e sobrevivência de novos indivíduos de plantas, diferenças entre estudos são esperadas. Silman *et al.*, 2003, por exemplo, demonstraram que queixadas (*Tayassu pecari*) desempenham um papel fundamental na regulação populacional da palmeira *A. murumuru* na Amazônia Peruana. A extinção local desses animais, que são importantes predadores de sementes de palmeiras (Kiltie, 1981; Bodmer, 1991), levou a um aumento de 1,7 vezes na densidade de plântulas de *A. murumuru*. Queixadas não ocorrem em nenhum dos fragmentos estudados e apesar de catetos (*Pecari tajacu* = *Tayassu tajacu*) estarem presentes nas duas áreas maiores, não foi encontrada nenhuma evidência do

consumo de *A. aculeatissimum* por esses ungulados nesses locais. Diferenças na abundância de predadores de sementes ou grandes herbívoros - que afetam a sobrevivência das plântulas através de predação ou pisoteio - podem explicar porque grandes áreas (>15.000 ha) de Mata Atlântica localizadas no estado de São Paulo apresentaram menores densidades de plântulas de *A. aculeatissimum* quando comparadas com este estudo (Donatti, 2004; Galletti *et al.*, no prelo).

Os resultados descritos neste capítulo demonstram que a fragmentação florestal impõe sérias limitações bióticas ao recrutamento de plantas que possuem uma forte dependência de seus dispersores para o estabelecimento de novos indivíduos. A maioria das espécies de palmeiras encontradas nos fragmentos estudados (ver Capítulo 1), assim como na Mata Atlântica em geral, possuem frutos de sementes grandes (Lorenzi *et al.*, 2004) dispersos por aves e mamíferos de médio e grande porte (ver revisões em Zona & Henderson, 1989; Donatti, 2004). Sendo assim, é esperado que muitas dessas espécies também estejam sofrendo alterações em seus sistemas de dispersão e predação de sementes, as quais podem contribuir significativamente para extinções locais em pequenos remanescentes florestais.

## Literatura Citada

- Alves-Costa, C.P., 2004. *Efeitos da Defaunação de Mamíferos Herbívoros na Comunidade Vegetal*. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Alves-Costa, C.P. & Knogge, C., 2005. Larval competition in weevils *Revena rubiginosa* (Coleoptera: Curculionidae) preying on seeds of the palm *Syagrus romanzoffiana* (Arecaceae). *Naturwissenschaften* 92: 265–268.
- 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.
- Beck, H. & Terborgh, J., 2002. Groves versus isolates: how spatial aggregation of *Astrocaryum murumuru* palms affects seed removal. *Journal of Tropical Ecology* 18: 275-288.
- Benitez-Malvido, J., 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12: 380-389.
- Bodmer, R.E., 1981. Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. *Biotropica* 23: 255-261.
- Bond, W.J., 1994. Do mutualisms matter? Assessing the impact of pollinator and disperser disruption on plant extinction. *Philosophical Transactions of The Royal Society of London* 344 (B): 83-90.
- Bordignon, M., Margarido, T.C.C. & Lange, R.R., 1996. Formas de abertura dos frutos de *Syagrus romanzoffiana* (Chamisso) Glassman efetuadas por *Sciurus ingrami* Thomas (Rodentia, Sciuridae). *Revista Brasileira de Zoologia* 13: 821-828.
- Bordignon, M. & Monteiro-Filho, E.L.A., 1999. Seasonal food resources of the squirrel *Sciurus ingrami* in a secondary Araucaria forest in southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 34:137-140.
- Brewer, S.W., 2001. Predation and dispersal of large and small seeds of a tropical palm. *Oikos* 92: 245-255.
- Brewer, S.W. & Rejmánek, M., 1999. Small rodents as significant dispersers of tree seeds in a Neotropical forest. *Journal of Vegetation Science* 10: 165-174.
- Bruna, E.M., 1999. Seed germination in rainforest fragments. *Nature* 402: 139.

