LIMITAÇÕES BIÓTICAS AFETANDO O RECRUTAMENTO DA PALMEIRA *Euterpe edulis* EM UMA ILHA CONTINENTAL DA MATA ATLÂNTICA

RODRIGO FERREIRA FADINI

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

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Rio Claro, para a obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Área de concentração: Botânica).

RIO CLARO
Estado de São Paulo - Brasil
Junho de 2005

Em memória do meu avô Cleto Fadini, pelo amor e apoio dados a mim gratuitamente durante toda sua vida, dedico.

“Deixe de lado seja lá o que estiver pesquisando e devote toda sua vida em atividades que vão trazer ao mundo entender que a natureza tropical é uma parte integrante da vida do homem”.

Daniel H. Janzen (The future of tropical ecology. Ann. Rev. Ecol. Syst. 17:305-324, 1986)

“A meta da humanidade é converter o mundo numa pastagem criada para produzir e sustentar os humanos como animais confinados. O desafio, em que o ecólogo atua como um general, um cavaleiro, um soldado de trincheira, um especialista técnico, é evitar que a humanidade alcance essa meta”.

Daniel H. Janzen (The future of tropical ecology. Ann. Rev. Ecol. Syst. 17:305-324, 1986)

AGRADECIMENTOS

À minha família que deu apoio incondicional à minha decisão de seguir a carreira biológica e suportou mais dois anos de visitas esporádicas. Em especial à minha mãe, dona Marilsa, meu pai, Seu Eliéser e à minha querida irmã Marianna.

Ao meu orientador Mauro pelas idéias, incentivo, paciência, boa convivência e partidas de basquete. Assim como aos membros da banca (Marco Aurélio Pizo e Paulo De Marco Jr.) pela disponibilidade em comparecer à minha defesa.

Ao meu grande amigo Henrique Giacomini que migrou de Viçosa para Rio Claro e ajudou a reviver os bons momentos da minha graduação. Valeu Henricoviski!

Ao Carlos, meu grande parceiro da república, pela convivência diária, pelas risadas e por ter agüentado minhas maluquices e estresses. Obrigado, filhão!

Aos grandes amigos que fiz em Rio Claro, pelas discussões e por ter ouvido as minhas reclamações por tanto tempo: Marininha, Rodrigo Castro, Alexandra, Débora, Goiano, Camila, Flávia, Eliana, Julieta, Ariane, Saldanha, Carlos Gussoni, BH, Omelete, Vanessa, Dênis e Rubim.

Obrigado novamente à Flávia Campassi pela generosidade.

Às meninas da república Mafaldetes, Débora, Fernanda, Babi e Marina, pelas cervejinhas, aniversários, quitutes e grande amizade.

À Diana, Tháis e Simone, as mais divertidas vizinhas que alguém poderia ter.

Aos funcionários do Departamento de Ecologia pelas ótimas pessoas que são: Sérgio, Marilene, Sandra, Carlos, Sueli e Bete.

À Profª. Leila pela agradável convivência e pelas discussões sobre a tese que, de tão boas, superaram até o cansaço pós-festa de formatura.

Aos meus amigos-consultores virtuais, Paulo Miúdo, Paulo Enrique e Pedro Jordano, além do meu consultor de estatística pessoal, Henrique. Obrigado pela paciência e companheirismo.

Aos meus insubstituíveis amigos da UFV, cuja ausência eu nunca deixei de sentir: Flavinha, Paulo Enrique, Marquinhos, Fernanda, Dana, Flávia Coelho, Maria, Marília, Anderson, “Mancha”, Dani, Karina e Francisco.

Aos meus ex-orientadores e grandes amigos Paulo De Marco e Rômulo Ribon, por terem me ensinado a fazer ciência e que na vida “se mata um leão de cada vez”.

Às pessoas que entraram na roubada de me ajudar no campo: Paul, Saldanha, Julieta, Ariane e Rodrigo Castro.

Ao Edson (Véio), da UFV, que forneceu os dados de largura do bico de *Saltator similis* e *Ramphocellus bresilius.*

Aos fucionários do PESM – Caraguá e do PEIA, em especial ao Fábio, Alvimar, Dona Iderci, Carlos Baccarin, Tamara, Juliana, Seu Cláudio, Seu Messias, Seu Luís, Seu Pedro e Zé Pedro.

Aos diretores do PEIA (Manoel Azevedo Fontes) e do PESM (Ivan Suarez da Motta) pela permissão de trabalhar nos Parques, especialmente ao Ivan e à Maria pelos papos amistosos em dias de trabalho.

Ao Idea Wild pela aquisição de equipamentos.

Ao Instituto Florestal pela permissão de trabalhar nas unidades.

Ao CNPq pela bolsa de mestrado (processo 130320/03-0).

À Fundação O Boticário de Proteção à Natureza e à FAPESP (Processo 2001/10300-4) e à International Foundation for Science (IFS) pelos financiamentos concedidos. Ao Grupo de Fenologia e Dispersão de Sementes e ao Labic que propiciaram condições para o desenvolvimento desse projeto.

ÍNDICE

Página

1 INTRODUÇÃO 1

1.1 As interações biológicas e a manutenção da diversidade vegetal nos trópicos 1

1.2 Por que os dispersores de sementes são importantes? 3

1.3 Causas e conseqüências locais da perda de dispersores de sementes 5

1.4 Influência de modificações abióticas sobre o recrutamento de plantas 6

1.5 A extinção de interações na Mata Atlântica 6

2 MATERIAL E MÉTODOS 9

2.1 Áreas de estudo 9

2.1.1 Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Caraguatatuba 9

2.1.2 Parque Estadual da Ilha Anchieta 14

2.2 Espécie estudada 18

2.3 Qual a estrutura dos estádios de tamanho do palmito juçara nas áreas de estudo? 19

2.3.1 Parcelas de um hectare 19

2.4 A ausência de populações residentes de aves frugívoras de grande porte na Ilha Anchieta provoca uma diminuição da dispersão de sementes do juçara? 21

2.4.1 Observações focais 21

2.5 A ausência dos grandes frugívoros pode ser quantitativamente compensada pelo aumento da densidade de frugívoros menores (sabiás)? 22

2.5.1 Levantamento das aves frugívoras 22

2.6 Qual o impacto da alta densidade de predadores de sementes e herbívoros sobre as populações de juçara? 25

2.6.1 Predação de sementes 25

2.6.2 Exclusão de herbívoros e predadores de sementes sobre o recrutamento de plântulas de juçara 26

3 RESULTADOS 29

3.1 Estrutura espacial das plântulas e estrutura populacional do palmito Euterpe edulis 29

3.1.1 Recrutamento de plântulas em duas escalas espaciais 29

3.1.2 Distribuição dos estádios de tamanho dos palmitos 31

3.2 Frugivoria 33

3.2.1 A assembléia de frugívoros do palmito juçara 33

3.2.2 Registros focais 37

3.3 Experimentos de exclusão 40

3.3.1 Predação de sementes 40

3.3.2 Efeito da exclusão de herbívoros sobre a diferença do número de plântulas entre depois e antes da chuva de sementes 41

4 DISCUSSÃO 42

4.1 Gargalos no recrutamento do palmito juçara na Ilha Anchieta 42

4.1.1 Padrões de distribuição das plântulas como possível reflexo da dispersão de sementes 42

4.2 Frugivoria e dispersão de sementes: processos que geram os padrões 44

4.2.1 O sistema de dispersão generalista do palmito juçara e a qualidade da dispersão 44

4.2.2 A baixa abundância e diversidade de grandes aves frugívoras na área controle 46

4.2.3 Sobre a eficiência das aves como dispersoras de sementes do palmito juçara: o componente quantidade da dispersão 50

4.2.4 Predação de sementes, herbivoria e prováveis influências sobre a regeneração do palmito juçara 53
4.2.5 A estrutura dos estádios de tamanho do palmito juçara como reflexo da fauna herbívora e das condições físicas das parcelas de 1 hectare 56

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS 59

6 REFERÊNCIAS 63

7 APÊNDICE 1 77

8 APÊNDICE 2 78

ÍNDICE DE FIGURAS

Página

Figura 1. Localização das áreas de estudo representadas por um círculo amarelo. (Fonte: MIRANDA & COUTINHO, 2004). Caraguatatuba está inserida dentro do PE Serra do Mar, e Ilha Anchieta dentro do PE Ilha Anchieta. Em detalhe a Ilha Anchieta e as trilhas utilizadas para este estudo: amarelo=t. do Sul; vermelho=t. do Saco Grande; azul=t. do Leste; verde=t. da Pedra do Navio. **13**

Figura 2. Clima da Ilha Anchieta no ano de 2004 e início de 2005. As barras indicam a pluviosidade acumulada durante o mês e a linha indica a temperatura média mensal. **15**

Figura 3. Gaiola de exclusão (tratamento semi-fechado) utilizada no experimento de predação de sementes de palmito *Euterpe edulis* na Ilha Anchieta e Caraguatatuba, sudeste do Brasil. **28**

Figura 4. Disposição das gaiolas de exclusão na Ilha Anchieta e em Caraguá. Em detalhe a gaiola de exclusão (90 cm lados, 75 cm altura, malha em alumínio galvanizado de 7x7 cm)**.** As malhas foram firmemente presas ao chão por ganchos de ferro para impedir a entrada de herbívoros, mas não de pequenos roedores e insetos. **28**

Figura 5. Distribuição espacial das plântulas de *Euterpe edulis* em relação ao palmito adulto mais próximo. Dados com base em uma parcela de 1 ha na Ilha Anchieta e Caraguá. As distâncias estão representadas por categorias (2=0-1,99 m; 4=2-3,99 m, e assim por diante). Todas as plântulas com até 10 cm de altura de inserção da folha foram consideradas, independente do número de folhas... **31**

Figura 6. Regressão linear entre a quantidade de adultos e a quantidade de plântulas de *Euterpe edulis* por quadrado (10 x 10 m), com amostragem realizada em 30 quadrados aleatórios inseridos em uma parcela de 1 ha. Equações: Ilha Anchieta: #Plântulas ($100m^2$) = 35,397387 + 8,991545*#Adultos; r^2=0,39 p=0,0003. Caraguá (p=0,53): sem equação (ver texto). *Outlier* e célula com alto *leverage* indicados no gráfico (ver texto para detalhes). A equação anterior foi realizada com os valores originais. **32**

Figura 7. Distribuição dos estádios de tamanho do palmito *Euterpe edulis* nas parcelas de 1 ha amostradas em Caraguá e na Ilha Anchieta, Estado de São Paulo, ano de 2005. O número de indivíduos em cada estádio está indicado sobre as barras verticais. A estimativa da população de plântulas por parcela foi obtida através de regra de três simples, utilizando 30 parcelas de $100m^2$ sorteadas ao acaso. **32**

Página

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Número de pontos amostrados durante o levantamento das aves frugívoras na Ilha Anchieta e em Caraguá a partir do mês de outubro de 2003. Os números marcados em cinza escuro indicam o período de reprodução das aves e em cinza claro indicam os meses em que as amostragens foram realizadas no período de frutificação do juçara. **33**

Tabela 2. Morfologia e abundância de aves e mamíferos frugívoros consumidores de frutos de juçara *Euterpe edulis* registradas em Caraguá e na Ilha Anchieta durante os anos de 2003 e 2004. A parte do fruto consumida está de acordo com a literatura (LAPS, 1996; REIS & KAGEYAMA, 2000) e as observações pessoais (F=fruto; P=polpa; S=semente). O Índice Pontual de Abundância é dado pelo número de indivíduos por espécie, dividido pelo número de pontos amostrados em todo o período do estudo. Células preenchidas pela letra 'P' indicam que a espécie está presente, mas não há dados de abundância relativa e NP a espécie não está presente. A classificação taxonômica seguiu o CBRO <www.ib.usp.br/cbro>. **34**

Tabela 3. Aves que utilizaram frutos de juçara na Ilha Anchieta e em Caraguá em 2004. Dados dos focais e de observações esporádicas combinadas. O Índice Pontual de Abundância (IPA) mede a abundância relativa (em indivíduos/ponto) e foi calculado apenas para os meses de produção do palmito juçara. Note que ele é diferente do que foi calculado na tabela anterior. A densidade absoluta (em indivíduos/ha) está acompanhada do coeficiente de variação e a taxa de visitação média (em indivíduos/planta/hora) está acompanhada de ± 1 desvio padrão. Células preenchidas pela letra 'P' indicam que a espécie está presente, mas não há dados de abundância relativa ou absoluta, NP indica que a espécie não está presente. (i) indica que os dados são insuficientes para gerar uma estimativa da densidade absoluta individual, mas que foram utilizados no total geral por local. **36**

Tabela 4. Remoção dos frutos de palmito juçara com base nos dados obtidos pelo método árvore-focal. Os resultados foram separados entre as áreas (Ilha Anchieta *vs* Caraguá), ano de 2004. Dados representados com base na mediana e nos quantiles 25 e 75% para o "no. de frutos removidos por visita" e "duração da visita". **39**

Tabela 5. Remoção de sementes com gaiolas de exclusão de herbívoros, realizado em Caraguá e na Ilha Anchieta, São Paulo, ano de 2004. Gaiolas consideradas 'encontradas' possuem pelo menos uma semente removida. A porcentagem total de sementes presentes refere-se às sementes predadas somando todas as gaiolas dentro de cada tratamento. **40**

Tabela 6. Resultados de uma ANOVA da diferença entre o número final menos o número inicial de plântulas presentes. Os fatores testados são 'local' (Anchieta *vs* Caraguá), tratamento (aberto *vs* fechado), a interação entre eles e o fator aninhado 'trilha dentro de local'. Os valores de p significativos estão sublinhados. **41**

Tabela 7. Comparação entre quatro estudos realizados na Mata Atlântica em que as grandes aves frugívoras tiveram importante participação na remoção de sementes. O número total de visitas e de frutos removidos estaõ entre parênteses. Apenas as aves que ingeriram os frutos foram contabilizadas. **49**

Tabela 8. Estudos realizados na Mata Atlântica que utilizaram experimentos de predação com as sementes do palmito juçara. O tempo de exposição das sementes foi contabilizado em dias. As porcentagens de sementes removidas nas áreas deste estudo estão sublinhadas. **55**

RESUMO

LIMITAÇÕES BIÓTICAS AFETANDO O RECRUTAMENTO DA PALMEIRA *Euterpe edulis* EM UMA ILHA CONTINENTAL DA MATA ATLÂNTICA

O objetivo deste estudo foi detectar possíveis limitações ao recrutamento do palmito juçara (*Euterpe edulis* Martius) na Ilha Anchieta, Ubatuba, São Paulo, Brasil. A Ilha Anchieta não possui populações residentes de grandes aves frugívoras, que estão entre os dispersores de sementes dessa palmeira, além de alta densidade de predadores de sementes e herbívoros. Durante a frutificação do palmito em 2004 foram observados os processos de frugivoria e dispersão de sementes, assim como a predação de sementes, a herbivoria de plântulas e a estrutura populacional. A frugivoria e remoção de sementes foram acessadas através do método árvore-focal; a predação de sementes e herbivoria através de experimentos de exclusão com gaiolas abertas e semi-fechadas; e a estrutura populacional através de uma parcela fixa de 100 x 100 m. Uma área pouco impactada do continente (Caraguatatuba) foi utilizada como controle. O sabiá-una *Platycichla flavipes* foi o principal visitante do juçara, removendo 73% e 96% do total de sementes consumidas por todas as espécies na Ilha Anchieta e no continente, respectivamente. Apesar disso, a alta densidade da espécie combinada com sua agressividade contribuíram para a diminuição do potencial de dispersão das sementes na Ilha Anchieta. Grandes aves frugívoras não removeram muitos frutos no continente, com registros esporádicos de *T. viridis*, *B. ruficapillus*, *R. dicolorus*, *P. bailloni* e *S. maculirostris*. Houve alta predação de sementes na Ilha Anchieta, com remoção de 99,7% nas gaiolas abertas e 66,2% nas semi-fechadas, contra 7,4% e 13,9% em Caraguatatuba. Entretanto, a população não parece estar limitada pelos predadores, com a densidade de plântulas de 8200 plântulas/ha. Já o experimento com as plântulas indicaram um forte gargalo exercido pelos herbívoros, também sugerido pela reduzida população de jovens (apenas 19 indivíduos/hectare). Os dados indicam que a redução drástica de frugívoros na Ilha Anchieta não afeta a demografia de plântulas na área, sendo que a herbivoria (provavelmente por vertebrados) o maior gargalo para a população do palmito juçara nessa ilha.

ABSTRACT

BIOTIC CONSTRAINS AFFECTING THE RECRUITMENT OF THE PALM *Euterpe edulis* IN A LAND-BRIDGE ISLAND OF THE ATLANTIC FOREST

The aim of this study was to detect the possible limitations on the recruitment of the palmito (*Euterpe edulis* Martius) at the Ilha Anchieta State Park, Ubatuba, São Paulo, Brazil. The Island does not have resident populations of large frugivorous birds, that are among the dispersers of this palm, and, besides that, the Island possess an elevated density of seed predators and herbivores. One reproductive period was accompanied at the year of 2004, including fruit consumption, seed predation, seedling herbivory and population structure. The frugivory and the fruit consumption were accessed through the focal-tree method; the seed predation and herbivory through exclusion experiments using closed and semi-closed cages; and the population structure through monitoring of a fixed plot of 100 x 100 meters. The Serra do Mar State Park, situed at the Caraguatatuba city, was the control area because it was thought to possess a preserved fauna. The thrush *Platycichla flavipes* was the main visitor at the palmito trees, removing 73% and 96% of the total number of fruits consumed by all species at Anchieta Island and Caraguatatuba, respectively. However, the high density of this species together with its aggressive behavior could have contributed to decreasing the seed dispersal potential at the Anchieta Island. Large frugivorous birds were not frequent at the focal trees, whith only sporadic visits of *Trogon viridis*, *Baryphthengus ruficapillus*, *Ramphastos dicolorus*, *Pteroglossus bailloni* e *Selenidera maculirostris.* The exclusion experiments showed a higher seed predation at the Anchieta Island. 99,7% and 66,2% of the seeds were removed from the closed and semi-closed cages at Anchieta, while only 7,4% and 13,9% at Caraguatatuba. However, the population doesn't seems to be limited by seed predators because more than 8,200 seedlings were found at the 1 hectare plot. But the experiment of herbivore exclusion showed a strong bootleneck, confirmed through a low population of youngs (only 19 individuals/hectare). The results show that the drastic reduction of the large frugivorous birds at Anchieta Island do not affect the plant demography, been the herbivory (probably by vertebrates) the main bootleneck for the palmito populaltion in this island.

1 INTRODUÇÃO

1.1 As interações biológicas e a manutenção da diversidade vegetal nos trópicos

Atualmente, a perda de espécies tem ganhado cada vez mais um apelo funcional que carismático, apesar da funcionalidade ainda não constar como critério para a definição dos hotspots de biodiversidade (MYERS et al., 2000). Algumas espécies são estudadas pelo prejuízo que causam, outras pelos benefícios que trazem à população humana e ainda outras pelo importante papel que desempenham na estruturação do ambiente em que vivem. Entre as espécies que geram retorno financeiro, por exemplo, estão principalmente as polinizadoras como as abelhas e as borboletas. Em escala global, o valor do serviço prestado pela polinização é estimado em cerca de 200 bilhões de dólares por ano (KEARNS et al., 1998). Em escala local, a presença de vegetação nativa nas proximidades de cafezais, fornecendo agentes polinizadores, pode aumentar em até 13.5% o número de sacos de café produzidos por safra (DE MARCO & COELHO, 2004). Outras espécies são responsáveis pelo controle de pragas agrícolas, cujos exemplares são muitas vezes importados por países que perderam sua biodiversidade. Há também grupos como as árvores de florestas nativas

tropicais em estado de não-equilíbrio que seqüestram grande quantidade de carbono da atmosfera e reduzem o aquecimento global (DÍAZ et al., 2004).

Menos visadas do ponto de vista financeiro e global são as espécies que têm papel importante na estruturação de comunidades em escala local e regional, espécies ditas não-redundantes, cujo papel é insubstituível (WALKER, 1992; mas veja ZAMORA, 2000). Estudos mais recentes desenvolvidos em florestas tropicais estimam que a perda de algumas espécies possa causar problemas irreparáveis. REDFORD (1992) argumenta que, "muitos animais de grande porte estão ecologicamente extintos em vastas áreas de floresta neotropical onde a vegetação ainda parece ser intacta". Redford se referia às grandes aves e mamíferos dispersores, predadores de sementes e herbívoros, que são preferencialmente caçados em florestas tropicais (PHILLIPS, 1997; REDFORD, 1992) e que podem ter um papel importante na regulação das populações de plantas, no desempenho de funções ecológicas importantes (e. g. polinização, dispersão, herbivoria) e na manutenção da diversidade vegetal dos trópicos (TERBORGH, 1992; WRIGHT, 2003).

Os dispersores de sementes, por exemplo, podem ser importantes nas comunidades florestais tropicais porque mais de 70% das árvores e arbustos têm suas sementes dispersas por eles (WHITE, 1994; MORELLATO & LEITÃO-FILHO, 1992; HOWE & SMALLWOOD, 1982). Muitos pesquisadores sustentam que a perda de dispersores poderia levar à perda da diversidade vegetal porque acreditam que, movendo as sementes para longe da planta parental, eles diminuem a densidade de sementes e plântulas coespecíficas e promovem a diversidade de espécies (WEBB & PEART, 2001; JANZEN, 1970). Outros acreditam num argumento oposto, de que a alta diversidade de espécies em uma escala local é promovida quando a dispersão é limitada, impedindo as plantas competidoras superiores de chegarem a locais onde as competidoras inferiores podem se estabelecer (veja referências em SCHUPP et al., 2002). Mesmo assim, o papel do dispersor ainda pode ser importante do ponto de vista do indivíduo fazendo com que suas sementes cheguem a locais propícios à germinação e estabelecimento.

Outros pesquisadores defendem o papel de grandes carnívoros como controladores das populações de herbívoros e predadores de sementes, e destes como organismos mantenedores da diversidade vegetal dos trópicos (mas veja BREWER et al., 1997).

Segundo TERBORGH & WINTER (1980) e TERBORGH (1992), a ausência de carnívoros devido a caça ou à fragmentação florestal, contribui para o aumento da abundância de mamíferos herbívoros e predadores de sementes de médio e grande porte (e. g. pacas, cutias, capivaras, daqui por diante denominados *herbívoros*, quando não especificado) que podem alterar o recrutamento de inúmeras plantas (DE STEVEN & PUTZ, 1984; TERBORGH et al., 2001; mas veja WRIGHT et al., 1994). De outra forma, é também importante o efeito provocado pela extinção dessas espécies, levando ao aumento do recrutamento de algumas espécies que são boas competidoras e que podem dominar localmente o ambiente em que vivem, diminuindo a diversidade (DE STEVEN & PUTZ, 1984; SORK, 1987; DIRZO & MIRANDA, 1991).

O fato é que os impactos potenciais da extinção de predadores de topo, dispersores, polinizadores e herbívoros sobre a diversidade da floresta, são de difícil previsão porque eles tenderiam a agir em sinergia, afetando em cascata a saúde das florestas tropicais (PHILLIPS, 1997). Neste sentido, espécies raras, especialistas de habitat e espécies que desenvolvem papéis insubstituíveis, deveriam receber atenção prioritária em programas de conservação (TERBORGH & WINTER, 1980; WALKER, 1992).

1.2 Por que os dispersores de sementes são importantes?

(1) Por que os dispersores são tão importantes? (2) São todas as plantas igualmente afetadas pela perda dos seus dispersores? e (3) Os dispersores de sementes são insubstituíveis? Em primeiro lugar, e a mais geral das respostas, os dispersores são importantes porque movem as sementes para diferentes locais, que representam uma infinidade de possibilidades para o estabelecimento de novos indivíduos (HOWE, H.F., 1984). Se as sementes, por exemplo, estivessem fadadas a caírem todas sob a planta-mãe, haveria apenas um tipo de espaço propício ao recrutamento e, mesmo se a mortalidade das sementes fosse independente da densidade, ainda sim haveria vantagem para a dispersão. Outras três vantagens se resumem nas hipóteses ‘do escape’, ‘da colonização’ e da ‘dispersão direcionada’ (sensu HOWE & SMALLWOOD, 1982). A idéia da primeira é que ao depositar as sementes em locais distantes da planta-mãe, os dispersores aumentam a

sobrevivência *per capita* de muitas sementes e plântulas que respondem a fenômenos dependentes de densidade e/ou de distância (HOWE et al., 1985; HOWE & MIRITI, 2000, 2004). A segunda está relacionada à colonização de ambientes criados de forma imprevisível e aleatória, como as clareiras formadas no interior das florestas tropicais, requeridas para a regeneração e reprodução de muitas plantas de subbosque (LEVEY, 1988b). A terceira refere-se ao papel dos dispersores como disseminadores não aleatórios de sementes, buscando locais específicos que aumentam o sucesso reprodutivo das plantas como no caso das ervas-de-passarinho (MCKEY, 1975).

Apesar dessa grande importância, algumas plantas são mais susceptíveis que outras à perda dos seus dispersores. HOWE (1989) destaca quatro características naturais das espécies mais vulneráveis: 1) possuem sementes que são dispersas solitárias; 2) possuem sementes e plântulas mais vulneráveis a insetos, herbívoros, patógenos e à competição intraespecífica; 3) o recrutamento perto da planta-mãe é raro e 4) possuem dependência de clareiras para o recrutamento. O contrário acontece para plantas menos vulneráveis. O cerne dessa proposta está na capacidade que as sementes e as plântulas têm de se manterem agregadas. Quanto mais dependente de um sistema de dispersão cujas sementes são depositadas individualmente, mais vulnerável à perda de dispersão.

O problema da perda de dispersores é maior entre as plantas que possuem sementes grandes (>15 mm). As plantas ornitocóricas são mais vulneráveis que as demais porque as aves possuem um limite para a ingestão do fruto, imposto pela largura do bico (WHEELWRIGHT, 1985; LORD, 2004), e dificilmente seriam substituídas com a mesma eficiência por outras de menor tamanho (HOWE et al., 1985; REY et al., 1997; MEEHAN et al., 2002; HAMPE, 2003), que falham em ingerir o fruto por inteiro. Entre as plantas com frutos pequenos, o problema da perda de dispersores parece ser menor, já que elas poderiam ser substituídas por outras espécies em termos quantitativos. Em ilhas, por exemplo, a perda de uma espécie de ave frugívora poderia ser compensada pelo aumento da densidade de outra, fenômeno conhecido como ‘hipótese de densidade compensatória parcial’ (i.e. as densidades populacionais por espécie deveriam ser maiores numa ilha pobre em espécies que no continente, mas as densidades populacionais totais seriam maiores no continente) (WRIGHT, 1980). Essa hipótese, entretanto, precisa ser tomada com cautela

porque aparentemente plantas com frutos menores são também menos consumidas em fragmentos florestais onde existem poucos dispersores (GALETTI et al., 2003), o que poderia comprometer o recrutamento a longo prazo dessas populações.

1.3 Causas e conseqüências locais da perda de dispersores de sementes

A destruição de habitat, a fragmentação, a caça e a introdução de exóticos, são as principais causas da perda de espécies e funções ecológicas nos trópicos (LAURANCE et al., 2000; TERBORGH & WINTER, 1980; WRIGHT, 2003). Em muitas vezes essas causas atuam em conjunto. LAURANCE *et al.* (2002), por exemplo, consideram que "...a fragmentação florestal parece interagir de forma sinérgica com mudanças ecológicas como caça, queimadas, e destruição de habitat, pondo em risco maior a biota das florestas tropicais". Segundo este estudo, os efeitos da fragmentação são também ecléticos, afetando desde a riqueza e abundância de espécies até a alteração de uma variedade de funções ecológicas.

Vários estudos relatam os efeitos da alteração da biota sobre processos ecológicos locais. Na África uma série de estudos revela os efeitos da fragmentação florestal e da caça sobre a dispersão de sementes grandes. CHAPMAN & CHAPMAN (1995) e CHAPMAN & ONDERDONK (1998) predisseram que a extinção de algumas espécies de macacos frugívoros, como o chimpanzé (*Pan troglodytes*), devido à caça e fragmentação florestal, poderiam levar à extinção de aproximadamente 15 das 25 espécies de árvores estudadas no Parque Nacional de Kibale, Uganda. Também na África, CORDEIRO & HOWE (2001) forneceram evidências de que a perda de espécies devido a fragmentação florestal estaria reduzindo o recrutamento de plântulas em fragmentos florestais. É provável que deva haver um fator de confusão porque as condições abióticas dos fragmentos florestais poderiam estar contribuindo para esta redução, afetando o recrutamento através de modificações microclimáticas, independente do papel do dispersor. No entanto, BLEHER & BÖHNING-GAESE (2001; 2000), utilizando áreas sem o aparente efeito da fragmentação florestal, também notaram a redução do recrutamento de *Commiphora guillaumini* (Burseraceae) em Madagascar, onde a fauna de dispersores é reduzida se comparada com a área estudada na

África do Sul. Os resultados se repetem com estudos de caso em outros locais do mundo (SANTOS & TELLERÍA, 1994; PIZO, 1997b; WRIGHT & DUBER, 2001; GUARIGUATA et al., 2002; MCCONKEY & DRAKE, 2002), comprovando a importância dos dispersores de sementes para o recrutamento de muitas espécies de plantas.

1.4 Influência de modificações abióticas sobre o recrutamento de plantas

Além dos fatores bióticos, também os abióticos influenciam o recrutamento de plantas em ambientes perturbados. Mudanças microambientais são muito documentadas em fragmentos florestais, onde o efeito de borda pode promover não só alterações demográficas diretas nas populações de plântulas (BENITEZ-MALVIDO, 1998; LAURANCE, 2000), mas também nas populações de indivíduos adultos (BIERREGAARD et al., 1992). Entre as causas específicas mais importantes dessas alterações estão: o estresse climático (BENITEZ-MALVIDO, 1998), a inibição da germinação por excesso de serapilheira (BRUNA, 1999), a infecção por fungos e patógenos (BENITEZ-MALVIDO et al., 1999), e os impactos mecânicos devido a queda de árvores e/ou folhiço (SCARIOT, 2000).

1.5 A extinção de interações na Mata Atlântica

A fragmentação florestal, uma das principais causas da perda de espécies nos trópicos (TURNER & CORLETT, 1996; mas veja FAHRIG, 2003 para a definição de fragmentação), também atua como mecanismo facilitador de outras ameaças como a caça, os incêndios florestais e a invasão de exóticos (TABARELLI et al., 2004). A Mata Atlântica, hoje extremamente fragmentada, possui 7,5% da sua cobertura vegetal, com apenas 36% desse total em áreas legalmente protegidas (MYERS et al., 2000). Vários estudos recentes têm relacionado a fragmentação deste bioma com a perda de espécies florestais (CHIARELLO, 1999; CULLEN JR. et al., 2000; RIBON et al., 2003). Entretanto, poucos relacionam as extinções taxonômicas às perdas de funções do ecossistema de maneira específica.

CARDOSO DA SILVA & TABARELLI (2000) foram os primeiros a introduzir este tema de forma a prever futuras extinções de espécies de plantas na Mata Atlântica nordestina. Segundo eles, cerca de 34% das espécies de árvores se tornarão extintas localmente devido a perda de aves frugívoras de grande porte (mas veja GALETTI, 2001). Já TABARELLI & PERES (2002), numa escala local, levantam a hipótese de que o recrutamento de plantas das famílias Myrtaceae e Lauraceae esteja comprometido devido a extinção de médios e grandes vertebrados em fragmentos florestais.

Alguns estudos não realizam previsões concretas, mas fornecem dados relevantes sobre a densidade de mamíferos herbívoros e dispersores de sementes, discutindo os efeitos da caça intensiva para o recrutamento das plantas (CULLEN JR. et al., 2001). Ainda outros retratam mudanças na composição florística dos fragmentos florestais, especialmente em pequenos remanescentes, levando ao aumento da representatividade de espécies anemocóricas em relação às zoocóricas TABARELLI *et al*. (1999). De forma mais restrita, PIZO (1997b) relaciona as menores taxas de visitação e diversidade de aves frugívoras visitantes de *Cabralea canjerana* (Meliaceae) à fragmentação florestal e ao isolamento.

Este cenário de estudos apresentados até agora, entretanto, não preenche algumas lacunas que precisam ser respondidas para dar embasamento a planos mais eficientes de recuperação em áreas impactadas. Saber como as modificações bióticas e abióticas no ambiente afetam as funções do ecossistema são um passo essencial para entendermos como manejar ecossistemas complexos. O presente trabalho é um estudo de duas populações do palmito *Euterpe edulis* Martius na Mata Atlântica brasileira expostas a diferenças na composição da avifauna dispersora e da mastofauna herbívora. Uma população está localizada no Parque Estadual da Ilha Anchieta, onde não há fauna residente de grandes aves frugívoras e alta densidade das populações de herbívoros; e o Parque Estadual da Serra do Mar – núcleo Caraguatatuba, uma área utilizada como controle, situada no continente. Apesar de relevante, as alterações microambientais que provavelmente existem entre as áreas não foram aqui abordadas. As perguntas deste estudo são as seguintes:

1. Qual a estrutura dos estádios de tamanho do palmito juçara nas áreas de estudo? Qual o reflexo da dispersão de sementes sobre a distribuição espacial das plântulas?
2. A ausência de populações residentes de aves frugívoras de grande porte na Ilha Anchieta provoca uma diminuição da dispersão de sementes do juçara?
3. Essa ausência pode ser quantitativamente compensada pelo aumento da densidade de frugívoros menores (sabiás)?
4. Qual o impacto da alta densidade de predadores de sementes e herbívoros sobre as populações de juçara?

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Áreas de estudo

2.1.1 Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Caraguatatuba

2.1.1.1 Localização e informações gerais

O Núcleo Caraguatatuba (daqui por diante Caraguá) (Figura 1) (45º 20' a 45º 44' W, 23º 32' a 23º 42' S), denominado originalmente Reserva Florestal de Caraguatatuba, foi criado em 11 de Setembro de 1956 e posteriormente englobado como parte do Parque Estadual Serra do Mar em 1977. Após uma ação de desapropriação o núcleo foi instalado numa área de aproximadamente 13.970 hectares, local de uma antiga fazenda que também atuava na produção de carvão vegetal. Com a inclusão de áreas adjacentes pertencentes a outros quatro municípios (Paraibuna, Natividade da Serra, Salesópolis e São Sebastião) o núcleo adquiriu sua área atual com cerca de 50.000 hectares.

As regiões mais afastadas da sede ainda sofrem grande pressão por palmiteiros e caçadores, que utilizam a Rodovia SP-99 (rodovia dos Tamoios) e a estrada da Petrobrás como vias de acesso ao interior do Parque. Outro grave problema é a presença de posseiros,

que constroem ranchos temporários de caça ou que retiram espécies nativas de animais e plantas para comercializá-las nas cidades (SÃO PAULO, 1998). Essas atitudes são ainda freqüentes porque os limites do Parque ainda não estão delimitados, sendo que apenas a área inicial de 13.970 hectares é de domínio do Estado.

2.1.1.2 Clima

A região que compreende a Serra do Mar possui um dos índices pluviométricos mais elevados do Brasil, podendo chegar a mais de 3.600 mm anuais em algumas áreas (OLIVEIRA & FONTES, 2000). Isso ocorre porque suas escarpas impedem o avanço de grande parte da umidade que vem do mar, ocasionando chuvas orográficas. O Núcleo Caraguá está situado numa região de confronto de dois domínios climáticos, separados pelo Trópico de Capricórnio, formados pelos sistemas tropicais e polares (sul), tropicais e equatoriais (norte). Apesar de localizado numa zona de domínio de chuvas constantes, sofre influência da Serra de Juqueriquerê, que diminui a força das massas polares formando uma região de “sombra de chuvas”.

Dados climáticos coletados de 1961 a 1990 pela ELETROPAULO informam que a precipitação média anual foi de 1792,6 mm com os meses mais chuvosos de dezembro a março e os menos chuvosos de maio a agosto. Os totais pluviais mais altos já registrados em Caraguá num período de 24 horas foram no mês de Março do ano de 1967, onde choveram 308,2 mm e 420 mm no dia seguinte. Este episódio ficou marcado como a “catástrofe de 67”, em que choveram 17 dias interruptos. Tamanha a força da água que muitas árvores de grande porte foram parar à beira-mar, distante 6 km do núcleo. Como decorrência da catástrofe o Instituto Florestal plantou 53.250 mudas de *Pinus* dentro do Parque para conter as enxurradas e os novos deslizamentos.

Não há informações no plano de gestão sobre as temperaturas da sede do núcleo. Devido a proximidade com o município de Ubatuba, assumiu-se semelhança entre as duas áreas estudadas e os dados constam na descrição do clima da Ilha Anchieta.

2.1.1.3 Flora e fauna

A vegetação das áreas próximas ao Núcleo (cerca de 1 km) se encontra em estádio avançado de regeneração mesmo após a retirada de madeira utilizada em carvoarias e serrarias há cerca de 50 anos, podendo ocorrer manchas de vegetação mais madura em alguns trechos, com árvores que chegam a possuir 8 m de perímetro e 30 metros de altura como alguns indivíduos de Jequitibá (*Cariniana legalis*), avistados ao longo da Trilha dos Tropeiros (A. F. B. A. MARQUES, *dados não publicados*). O dossel, dominado muitas vezes por palmeiras (*e.g. Syagrus pseudococcos*), tem aproximadamente 20 m de altura e árvores emergentes que alcançam 25 m.

O levantamento fitossociológico mais completo para a região do Núcleo é o que diz respeito à flora de Fanerógamas e algumas Pterófitas, realizado pela Seção de Curadoria do Herbário do Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, como parte do PPMA (Projeto de Preservação da Mata Atlântica). Todas as plantas com DAP (Diâmetro a Altura do Peito) maiores que 5 cm foram amostradas em quarenta parcelas de 10 x 10 m espalhadas por diversas trilhas. O palmito juçara apresentou a maior densidade de indivíduos (172,5 indivíduos/hectare) e também o maior índice de importância (soma da densidade relativa, freqüência relativa e dominância relativa). As três famílias mais importantes em número de indivíduos e espécies, respectivamente, foram: Myrtaceae (96 e 39); Rubiaceae (94 e 21) e Lauraceae (52 e 18). No total foram catalogadas 817 espécies de plantas vasculares, sendo 772 Fanerógamas e 45 Pterófitas.

O levantamento da fauna local ainda é escasso, havendo apenas uma lista das aves realizada por A. F. BARBOSA (1994, *dados não publicados*) e uma lista preliminar (C. A. GUSSONI & R. F. FADINI, *dados não publicados*) que, somadas, resultam em mais de 250 espécies. Levantamentos quantitativos da avifauna local estão sendo realizados por C. GUSSONI (*dados não publicados*). Merecem destaque os grandes frugívoros: *Trichlaria malachitacea, Procnias nudicollis, Carpornis cucullata*[*], *Pyroderus scutatus*, *Selenidera maculirostris, Ramphastos dicolorus, Penelope obscura* e *Tinamus solitarius*, este último muito freqüente próximo ao núcleo do Parque. Outros grupos de animais são pobremente trabalhados no Núcleo e escasseiam informações consistentes no Plano de Gestão.

[*] Não observado no período do estudo.

Recentemente, equipes multidisciplinares têm trabalhado para a realização do Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Mar e contribuirão para o aumento do conhecimento da fauna do Núcleo.

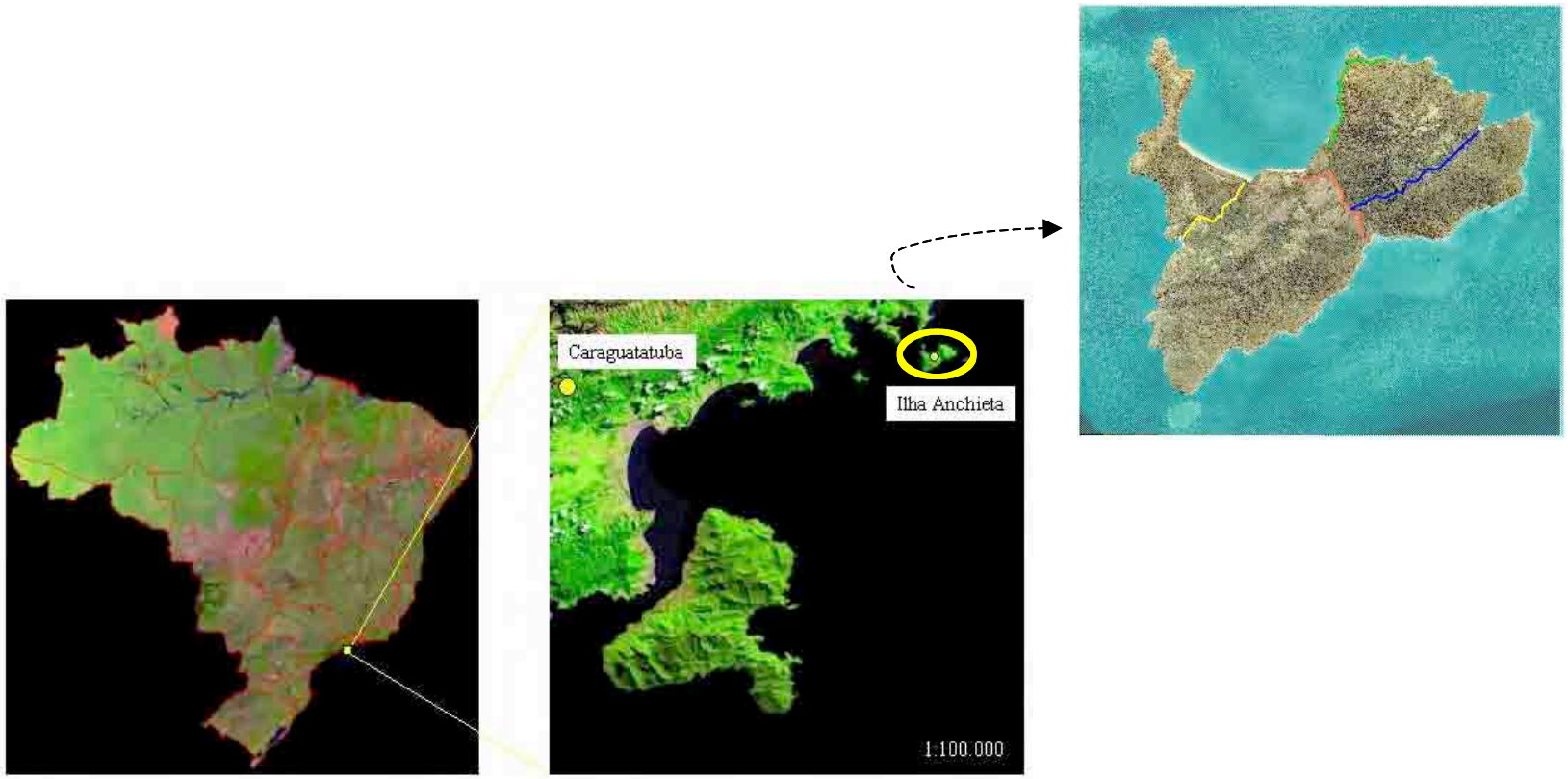

Figura 1. Localização das áreas de estudo representadas por um círculo amarelo. (Fonte: MIRANDA & COUTINHO, 2004). Caraguatatuba está inserida dentro do PE Serra do Mar, e Ilha Anchieta dentro do PE Ilha Anchieta. Em detalhe a Ilha Anchieta e as trilhas utilizadas para este estudo: amarelo=t. do Sul; vermelho=t. do Saco Grande; azul=t. do Leste; verde=t. da Pedra do Navio.