- Cardoso da Silva, J.M. & Tabarelli, M., 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* 404: 72-74.
- Chapman, C.A. & Oderdonk, D.A., 1998. Forests without primates: primate/plant codependency. *American Journal of Primatology* 45:127-141.
- Chiarello, A.G., 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71-82.
- Chiarello, A.G., 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology* 14: 1649-1657.
- Cordeiro, N.J. & Howe, H.F., 2001. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. *Conservation Biology* 15: 1733-1741.
- Cordeiro, N.J. & Howe, H.F., 2003. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100: 14052-14056.
- Cullen, L., Bodmer, R.E. & Valladares-Pádua, C., 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95: 49-56.
- Delobel, A., Couturier, G., Kahn, F. & Nilsson, J.A., 1995. Trophic relationship between palms and bruchids (Coleoptera: Bruchidae: Pachymerini) in Peruvian Amazonia. *Amazoniana XIII*: 209-219.
- Dirzo, R. & Miranda, A., 1990. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function and diversity - a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4: 444-447.
- Dirzo, R. & Miranda, A., 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. Pp 273-287 in Price, P.W., Lewinsohn, T.M., Fernandes, G.W. & Benson, W.W. (eds), *Plant-Animal Interactions: Evolutionary Ecology in Tropical and Temperate Regions*. John Wiley, New York.
- Donatti, C.I., 2004. *Consequências da Defaunação na Dispersão e Predação de sementes e no Recrutamento de Plântulas da Palmeira Brejaúva (Astrocaryum aculeatissimum) na Mata Atlântica*. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

- Estrada, A., Coates-Estrada, R., Meritt, D., Montiel, 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.
- Fadini, R.F., 2005. *Limitações Bióticas Afetando o Recrutamento da Palmeira Euterpe edulis em uma Ilha Continental da Mata Atlântica*. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- Fleury, M. & Galetti, M., 2004. Effects of microhabitat on palm seed predation in two forest fragments in southeast Brazil. *Acta Oecologica* 26: 179–184.
- Fleury, M. & Galetti, M., no prelo. Forest size and microhabitat effects on palm seed predation. *Biological Conservation*.
- Forget, P.M., Munoz, E. & Leigh, E.G.Jr., 1994. Predation by rodents and bruchid beetles on seeds of *Scheelea* palms on Barro Colorado Island, Panama. *Biotropica* 26: 420-426.
- Galetti, M., Paschoal, M. & Pedroni, F., 1992. Predation on palm nuts (*Syagrus romanzoffiana*) by squirrels (*Sciurus ingrami*) in south-east Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 8: 121-123.
- Galetti, M. & Aleixo, A., 1998. Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. *Journal of Applied Ecology* 35: 286-293.
- Galetti, M., Ziparro, V.B. & Morelato, L.P.C., 1999. Fruiting phenology and frugivory on the palm *Euterpe edulis* in a lowland Atlantic Forest of Brazil. *Ecotropica* 5: 115-122.
- Galletti, M., Donatti, C.I., Pires, A.S., Guimarães, P.R. & Jordano, P., no prelo. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic Forest palm: the combined effects of defaunation and fragmentation. *Botanical Journal of the Linnaen Society*.
- Guariguata, M.R., Adame, J.J.R. & Finegan, B., 2000. Seed removal and fate in two selectively logged lowland forest with contrasting protection levels. *Conservation Biology* 14: 1046-1054.
- Hamann, A. & Curio, E., 1999. Interactions among frugivores and fleshy fruit trees in a Philippine submontane rainforest. *Conservation Biology* 13: 766-773.
- Hammond, D.S. & Brown, V.K., 1998. Disturbance, phenology and life history characteristics: factors influencing distance/density dependent attack on tropical