2.1.2 Parque Estadual da Ilha Anchieta

2.1.2.1 Localização e informações gerais

O Parque Estadual da Ilha Anchieta (45°02' a 45°04' W, 23°27' e 23°34' S) (Figura 1), possui 828 hectares e está localizado no município de Ubatuba. O principal acesso à Ilha é pela Enseada das Palmas, que fica a 8 km da marina do Saco da Ribeira. Entretanto, apenas um trecho de 400 m de mar separa um braço da Ilha do continente.

A gênese da Ilha está ligada às escarpas da Serra do Mar, tendo sido formada através de um falhamento que foi posteriormente preenchido pelo mar. A Ilha Anchieta é, portanto, classificada como uma ilha oceânica, provavelmente apresentando uma fauna e flora originalmente semelhantes às do continente adjacente (GALETTI *et al. em preparação*).

2.1.2.2 Breve histórico da Ilha

O conhecimento da história inicial da Ilha Anchieta (denominada anteriormente de Ilha dos Porcos) data do século XVI, quando foi povoada por índios Cunhambebe da tribo dos Tamoios. Por cerca de mais de dois séculos (XVI a XVIII), a Ilha Anchieta foi rota marítima para navios que aportavam na costa brasileira (ROBIM, 2004), atuando como local de descanso devido à calmaria da enseada junto à praia do presídio. Mas a ocupação definitiva pelo homem branco começou em 1803 quando um destacamento do exército português ficou ali sediado. Já no século XIX a Ilha chegou a possuir mais de 300 pessoas, sendo criada a Freguesia do Senhor Bom Jesus da Ilha dos Porcos, cujos habitantes eram ligados ao cultivo de café, cana-de-açúcar e culturas de subsistência animal e vegetal (ROBIM, 2004; GUILLAUMON et al., 1989).

No entanto, a parte mais turbulenta de sua história ocorreu nos últimos 100 anos, em períodos marcados pela atuação de uma colônia correcional (1907-1914), um presídio político (1928-1934) e, por fim, um presídio comum (1934-1954). O presídio foi desativado em 1955 após a ocorrência de uma rebelião no ano de 1952, a maior da história do sistema prisional brasileiro. Após passar por um período de abandono, o governo do Estado de São Paulo determinou a proteção da Ilha e de seu entorno, criando o Parque Estadual da Ilha Anchieta em 29 de maio de 1977 (GUILLAUMON et al., 1989).

2.1.2.3 Clima

A Ilha Anchieta está sob forte influência da radiação solar que, por sua vez, aliada à existência do oceano circundante, favorece os processos e evaporação e condensação. Há um predomínio de temperaturas médias elevadas durante o ano (em torno de 22,4º C), sendo que a variação da temperatura costuma ser de apenas 2º C. O mês mais quente é Janeiro, com média das máximas entre 30 e 33º C e máxima absoluta de 40 a 42º C. Já o mês mais frio costuma ser Junho, com mínima absoluta entre 4 e 8 º C, podendo alcançar 0º C. O clima é Tropical Úmido, com precipitação média anual em torno de 2.104 mm entre os anos de 1961 e 1973. Para o mesmo período, o mês de junho foi o mais seco, com apenas 98,3 mm de chuva em média e fevereiro o mais úmido com 282,5 mm em média. Para o ano de 2004, com informações obtidas da base meteorológica de Ubatuba (23º 27' S, 45º 04' W), a pluviosidade anual total foi de 2352 mm com mês mais chuvoso em janeiro (331,5 mm) e mais frio em julho (média=18,7 ºC) (Figura 2).

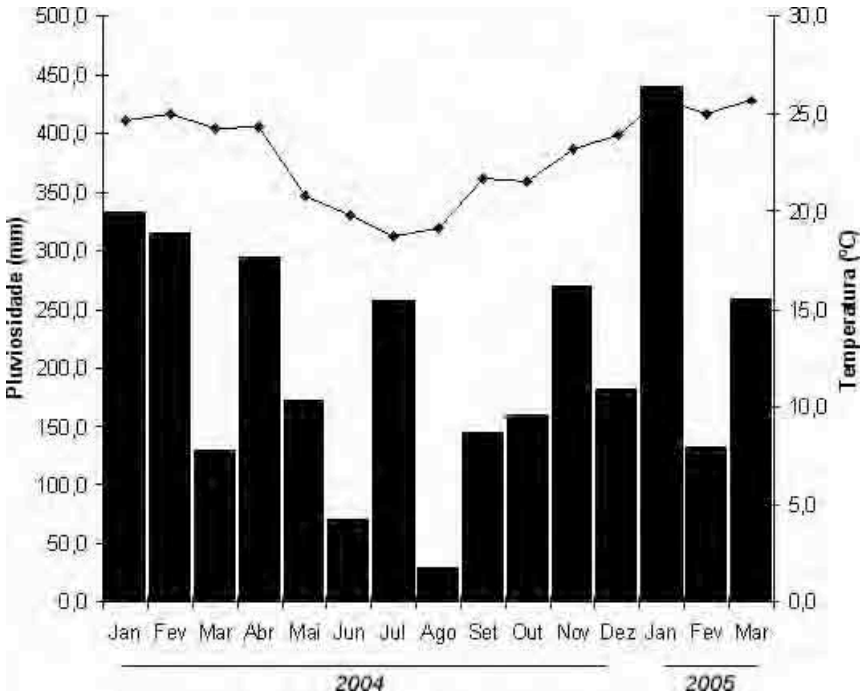

Figura 2. Clima da Ilha Anchieta no ano de 2004 e início de 2005. As barras indicam a pluviosidade acumulada durante o mês e a linha indica a temperatura média mensal.

2.1.2.4 Flora e fauna

Cerca de 70% da vegetação da Ilha Anchieta é formada por Floresta Pluvial Tropical bastante depauperada e o restante por campos antrópicos, gleicheniais, uma pequena mancha de manguezal e restinga. De acordo com GUILLAUMON *et al.* (1989) estão catalogadas cerca de 70 espécies de plantas, entre lianas, árvores e arbustos, muitas das quais são dispersas pelo vento e com frutos pequenos, com grande sucesso em ambientes perturbados como a aroeira (*Schinus terebinthifolius*) a embaúba (*Cecropia* spp.), o manacá-da-serra (*Tibouchina mutabilis*), entre outras.

Durante o período de funcionamento do presídio, grande parte da vegetação foi destruída para o fornecimento de lenha e a manutenção de pastagens para os rebanhos de cabras. Depoimentos dos ex-moradores mostraram que a caça e a coleta de espécies vegetais eram permitidas (ROBIM, 2004).

Na parte coberta por floresta há um predomínio de espécies arbóreas típicas de áreas secundárias, com troncos finos, dossel baixo e às vezes dominado por lianas, especialmente próximo às trilhas. Poucos indivíduos apresentam troncos grossos, à exceção do guapuruvu (*Schyzolobium parahybum*) e de algumas espécies de figueiras (*Ficus* spp.). Outra característica da Ilha é a presença de plantas introduzidas que se adaptaram bem como a jaqueira (*Artocarpus integrifolia*), o bambu (*Bambusa vulgaris*) o capim-gordura (*Melinis minutiflora*), a palmeira-leque (*Livistonia chinensis*), entre outras.

As palmeiras merecem destaque, especialmente o pati (*Syagrus pseudococcos*), muito abundante nas encostas e possivelmente de extrema importância alimentar para os mamíferos roedores que habitam a ilha. Outras espécies também ocorrem como o jerivá (*Syagrus rommanzoffiana*), o tucum (*Bactris setosa)*, a palmeira indaiá (*Attalea humilis*), o coqueiro (*Cocos nucifera*)*, a brejaúva (*Astrocaryum aculeatissimum*), o açaí (*Euterpe oleracea*)[*], a palmeira-leque (*L. chinensis*) e o palmito juçara (*Euterpe edulis*). Este último tem uma população concentrada na face leste da Ilha, junto às trilhas do Saco Grande e Leste.

Quanto à fauna terrestre, a Ilha Anchieta parece ser bem servida de listas entomológicas, de moluscos, répteis e anfíbios. Entretanto, boa parte desse material não

[*] Espécies que ocorrem apenas nas proximidades das instalações humanas.

está disponível para consulta. A riqueza de aves e mamíferos já é bem conhecida por ocasião do plano de manejo. Segundo informações mais recentes (R. F. FADINI, *dados não publicados*), há cerca de 87 espécies de aves, sendo 67 terrestres, das quais 18 (26,8%) são frugívoras (Apêndice 1). Mais de 80% dessas aves frugívoras apresentam largura do bico menor que 15 mm, largura acima da qual um fruto que é considerado grande (CARDOSO DA SILVA & TABARELLI, 2000) dificilmente seria ingerido. As únicas aves capazes de ingerir frutos dessa dimensão são o pavó (*Pyroderus scutattus*) e a araponga (*Procnias nudicollis*), que são visitantes ocasionais da Ilha. Não ocorrem araçaris, tucanos, surucuás e jacus, também aves frugívoras de grande porte e que normalmente escasseiam em áreas degradadas (WILLIS, 1979).

Já a fauna de mamíferos é constituída praticamente de animais introduzidos (Apêndice 2), que são um grave problema para a regeneração natural da Ilha e para a reprodução das aves florestais (A.D. ALVAREZ, *dados não publicados*), porque suas populações atingiram níveis muito altos (R. S. BOVENDORP, *dados não publicados*). Pequenos roedores nativos também escasseiam, sendo que nenhum exemplar foi coletado após quatro dias de amostragens (D. C. BRIANI, *dados não publicados*)[*]. Depoimentos de ex-habitantes relatam a presença do curió (*Sporophila angolensis*), do macuco (*Tinamus solitarius*) e do cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) (ROBIM, 2004), que não foram observados no decorrer deste estudo.

[*] Essa informação deve ser tomada com cautela porque, segundo o próprio autor, as amostragens foram insuficientes para se chegar à conclusão da real ausência desse grupo na Ilha.

2.2 Espécie estudada

O palmito *Euterpe edulis* Martius recebe várias denominações de acordo com sua área de ocorrência: palmito juçara, juçara, jiçara, palmito doce, palmiteiro, entre outras. Ocorre originalmente na Mata Atlântica desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul, além das Missões na Argentina e Paraguai. Também avança para o interior do Brasil, acompanhando as matas ciliares e alcançando Brasília, no Distrito Federal (HENDERSON et al., 1995). É uma palmeira ereta com cerca de 8 a 12 m de altura e que freqüentemente domina o estrato médio das florestas onde ocorre, podendo alcançar mais de 255 indivíduos adultos por hectare em florestas preservadas (GALETTI & ALEIXO, 1998).

Os indivíduos apresentam flores unissexuais arranjadas em tríades (duas masculinas e uma feminina), formando uma espécie de zigue-zague em torno das ráquilas do cacho (HENDERSON, 2000). A espécie possui um sistema de protandria que dificulta a autofecundação, exceto quanto há produção de mais de uma inflorescência. A polinização é feita por insetos, principalmente a abelha *Trigona spinipes* (REIS et al., 2000).

Seus frutos globosos e com cerca de 1 cm de diâmetro tornam-se negro-vináceos quando maduros. Produzem uma polpa fibrosa e rica em lipídeos, estando entre os frutos ornitocóricos mais nutritivos da Mata Atlântica (GALETTI, 1996). A produção de um adulto de juçara pode chegar a mais de 3.000 frutos e o número de cachos varia de um a cinco (MANTOVANI & MORELLATO, 2000). A espécie tem como característica formar um denso banco de plântulas no subbosque, que é responsável pela regeneração de suas populações (CONTE et al., 2000).

A frutificação em massa da espécie, que ocorre no inverno, fornece alimento para cerca de 30 espécies de aves e 13 de mamíferos (GALETTI et al., 1999), o que leva alguns pesquisadores a considerarem *E. edulis* como espécie-chave (LAPS, 1996; mas veja GALETTI & ALEIXO, 1998). Entre os frugívoros que se alimentam de seus frutos estão dispersores primários (aves), secundários (répteis, mamíferos) e predadores de sementes (mamíferos) (REIS & KAGEYAMA, 2000). O tamanho dos dispersores e dos predadores é bastante variável. Entre as aves, os sabiás do gênero *Turdus* (100-120 gramas) e os jacus (*Penelope* spp., 850-1200 g) são bons exemplos dessa variação. Para os mamíferos, estão

nos extremos o rato-do-arroz (*Nectomys squamipes,* 160-400 gramas) (E. M. VEIRA, *dados não publicados*) e a anta (*Tapyrus terrestris,* (RODRIGUES et al., 1993). Além de vertebrados, também insetos como o curculionídeo *Coccotrypes palmarum* consomem sementes (PIZO & SIMAO, 2001) e a borboleta *Antirrhea archaea* consome a polpa e as folhas jovens de juçara (MATOS, 2000).

A espécie é muito explorada na natureza porque seu único palmito (meristema apical comestível) é altamente apreciado como iguaria em saladas frias. Para consegui-lo é preciso cortar a planta, que não tem a capacidade de perfilar e morre. O corte, realizado pelos palmiteiros é ilegal e movimenta muitas quadrilhas especializadas que vendem o produto para restaurantes (GALETTI & FERNANDEZ, 1998). Além de um problema ambiental grave, o modo como o produto é precariamente conservado e armazenado pode causar doenças a pessoas que o consomem, como o botulismo.

2.3 Qual a estrutura dos estádios de tamanho do palmito juçara nas áreas de estudo?

2.3.1 Parcelas de um hectare

Em cada área de estudo foi delimitada uma parcela de 1 hectare (100 x 100 m) para a amostragem da estrutura populacional. A escolha do local para a instalação das parcelas se baseou na facilidade de acesso e na presença visual do palmito juçara. Em Caraguá, a parcela foi demarcada na trilha da captação e, na Ilha Anchieta, na trilha do leste. Este tipo de desenho amostral, apesar de não considerar a utilização de réplicas verdadeiras, é útil porque diminui o esforço de coleta dos dados, desde que a parcela já esteja montada, e permite a realização de análises da distribuição espacial em diversas escalas. A parcela foi dividida em 100 quadrados de 10 x 10 m nos quais foram contabilizados os seguintes estádios de tamanho definidos abaixo, de acordo com REIS (1995):

a. Plântula – indivíduos com até 10 cm de altura de inserção da folha, podendo conter até três folhas[2], desde que ainda apresentem resquícios de semente. Este estádio foi avaliado em apenas 30 parcelas sorteadas inteiramente ao acaso.
b. Jovem I – maiores que 10 cm e menores do que 30 cm de altura de inserção. O caule apresenta um diâmetro com cerca de 1 cm, em média.
c. Jovem II – plantas entre 30 cm e 1 m de altura de inserção. Sem estipe exposto e com 4 a 5 folhas pinadas.
d. Imaturo – plantas com estipe exposto. Na classificação de REIS (1995) este estádio está subdividido em Imaturo I e Imaturo II.
e. Adulto – indivíduos com sinais de reprodução, como a presença de cachos de inflorescências/infrutescências ou presença evidente de cicatriz da inflorescência.

As parcelas foram demarcadas em fevereiro de 2005, cerca de 6 a 8 meses após o término da frutificação do juçara nas duas áreas. Os quadrados de 10 x 10 m tiveram suas extremidades marcadas com estacas numeradas indicando sua posição. Do lado direito e superior de cada parcela 10 x 10 m, a estaca foi tomada como o centro de um quadrado de lado 2 m no qual foi contado o número de plântulas presentes e a distância ao palmito adulto mais próximo, dando uma medida da distância de dispersão mais provável. Caso o palmito fosse inclinado, era medida a distância até a projeção da sua copa ao invés de considerar o estipe como ponto de referência. Desse modo, foi permitido que os pontos fossem amostrados ao acaso, independentes das posições dos palmitos. Devido a inexistência de uma relação significativa entre a distância e a densidade de plântulas em uma análise realizada *a priori*, optou-se por não utilizar um ajuste exponencial negativo, presente em outros estudos para o juçara (MATOS & WATKINSON, 1998; REIS, 1995). O número de plântulas foi então agrupado em categorias de 2 metros (unidade amostral), testando a semelhança das freqüências de ocorrência das plântulas entre as áreas através de um teste de Kolmogorov-Smirnov. Uma segunda análise da distribuição das plântulas foi

[2] REIS (1995) considera neste estádio apenas as plantas com uma folha flabeliforme (em flecha). Na presente classificação preferiu-se atentar para o critério de tamanho.

feita em relação ao número de adultos *versus* o número de plântulas por parcela de 10 x 10 m. Uma regressão linear simples foi utilizada para descrever essa relação. O Wilcoxon 2-sample test foi utilizado para medir as diferenças das densidades de plântulas de juçara em quadrados com e sem palmito.

2.4 A ausência de populações residentes de aves frugívoras de grande porte na Ilha Anchieta provoca uma diminuição da dispersão de sementes do juçara?

2.4.1 Observações focais

O objetivo das observações focais foi realizar um registro mais detalhado das interações frugívoro/planta. As observações foram realizadas nos meses de maio a julho de 2004 em Caraguá e de abril a maio do mesmo ano na Ilha Anchieta. O período de frutificação do juçara na Ilha Anchieta foi do final de março a junho e em Caraguá do início de abril a agosto. O método adotado (árvore-focal) seguiu GALETTI *et al*. (2002). Foram selecionados dezenove (19) palmitos na Ilha Anchieta e quinze (15) em Caraguá para a realização dos focais, simplesmente com base na facilidade de observação da copa e na alta produtividade de frutos por individuo, para evitar que o número de frutos fosse um fator limitante da visitação. As observações focais foram realizadas com o auxílio de binóculos 10x50 e a uma distância mínima de 15 m para evitar que as aves fossem afugentadas.

A princípio[1], cada período de observação constitui-se de cinco horas consecutivas no período diurno (7 às 12 h) em que foram anotados: a espécie visitante; o destino do fruto (engolido, se a ave pousou no cacho e ingeriu o fruto no local ou carregado, se a ave capturou o fruto em vôo e o levou para consumi-lo em outro local); o número de frutos carregados, engolidos, removidos (carregados + engolidos), derrubados, predados, além de sementes regurgitadas e o tempo da visita. Por vezes, mais de uma planta foi observada ao mesmo tempo. A visita foi contada a partir do momento em que a ave pousou no cacho com intenção de consumir frutos e terminou com a saída do cacho. A visita não foi considerada se, por exemplo, a ave visivelmente pousou no cacho para apenas defender o

[1] Algumas plantas foram observadas por períodos mais curtos devido a imprevistos durante as observações focais como chuva e vento forte.

recurso alimentar. Uma nova visita foi registrada se a ave retornou ao cacho para novo consumo.

Apenas visitas com interação, ou seja, nas quais as aves consumiram, derrubam ou regurgitaram sementes, foram utilizadas nas análises. Como o tempo gasto na observação focal não foi o mesmo para cada planta, foi feita uma estimativa da taxa de remoção por planta por hora. Os dados da taxa de remoção de frutos e duração da visita, que não seguiram distribuição normal, foram descritos com base na mediana e nos “quartiles”, 25 e 75% (JORDANO & SCHUPP, 2000).

Foram testadas as diferenças das principais variáveis medidas entre as áreas (*e.g.* tempo de visita, taxa de visitação, taxa de remoção e número de frutos removidos por visita) utilizando um teste paramétrico (teste t), quando os pressupostos de homogeneidade de variâncias e normalidade foram preenchidos, ou não-paramétrico (Wilcoxon 2-sample test), quando os dados não assumiram distribuição normal e as transformações utilizadas na tentativa de normalização dos dados não surtiram efeito. O teste de qui-quadrado foi utilizado para testar a hipótese nula da independência entre as seguintes variáveis medidas: modo de captura *versus* área de estudo; modo de captura *versus* sexo. Este teste foi utilizado apenas para o sabiá-úna (*Platycichla flavipes*) tendo em vista a diferença comportamental da espécie notada em campo, entre os sexos e entre as áreas.

2.5 A ausência dos grandes frugívoros pode ser quantitativamente compensada pelo aumento da densidade de frugívoros menores (sabiás)?

2.5.1 Levantamento das aves frugívoras

O objetivo desta metodologia foi contabilizar não só a riqueza de espécies, mas também a densidade das potenciais aves dispersoras do palmito juçara. Para isso, foram realizados levantamentos de campo utilizando uma lista prévia das aves que consomem frutos da espécie obtida da compilação de vários estudos (GALETTI et al., 1999; CASTRO, 2003; LAPS, 1996). A técnica utilizada para o levantamento quantitativo das aves frugívoras é baseada nos *pontos de distância circular variável* (variable circular plot)

(REYNOLDS et al., 1980). O conhecimento das vozes das aves é imprescindível para a realização da técnica.

Em Caraguá foram amostradas três trilhas pré-existentes (Captação, Poção e Jequitibá) e uma transecção aberta para este estudo, totalizando cerca de 3.500 metros. A trilha da Captação tem variação de 150 m de altitude (50-200 m) e é paralela a um riacho cuja água é utilizada para consumo da população do Núcleo. A trilha do poção, utilizada raramente por turistas, segue paralela ao Ribeirão Manteigueira, passando por regiões cuja densidade de juçara é alta. A trilha do Jequitibá é utilizada por turistas e está mais próxima da sede administrativa do Núcleo que as demais, seguindo junto à planície. A transecção foi aberta perpendicular a uma trilha da planície que vai em direção à estrada dos tropeiros. Todas as trilhas são aproximadamente concorrentes e seguem em sentidos opostos visando amostrar diferentes ambientes.

Na Ilha Anchieta foram amostradas as trilhas da praia do leste, da praia do sul e da pedra do navio, também totalizando cerca de 3.500 m. A trilha do leste, cuja variação de altitude aproximada é de 250 metros (50-300 m), é utilizada apenas por pesquisadores e atravessa a região com vegetação arbórea mais densa do Parque. A trilha da praia do sul é freqüentemente utilizada por turistas, atravessando uma vegetação arbórea cercada por trechos onde predominam pteridófitas do gênero *Gleichenia*. A trilha da pedra do navio segue rente ao mar (10-20 m), se distanciando em alguns trechos que foram utilizados para os levantamentos.

Os levantamentos foram realizados no período reprodutivo das aves e pelo menos em um mês na época de frutificação do juçara. A realização do levantamento no período de frutificação é imprescindível para as aves que aparentemente migram em resposta positiva à produção de frutos de juçara como parece ser o caso do sabiá-una *Platycichla flavipes*. As amostragens foram realizadas no período da manhã após o nascer do sol (por volta das 6:00 h) até as 10:00 h. Os pontos não foram amostrados antes do completo amanhecer porque o registro das aves ficaria comprometido devido a dificuldade de visualização. As trilhas foram percorridas lentamente até se chegar ao ponto amostrado. A amostragem dos pontos seguiu de maneira consecutiva e na mesma ordem mês após mês. Uma distância mínima de 150 metros entre os pontos foi estabelecida para diminuir a possibilidade de que uma ave

registrada em um fosse também registrada no outro. As aves ouvidas e/ou observadas em um período de 5 minutos foram registradas em raios de: 0-10 m, 10-20 m, 20-30 m e 30-50 m a partir do observador. Foi preferido usar 5 ao invés de 10 minutos porque este intervalo de tempo poderia superestimar a densidade das aves mais ativas (RAMAN, 2003). Pontos próximos a corredeiras ou realizados em períodos de vento forte foram eliminados das amostragens porque poderiam comprometer o registro das aves. Foram feitas três estimativas: uma baseada no IPA (índice pontual de abundância) para todos os meses amostrados; uma baseada no IPA para os meses de frutificação do palmito juçara e outra com base na densidade absoluta somando todos os registros.

O software DISTANCE 4.1 (THOMAS et al., 2003) foi utilizado para estimar a densidade absoluta de cada espécie de ave frugívora que consumiu frutos de juçara durante o período do estudo e cujo número mínimo de observações foi de 10 indivíduos (mas veja BIBBY et al., 1998). A precisão das estimativas de densidade depende basicamente do número de indivíduos registrados, admitindo que: 1) exatamente todas as aves sobre o ponto são registradas; 2) que elas são registradas na sua posição original e 3) que as distâncias são estimadas com precisão (BIBBY et al., 1998). Quando o número de indivíduos registrados foi insuficiente, o agrupamento de várias espécies permitiu uma melhor aproximação da estimativa da densidade total de aves frugívoras, considerando apenas as aves que foram observadas consumindo frutos de juçara.

As estimativas da densidade das aves foram feitas utilizando curvas de detecção, que medem a probabilidade de detecção das aves com base na distância ao observador. Existem vários modelos de ajuste aos dados que são fornecidos pelo software DISTANCE 4.1. Os utilizados foram (nomes em inglês): uniform, hazard rate, half-normal e negative exponential. O modelo que melhor se ajusta aos dados deve possuir o menor AIC (Critério de Informação de Akaike) e foi utilizado nas estimativas de densidade. O resultado final da análise mostrou a densidade em indivíduos por hectare com um intervalo de confiança de 95 % e o coeficiente de variação dos dados (CV).

2.6 Qual o impacto da alta densidade de predadores de sementes e herbívoros sobre as populações de juçara?

2.6.1 Predação de sementes

A predação de sementes foi testada experimentalmente em cada área de estudo. Dois tratamentos foram utilizados: um aberto que permitia a entrada de qualquer tipo de mamífero predador (*e.g.* cutias, pacas, porcos do mato, veados, pequenos roedores) e outro semi-fechado (com aberturas de 7 x 7 cm) que permitia apenas a entrada de pequenos roedores (*e.g. Nectomys* sp., *Oryzomys* sp., *Trynomis* sp.). Foram utilizadas 35 gaiolas de exclusão na Ilha Anchieta (17 abertas e 18 semi-fechadas, ver descrição dos tratamentos a seguir) e 33 em Caraguá (15 abertas 18 semi-fechadas), com dimensões (16 x 16 x 9 cm) e malha de alumínio de 1,5 x 2,0 cm (Figura 3). O objetivo foi avaliar a remoção das sementes por mamíferos em geral, e por roedores de pequeno porte. A hipótese é de que a remoção fosse semelhante entre os tratamentos em Caraguá porque o volume de interações deveria ser realizado pelos pequenos roedores, já que a densidade de mamíferos predadores > 1 kg (i.e. *Dasyprocta leporina*) é baixa e não teria como aumentar a proporção de sementes removidas nas gaiolas abertas; e que mais sementes sobrevivessem quando submetidas à exclusão dos mamíferos herbívoros na Ilha Anchieta. Devido as informações de que não há pequenos roedores silvestres na Ilha, o esperado era que não houvesse remoção por este grupo. Em abril de 2004, as gaiolas foram dispostas nos pontos utilizados para os levantamentos das aves nas trilhas do leste, sul e pedra do navio, distantes cerca de 5 m das trilhas. A trilha do saco grande foi incluída neste experimento. Em Caraguá as gaiolas foram colocadas no mês de junho. A disposição das sementes em meses distintos para cada área ocorreu porque as áreas apresentaram períodos de pico de frutificação também distintos. Foram utilizadas as trilhas da captação, poção, a da planície que liga a trilha do jequitibá à dos tropeiros e a transecção perpendicular à trilha da planície. O tratamento recebido por cada ponto foi sorteado ao acaso. Cada gaiola recebeu 20 sementes de juçara que foram coletadas no chão da mata em cada área de estudo. As sementes foram colocadas o mais distantes da entrada da gaiola semi-fechada para tentar impedir o acesso dos herbívoros. As gaiolas foram checadas após 30 dias para verificar o número de sementes presentes. Foi preferido usar 20 sementes ao invés de 5 como no estudo de PIZO

& SIMÃO (2001) por que desse modo seria possível utilizar tanto uma ANOVA com dois fatores como uma regressão logística nominal, dependendo da natureza dos dados (ver adiante). Foi utilizada a segunda análise devido à natureza dos dados. A variável resposta *y* é a 'presença ou ausência de remoção' em cada gaiola e os efeitos são 'local', 'tratamento' e a interação entre eles.

2.6.2 Exclusão de herbívoros e predadores de sementes sobre o recrutamento de plântulas de juçara

O objetivo desta metodologia foi testar se a proteção contra os herbívoros produziria maior aumento do número de plântulas que em locais sem essa proteção. Dois locais foram utilizados em cada área de estudo, situados pelo menos a 1 km um do outro. Em Caraguá uma bateria de gaiolas foi instalada junto à parcela que mediu a estrutura populacional na trilha da captação (veja item: Estrutura populacional) e outra após a primeira travessia do Ribeirão Manteigueira (sentido sede do Núcleo-Pedra Redonda), na trilha do poção. Na Ilha Anchieta uma foi instalada na trilha do leste e outra na trilha do saco grande. Cada local recebeu 20 gaiolas de exclusão em três linhas paralelas, duas com seis e uma com sete gaiolas, que foram instaladas independentes da posição dos palmitos (Figura 4). As gaiolas permitiam a chuva natural de sementes. O espaçamento entre as linhas foi mantido em 10 m e aproximadamente 5 m entre as gaiolas dentro da mesma linha. A cerca de 1 metro de cada gaiola, quatro estacas com as mesmas dimensões da gaiola fechada foram presas ao chão, permitindo a livre entrada de qualquer tipo de predador de sementes ou herbívoro. O critério de disposição das gaiolas seguiu a semelhança entre o número de plântulas dos dois tratamentos. As gaiolas fechadas e abertas foram checadas no início do experimento (04/2004, Anchieta e parcela da trilha da Captação em Caraguá) e após a chuva de sementes em 10/2004 e 02/2005 (Anchieta e Caraguá). Gaiolas com sinais claros de tentativas de invasão por mamíferos foram eliminadas das análises, juntamente com seus pares. Procurou-se responder às seguintes perguntas: 1) o tratamento 'gaiola fechada' surtiu efeito sobre o número de plântulas presentes do início para o final do experimento? 2) a área de estudo interferiu na diferença entre os tratamentos? e 3) as diferenças entre os tratamentos se mantiveram entre os locais (trilhas) dentro das áreas de estudo?

Foi utilizada uma ANOVA fatorial com o ‘tratamento’ e ‘área de estudo’ como fatores, testando também o efeito da interação entre eles, além de um fator aninhado (trilha dentro de área). Os resultados do experimento não obedeceram aos pressupostos de homogeneidade de variância e normalidade dos resíduos, como requerido pela análise. Não foi possível transformar os dados porque eles possuíram valores negativos (resultado da diminuição do número de plântulas do início para o final do experimento). Mesmo assim optou-se por utilizar a ANOVA devido a sua robustez a desvios de normalidade e de homogeneidade de variâncias, especialmente quando o número de réplicas por tratamento é igual ou aproximadamente igual (ZAR, 1996, pg 187).

Figura 3. Gaiola de exclusão (tratamento semi-fechado) utilizada no experimento de predação de sementes de palmito *Euterpe edulis* na Ilha Anchieta e Caraguatatuba, sudeste do Brasil.

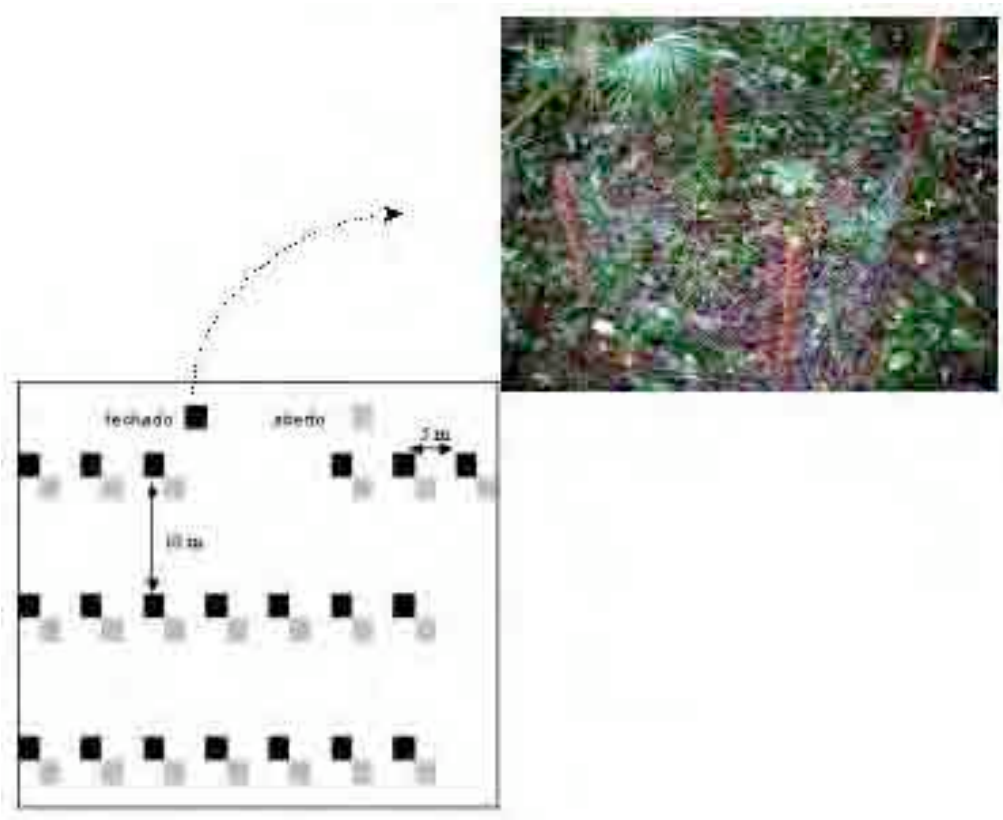

Figura 4. Disposição das gaiolas de exclusão na Ilha Anchieta e em Caraguá. Em detalhe a gaiola de exclusão (90 cm lados, 75 cm altura, malha em alumínio galvanizado de 7x7 cm)**.** As malhas foram firmemente presas ao chão por ganchos de ferro para impedir a entrada de herbívoros, mas não de pequenos roedores e insetos.

3 RESULTADOS

3.1 Estrutura espacial das plântulas e estrutura populacional do palmito *Euterpe edulis*

3.1.1 Recrutamento de plântulas em duas escalas espaciais

Foram amostradas 98 parcelas de 4 m^2 na Ilha Anchieta e 100 em Caraguá totalizando, respectivamente, 3,92 e 4% da área total da parcela de 1 ha. Foram amostradas 328 plântulas na Ilha Anchieta contra 108 em Caraguá, numa densidade estimada de 8200 e 2700 plântulas/ha .

A distribuição das plântulas em relação à planta-mãe diferiu entre as áreas (Kolmogorov-Smirnov test, p=0,002), mas sem um padrão claro (Figura 5). Oitenta e seis por cento das plântulas foram encontradas a até 6 metros do palmito mais próximo na Ilha Anchieta. Em Caraguá, esse valor subiu para 90%. Entretanto, houve uma queda de 61% da categoria até 2 metros para 4 metros, enquanto na Ilha Anchieta essa variação foi muito baixa e crescente, diminuindo o recrutamento apenas a partir dos 4 metros (Figura 8). Um pico de recrutamento registrado a 14 metros da planta mais próxima na Ilha Anchieta indica uma parcela situada entre as raízes de uma árvore com DAP≥15 cm.

Após os 10 m, o recrutamento de plântulas voltou a crescer na Ilha Anchieta, alcançando os 18 metros, o que não ocorreu em Caraguá. Desse modo, a distância mediana de recrutamento em Caraguá foi de 3,65 m (25% quantile=2 m, 75% quantile=5,37 m) e na Ilha Anchieta chegou a 3,2 m (25% quantile=1,5 m, 75% quantile=5,5 m), não havendo diferença significativa entre elas (Wilcoxon 2-sample test, z=0,55, p=0,57).

Com relação à distribuição dos jovens I e II, a baixa quantidade dos mesmos encontrados nas parcelas de 4 m^2 na Ilha Anchieta, impossibilitou a realização de análises para verificar alterações nas distâncias de recrutamento de acordo com a mudança de estádio. Em Caraguá, entretanto, onde 18 jovens (I e II somados) foram encontrados, a distância mediana até o palmito adulto mais próximo foi de 5 m (25% quantile=3,6 m, 75% quantile=6 m) e diferiu da distância de recrutamento das plântulas, mas essa diferença não foi significativa (Wilcoxon 2-sample test z=1,91, p=0,055).

Em uma escala maior (100 m^2), a variação do número de adultos na Ilha Anchieta explicou de forma significativa a variação do número de plântulas numa correlação positiva, enquanto em Caraguá não houve relação entre essas variáveis (Figura 6). Isto significa que, para o período amostrado, as plântulas se concentraram onde mais adultos estavam presentes na Ilha Anchieta, o que não ocorreu em Caraguá. Estas relações permaneceram semelhantes mesmo depois que um *outlier* foi retirado do gráfico de Caraguá e uma célula com alto *leverage*[3] do gráfico da Ilha Anchieta.

Em outra comparação em que foi testada a diferença entre número de plântulas em quadrados (100 m^2) sem palmito *versus* quadrados com palmito (1 a 9 adultos por quadrado na Ilha Anchieta e 1 a 6 em Caraguá), mais plântulas recrutaram nas parcelas com palmito na Ilha Anchieta (Wilcoxon 2-sample test z=-2,52, p=0,01; N=12 e 17, respectivamente) e em Caraguá não houve essa diferença (Wilcoxon 2-sample test z=-0,068, p=0,94; N=9 e 21, respectivamente).

[3] O leverage mede a influência que cada ponto tem em relação à inclinação da reta. Assim, pontos cujo valor do eixo x é distante da média X têm um alto valor de leverage.

3.1.2 Distribuição dos estádios de tamanho dos palmitos

A fase de plântula se destacou nas duas populações amostradas, cobrindo cerca de 70% ou mais do total de indivíduos (Figura 7). Chamam também atenção a quase inexistência de jovens I e II na Ilha Anchieta, com apenas 0,2 e 0,05% da população, respectivamente, e a alta proporção de adultos tanto na Ilha Anchieta (4,4%) quanto em Caraguá (6,4%), superando ou se equiparando à população de jovens. Sendo assim, para as parcelas estudadas e para este ano de estudo, as estruturas populacionais não seguiram a em "J-invertido" (especialmente na Ilha Anchieta), que é característica de populações de árvores em regeneração natural (DE STEVEN & PUTZ, 1984). Outra característica marcante é o número reduzido de plântulas em Caraguá, com 66% a menos que na Ilha Anchieta.

Figura 5. Distribuição espacial das plântulas de *Euterpe edulis* em relação ao palmito adulto mais próximo. Dados com base em uma parcela de 1 ha na Ilha Anchieta e Caraguá. As distâncias estão representadas por categorias (2=0-1,99 m; 4=2-3,99 m, e assim por diante). Todas as plântulas com até 10 cm de altura de inserção da folha foram consideradas, independente do número de folhas.

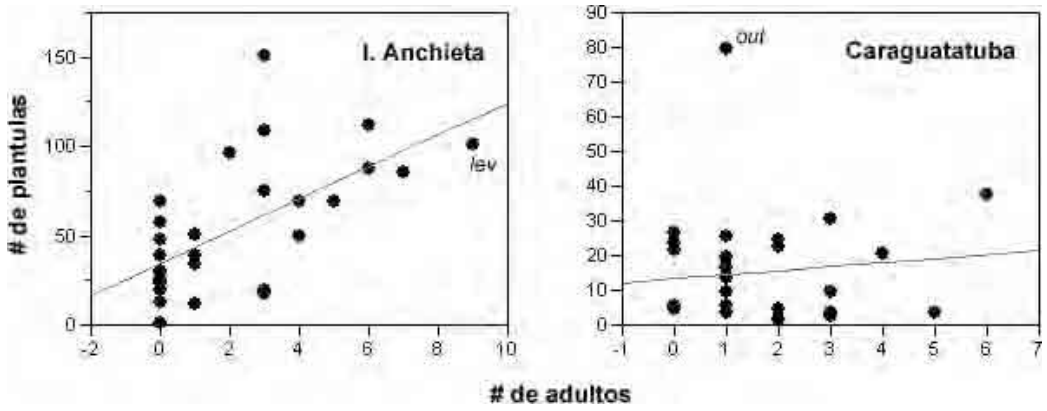

Figura 6. Regressão linear entre a quantidade de adultos e a quantidade de plântulas de *Euterpe edulis* por quadrado (10 x 10 m), com amostragem realizada em 30 quadrados aleatórios inseridos em uma parcela de 1 ha. Equações: Ilha Anchieta: #Plântulas ($100m^2$) = 35,397387 + 8,991545*#Adultos; r^2=0,39 p=0,0003. Caraguá (p=0,53): sem equação (ver texto). *Outlier* e célula com alto *leverage* indicados no gráfico (ver texto para detalhes). A equação anterior foi realizada com os valores originais.

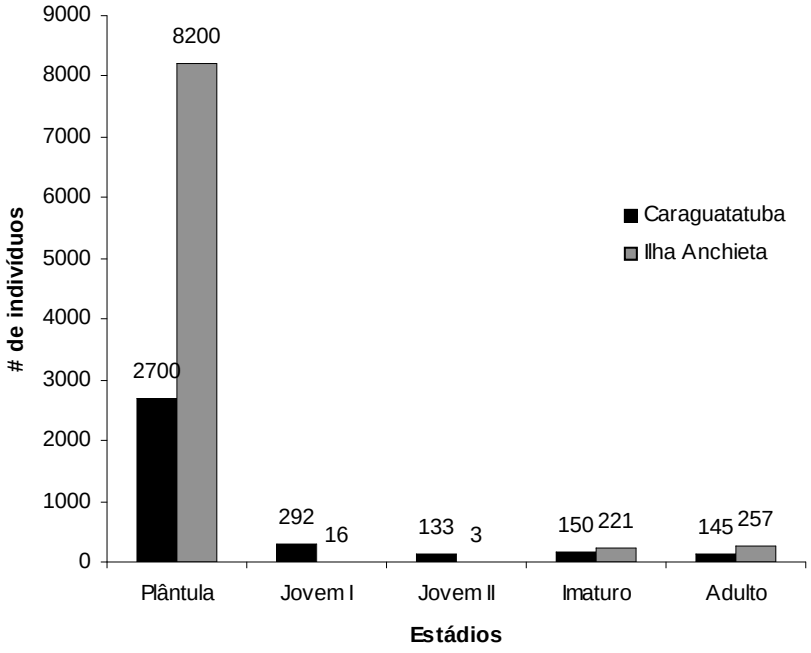

Figura 7. Distribuição dos estádios de tamanho do palmito *Euterpe edulis* nas parcelas de 1 ha amostradas em Caraguá e na Ilha Anchieta, Estado de São Paulo, ano de 2005. O número de indivíduos em cada estádio está indicado sobre as barras verticais. A estimativa da população de plântulas por parcela foi obtida através de regra de três simples, utilizando 30 parcelas de $100m^2$ sorteadas ao acaso.