- seeds and seedlings. Pp 51–78 in Newbery, D.M., Prins, H.H.T & Brown, N.D. (eds), *Dynamics of tropical communities*. Blackwell, Oxford.
- Harper, J.L., 1977. *Population Biology of Plants*. Academic Press, London.
- Henderson, A., Galeano, G. & Bernal, R., 1995. *Field Guide to the Palms of the Americas*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Hoch, G.A. & Adler, G.H., 1997. Removal of black palm (*Astrocaryum standleyanum*) seeds by spiny rats (*Proechimys semispinosus*). *Journal of Tropical Ecology* 13: 51-58.
- Howe, H.F., 1984. Implications of seed dispersal by animals for tropical reserve management. *Biological Conservation* 30: 261-281.
- Janzen, D.H., 1971a. Association of a rainforest palm and seed-eating beetles in Puerto Rico. *Ecology* 53: 258-261.
- Janzen, D.H., 1971b. The fate of Scheele rostrata fruits beneath the parent tree: predispersal attack by bruchids. *Principes* 15: 89-101.
- Johnson, C.D., Zona, S. & Nilsson, J.A., 1995. Bruchid beetles and palm seeds: recorded relationships. *Principes* 39: 22-35.
- Jorge, M.L., 2000. *Área de vida, Atividade Diária e Densidade Populacional de Cotias na Estação de Pesquisas Pinkaiti, Amazônia Oriental*. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Jorge, M.L. & Peres, C.A., 2005. Population density and home range size of red-rumped agoutis (*Dasyprocta leporina*) within and outside a natural Brazil nut stand in southeastern Amazonia. *Biotropica* 37: 317-321.
- Kiltie, R.A., 1981. Distribution of palm fruits on a rain forest floor: why white-lipped peccaries forage near objects. *Biotropica* 13: 141-145.
- Laurance, W.F., Ferreira, L.V. Rankin-de-Merona, J.M., Laurance, S.G., Hutchings, R.W. & Lovejoy, T.E., 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology* 12: 460-464.
- Lorenzi, H., Souza, H.M., Medeiros-Costa, J.T., Cerqueira, L.S.C. & Ferreira, E., 2004. *Palmeiras no Brasil: Nativas e Exóticas*. Editora Plantarum, Nova Odessa, SP.
- Paschoal, M.G. & Galetti, M., 1995. Seasonal food use by the neotropical squirrel *Sciurus ingrami* in southeastern Brazil. *Biotropica* 27: 268–273.

- Pedersen, H.B., 1995. Predation of *Phytelephas aequatorialis* seeds (“vegetable ivory”) by the bruchids beetle *Caryoborus chiriquensis*. *Principes* 39: 89-94.
- Pimentel, D.S. & Tabarelli, M., 2004. Seed dispersal of the palm *Attalea oleifera* in a remnant of the brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 36: 74-84.
- Pizo, M.A., 1997. Seed dispersal and predation in two populations of *Cabralea canjerana* (Meliaceae) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 13: 559-578.
- Ribon, R.; Simon, J.E. & Mattos, G.T., 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17: 1827-1839.
- Roldán, A.I. & Simonetti, J.A., 2001. Plant-mammal interactions in tropical bolivian forests with different hunting pressures. *Conservation Biology* 15: 617-623.
- Santos, T. & Tellería, J.L., 1994. Influence of forest fragmentation on seed consumption and dispersal of spanish juniper *Juniperus thurifera*. *Biological Conservation* 70: 129-134.
- Scariot, A., 1999. Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. *Journal of Ecology* 87: 66-76.
- Schupp, E.W., 1993. Quantity, quality, and the effectiveness of seed dispersal by animals. *Vegetatio* 107/108:15-29.
- Silman, M.R., Terborgh, J. & Kiltie, R.A., 2003. Population regulation of a dominant rain forest tree by a major seed predator. *Ecology* 84: 431-438.
- Silva, M.G. & Tabarelli, M., 2001. Seed dispersal, plant recruitment and spatial distribution of *Bactris acanthocarpa* Martius (Arecaceae) in a remnant of Atlantic forest in northeast Brazil. *Acta Oecologica* 22: 259-268.
- Silvius, K.M., 2002. Spatio-temporal patterns of palm endocarp use by three Amazonian forest mammals: granivory or ‘grubivory’? *Journal of Tropical Ecology* 18: 707-723.
- Silvius, K.M. & Fragoso, J.M., 2003. Red-rumped agouti (*Dasyprocta leporina*) home range use in an Amazonian forest: implications for the aggregated distribution of forest trees. *Biotropica* 35: 74-83.
- Smythe, N., 1989. Seed survival in the palm *Astrocaryum standleyanum*: evidence for dependence upon its seed dispersers. *Biotropica* 21: 50-56.