3.2 Frugivoria

3.2.1 A assembléia de frugívoros do palmito juçara

Em ambas áreas estudadas, um mínimo de 12 e máximo de 25 pontos foram amostrados mensalmente (Tabela 1). Foram registradas 22 espécies consumindo frutos de juçara em Caraguá e apenas 11 na Ilha Anchieta. Do total de Caraguá, 15 foram aves dispersoras de sementes e 3 derrubadoras de frutos ou predadoras de sementes (REIS & KAGEYAMA, 2000). Outras quatro espécies de mamíferos geralmente predadores de sementes também foram registradas (Tabela 2). Na Ilha Anchieta foram registradas 8 espécies de aves dispersoras e uma consumidora de polpa, além de duas espécies de mamíferos predadoras de frutos (Tabela 2). Entretanto, grande parte dessas espécies não foi observada se alimentando de juçara. Outras espécies de frugívoros que consumiram frutos de juçara em outros estudos (GALETTI et al., 1999) e que provavelmente ocorrem em Caraguá são o veado mateiro (*Mazama americana*), o cachorro do mato (*Cerdocyon thous*), o grupo de morcegos do gênero *Artibeus* spp. e pequenos roedores (*e.g. Trynomis, Ozyzomys, Nectomys*). Em Anchieta ocorre em baixa densidade a paca (*Agouti paca*), que é um predador de sementes e em alta densidade o teiú (*Tupinambis merianae*) (R. S. BOVENDORP, *dados não publicados*), que pode incluir frutos de juçara em sua dieta (REIS & KAGEYAMA, 2000; CASTRO & GALETTI, 2004), além dos morcegos do gênero *Artibeus*.

Tabela 1. Número de pontos amostrados durante o levantamento das aves frugívoras na Ilha Anchieta e em Caraguá a partir do mês de outubro de 2003. Os números marcados em cinza escuro indicam o período de reprodução das aves e em cinza claro indicam os meses em que as amostragens foram realizadas no período de frutificação do juçara.

Local	**o**	**n**	**d**	**j**	**f**	**m**	**a**	**m**	**j**	**j**	**a**	**total**
Caraguá	22	22	22	22	25	25					18	156
Ilha Anchieta	21	21		19	22	21		12	21			137
	2003			*2004*								

Tabela 2. Morfologia e abundância de aves e mamíferos frugívoros consumidores de frutos de juçara *Euterpe edulis* registradas em Caraguá e na Ilha Anchieta durante os anos de 2003 e 2004. A parte do fruto consumida está de acordo com a literatura (LAPS, 1996; REIS & KAGEYAMA, 2000) e as observações pessoais (F=fruto; P=polpa; S=semente). O Índice Pontual de Abundância é dado pelo número de indivíduos por espécie, dividido pelo número de pontos amostrados em todo o período do estudo. Células preenchidas pela letra 'P' indicam que a espécie está presente, mas não há dados de abundância relativa e NP a espécie não está presente. A classificação taxonômica seguiu o CBRO <www.ib.usp.br/cbro>.

Espécie	Parte consumida	Largura do bico (mm)†	Índice Pontual de Abundância (IPA)	
			Anchieta	Caraguá
AVES				
CRACIDAE				
Penelope obscura	F	23,45±2,51	NP	P
PSITTACIDAE				
Pyrrhura frontalis	P	‡	NP	P
Pionus maximiliani	P, S	‡	NP	P
Triclaria malachitacea	P	‡	NP	P
TROGONIDAE				
Trogon viridis	F	20,04±1,2	NP	0,13
MOMOTIDAE				
Baryphthengus ruficapillus	F	20,54±3,73	NP	0,02
RAMPHASTIDAE				
Ramphastos dicolorus	F	30,7±1,10	NP	0,01
Selenidera maculirostris	F	25,25±1,14	NP	0,02
Pteroglossus bailloni	F	23,59±1,35	NP	0,02
TYRANNIDAE				
Pitangus sulphuratus	F	15,43±0,77	0,04	0,006
Myiodynastes maculatus	F	13,16±0,42	NP	0,06
Megarhynchus pitangua	F	17,81±0,49	P	0,006
COTINGIDAE				
Procnias nudicollis	F	24,53±2,61	0,03	0,01
Pyroderus scutatus	F	26,7±1,4	P	P
TURDIDAE				
Platycichla flavipes	F	12,25±0,81	0,21	0,08
Turdus rufiventris	F	12,14±1,28	0,13	0,006
Turdus amaurochalinus	F	11,41±0,95	0,007	-
Turdus albicollis	F	13,08±1,34	0,71	0,32
CARDINALIDAE				
Saltator similis	P	11,23$^{\Delta}$	0,15	P

Continua

MAMMALIA			
PRIMATES			
Cebus nigritus	F, S	0,468*	P
RODENTIA			
Sciurus ingrami	P, S	NP	P
Dasyprocta spp.	S	13,676*	P
ARTIODACTYLA			
Tayassu tajacu	F, S	NP	P

†Estatística obtida através da medida do bico de dez exemplares do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP), exceto para *Platycichla flavipes* com 11 indivíduos. Dados com base na média ± 1 Desvio Padrão.
‡Espécie despolpadora de frutos cujo tamanho do bico não é importante.
*Abundância por indivíduo/10 km (R. S. BOVENDORP, *dados não publicados*).
$^{\Delta}$Dados obtidos de 5 exemplares do Museu de Zoologia João Moojen de Oliveira – UFV – Viçosa – MG.

Apesar desse grande número de espécies potenciais consumidoras de frutos ou sementes de juçara, apenas sete das 15 espécies de aves dispersoras em Caraguá e três das 9 (oito dispersoras + uma consumidora de polpa) na Ilha Anchieta, foram observadas consumindo frutos no período de estudo (Tabela 3). Dessas 15 espécies em Caraguá, 10 tiveram de 0 a 3 registros em 155 pontos amostrados. Essa raridade provavelmente refletiu no baixo número de espécies de aves registrado também nas observações focais (Tabela 4).

Apesar do número semelhante de espécies nos focais, a abundância (IPA) e a densidade (indivíduos/ha) das espécies diferiram bastante entre as áreas (Tabela 3). A densidade conjunta das espécies que foram observadas consumindo frutos de juçara nos focais foi 6,7 vezes maior na Ilha Anchieta que em Caraguá. A maior parte dessa diferença é atribuída ao sabiá-de-coleira (*Turdus albicollis*) que obteve uma densidade, em média, 12,3 vezes maior na Ilha Anchieta. Essa diferença fez com que a representatividade desta espécie nos focais fosse muito maior na Ilha Anchieta que em Caraguá (15,4% e 0,6% das visitas, respectivamente).

Tabela 3. Aves que utilizaram frutos de juçara na Ilha Anchieta e em Caraguá em 2004. Dados dos focais e de observações esporádicas combinadas. O Índice Pontual de Abundância (IPA) mede a abundância relativa (em indivíduos/ponto) e foi calculado apenas para os meses de produção do palmito juçara. Note que ele é diferente do que foi calculado na tabela anterior. A densidade absoluta (em indivíduos/ha) está acompanhada do coeficiente de variação e a taxa de visitação média (em indivíduos/planta/hora) está acompanhada de ± 1 desvio padrão. Células preenchidas pela letra 'P' indicam que a espécie está presente, mas não há dados de abundância relativa ou absoluta, NP indica que a espécie não está presente. (i) indica que os dados são insuficientes para gerar uma estimativa da densidade absoluta individual, mas que foram utilizados no total geral por local.

Espécie	Índice Pontual de Abundância (IPA)		Densidade absoluta (ind/ha) e CV		Taxa de visitação (indiv/planta/h)	
	Anchieta	Caraguá	Anchieta	Caraguá	Anchieta	Caraguá
PSITTACIDAE						
Pyrrhura frontalis	-	P	-	P	-	P
Pionus maximiliani	-	P	-	P	-	P
Trichlaria malachitacea	-	P	-	P	-	P
TROGONIDAE						
Trogon viridis	-	0,33	-	0,1 (75,27)	-	0,06±0,18
MOMOTIDAE						
Baryphthengus ruficapillus	-	P	-	i	-	0,05±0,24
RAMPHASTIDAE						
Ramphastos dicolorus	-	P	-	P	-	P
*Selenidera maculirostris**	-	0,05				
Pteroglossus bailloni	-	0,17	-	P	-	P
TURDIDAE						
Platycichla flavipes	0,7	0,27	0,24 (39,3)	0,057 (76,74)	1,36±2,59	1,81±2,09
Turdus albicollis	0,57	0,39	1,35 (23,38)	0,11 (53,47)	0,13±0,17	0,01±0,05
CARDINALIDAE						
Saltator similis[a]	0,21	P	0,21 (34,69)	P	0,21±0,52	P
Total			1,81 (18,7)	0,27 (38,83)		

*Um registro de alimentação da espécie consumindo frutos verdes de juçara em fevereiro de 2005.
[a] Esta espécie consumiu frutos de juçara apenas na Ilha Anchieta.

3.2.2 Registros focais

O tempo total de observação focal foi de 90 horas para a Ilha Anchieta e 93,84 horas para Caraguá onde foi observada a remoção de 136 e 323 frutos, respectivamente (Tabela 4). A taxa de visitação em número de indivíduos/planta/hora variou bastante entre as plantas dentro das áreas (Anchieta: média=1,29, CV=127%; Caraguá: média=1,71, CV=100%), mas não diferiu significativamente entre as áreas (t=-0,84, gl=44, p=0,4). Entretanto, a média da taxa de remoção (número de frutos removidos/planta/hora) diferiu significativamente (Caraguá: 1,08±0,97; Anchieta: 0,41±0,85; t=-2,18, gl=32, p=0,03). Uma planta que foi observada durante três horas na Ilha Anchieta, distante da zona de maior densidade de juçaras, e cujo número de visitas chegou a 100 foi desconsiderada para a análise dos dados por se tratar de um dado discrepante, apresentando o valor do resíduo studentizado maior que 4. Este dado foi retirado porque a média da taxa de visitação das outras plantas era baixa.

Dos frutos removidos, 46,3% foram engolidos sobre o cacho na Ilha Anchieta e 53,7% foram carregados para serem consumidos em árvores próximas. Com a exceção de *Saltator similis,* que retirou apenas a polpa, todas as demais aves engoliram os frutos por inteiro. O desperdício de frutos neste local também foi baixo, apenas 8,7% derrubados do total de frutos manipulados e 3 sementes regurgitadas sob a planta-mãe por *Platycichla flavipes.* Em Caraguá o cenário foi semelhante, entretanto a porcentagem de frutos engolidos foi maior que a de frutos carregados (57,5% vs 42,5%). Houve diferença entre a freqüência de frutos engolidos e carregados entre as áreas, sendo mais frutos engolidos que carregados em Caraguá (Fisher exact test, χ^2=4,89, gl=1, p=0,03). Apenas 2,4% dos frutos manipulados foram derrubados, mas houve 34 sementes de juçara (média=0,22 ± 0,9 sementes/visita) regurgitadas sob a planta-mãe em 7% das visitas realizadas por *P. flavipes.*

Platycichla flavipes foi o frugívoro quantitativamente mais importante em ambas áreas de estudo, respondendo por 72,7% (99 frutos) e 95,9% (310 frutos) do total de frutos removidos nos focais da Ilha Anchieta e de Caraguá. Sua importante contribuição nos focais reflete a alta taxa de visitação da espécie nas duas áreas (veja Tabela 4).

À época da produção de frutos do juçara, a abundância relativa de *Platycichla flavipes* aumentou 18,44 vezes na Ilha Anchieta e 7,58 vezes em Caraguá (dados de IPA, fora *versus* dentro da estação de frutificação do palmito juçara). A taxa de

visitação da espécie em número de indivíduos/planta/hora foi semelhante entre as áreas ($t=-0,64$, $gl=45$, $p=0,52$; veja Tabela 3). Entretanto, a taxa de remoção de frutos (no. frutos removidos/visita) em Caraguá foi maior que na Ilha Anchieta (Wilcoxon 2-sample test $z=-4,63$, $p<0,0001$).

Uma variável correlata da taxa de remoção é o tempo da visita que também foi maior em Caraguá que na Ilha Anchieta (Wilcoxon 2-sample test $z=-3,12$, $p=0,0018$). Entretanto, a eficiência de remoção dada pelo número de frutos removidos/tempo de visita foi semelhante entre as áreas ($t=1,66$, $gl=222$, $p=0,09$), mostrando que os indivíduos ficavam parte do tempo parados sobre o cacho sem consumir frutos em Caraguá.

Tabela 4. Remoção dos frutos de palmito juçara com base nos dados obtidos pelo método árvore-focal. Os resultados foram separados entre as áreas (Ilha Anchieta *vs* Caraguá), ano de 2004. Dados representados com base na mediana e nos quantiles 25 e 75% para o "no. de frutos removidos por visita" e "duração da visita".

			Manipulação de frutos e sementes †		
Espécie	**No. de frutos removidos/visita¥**	**Duração da visita (segundos)§**	**Engolidos**	**Carregados**	**Derrubados**
Ilha Anchieta					
Turdus albicollis	1 (0,75-1,25) (21)	26,5 (1-64,25) (14)	60,7 (17)	14,3 (4)	25 (7)
Platycichla flavipes	1 (0-1) (99)	10 (1-23,5) (117)	44,7 (46)	51,4 (53)	3,9 (4)
Saltator similis	1 (1-1) (16)	15 (11-22) (19)	0	88,9 (16)	11,1 (2)
Caraguá					
Platycichla flavipes	1 (1-2) (310)	18 (1-48,5) (189)	57,8 (184)	39,6 (126)	2,6 (8)
Trogon viridis	1 (1-1) (6)	1 (1-2) (6)		100 (6)	
Turdus albicollis	1 (0-2) (2)	247,5 (40-455) (2)	50 (1)	50 (1)	
Baryphthengus ruficapillus	1 (0,75-1) (5)	1 (14,5-26,25) (6)	20 (1)	80 (4)	

† Porcentagem (por espécie) de frutos engolidos, carregados para fora do alcance da copa e derrubados. O número de propágulos está entre parênteses.
¥ Número total de frutos removidos no último parêntese.
§ Número total de visitas no último parêntese.

3.3 Experimentos de exclusão

3.3.1 Predação de sementes

Foi realizada uma comparação para verificar tendências gerais relacionadas aos efeitos do tratamento e do local (Tabela 5). A predação de sementes diferiu entre as áreas de estudo (regressão logística nominal, χ^2=17,23, gl=1, p<0,001), enquanto o tratamento não teve influência sobre a presença de remoção de sementes (regressão logística nominal χ^2=1,52, gl=1, p=0,21).

Após trinta dias de exposição, todas as 17 gaiolas com tratamento 'aberto', que estavam dispostas por quatro trilhas diferentes na Ilha Anchieta, foram encontradas e apenas uma das trezentas e quarenta sementes permaneceu na gaiola após trinta dias de exposição. Para as gaiolas semi-fechadas, 3 (15%) não tiveram remoção e, mesmo quando encontradas, as sementes estavam intactas. Observações posteriores, no entanto, indicaram que quase todas as sementes foram removidas dos dois tratamentos. Em Caraguá houve baixa remoção tanto nas gaiolas abertas quanto nas semi-fechadas. Apenas três (2 semi-fechadas + 1 aberta) das trinta e três gaiolas tiveram todas as sementes removidas.

Tabela 5. Remoção de sementes com gaiolas de exclusão de herbívoros, realizado em Caraguá e na Ilha Anchieta, São Paulo, ano de 2004. Gaiolas consideradas 'encontradas' possuem pelo menos uma semente removida. A porcentagem total de sementes presentes refere-se às sementes predadas somando todas as gaiolas dentro de cada tratamento.

	Tratamento			
Local	**Aberto**		**Semi-fechado**	
	% gaiolas encontradas	% total de sementes presentes	% gaiolas encontradas	% total de sementes presentes
Ilha Anchieta	100	0,3	85	33,8
Caraguá	20	92,6	27,7	86,1

3.3.2 Efeito da exclusão de herbívoros sobre a diferença do número de plântulas entre depois e antes da chuva de sementes

Das 20 gaiolas instaladas na parcela da trilha do Saco Grande, três (e seus respectivos pares) foram eliminadas porque foram abertas por grandes herbívoros (provavelmente cutias ou capivaras) ou destruídas pela queda de árvores. Reunindo as duas áreas de estudo o tratamento 'gaiola fechada' não produziu o efeito esperado. Entretanto, a interação entre o tipo de tratamento e a área de estudo foi significativa, indicando mudanças de um local para outro no efeito dos tratamentos. O número médio de plântulas resultante da diferença entre o final menos o início do experimento foi de 1,3±2,1 plântulas nas gaiolas fechadas contra 0±1,17 nas gaiolas abertas da Ilha Anchieta e essa diferença foi significativa (Teste t para variâncias heterogêneas t=-3,26, gl=56,62, p=0,002), o que não ocorreu em Caraguá, 0,97±1,47 e 1,35±2,62, respectivamente, (Teste t para variâncias homogêneas t=0,78, gl=78, p=0,43). A interação entre o tratamento e a área de estudo foi significativa, indicando que houve diferenças entre os tratamentos aberto e fechado com a mudança da área de estudo (Tabela 6). O fator aninhado também mostrou diferenças significativas, indicando que em pelo menos um local houve diferença entre as trilhas (Tabela 6).

Tabela 6. Resultados de uma ANOVA da diferença entre o número final menos o número inicial de plântulas presentes. Os fatores testados são 'local' (Anchieta *vs* Caraguá), tratamento (aberto *vs* fechado), a interação entre eles e o fator aninhado 'trilha dentro de local'. Os valores de p significativos estão sublinhados.

FONTE DE VARIAÇÃO	SOMA DE QUADRADOS	GL	QUADRADO MÉDIO	F	P
Local	11.682	1	11.682	3.191	0.076
Tratamento	7.721	1	7.721	2.109	0.149
Tratamento x Local	25.879	1	25.879	7.068	0.009
Trilha (Local)	26.742	2	13.371	3.652	0.028
Resíduo	534.555	146			

4 DISCUSSÃO

4.1 Gargalos no recrutamento do palmito juçara na Ilha Anchieta

4.1.1 Padrões de distribuição das plântulas como possível reflexo da dispersão de sementes

A distribuição das plântulas não necessariamente reflete a distribuição da chuva de sementes (CLARK et al., 1998; WILSON & TRAVESET, 2000). Entretanto, no caso do palmito juçara, essas distribuições parecem ser coincidentes para o início do recrutamento, tanto em áreas mais conservadas (REIS, 1995) quanto em áreas fragmentadas (MATOS & WATKINSON, 1998; MATOS et al., 1999). Desse modo, a tomada das características espaciais da população de plântulas com até um ano de idade pode trazer um entendimento sobre o processo de dispersão que originou o padrão observado.

Considerar a planta parental como sendo a mais próxima, entretanto, pode ser um grave erro, já que isso subestima as verdadeiras distâncias de dispersão, especialmente quando várias plantas podem estar contribuindo para a chegada de sementes a um determinado microsítio (NATHAN & MULLER-LANDAU, 2000), como é o caso do palmito juçara. Uma melhor medida da eficiência do dispersor como disseminador de propágulos é a sua capacidade de levá-los a locais onde não existem

adultos. Desse modo, comparar a densidade de plântulas em locais sem palmito e locais com palmito pode ser mais informativo que a simples tomada de distância. Essa metodologia já foi utilizada em outros estudos com o propósito de discutir fenômenos dependentes de densidade (HENRIQUES & SOUSA, 1989; OLIVEIRA-FILHO et al., 1996), mas não com o objetivo atual. A densidade mediana de plântulas em locais com ou sem juçara, entretanto, não necessita ser estatisticamente igual para se comprovar a eficiência do dispersor. A inexistência de uma relação positiva entre a quantidade de adultos e a quantidade de plântulas por parcela, juntamente com a não diferença entre o número mediano de plântulas em parcelas com e sem adulto em Caraguá é um fato difícil de explicar. Isso porque, como muitas outras plantas zoocóricas em sistemas tropicais (DALLING et al., 2002; SCHUPP et al., 2002), o palmito apresenta uma dispersão de sementes contagiosa formando grandes adensamentos de plântulas sob as plantas-mãe (REIS & KAGEYAMA, 2000). As possíveis explicações para o padrão observado em Caraguá são: 1) a distribuição em maior escala (1 ha) dos adultos é mais homogênea que na Ilha Anchieta (Figura 12), facilitando a chegada de sementes a locais sem adultos; 2) o fenômeno dependente de densidade é muito forte logo no início da germinação e reduz desproporcionalmente a quantidade de sementes em parcelas com muitos adultos (VON ALLMEN et al., 2004); 3) há maior abundância de dispersores secundários que redistribuem a chuva de sementes para zonas sem juçara e 4) há um conflito entre os estádios plântula e adulto, ou seja, onde é favorável para um não necessariamente é favorável para o outro (SCHUPP, 1995). É válido lembrar que a presença de um desses fenômenos não exclui os demais.

Ao contrário do que ocorre em Caraguá, na Ilha Anchieta há duas vezes mais plântulas em quadrados com a presença de juçara. Mesmo assim, a densidade média em locais sem juçara também foi alta (33±19,1 plântulas/100m$^{2;}$ N=12), indicando que as aves estão utilizando-os após se alimentarem. O alto grau de agregação em escala maior deve ter contribuído para essa diferença, já que a presença de um quadrado com alta densidade de adultos aparentemente aumenta a probabilidade de se encontrar outros em semelhante estado e que devem sobrepor suas chuvas de sementes. Além disso, a movimentação das aves frugívoras deve ocorrer com mais freqüência entre manchas com alta densidade de juçaras e que estão mais próximas, favorecendo o depósito de sementes nessas áreas. Árvores maiores podem estar atuando como atrativos para as

aves em áreas com baixa densidade de juçara e ajudando a disseminar as sementes nesses locais. Em pelo menos três ocasiões foi possível observar entre raízes tabulares de árvores grossas, muitas plântulas provavelmente provenientes de poleiros utilizados por *Platycichla flavipes.*

A ausência das populações de grandes aves dispersoras na Ilha Anchieta não é o principal gargalo ao recrutamento do palmito juçara, já que as sementes estão colonizando microsítios aparentemente propícios ao estabelecimento. O limite que pode haver é com respeito à diminuição do potencial de dispersão devido ao monopólio exercido por *P. flavipes*, sem o comprometimento do processo de regeneração por este motivo. Entretanto, conclusões preliminares não devem ser tomadas até a utilização de uma área controle que possua uma fauna dispersora intacta, em que também a qualidade de dispersão possa ser medida. Além disso, a probabilidade de uma semente alcançar um microsítio não depende apenas do dispersor, mas também da densidade, da distribuição espacial e da fecundidade dos adultos (CLARK et al., 1999; CLARK et al., 1998). Desse modo, populações que estão agregadas em uma escala maior, como na Ilha Anchieta, tenderiam a concentrar a chuva de sementes e limitar a chegada de sementes aos diversos microsítios, independente do papel da ave dispersora.

4.2 Frugivoria e dispersão de sementes: processos que geram os padrões

4.2.1 O sistema de dispersão generalista do palmito juçara e a qualidade da dispersão

Espécies de plantas com muitos dispersores são comuns em ambientes tropicais, especialmente aquelas com frutos pequenos (MCKEY, 1975; HOWE, 1993; LOISELLE & BLAKE, 1999). Apesar do palmito juçara estar no limiar entre as categorias dos frutos pequenos e grandes (entre 10 e 15 mm), ele ainda faz parte de um sistema generalista de dispersão de sementes. Segundo ZAMORA (2000), existem duas possibilidades para um sistema de dispersão generalista: um, que apesar de formado por um grande espectro de frugívoros, estabelece poucas interações fortes (PIZO, 1997b; BLEHER & BOHNING-GAESE, 2001; RUSSO, 2003) e outro formado por várias espécies que têm papel semelhante (PIZO, 1997b). O palmito juçara se encaixa na primeira categoria. Talvez por possuir uma semente grande e uma polpa rica em lipídeos e fibras que fica presa firmemente à semente (REIS & KAGEYAMA, 2000),

exija uma maior especialização do trato digestório do frugívoro (MCKEY, 1975; SNOW, 1981; ZONA & HENDERSON, 1989), limitando o número de dispersores. É preciso mencionar que a existência de um sistema de dispersão generalista não implica em dizer que as aves dispersoras que fazem parte dele também devam ser.

Estudos realizados com o palmito juçara em áreas de Mata Atlântica ombrófila preservada revelam a existência desse padrão heterogêneo (REIS, 1995; LAPS, 1996; GALETTI et al., 1999; CASTRO, 2003). As interações são normalmente dominadas por poucas espécies com alta densidade na área de estudo e outras tantas (normalmente os grandes frugívoros) com poucas visitas, mas muitas remoções. O sabiá-úna (*Platycichla flavipes*) é a ave que mais se repete como um dos principais visitantes do juçara, mostrando uma alta dependência pelos seus frutos. Outro turdídeo comum nas interações é o sabiá-de-coleira (*Turdus albicollis*), uma ave residente e muito abundante na Ilha Anchieta e em Caraguá, mas que, no entanto, realizou poucas visitas nesta última. Não só a densidade, mas a escolha do fruto e a confiabilidade da visitação têm papel importante no número de visitas realizado pela espécie (MCKEY, 1975; HOWE, 1977; SCHUPP, 1993).

A vantagem de um sistema generalista de interações é uma certa garantia contra a perda de função devido a extinção de uma espécie (HOWE, H. F., 1984; GITAY et al., 1996; BOND, 1995). Apesar de ZAMORA (2000) ter considerado as interações em um sistema de dispersão generalista mais homogêneo em seu estudo, e admitir que apenas assim as espécies poderiam compartilhar papéis funcionais semelhantes, a diferença entre o número de espécies frugívoras de Caraguá (22) e da Ilha Anchieta (11) revela o grande potencial de interação da área mais preservada e a maior possibilidade de serviços de dispersão compensatórios (devido a perda de uma espécie) e/ou complementares realizados pelos frugívoros. A complementaridade estaria ligada ao fator *qualidade* da dispersão (JORDANO & SCHUPP, 2000; SCHUPP, 1993). Mesmo com alguns frugívoros permanecendo como principais dispersores, outros tantos em menor abundância poderiam estar levando as sementes para locais mais propícios à germinação e estabelecimento (LOISELLE & BLAKE, 1999). No caso do juçara, aves que habitam ou voam imediatamente após se alimentarem para regiões mais úmidas e brejosas, provavelmente depositam as sementes em locais mais favoráveis, já que elas germinam mais facilmente nesses locais (MATOS & WATKINSON, 1998).

Ainda tratando de qualidade da dispersão, em um estudo preliminar desenvolvido no Parque Estadual da Ilha do Cardoso, as condições microambientais de plântulas agrupadas (como se tivessem sido depositadas a partir de um poleiro de regurgitação ou defecação), de plântulas sozinhas e de plântulas sorteadas ao acaso, foram medidas para testar a semelhança com as condições de adultos estabelecidos. Os resultados mostraram uma semelhança entre as plântulas agrupadas e os adultos e, considerando que pilhas de regurgito ou de fezes são características de grandes frugívoros, a importância deles pode ser qualitativamente muito maior que a de espécies pequenas que dispersam muitas sementes (P. JORDANO, *dados não publicados*). É de se esperar que o fator qualidade seja mais importante em ambientes heterogêneos, onde as condições microambientais como a qualidade do solo, quantidade de luz, presença de patógenos e predadores de sementes, variam bastante (HERRERA et al., 1994; JORDANO, 1992; NATHAN & MULLER-LANDAU, 2000). Na Ilha Anchieta, por exemplo, dispersores que depositam sementes em locais pouco freqüentados pelos predadores de sementes teriam um valor de importância superior em relação aos demais. Entretanto, a densidade de herbívoros é tão grande (e talvez homogênea), cerca de 195 indivíduos de *Dasyprocta* spp. por km^2 (R. S. BOVENDORP, *dados não publicados*), que poderia eliminar o efeito desse tipo de dispersor e beneficiar uma estratégia mais generalista que visa a quantidade e não a qualidade de dispersão. Já em Caraguá, onde há nítida formação de microsítios[4] diferenciados (e. g. proximidade de rios, clareiras, subbosque bastante sombreado, encostas menos úmidas), um dispersor que depositasse as sementes em locais apropriados poderia ser de fato mais eficiente.

4.2.2 A baixa abundância e diversidade de grandes aves frugívoras na área controle

Apesar do potencial de desenvolvimento de um sistema de dispersão primária mais generalista em Caraguá, a baixa participação das grandes aves frugívoras (*e.g.* tucanos, surucuás, jacus, araponga) fez com que o padrão de frugivoria observado se assemelhasse entre as áreas. Em outros quatro estudos realizados em floresta atlântica ombrófila, grandes aves tiveram importante participação na remoção de frutos desta espécie (Tabela 7). As possíveis explicações para a baixa participação dessas aves frugívoras em Caraguá são: 1) a variação espaço-temporal na diversidade e abundância

[4] Locais que preenchem as condições requeridas para a germinação (e. g. água, oxigênio, luz, temperatura).

das aves frugívoras; 2) a disponibilidade de outros frutos que competiam com o juçara pelos frugívoros à época das observações; e 3) a perda de espécies na área controle. Para a primeira questão levantada, é sabido na literatura que não só a frutificação das plantas (HILTY, 1980; LEIGHTON & LEIGHTON, 1984; VAN SCHAIK et al., 1993), mas também a riqueza de aves frugívoras e suas populações sofrem grandes variações espaço-temporais (LEVEY, 1988a; JORDANO, 1993; KINNAIRD et al., 1996; KIMURA et al., 2001). Assim, a baixa representatividade dos grandes frugívoros nas interações com o juçara pode ter sido um caso pontual e reflexo da baixa abundância de frutos na área. GOERCK (1997) sugere que a raridade dos grandes frugívoros da Mata Atlântica seja explicada pela disponibilidade e distribuição agregada do recurso alimentar, sendo que eles necessitam de deslocamentos periódicos em busca de alimento (WILLIS, 1979; PIZO, 1997a).

Em relação à disponibilidade de outros frutos, TRAVESET (1994) sugere que a assembléia de frugívoros visitando *Pistacia terebinthus* (Anacardiaceae), um pequeno arbusto do Mediterrâneo, estaria sendo influenciada pela presença de outros tipos de frutos na sua área de estudo. Em Caraguá foram registradas sete espécies em frutificação no mesmo período que o palmito juçara. Pelo menos duas delas, *Cryptocarya* moschata (Lauraceae) e *Virola* bicuhyba (Myristicaceae), fazem parte da dieta de grandes aves frugívoras (GALETTI et al., 2000; PIZO et al., 2002) e poderiam estar competindo por dispersores com o juçara. Entretanto, se este fosse o caso, a disponibilidade de frutos deveria estar afetando de forma semelhante os registros dos outros trabalhos com juçara já mencionados. No caso do estudo de LAPS (1996), por exemplo, o cricrió (*Lipaugus lanioides*) se alimentou de 22 espécies de plantas diferentes e ainda foi o principal dispersor das sementes de juçara.

A hipótese da perda de espécies é a mais grave e compromete a utilização de Caraguá como área controle. Na lista preliminar de aves elaborada por A. F. BARBOSA em 1992, que inclui em separado a região da sede do Parque, não consta qualquer acréscimo às aves frugívoras já mencionadas neste estudo. Faltam inclusive frugívoros que ocorrem com freqüência em áreas de Mata Atlântica preservada como o tucano-de-bico-preto (*Ramphastos vitellinus*) e o corocochó (*Carpornis cucullata*). A falta dessas espécies conspícuas é um fato difícil de se explicar, dado o aparente bom estado de conservação da floresta. Duas possíveis causas da ausência ou diminuição da

abundância e diversidade das espécies estariam relacionadas à proximidade da floresta com as habitações vizinhas ao Parque e com a rodovia dos Tamoios. As aves geralmente evitam transitar próximo a rodovias principalmente por causa do barulho (FORMAN & ALEXANDER, 1998), e poderiam estar habitando zonas mais distantes da sede do Parque. A caça é um fator menos provável, visto que apenas *Penelope obscura* se encontra na lista das espécies dispersoras de juçara freqüentemente alvejadas pelos caçadores (R. NOBRE, *dados não publicados*). A comparação com outras áreas que utilizaram o mesmo método de amostragem das aves seria a solução mais apropriada para se chegar a uma conclusão sobre a real densidade de espécies em áreas preservadas. Entretanto, ainda não se conhecem estudos concluídos em Mata Atlântica preservada que utilizaram *pontos de distância circular variável* para estimar a densidade de aves.

Tabela 7. Comparação entre quatro estudos realizados na Mata Atlântica em que as grandes aves frugívoras tiveram importante participação na remoção de sementes. O número total de visitas e de frutos removidos estaõ entre parênteses. Apenas as aves que ingeriram os frutos foram contabilizadas.

Fonte	Local[a]	Método[b]	No. de spp.[c]	Espécies[d]	Spp. com maior no. de visitas	Spp. com maior no. de remoções
CASTRO (2003)	PEIC	f + t (244 h)	14	*S. maculirostris, T. viridis, P. obscura, P. nudicollis, R. dicolorus, P. scutatus, C. cucullata, R. vitellinus, C. caeruleus*	*P. flavipes*,(53), *T. albicollis* (40), *R. vitellinus* (20)	*R. vitellinus (113), P. flavipes (56), T. albicollis (54)*
M. CÔRTES (*com. pessoal*)	PEIC	f (?)	*5*	*P. nudicollis, R. vitellinus, S. maculirostris*	*P. flavipes (82), P. nudicollis (22), T. albicollis (16)*	*P. nudicollis (176), P. flavipes (108)*
LAPS (1996)	PEI	f + t (363 h)	18	*L. lanioides, S. maculirostris, P. bailloni, T. viridis, P. jacutinga, P. obscura, P. nudicollis, R. dicolorus, R. vitellinus, P. scutatus, C. cucullata, B. ruficapillus*	*L. lanioides (30), P. flavipes (20), S. maculirostris (9)*	*P. jacutinga (255), T. viridis (83), L. lanioides (41*)
GALETTI *et al.* (1999)	PEI	t	12	*S. maculirostris, T. viridis, P. jacutinga, P. obscura, P. nudicollis, R. dicolorus, R. vitellinus, P. scutatus*	*P. flavipes (28), S. maculirostris (18), T. albicollis (8)*	?*

[a] PEIC=Parque Estadual da Ilha do Cardoso; PEI=Parque Estadual Intervales.

[b] f=focal, t=transecto. No. de horas de observação entre parênteses

[c] Total de espécies de aves frugívoras que engolem frutos de juçara presentes na área.

[cd]Apenas os grandes frugívoros.

* analisando 36 eventos de alimentação (feeding bouts) registrou que, do total das aves que consumiram frutos de juçara, 50% das interações correspondiam a grandes frugívoros (famílias Ramphastidae, Cotingidae e Cracidae).

4.2.3 Sobre a eficiência das aves como dispersoras de sementes do palmito juçara: o componente quantidade da dispersão

Segundo JORDANO & SCHUPP (2000), a eficiência de dispersão deve ser analisada preferencialmente de dois modos: 1) do ponto de vista do frugívoro (da espécie de ave) e 2) do ponto de vista da planta. Neste estudo, privilegiou-se o primeiro caso. Em geral, se a ave remove muitos frutos, mas apenas remove a polpa ou deixa muitos caírem no chão, ela possui alto sucesso de remoção, mas baixo sucesso de dispersão. O importante para a planta é que a ave tenha um alto sucesso de remoção e também de dispersão, levando muitas sementes para longe de sua copa e depositando-as em local seguro (componente qualidade da dispersão).

SCHUPP (1993), considera que o 'número de visitas' realizado por um frugívoro parece ser o melhor preditor da quantidade de sementes dispersas que o 'número de sementes dispersas por visita'. O elevado número de visitas é explicado pela alta densidade do frugívoro, pela dieta especializada ou preferencial e pela confiabilidade da visitação. Essas três características estão presentes no sabiá-úna (*P. flavipes*), o principal visitante do palmito juçara nas áreas. *Platycichla flavipes* é um migrante altitudinal e, aparentemente, sua abundância está relacionada à frutificação do palmito juçara na Mata Atlântica (R. CASTRO, *dados não publicados*), assim como sugerido para a jacutinga (*Aburria jacutinga*) (SICK, 1997; mas veja GALETTI et al., 1997). É interessante notar que a migração de sabiás-úna para a Ilha Anchieta aconteceu cerca de um mês antes da chegada da espécie em Caraguá e que a distância do canal que separa a ilha do continente não foi suficiente para impedir essa migração. Muitos representantes da família Turdidae no hemisfério norte são também migratórios e dependem de frutos ricos em lipídios ao longo das suas rotas de deslocamento. Essas aves alcançam altas densidades em paradas de repouso e são responsáveis pela dispersão de inúmeras espécies de plantas como é o caso de *Turdus iliacus*, *T. merula* e *T. pilaris* consumindo frutos de *Crataegus monogyna* (Rosaceae) no Reino Unido (GUITIÁN et al., 2000). Migrantes desse grupo também ocorrem na região neotropical, mas são menos comuns como é o caso de *Catharus ustulatus* interagindo com a Meliaceae *Guarea glabra*, no Panamá (HOWE & DE STEVEN, 1979) e na Costa Rica, interagindo com muitas espécies de plantas (BLAKE & LOISELLE, 1992).

Com a exceção do sabiá-úna e do tucano-de-bico-verde (*Ramphastos dicolorus*), que parece ser um migrante local em baixa densidade em Caraguá, as demais espécies presentes nas interações fazem parte de uma avifauna residente. O sabiá-de-coleira (*Turdus albicollis*), comum nas duas áreas, parece preferir outros frutos (R. FADINI, *observação pessoal*), talvez para evitar a competição com *P. flavipes*. O mesmo ocorreu com o surucuá *Trogon viridis*, que ao tentar consumir frutos do juçara foi expulso por *P. flavipes*, recorrendo a uma espécie de Myrtaceae vizinha para se alimentar. Já o trinca-ferro (*Saltator similis*) teve participação limitada nas interações porque apesar de apresentar alta densidade na Ilha Anchieta, costuma ingerir frutos pequenos em regiões de vegetação secundária (FADINI & DE MARCO, 2004), tendo sido observado consumindo frutos de juçara apenas por MATOS & WATKINSON (1998). Além disso, o modo como essa ave manipula o fruto, desfechando golpes com o bico para retirar a polpa, aumenta as chances de que ele caia sob a planta parental. Outra característica negativa é que a ave não consegue engolir o fruto, deixando polpa presa ao epicarpo, o que pode retardar a germinação (REIS et al., 1992; QUEIROZ, 2000) e expor o propágulo por mais tempo aos predadores e fungos patogênicos (GUIMARAES et al., 2005).

Em relação á confiabilidade da visitação, ela é tratada numa escala temporal (dias, meses e anos) e espacial (poucas ou muitas plantas) (SCHUPP, 1993). Este tema foi proposto inicialmente por MCKEY (1975) como uma característica inerente aos frugívoros ditos especializados, no sentido de que eles teriam uma relação de compromisso com a planta (indivíduo), mesmo que ela apresente uma safra parcialmente exaurida pelo excesso de visitas. Idéia semelhante foi proposta por HOWE & ESTABROOK (1977) e HOWE (1977), incluindo variáveis da qualidade de deposição da semente. A perspectiva sugerida por E. SCHUPP envolve características populacionais dos dispersores e das plantas. Assim, um dispersor confiável deveria estar presente e em alta abundância a cada período de frutificação da espécie. Entretanto, não é isso que normalmente ocorre, especialmente quando os dispersores são aves migratórias (JORDANO, 1993, 1994). Assim, uma espécie de ave que está presente em um ano pode não estar no outro, com conseqüências imprevisíveis para o sucesso de dispersão e recrutamento de uma determinada espécie de planta (JORDANO, 1994). Esse problema é ainda maior se o sistema de dispersão possuir poucos dispersores cujos

principais são migrantes, como é o caso de *Cabralea canjerana* (Meliaceae) na Mata de Santa Genebra (PIZO, 1997b), que se assemelha ao do palmito juçara na Ilha Anchieta.

Entre os frugívoros migrantes encontrados em Caraguá e na Ilha Anchieta, não se tem informação sobre as variações anuais nas densidades populacionais. Entretanto, em três anos de estudo na Ilha do Cardoso, Cananéia, São Paulo, há informações consistentes de que o sabiá *P. flavipes* tenha alcançado altas densidades ano após ano no período de frutificação do juçara, também mostrando um alto grau de dependência pelos seus frutos (R. CASTRO, *dados não publicados*). Apesar disso, um período maior é necessário para confirmar a predição de que ele seja um dispersor confiável. Quanto à confiabilidade espacial, a taxa de visitação do presente estudo mostrou uma grande variação entre as plantas, sugerindo que as aves selecionem características individuais específicas. A seleção pode ser em direção a características intrínsecas da planta como o tamanho do fruto (WHEELWRIGHT, 1985; REY et al., 1997) e a quantidade de frutos produzidos (JORDANO, 1987; FOSTER, 1990), ou extrínsecas, como a proximidade com outras plantas (MANASSE & HOWE, 1983) e a estrutura do habitat (LEVEY, 1988a; ALCÁNTARA et al., 1997). Na Ilha Anchieta, por exemplo, o tamanho médio diferenciado dos frutos pode ter contribuído bastante para a diferença de visitação entre as plantas. Já em Caraguá, a formação de microhabitats pode ter conduzido as aves a locais com maior densidade de juçaras, o que normalmente ocorre em regiões de fundos de vale (REIS, 1995), diminuindo a visitação de plantas em regiões com menor densidade do recurso.

O segundo componente que afeta a quantidade de sementes dispersas, o ‘número de sementes dispersas por visita’, está positivamente relacionado com o tamanho do frugívoro e pode ser modificado pelo tempo da visita. Às vezes, essas duas variáveis estão correlacionadas como no caso da interação do araçari *Selenidera maculirostris* consumindo frutos de juçara em Intervales, São Paulo, cujo tempo de visitação chegou a até mais de uma hora (GALETTI et al., 2000). Apesar da ave remover mais frutos aumentando o período da visita, muitas sementes são regurgitadas sob a planta parental, reduzindo sua importância como dispersor. No presente estudo, devido à baixa representatividade dos grandes frugívoros nas interações, a predição de que o tempo de visita aumente com o tamanho corporal não pôde ser testada. Talvez com a participação deles, o maior número de sementes removidas estivesse relacionado a alguma espécie

desse grupo. Entretanto, o que se percebe é que o alto número de visitas e a consistência da visitação entre plantas tenham importância muito maior em termos populacionais que espécies com baixa densidade e que removem sementes de um número limitado de plantas (mas veja JORDANO, 1992).

O que não se pode, entretanto, é negligenciar o componente qualidade da dispersão, que não foi medido neste estudo. Algumas espécies desempenham um papel importante no recrutamento de plantas mesmo em baixa densidade. Sementes de *Ocotea endresiana* (Lauraceae), por exemplo, depositadas por machos da araponga *Procnias tricarunculata* em seus poleiros de vocalização, produziram plântulas maiores e mais vigorosas que plântulas provenientes de sementes dispersas por outras aves (WENNY & LEVEY, 1998).