- S.O.S. Mata Atlântica & INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1998. *Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados no Domínio da Mata Atlântica no Período 1990-1995*. São Paulo.
- Tabarelli, M. & Peres, C.A., 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic Forest: implications for forest regeneration. *Biological Conservation* 106: 165-176.
- Terborgh, J., 1986. Keystone plant resources in the tropical forest. Pp 330-340 in Soulé, M.E. (ed.), *Conservation Biology*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.
- Turner, I.M., 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33: 200-209.
- Voltolini, J.C., 2004. *Predação e Dispersão de Sementes de Palmeiras por Mamíferos na Floresta Atlântica do Parque Estadual da Serra do Mar, SP*. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- Willis, E.O., 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 33: 1-25.
- Wilson, D.E. & Janzen, D., 1972. Predation on *Scheelea* palm seeds by bruchid beetles: seed density and distance from the parent palm. *Ecology*, 53: 954-959.
- Wright, S.J., 1983. The dispersion of eggs by a bruchid beetle among *Scheelea* palm seeds, and the effect of distance to the parent palm. *Ecology* 65: 1016-1021.
- Wright, S.J., Zeballos, H., Domínguez, I., Gallardo, M.M., Moreno, M.C. & Ibañez, R., 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a neotropical forest. *Conservation Biology* 14: 227-239.
- Wright, S.J. & Duber, H.C., 2001. Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival, and seedling recruitment in the palm *Attalea butyraceae*, with implications for tropical tree diversity. *Biotropica* 33: 583-595.
- Zar, J.H., 1999. *Biostatistical Analysis. 4th Edition*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- Zona, S. & Henderson, A., 1989. A review of mediated seed dispersal of palms. *Selbyana* 11: 6-21.

## CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Identificar os processos que levam à perda de diversidade de espécies é um passo essencial para a formulação de estratégias de manejo e conservação. Os resultados encontrados neste estudo demonstram que a perda de interações ecológicas é um dos mecanismos através do qual a fragmentação florestal afeta a persistência de espécies de palmeiras, corroborando o que vêm sendo encontrado para outras espécies de plantas nos trópicos (*e.g.* Dirzo & Miranda, 1990; Leigh *et al.*, 1993; Chapman & Chapman, 1995; Asquit *et al.*, 1997).

Os resultados descritos para *Astrocaryum aculeatissimum* indicam que a fragmentação impõe limitações bióticas ao recrutamento de espécies que possuem uma forte dependência de seus dispersores para o estabelecimento de novos indivíduos. De fato, o sistema de dispersão de sementes foi uma das características ecológicas que melhor explicou a vulnerabilidade à fragmentação, com palmeiras cujas sementes são dispersadas por um conjunto restrito de animais sendo as mais vulneráveis a esse processo.

As cutias foram as principais dispersoras de *A. aculeatissimum* e o mesmo ocorre com várias outras plantas nas florestas tropicais (Smythe, 1989; Asquit *et al.*, 1999; Silva & Tabarelli, 2001; Donatti, 2004; Galetti & Guimarães, dados não publicados). Devido a importância desses animais para o recrutamento de novos indivíduos, Leigh *et al.* (1993) sugeriram que as cutias deveriam ser consideradas animais-chave para a manutenção da diversidade nos trópicos. Pequenos remanescentes florestais, por sua vez, não são capazes de manter populações viáveis desses animais (Chiarello, 1999; 2000), além de estarem sujeitos a uma intensa pressão de caça (Cullen *et al.*, 2000; Wright *et al.*, 2000; Peres, 2001).

Além do sistema de dispersão, a preferência de habitat também foi apontada como uma das características responsáveis pela suscetibilidade à extinções locais. Espécies de palmeiras características de interior de floresta são as primeiras a serem perdidas em decorrência da fragmentação, como encontrado para outras espécies de plantas (ver revisão em Kolb & Diekman, 2005). Devido ao pequeno tamanho da maioria dos fragmentos estudados (< 60 ha), os mesmos tendem a ser completamente

dominados pelos efeitos de borda (Murcia, 1995), levando à perda de microhabitats e comprometendo a manutenção da diversidade de espécies.