Aliar os estudos da quantidade e qualidade da dispersão é um passo essencial para verificar a real importância das espécies de aves para a dispersão das sementes de juçara nas duas áreas estudadas. Além disso, o enfoque na planta deve ser dado para verificar como as mudanças na avifauna afetam a proporção e a quantidade de sementes dispersa por planta.

4.2.4 Predação de sementes, herbivoria e prováveis influências sobre a regeneração do palmito juçara

Fatores que influenciam o processo de recrutamento e que agem após a dispersão, entre eles a predação de sementes e a herbivoria, modificam ou até mesmo anulam os padrões gerados pelos dispersores de sementes (AUGSPURGER, 1984; HERRERA et al., 1994; REY & ALCANTARA, 2000). A importância dos predadores de sementes, entretanto, varia de acordo com a densidade de sementes produzidas. Espera-se, por exemplo, que eles não tenham um impacto significativo sobre a densidade de plantas que produzam muitas sementes e que são naturalmente limitadas pela disponibilidade de microsítios (HARPER, 1977; ANDERSEN, 1989; CRAWLEY, 1997). Segundo essa hipótese, os predadores estariam atuando apenas como removedores dos propágulos que seriam naturalmente excluídos nos microsítios impróprios.

Para acessar o impacto de diferentes grupos de predadores de sementes, experimentos de exclusão são comumente utilizados (HULME, 1997; FORGET et al.,

2000). Entretanto, eles geralmente são focados no animal e tratam do fenômeno apenas de forma manipulativa, controlando o número de sementes. O presente estudo tentou utilizar a predação de sementes através de um experimento como forma de identificar quais os grupos de mamíferos mais importantes na predação das sementes do juçara e quantificar o efeito da remoção dos herbívoros sobre a estrutura natural das plântulas e da chuva de sementes (TERBORGH & WRIGHT, 1994; ASQUITH et al., 1997). Para o primeiro caso, houve um intenso impacto dos predadores de sementes tanto sobre as gaiolas abertas quanto as semi-fechadas na Ilha Anchieta. As cutias provavelmente removeram as sementes do tratamento semi-fechado porque as gaiolas eram muito pequenas e a abertura permitia que o animal tivesse acesso a elas. Além disso, o padrão de remoção (normalmente todas sementes removidas) sugere essa hipótese.

A porcentagem de remoção no tratamento aberto, no entanto, pode ser utilizada para fins comparativos. Em outros estudos que relataram a predação de sementes do juçara, as porcentagens de remoção foram muito inferiores às alcançadas na Ilha Anchieta (Tabela 9). Já o efeito dos herbívoros sobre a regeneração do juçara na Ilha Anchieta pode ser mais bem avaliado pela densidade das plântulas. Embora o efeito do tratamento não tenha sido significativo porque foi influenciado pelos resultados das trilhas em Caraguá, na Ilha Anchieta a diferença entre gaiolas fechadas e abertas se repetiu nas trilhas do Saco Grande e Leste, mostrando a consistência do fenômeno. A não diferença apresentada nas trilhas do Poção e Captação em Caraguá já era de se esperar porque a densidade de herbívoros é baixa (R. S. BOVENDORP, *dados não publicados*) e os pequenos roedores conseguem passar pela malha de alumínio das gaiolas de exclusão, deixando os tratamentos indistinguíveis. Dados recentes indicam que a densidade de cutias (*Dasyprocta* spp.) na Ilha Anchieta é de 195,53 indiv/km^2 (intervalo de confiança=157-244 indiv/km^2) e de capivaras (*Hydrochaeris hydrochaeris*) 35,3 indiv/km^2 (intervalo de confiança=19,56-63,75 indiv/km^2) (Galetti *et al., submetido*). Esse valor encontrado para cutias é muito superior aos dados de WRIGHT *et al.* (1994) para regiões que eles consideram haver alta densidade de cutias (até 81,5 indiv/km^2). Somando cutias e capivaras, a Ilha Anchieta sustenta a maior densidade de roedores (> 1 kg) de toda a Mata Atlântica (GALETTI *et al*., *submetido*). PAES (2000) relata o consumo de palmeiras, bromélias e brotos de bambu por capivaras no interior de mata na Ilha Anchieta, inclusive da palmeira brejaúva

(*Astrocaryum aculleatissimum*). M. SOARES (*dados não publicados*) registra também o consumo de plântulas de juçara. Já as cutias foram observadas consumindo muitas sementes de juçara no presente estudo. É importante ressaltar que em locais com alta densidade de cutias, a predação de sementes de juçara oferecidas à espécie parece ser total (P. GUIMARÃES Jr., *dados não publicados*), diminuindo a possibilidade de que ela também atue como dispersora de sementes.

Poucas espécies de plantas oferecem recurso abundante para as cutias na Ilha Anchieta, a principal delas é *Syagrus pseudococcos* que frutifica de outubro a fevereiro (J. GENINI, *dados não publicados*). Parte das sementes desta espécie é estocada (C. DONATTI , *dados não publicados*), o que deve garantir recurso por uma parte do ano. Entretanto, no restante do período, a produtividade de frutos é muito baixa (J. GENINI, *dados não publicados*) e pode levá-las a se alimentar de plântulas jovens de juçara. A espécie *D. leporina* já foi registrada se alimentando de plântulas de palmeiras na Amazônia, apesar de continuar utilizando sementes armazenadas de *Pouteria surumuensis* (Sapotaceae) (SILVIUS & FRAGOSO, 2003). Até quanto esse ávido consumo de sementes, e provavelmente plântulas, podem influenciar na dinâmica da população de juçara ainda não é claro com os experimentos realizados no presente estudo.

Tabela 8. Estudos realizados na Mata Atlântica que utilizaram experimentos de predação com as sementes do palmito juçara. O tempo de exposição das sementes foi contabilizado em dias. As porcentagens de sementes removidas nas áreas deste estudo estão sublinhadas.

Fonte	No. de sementes inicial	Tempo de exposição	% sementes removidas
(REIS, 1995)	800	150	23,65
(PIZO & SIMÃO, 2001)	150	30	14
(FLEURY & GALETTI, 2004)	360	40	20
(PIZO & VIEIRA, 2004)	1200	60	20-27
(VOLTOLINI, 2004)	556	35	31
Presente estudo (Anchieta)	340*	30	99,7
Presente estudo (Caraguá)	300*	30	7,4

*apenas as gaiolas abertas foram consideradas.

4.2.5 A estrutura dos estádios de tamanho do palmito juçara como reflexo da fauna herbívora e das condições físicas das parcelas de 1 hectare

A distribuição dos estádios de tamanho informam que o impacto sobre a população de sementes deve ser reduzido caso os predadores sejam saciados pela alta produção do juçara e caso eles não mudem sua área de uso de acordo com a frutificação dessa espécie, assim como sugerido por SCHUPP (1992) para *D. punctata*. O número de plântulas na Anchieta, por exemplo, que *a priori* deveria ser baixo se comparado à população de Caraguá, foi quase 70% maior. Isso pode indicar a alta produtividade de frutos na Ilha Anchieta (com 112 juçaras adultos a mais que Caraguá), uma alta predação de sementes por insetos na área mais preservada quando comparada com a área antropizada (PIZO & VIEIRA, 2004), ou a existência de um local impróprio para a germinação das sementes em Caraguá, como parece ser o caso. A razão entre o número de plântulas por adulto na Ilha Anchieta, por exemplo, chegou a 31,9, enquanto em Caraguá a apenas 18,6. Tendo em vista que a chuva de sementes (produtividade) foi semelhante entre as áreas, a quantidade de adultos não é portanto suficiente para explicar a diferença entre o número de plântulas. A predação por insetos, apesar de PIZO & VIEIRA (2004) terem registrado diferenças significativas entre duas áreas (uma preservada e outra antropizada) na Mata Atlântica, parece não causar grandes alterações na quantidade de sementes predadas. Para o caso da impropriedade do local de germinação e estabelecimento, na parcela demarcada em Caraguá havia alta densidade de adultos e plântulas de pati (*S. pseudococcos*) em alguns quadrados. Essa palmeira possui sementes grandes (19,09 g, n=68, DONATTI, 2004) e plântulas com folhas largas, que devem atuar como fortes competidoras das sementes e plântulas de juçara. Se a parcela fosse instalada em grotões úmidos, por exemplo, a densidade de plântulas poderia ser maior. Em dois quadrados de 10 x 10 m amostrados em grotões distintos em Caraguá, o número de plântulas de juçara foi de 93 e 274 plântulas, indicando que a variação dentro da área é muito grande e depende das condições de umidade do solo e de uma variedade de condições bióticas e abióticas. É válido lembrar que as populações de plântulas de juçara chegam a variar em mais de 90% de ano para ano em casos extremos (CONTE et al., 2000), sugerindo cautela nas conclusões aqui apresentadas.

Se a quantidade de plântulas é variável, a população de jovens parece não se modificar muito anualmente devido a acumulação de várias coôrtes nesse estádio CONTE et al. (2000). A passagem de indivíduos da fase de plântula para a fase de jovem é fundamental para a regeneração das populações de juçara e, segundo REIS (1995), a população de jovens costuma estar em torno de 4000 indiv/ha. É nessa transição plântula-jovem que parece estar o gargalo do recrutamento do juçara na Ilha Anchieta. A pergunta agora é: quais são os possíveis fatores bióticos e abióticos que estariam influenciando na redução dessa transição na Ilha Anchieta? De acordo com o experimento de herbivoria, locais protegidos recrutam mais plântulas que locais não protegidos, sugerindo o efeito negativo dos herbívoros. Mas talvez essa explicação esteja incompleta. Outros fatores comuns na Ilha Anchieta e que foram relatados em outros estudos podem ter contribuído para este insucesso como: a queda de árvores e folhedo causando a mortalidade de plântulas (SCARIOT, 2000); a competição com lianas e espécies ruderais (TABARELLI et al., 2004); as mudanças microclimáticas e a herbivoria por formigas cortadeiras (VASCONCELOS & CHERRETT, 1997). Todas essas mudanças estão fortemente ligadas a ambientes perturbados pela ação humana e são muito comuns em fragmentos florestais (LAURANCE et al., 2002). Em Caraguá, a maior quantidade de jovens pode estar relacionada com a baixa taxa de herbivoria devido a reduzida densidade de mamíferos herbívoros. Ainda sim, esse número é comparativamente menor que o encontrado por REIS (1995), o que pode estar relacionado às características da parcela, como discutido anteriormente.

Em relação aos imaturos e adultos, suas densidades na parcela de Caraguá e especialmente na Ilha Anchieta são comparáveis às de uma área sem corte histórico. Lembrando que as populações de herbívoros foram introduzidas há 22 anos e que elas tenham levado um certo tempo para atingir a alta densidade que possuem atualmente na Ilha Anchieta, as populações de juçaras adultos e imaturos podem ser reflexo de uma época onde o impacto desses animais era ainda pequeno. Ou ainda serem provenientes de um período entre picos de densidade populacional. Com a menor pressão da alta biomassa de herbívoros, as plântulas provavelmente se aproveitaram da grande quantidade de luz que chega ao solo da floresta e cresceram rapidamente. QUEIROZ (2000) verificou que plântulas de juçara que crescem em condições de 20% a 70% de luz plena podem aumentar a produção de matéria seca em até 60% por dia, em

comparação com plântulas que crescem na sombra. As folhas também ficam mais grossas o que deve tornar as plântulas mais vigorosas e resistentes a impactos físicos (*e. g*. queda de folhedo) e pressões bióticas (*e.g.* herbivoria por insetos).

Ainda é cedo para dizer como as flutuações populacionais de herbívoros podem interferir no recrutamento do juçara na Ilha Anchieta. Por isso, o acompanhamento dos estádios de tamanho se faz essencial para entender a grande divergência que existe em relação a uma população com modelo em 'J-invertido'. É importante salientar que as comparações realizadas com Caraguá foram por um curto período de tempo e podem variar muito dependendo do estádio de recrutamento utilizado para comparação. A melhor forma para proceder essas comparações deve ser através da razão entre o número de jovens e o número de adultos. A população dos indivíduos jovens varia muito menos que a população de plântulas do juçara e reflete um passado recente dos processos que estão modulando o recrutamento desta espécie.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O que poderia comprometer o recrutamento de uma espécie de planta com longo tempo de geração; cujos frutos são abundantes e dispersos por inúmeras espécies de aves; que forma um extenso banco de plântulas; com distribuição agregada; com sementes protegidas e com alta taxa de germinação? Este foi o desafio deste estudo. *A priori*, não se deveria esperar que uma espécie de planta com estas características tivesse grandes limitações ao seu recrutamento (HOWE, 1989; BOND, 1995; BRUNA, 2003) porque, neste caso, a planta tem a possibilidade de levar ao recrutamento de novos indivíduos em pelo menos um evento reprodutivo. Entretanto, a Ilha Anchieta é um caso a parte devido a completa ausência de populações residentes de grandes frugívoros dispersores; a alta densidade de mamíferos herbívoros (> 1 kg); e à existência de condições abióticas que se assemelham as de fragmentos florestais (*e.g.* dossel descontínuo, alta densidade de lianas, queda freqüente de árvores), que são algumas das principais causas da perda de espécies vegetais nos trópicos (PHILLIPS, 1997; CARDOSO DA SILVA & TABARELLI, 2000).

A perda de dispersores pode não ser o principal problema do juçara na Ilha Anchieta, considerando a escala estudada (1 ha). A chegada de sementes não foi limitada pela ausência dos grandes dispersores ou pela quantidade de sementes, termo

conhecido como limitação de sementes (sensu ERIKSSON & EHRLÉN, 1992). A densidade de sementes produzidas foi suficiente para ocupar com pelo menos um propágulo todas as gaiolas de exclusão dispostas na trilha do Leste. Entretanto, o mesmo não aconteceu na trilha do Saco Grande onde a densidade de juçaras é baixa. Essa distribuição agregada em grande escala provavelmente dificulta a atração dos dispersores para as áreas com baixa densidade de frutos e pode restringir a chuva de sementes a zonas de alta produtividade. Os sabiás-úna, por exemplo, apesar de terem atuado como eficientes removedores de sementes, costumavam repousar na vizinhança da planta em que se alimentavam, não atuando como dispersores em longa distância.

O caso da falta de aves dispersoras na Ilha Anchieta pode ser comparado, por exemplo, à extinção de grandes aves frugívoras em fragmentos florestais da mata atlântica semidecídua (WILLIS, 1979), com o diferencial de que o sabiá-úna não está presente nessas áreas. A pergunta é: seriam as espécies de aves restantes capazes de promover de forma consistente a dispersão das sementes do juçara? Alguns autores relataram sabiás (e. g. *Turdus leucomelas*, *T. rufiventris*, *T. amaurochalinus*) e jacus (*Penelope obscura*, *P. superciliaris*) consumindo seus frutos (MATOS & WATKINSON, 1998; MIKICH, 2002; FADINI & DE MARCO, 2004). Entretanto, a taxa de visitação e consumo de frutos parece ser geralmente baixa (FADINI & RUBIM, *dados não publicados*), favorecendo a deposição dos propágulos sob a planta parental. Em conseqüência, as taxas de cruzamento entre parentes devem aumentar e, juntamente com outros efeitos deletérios da fragmentação florestal, levarem essas populações a extinções locais (YOUNG et al., 1996). Uma saída, ao menos contra a perda de heterozigozidade em fragmentos, é a troca de genes a longa distância via dispersão/polinização, como já foi descrito para o juçara em populações separadas por 22 km (GAIOTTO et al., 2003). Entretanto, ainda não se sabe o quão efetivo é a troca gênica para aumentar a sobrevida dessas populações.

A predação de sementes, apesar de relevante na Ilha Anchieta, não parece ser a causa da baixa densidade de jovens, com apenas 19 indivíduos amostrados em um hectare. Entretanto, se a produção anual das sementes for baixa em algum evento reprodutivo, o que normalmente acontece com esta espécie de planta, o impacto das populações de predadores de sementes (> 1 kg) deve aumentar consideravelmente. Já os herbívoros devem ser o maior problema para o recrutamento não só do juçara, mas

principalmente de bromélias, o grupo mais consumido pelas capivaras em áreas de floresta na Ilha Anchieta (PAES, 2000). O controle populacional desses animais é de fundamental importância tanto para a regeneração das plantas como para o estabelecimento da fauna que de algum modo depende delas para sobreviverem (*e.g*. animais frugívoros, animais que nidificam e/ou se alimentam em árvores, entre outros).

Com respeito às metodologias utilizadas para responder às questões deste estudo, o método árvore-focal, utilizado para descrever a frugivoria, deve receber algumas adaptações para aumentar sua eficiência: 1) diminuir o número de horas de observação por planta para reduzir a chance de registrar o mesmo indivíduo retornando à planta por várias vezes; 2) aumentar o número de palmitos utilizados; 3) aumentar o número de horas totais de observação e 4) utilizar plantas bem espaçadas umas das outras. Outro método que também deve ser utilizado é o de *transecções lineares*, que aumenta a possibilidade de encontrar aves raras Nos experimentos de exclusão de mamíferos, as gaiolas pequenas (16 x 16 cm) comprometeram a interpretação dos resultados. Por isso, gaiolas maiores (40 x 40 cm) devem ser usadas para impedir o acesso de herbívoros (> 1 kg) às sementes destinadas somente aos pequenos roedores. Ou então realizar dois experimentos em um só, para sementes e plântulas, utilizando a gaiola de exclusão grande (90 x 90 cm) com tela de alumínio mais estreita (1,5 x 2 cm) e com pequenas passagens para os pequenos roedores. Além disso, deveria ser utilizado um tratamento fechado para contabilizar os prejuízos causados por insetos. Outra adaptação seria controlar o número de sementes em cada tratamento e/ou marcar as plântulas para distinguir entre as novas que recrutaram, as que morreram e as que são provenientes do início do experimento. Um problema do experimento de exclusão de herbívoros do presente estudo foi a proximidade entre as réplicas. Este problema, entretanto, foi minimizado porque os dois tratamentos estavam intercalados, diminuindo o principal problema da pseudo-replicação (sensu HURLBERT, 1984) que é o efeito de fatores intrusivos atuando diferentemente entre os tratamentos. Independente dessas melhorias, a clara diferença observada entre os tratamentos na Ilha Anchieta em dois locais distintos, exprime por si só a importância dos herbívoros na alteração dos padrões de herbivoria do juçara.

Em relação às parcelas utilizadas para amostrar a estrutura populacional, uma sugestão é utilizar áreas mais homogêneas para eliminar o efeito do gradiente horizontal

(*e.g.* umidade, qualidade do solo) sobre os padrões observados, evitando atribuir um efeito a uma variável que não tem qualquer relação com o fenômeno. Talvez utilizar parcelas menores e mais amostras dentro de cada área seja outra solução plausível. No presente estudo, a utilização das parcelas mostrou-se satisfatória por se tratar de um método rápido e por facilitar a localização e o acompanhamento dos indivíduos em anos subseqüentes. Além disso, a relação entre os meios físico e biótico são melhor entendidas na escala aqui utilizada, especialmente para os indivíduos das classes de tamanho maiores.

Este estudo mostrou que é possível integrar os diversos eventos biológicos que regulam o estabelecimento de uma planta em busca de detectar alterações que podem comprometer o seu recrutamento. As particularidades encontradas aqui podem se tornar gerais à medida que novas ilhas (fragmentos; ou ilhas, *sensu strictu*) forem utilizadas como réplicas verdadeiras. Somente o litoral de São Paulo há pelo menos 20 ilhas que poderiam ser utilizadas tanto para testar a hipótese da perda de dispersores como a de superpopulação de herbívoros, com a vantagem de que a história de ocupação e de impacto ser semelhante entre elas. Os resultados apresentados têm, além de valor científico, a função de auxiliar na aplicação de um plano de manejo que seja eficiente não só para a população de turistas, mas também dos animais e das plantas que, como o palmito juçara, habitam o Parque Estadual da Ilha Anchieta.

6 REFERÊNCIAS

ALCÁNTARA, J. M.; REY, P. J.; VALERA, F.; SÁNCHEZ-LAFUENTE, A. M.; GUTIÉRREZ, J. E. Habitat alteration and plant intra-specific competition for seed dispersers. An example with Olea europaea var. sylvestris. **Oikos**, Copenhagen, v.79, p.291-300, 1997.

ANDERSEN, A. N. How important is seed predation to recruitment in stable populations of long-lived perenials? **Oecologia**, Nova Iorque, v.81, 310-315, 1989.

ASQUITH, N. M.; WRIGHT, S. J.; CLAUSS, M. J. Does mammal community composition control recruitment in neotropical forests? Evidence from Panama. **Ecology**, Washington, v.78, n.3, p.941-946, 1997.

AUGSPURGER, C. K. Seedling survival of tropical tree species: interactions of dispersal distance, light-gaps, and pathogens. **Ecology**, Washington, v.65, p.1705-1712, 1984.

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

BENITEZ-MALVIDO, J.; GARCIA-GUZMAN, G.; KOSSMANN-FERRAZ, I. D. Leaf-fungal incidence and herbivory on tree seedlings in tropical rainforest fragments: an experimental study. **Biological Conservation**, Oxford, v.91, n.2-3, Dec, p.143-150, 1999.

BIBBY, C.; JONES, M.; MARSDEN, S. **Expedition Field techiniques: Bird surveys**. Londres: Expedition Advisory Centre: Royal Geographical Society. 1998

BIERREGAARD, R. O.; LOVEJOY, T. E.; KAPOS, V.; DOSSANTOS, A. A.; HUTCHINGS, R. W. The biological dynamics of tropical rain-forest fragments. **Bioscience**, Washington, v.42, n.11, p.859-866, 1992.