Devido à alta longevidade das palmeiras (Henderson, 2002), algumas espécies estão representadas nos menores fragmentos por populações relictuais, compostas por alguns poucos jovens e adultos. O fato da maioria das espécies não estarem recrutando plântulas nesses locais implica em uma redução dos tamanhos populacionais das espécies que ainda persistem nos mesmos. A longo prazo, esse processo deve levar ao empobrecimento das comunidades de palmeiras, as quais tendem a ser dominadas por espécies características de bordas e clareiras como *Attalea humilis*. Como a maioria dos fragmentos estudados são pequenos demais para abrigar populações viáveis de dispersores de médio e grande porte (Chiarello, 1999; Cullen *et al.*, 2001; Ribon *et al.*, 2003), possíveis ações de manejo para garantir a persistência das populações de palmeiras nesses locais devem assegurar o recrutamento de novos indivíduos através do plantio de plântulas já que as sementes estão sujeitas à altas taxas de predação por besouros brocadores.

Apesar da importância das palmeiras ser geralmente relacionada à produção de frutos (Terborgh, 1986; Spironelo, 1992; Peres, 1994), essas plantas também desempenham outros papéis ecológicos importantes nas florestas tropicais. Couturier & Kahn (1992), por exemplo, demonstraram que as folhas de duas espécies de *Astrocaryum* spp. abrigaram cerca de 16 famílias de insetos, pertencentes a quatro ordens. Isso pode explicar porque a coroa foliar de *A. aculeatissimum*, e de outras espécies de palmeiras, foi um dos substratos mais utilizados para forrageamento pelo mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) na ReBio União (Oliveira, 2002). Adicionalmente, outros animais - como aves insetívoras - também já foram observadas se alimentando nesses locais. Sendo assim, a diminuição da densidade dessas palmeiras nos menores fragmentos - os quais são alvo de reintroduções de *L. rosalia* (Associação Mico-Leão-Dourado, dados não publicados) - pode alterar o comportamento de forrageamento desses primatas e de outros animais. A coroa foliar das palmeiras também são frequentemente usadas como abrigo por pequenos marsupiais. Moraes & Chiarello (2005), por exemplo, encontraram que cerca de 71% dos abrigos diurnos usados pela suçua *Micoureus demerarae* na ReBio União estavam localizados na copa de indivíduos de *A. aculeatissimum*.

Além da sua importância para os animais as palmeiras também atuam na estruturação das comunidades de plantas, limitando o recrutamento de várias espécies sob suas copas e promovendo a diversidade das comunidades vegetais (Farris-Lopez *et al.*, 2004; Wang & Auspurger, 2004). Diminuições na abundância e na diversidade de palmeiras, portanto, vão implicar em uma série de alterações estruturais e funcionais, ameaçando a persistência de outras espécies de plantas e animais.

Em resumo, os resultados encontrados neste estudo indicam que algumas espécies de palmeiras só vão ocorrer em grandes áreas de floresta (> 2000 ha), corroborando o que foi descrito por Scariot (1996; 1999; 2001) para comunidades de palmeiras na Amazônia Central. A manutenção da diversidade de palmeiras da Mata Atlântica, portanto, depende da proteção efetiva de grandes áreas florestais onde não só os requerimentos abióticos dessas espécies sejam atendidos mas também suas interações com os animais sejam preservadas. Como proposto por Janzen em 1974 e lembrado por Bond (1994) vinte anos mais tarde, a extinção das interações ecológicas e seus efeitos na diversidade não podem continuar sendo ignorados.

## Literatura Citada

- 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.
- Asquith, N.M., Terborgh, J., Arnold, A.E. & Riveros, M., 1999. The fruits the agouti ate: *Hymenaea courbaril* seed fate when its disperser is absent. *Journal of Tropical Ecology* 15: 229-235.
- Bond, W.J., 1994. Do mutualisms matter? Assessing the impact of pollinator and disperser disruption on plant extinction. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 344 (B): 83-90.
- Chapman, C.A. & Chapman, L.J., 1995. Survival without dispersers: seedling recruitment under parents. *Conservation Biology* 9: 675-678.
- Chiarello, A.G., 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71-82.
- Chiarello, A.G., 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology* 14: 1649-1657.
- Couturier, G. & Kahn, F., 1992. Notes on the insect fauna on two species of *Astrocaryum* (Palmae, Coccoae, Bactridinae) in Peruvian Amazonia, with emphasis on potential pests of cultivated palms. *Bulletin de l'Institut Français d'Études Andines* 21: 715-725.
- Cullen, L., Bodmer, R.E. & Valladares-Pádua, C., 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95: 49-56.
- Cullen, L., Bodmer, R.E. & Valladares-Pádua, C., 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. *Oryx* 35: 1-7.
- Dirzo, R. & Miranda, A., 1990. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function and diversity. *Conservation Biology* 4: 444-447.
- Donatti, C.I., 2004. *Consequências da Defaunação na Dispersão e Predação de sementes e no Recrutamento de Plântulas da Palmeira Brejaúva (Astrocaryum aculeatissimum) na Mata Atlântica*. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Farris-Lopez, K., Denslow, J.S., Moser, B. & Passmore, H., 2004. Influence of a

- common palm, *Oenocarpus mapora*, on seedling establishment in a tropical moist forest in Panama. *Journal of Tropical Ecology* 20: 429-438
- Henderson, A., 2002. *Evolution and Ecology of Palms*. The New York Botanical Garden Press, New York.
- Janzen, D.H., 1974. The deflowering of Central America. *Natural History* 83: 49-53.
- Kolb, A. & Diekman, M., 2005. Effects of life-history traits on response of plant species to forest fragmentation. *Conservation Biology* 19: 929-938.
- Leigh, E.G., Wright, S.J. & Herre, E.A., 1993. The decline of tree diversity on newly isolated tropical islands: a test of a null hypothesis and some implications. *Evolutionary Ecology* 7: 76-102.
- Moraes, E.A. & Chiarello, A.G., 2005. Sleeping sites of the woolly mouse opossum *Micoureus demerarae* (Thomas) (Didelphimorphia, Didelphidae) in the Atlantic Forest of south-eastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22: 839-843.
- Murcia, C., 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- Oliveira, P.P., 2002. *Ecologia Alimentar, Dieta e Área de Uso de Micos-leões-dourados Translocados e sua Relação com a Distribuição Espacial e Temporal de Recursos Alimentares na Reserva Biológica União – RJ*. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Peres, C.A., 1994. Composition, density, and fruiting phenology of arborescent palms in an Amazonian terra firme forest. *Biotropica* 26: 285-294.
- Peres, C.A., 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* 15: 1490-1505.
- Ribon, R.; Simon, J.E. & Mattos, G.T., 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17: 1827-1839.
- Scariot, A., 1996. *The Effects of Rain Forest Fragmentation on the Palm Community in Central Amazonia*. PhD Thesis. University of California, Santa Barbara.
- Scariot, A. 1999. Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. *Journal of Ecology* 87: 66-76.

- Scariot, A. 2001. Weedy and secondary palm species in Central Amazonian Forest fragments. *Acta Botanica Brasilica* 15: 271-280.
- Silva, M.G. & Tabarelli, M., 2001. Seed dispersal, plant recruitment and spatial distribution of *Bactris acanthocarpa* Martius (Arecaceae) in a remnant of Atlantic forest in northeast Brazil. *Acta Oecologica* 22: 259-268.
- Smythe, N., 1989. Seed survival in the palm *Astrocaryum standleyanum*: evidence for dependence upon its seed dispersers. *Biotropica* 21: 50-56.
- Spironelo, W.R., 1991. Importância dos frutos de palmeiras (Palmae) na dieta de um grupo de *Cebus apella* (Cebidae, Primates) na Amazônia Central. *A Primatologia no Brasil* 3: 285-296.
- Terborgh, J., 1986. Keystone plant resources in the tropical forest. Pp 330-340 in M.E. Soulé (ed.), *Conservation Biology*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.
- Wang, Y.H. & Augspurger C, 2004. Dwarf palms and cyclanths strongly reduce neotropical seedling recruitment. *Oikos* 107: 619-633.
- Wright, S.J., Zeballos, H., Domínguez, I., Gallardo, M.M., Moreno, M.C. & Ibañez, R., 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a neotropical forest. *Conservation Biology* 14: 227-239.