BLAKE, J. G.; LOISELLE, B. A. Fruits in the diets of neotropical migrant birds in Costa-Rica. **Biotropica**, Lawrence, v.24, p.200-210, 1992.

BLEHER, B.; BOHNING-GAESE, K. Consequences of frugivore diversity for dispersal, seedling establishment and the spatial pattern of seedlings and trees. **Oecologia**, Nova Iorque, v.129, p.385-394, 2001.

BLEHER, B.; BÖHNING-GAESE, K. Seed dispersal by birds in South African and a Malagasy Commiphora species. **Ecotropica**, v.6, n.43-55, 2000.

BOND, W. J. Assessing the risk of plant extinction due to pollinator and disperser failure. In: LAWTON, J. H.; MAY, R. M. (Org.). **Extinction rates**. Oxford: Oxford University Press, 1995. p.131-146.

BREWER, S. W.; REJMANEK, M.; JOHNSTONE, E. E.; CARO, T. M. Top-Down control in tropical forests. **Biotropica**, Lawrence, v.29, p.364-367, 1997.

BRUNA, E. M. Seed germination in rain forest fragments. **Nature**, Londres, v.402, 1999.

BRUNA, E. M. Are plant populations in fragmented habitats recruitment limited? Tests with an Amazonian herb. **Ecology**, Washington, v.84, n.4, Apr, p.932-947, 2003.

CARDOSO DA SILVA, J. M.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, Londres, v.404, p.72-74, 2000.

CASTRO, E. R. **Variação espaço-temporal na fenologia e frugivoria do palmito juçara Euterpe edulis (Palmae) em três tipos de floresta Atlântica**. 2003. Dissertação (Mestrado em Botânica). Instituto de Biociências, Unesp, Rio Claro, 2003.

CASTRO, E. R.; GALETTI, M. Frugivoria e dispersão de sementes pelo lagarto teiú Tupinambis merianae (Reptilia: Teiidae). **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v.44, p.91-97, 2004.

CHAPMAN, C. A.; CHAPMAN, L. J. Survival without dispersers: seedling recruitment under parents. **Conservation Biology**, Malden, v.9, p.675-678, 1995.

CHAPMAN, C. A.; ONDERDONK, D. A. Forests without primates: primate/plant codependency. **American Journal of Primatology**, Hoboken, v.45, p.127-141, 1998.

CHIARELLO, A. G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in South-eastern Brazil. **Biological Conservation**, Oxford, v.89, p.71-82, 1999.

CLARK, J. S.; BECKAGE, B.; CAMILL, P.; CLEVELAND, B.; HILLERISLAMBERS, J.; LIGHTER, J.; MCLACHLAN, J.; MOHAN, J.; WYCKOFF, P. Interpreting recruitment limitation in forests. **American Journal Of Botany**, St. Louis, v.86, n.1, Jan, p.1-16, 1999.

CLARK, J. S.; MACKLIN, E.; WOOD, L. Stages and spatial scales of recruitment limitation in southern Appalachian forests. **Ecological Monographs**, Washington, v.68, n.2, May, p.213-235, 1998.

CONTE, R.; REIS, A.; MANTOVANI, A.; MARIOT, A.; FANTINI, A. C.; NODARI, R. O.; REIS, M. S. Dinâmica da regeneração natural de Euterpe edulis na floresta ombrófila densa da encosta atlântica. In: REIS, M. S.; REIS, A. (Org.). **Euterpe edulis Martius - (Palmiteiro): biologia, conservação e manejo**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 2000. p.106-130.

CORDEIRO, N. J.; HOWE, H. F. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. **Conservation Biology**, Malden, v.15, n.6, p.1733-1741, 2001.

CRAWLEY, M. J. Seed predators and plant population dynamics. In: CRAWLEY, M. J. (Org.). **Plant ecology**: Blackwell Publishing, 1997. p.157-191.

CULLEN JR., L.; BODMER, R. E.; PADUA, C. V. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. **Biological Conservation**, Oxford, v.95, p.49-56, 2000.

CULLEN JR., L.; BODMER, R. E.; VALLADARES-PÁDUA, C. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. **Oryx**, Nova Iorque, v.35, p.137-144, 2001.

DALLING, J. W.; MULLER-LANDAU, H. C.; WRIGHT, S. J.; HUBBELL, S. P. Role of dispersal in the recruitment limitation of neotropical pioneer species. **Journal of Ecology**, Oxford, v.90, n.4, Aug, p.714-727, 2002.

DE MARCO, P.; COELHO, F. M. Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. **Biodiversity And Conservation**, Dordrecht, v.13, n.7, Jun, p.1245-1255, 2004.

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

DIRZO, R.; MIRANDA, A. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. In: PRICE, P. W., LEWINSHON, T.M., FERNANDES, G.W. & BENSON, W.W. (Org.). **Plant-animal interactions: evolutionary ecology**, 1991. p.273-287.

DONATTI, C. I. **Consequências da defaunação na dispersão e predação de sementes e no recrutamento de plântulas da palmeira brejaúva (Astrocaryum aculeatissimum) na Mata Atlântica**. 2004. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas). USP, Piracicaba, 2004.

DÍAZ, S.; TILMAN, D.; FARGIONE, J.; CHAPIN III, F. S.; DAILY, G. C.; DIRZO, R.; GALETTI, M.; GEMMILL, B.; HARVELL, D.; KITZBERGER, T.; LAURANCE, W. F.; NAYLOR, R.; MITCHELL, C.; POWER, A.; PRETTY, J.; VILLÁ, M.; WILBY, A.; ZOBEL, M.; CEBALLOS, G.; S, L.; ORIANS, G.; PACALA, S. W.; SUPRIATNA, J. **Biodiversity regulation of ecosystem services**. 2005: 81 p. 2004. Disponível em: www.milleniumassessment.org.

ERIKSSON, O.; EHRLÉN, J. Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. **Oecologia**, Nova Iorque, v.91, p.360-364, 1992.

FADINI, R. F.; DE MARCO, J. P. Interações entre aves frugívoras e plantas em um fragmento de Mata Atlântica de Minas Gerais. **Ararajuba**, Seropédica, v.12, n.2, p.97-103, 2004.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, Palo Alto, v.34, p.487-515, 2003.

FLEURY, M.; GALETTI, M. Effects of microhabitat on palm seed predation in two forest fragments in southeast Brazil. **Acta Oecologia**, Paris, v.26, p.179-184, 2004.

FORGET, P. M.; MILLERON, T.; FEER, F.; HENRY, O.; DUBOST, G. Effects of dispersal pattern and mammalian herbivores on seedling recruitment for Virola michelii (Myristicaceae) in French Guiana. **Biotropica**, Lawrence, v.32, n.3, p.452-462, 2000.

FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. **Annual Review Of Ecology And Systematics**, Palo Alto, v.29, p.207-231, 1998.

FOSTER, M. Factors influencing bird foraging preferences among conspecific fruit trees. **Condor**, Lawrence, v.92, p.844-854, 1990.

GAIOTTO, F. A.; GRATTAPAGLIA, D.; VENCOVSKY, R. Genetic structure, mating system, and long-distance gene flow in heart of palm (Euterpe edulis Mart.). **Journal of Heredity**, Cary, v.94, n.5, Sep, p.399-406, 2003.

GALETTI, M. **Fruits and frugivores in a Brazilian Atlantic forest**. 1996. Tese (Doutorado em Ecologia), University of Cambridge, Cambridge, 1996.

GALETTI, M. The future of the Atlantic forest. **Conservation Biology**, Malden, v.14, p.4, 2001.

GALETTI, M.; ALEIXO, A. Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.35, n.2, p.286-293, 1998.

GALETTI, M.; ALVES-COSTA, C. P.; CAZETTA, E. Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit colour on the consumption of ornithocoric fruits. **Biological Conservation**, Oxford, v.111, n.2, p.269-273, 2003.

GALETTI, M.; FERNANDEZ, J. C. Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic forest: changes in industry structure and the illegal trade. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.35, p.294-301, 1998.

GALETTI, M.; LAPS, R.; PIZO, M. A. Frugivory by toucans (Ramphastidae) at two altitudes in the Atlantic forest of Brazil. **Biotropica**, Lawrence, v.32 (4b), p.842-850, 2000.

GALETTI, M.; MARTUSCELLI, P.; OLMOS, F.; ALEIXO, A. Ecology and conservation of the jacutinga Pipile jacutinga in the Atlantic forest of Brazil. **Biological Conservation**, Oxford, v.82, n.1, p.31-39, 1997.

GALETTI, M.; PIZO, M. A.; MORELLATO, L. P. Métodos para o estudo da fenologia, frugivoria e dispersão de sementes. In: CÜLLEN, L.; PÁDUA, C. V.; RUDRAN, R.

(Org.). **Manual para o Manejo da Vida Silvestre no Brasil**. Washington: Smithsonian Institution Press, 2002.

GALETTI, M.; ZIPPARRO, V. B.; MORELLATO, P. C. Fruiting phenology and frugivory on the palm Euterpe edulis in a lowland atlantic forest of Brazil. **Ecotropica**, Paris, v.5, p.115-122, 1999.

GITAY, H.; WILSON, J. B.; LEE, W. G. Species redundancy: a redundant concept? **Journal of Ecology**, Oxford, v.84, p.121-124, 1996.

GOERCK, J. M. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brazil. **Conservation Biology**, Malden, v.11, p.112-118, 1997.

GUARIGUATA, M. R.; ARIAS-LE CLAIRE, H.; JONES, G. Tree seed fate in a logged and fragmented forest landscape, northeastern Costa Rica. **Biotropica**, Lawrence, v.34, n.3, p.405-415, 2002.

GUILLAUMON, J. R.; MARCONDES, M. A. P.; NEGREIROS, O. C.; MOTA, I. S.; EMMERICH, W.; BARBOSA, A. F.; BRANCO, I. H. D. C.; CAMARA, J. J. C.; OSTINI, S.; PEREIRA, R. T. L.; SCORVO-FILHO, J. D.; SHIMOMICHI, P. Y.; SILVA, D. A.; MELO-NETO, J. E. **Plano de manejo do Parque Estadual da Ilha Anchieta**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo. 1989

GUIMARÃES, P. R.; LOPES, P. F. M.; LYRA, M. L.; MURIEL, A. P. Fleshy pulp enhances the location of Syagrus romanzoffiana (Arecaceae) fruits by seed-dispersing rodents in an Atlantic forest in south-eastern Brazil. **Journal Of Tropical Ecology**, Nova Iorque, v.21, p.109-112, 2005.

GUITIÁN, J.; GUITIÁN, P.; MUNILLA, I.; GUITIÁN, J.; BERMEJO, T.; LARRINAGA, A. R.; NAVARRO, L.; LÓPEZ, B. Zorzales, espinos y serbales: un estudio sobre el consumo de frutos silvestres de las aves migratorias en la costa occidental europea. Santiago de Compostela: Universidade, Servicio de Publicacións y Intercambio Científico. 2000. 292 p.

HAMPE, A. Frugivory in European Laurel: how extinct seed dispersers have been substituted. **Bird Study**, Thetford Norfolk, v.50, Nov, p.280-284, 2003.

HARPER, J. L. **Population biology of plants**. London, England: Academic Press. 1977

HENDERSON, A. The genus Euterpe in Brazil. In: REIS, M. S.; REIS, A. (Org.). **Euterpe edulis (Martius) (Palmiteiro): biologia, conservação e manejo**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 2000. p.1-22.

HENDERSON, A.; GALEANO, G.; BERNAL, R. **Field guide to the palms of the Americas**. Princeton: Princeton University Press. 1995. 352 p.

HENRIQUES, R. P. B.; SOUSA, E. Population structure, dispersion and microhabitat regeneration of Carapa guianensis in northeastern Brazil. **Biotropica**, Lawrence, v.21, n.3, Sep, p.204-209, 1989.

HERRERA, C. M.; JORDANO, P.; LÓPEZ SORIA, L.; AMAT, J. A. Recruitment of a mast-fruiting, bird-dispersed tree: bridging frugivore activity and seedling establishment. **Ecological Monographs**, Washington, v.64, p.315-344, 1994.

HILTY, S. L. Flowering and fruiting periodicity in a premontane rain forest in pacific Colombia. Lawrence, **Biotropica**, v.12, p.292-306, 1980.

HOWE, H. F. Bird activity and seed dispersal of a tropical wet forest tree. **Ecology**, Washington, v.58, p.539-550, 1977.

HOWE, H. F. Constraints on the evolution of mutualisms. **American Naturalist**, Chicago, v.123, n.6, p.764-777, 1984.

HOWE, H. F. Implications of seed dispersal by animals for tropical reserve management. **Biological Conservation**, Oxford, v.30, p.261-281, 1984.

HOWE, H. F. Scatter- and clump-dispersal and seedling demography: hypothesis and implications. **Oecologia**, Nova Iorque, v.79, p.417-426, 1989.

HOWE, H. F. Specilized an generalized dispersal systems: where does 'the paradigm' stand? **Vegetatio**, v.107/108, p.3-13, 1993.

HOWE, H. F.; DE STEVEN, D. Fruit production, migrant bird visitation, and seed dispersal of Guarea glabra in Panama. **Oecologia**, Nova Iorque, v.39, p.185-196, 1979.

HOWE, H. F.; ESTABROOK, G. F. Intraspecific Competition For Avian Dispersers In Tropical Trees. **American Naturalist**, Chicago, v.111, n.981, p.817-832, 1977.

HOWE, H. F.; MIRITI, M. N. No question: seed dispersal matters. **Trends In Ecology & Evolution**, Londres, v.15, n.11, Nov, p.434-436, 2000.

HOWE, H. F.; MIRITI, M. N. When seed dispersal matters. **Bioscience**, Washington, v.54, n.7, Jul, p.651-660, 2004.

HOWE, H. F.; SCHUPP, E. W.; WESTLEY, L. C. Early consequences of seed dispersal for a neotropical tree (Virola surinamensis). **Ecology**, Washington, v.66, p.781-791, 1985.

HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Systm.**, Palo Alto, v.13, p.201-228, 1982.

HULME, P. E. Post-dispersal seed predation and the establishment of vertebrate dispersed plants in Mediterranean scrublands. **Oecologia**, Nova Iorque, v.111, p.91-98, 1997.

HURLBERT, S. H. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. **Ecological Monographs**, Washington, v.54, p.187-211, 1984.

JANZEN, D. H. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **American Naturalist**, Chicago, v.104, p.501-528, 1970.

JORDANO, P. Patterns of mutualistic interactions in pollination and seed dispersal: connectance, dependence asymmetries, and coevolution. **American Naturalist**, Chicago, v.129, p.657-677, 1987.

JORDANO, P. Fruits and frugivory. In: FENNER, M. (Org.). **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. Wallingford, England: Commonwealth Agricultural Bureau International, 1992. p.105-156.

JORDANO, P. Geographical ecology and variation of plant-seed disperser interactions: southern Spanish junipers and frugivorous thrushes. In: FLEMING, T. H.; ESTRADA, A. (Org.). **Frugivory and seed dispersal: ecological and evolutionary aspects**: Kluwer Academic Publishing, 1993. p.85-104.

JORDANO, P. Spatial and temporal variation in the avian-frugivore assemblage of Prunus mahaleb: patterns and consequences. **Oikos**, Copenhagen, v.71, p.479-491, 1994.

JORDANO, P.; SCHUPP, E. W. Seed disperser effectiveness: The quantity component and patterns of seed rain for Prunus mahaleb. **Ecological Monographs**, Washington, v.70, n.4, p.591-615, 2000.

KEARNS, C. A.; INOUYE, D. W.; WASER, N. M. Endangered mutualisms: The conservation of plant-pollinator interactions. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, Palo Alto, v.29, p.83-112, 1998.

KIMURA, K.; YUMOTO, T.; KIKUZAWA, K. Fruiting phenology of fleshy-fruited plants and seasonal dynamics of frugivorous birds in four vegetation zones on Mt. Kinabalu, Borneo. **Journal of Tropical Ecology**, Nova Iorque, v.17, p.833-858, 2001.

KINNAIRD, M. F.; O'BRIEN, T.; SURUADI, S. Populations flutuation in sulawesi red-knobbed hornbills: tracking in space and time. **Auk**, Lawrence, v.113, p.431-440, 1996.

LAPS, R. **Frugivoria e dispersão de sementes de palmiteiro (Euterpe edulis Martius, Arecaceae) na Mata Atlântica, sul do Estado de São Paulo**. 1996. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Instituto de Biologia, UNICAMP, Campinas, 1996.

LAURANCE, W. F. Do edge effects occur over large spatial scales? **Trends In Ecology & Evolution**, Londres, v.15, n.4, Apr, p.134-135, 2000.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O.; LAURANCE, S. G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. **Conservation Biology**, Malden, v.16, n.3, p.605-618, 2002.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L.; LOVEJOY, T. E. Forest loss and fragmentation in the Amazon: implications for wildlife. **Oryx**, Nova Iorque, v.34, p.39-45, 2000.

LEIGHTON, M.; LEIGHTON, D. R. Vertebrate responses to fruiting seasonality within a bornean rainforest. In: S.L. Sutton, T.C. Whitmore & A.C. Chadwick (eds.). **Tropical rainforests: ecology and management**. Blackwell Sci. Publ., Oxford. 1984. 181-209 p.

LEVEY, D. J. Spatial and temporal variation in Costa Rican fruit and fruit-eating bird abundance. **Ecological Monographs**, Washington, v.58, p.251-269, 1988a.

LEVEY, D. J. Tropical wet forest treefall gaps and distributions of understory birds and plants. **Ecology**, Washington, v.69, p.1076-1089, 1988b.

LOISELLE, B. A.; BLAKE, J. G. Dispersal of melastome seeds by fruit-eating birds of tropical forest understory. **Ecology**, Washington, v.80, p.330-336, 1999.

LORD, J. M. Frugivore gape size and the evolution of fruit size and shape in southern hemisphere floras. **Austral Ecology**, Victoria, v.29, n.4, p.430-436, 2004.

MANASSE, R. S.; HOWE, H. F. Competition for dispersal agents among tropical trees: influences of neighbors. **Oecologia**, Nova Iorque, p.185-190, 1983.

MANTOVANI, A.; MORELLATO, L. P. C. Fenologia da floração, frutificação, mudança foliar e aspectos da biologia floral do palmiteiro. In: REIS, M. S.; REIS, A. (Org.). **Euterpe edulis Martius - (Palmiteiro): biologia, conservação e manejo**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 2000. p.23-38.

MATOS, D. M. D. Herbivore and plant demography: a case study in a fragment of semi-deciduous forest in Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Nova Iorque, v.16, p.159-165, 2000.

MATOS, D. M. S.; FRECKLETON, R. P.; WATKINSON, A. R. The role of density dependence in the population dynamics of a tropical palm. **Ecology**, Washington, v.80, n.8, p.2635-2650, 1999.

MATOS, D. M. S.; WATKINSON, A. R. The fecundity, seed, and seedling ecology of the edible palm Euterpe edulis in southeastern Brazil. **Biotropica**, Lawrence, v.30, n.4, p.595-603, 1998.

MCCONKEY, K. R.; DRAKE, D. R. Extinct pigeons and declining bat populations: are large seeds still being dispersed in the tropical pacific? In: LEVEY, D. J.; SILVA, W.

R.; GALETTI, M. (Org.). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. Wallingford: CABI Publishing, 2002. p.381-395.

MCKEY, D. The ecology of coevolved seed dispersal systems. In: GILBERT, L. E.; RAVEN, P. H. (Org.). **Coevolution of animals and plants**. Austin, Texas: University of Texas Press, 1975. p.159-209.

MEEHAN, H. J.; MCCONKEY, K. R.; DRAKE, D. R. Potential disruptions to seed dispersal mutualisms in Tonga, Western Polynesia. **Journal of Biogeography**, Oxford, v.29, n.5-6, May-Jun, p.695-712, 2002.

MIKICH, S. B. A dieta frugívora de Penelope superciliaris (Cracidae) em remanescentes de floresta estacional semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil e sua relação com Euterpe edulis (Arecaceae). **Ararajuba**, Seropédica, v.10, n.2, p.207-217, 2002.

MIRANDA, E. E.; COUTINHO, A. C. **Brasil visto do espaço**. Disponível em: <www.cdbrasil.cnpm.embrapa.br>. Acesso em: 10 out. 2004.

MORELLATO, L. P.; LEITÃO-FILHO, H. F. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: MORELLATO, L. P. (Org.). **História Natural da Serra do Japí**. Campinas: Ed. UNICAMP/FAPESP, 1992. p.112-140.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Londres, v.403, p.853-858, 2000.

NATHAN, R.; MULLER-LANDAU, H. C. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. **Trends In Ecology & Evolution**, Londres, v.15, n.7, p.278-285, 2000.

OLIVEIRA, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, Lawrence, v.32, n.4B, p.793-810, 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CAMISÃO NETO, A. A.; VOLPATO, M. M. L. Structure and dispersion of four tree populations in an area of montane semideciduous forest in southeastern Brazil. **Biotropica**, Lawrence, v.28, n.4, p.762-769, 1996.

PAES, F. M. **Aspectos ecológicos da população de capivaras (Hydrochaeris hydrochaeris - Rodentia) do Parque Estadual da Ilha Anchieta - Ubatuba (SP)**. 2000. Dissertação (Mestrado em Zoologia). Instituto de Biociências, UNESP, Rio Claro, 2000.

PHILLIPS, O. L. The changing ecology of tropical forests. **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v.6, p.291-311, 1997.

PIZO, M. A. A conservação das aves frugívoras. In: ALBUQUERQUE, J. L. B.; CÂNDIDO JR., J. F.; STRAUBE, F. C.; ROOS, A. L. (Org.). **Ornitologia e conservação: da ciência as estratégias**. Tubarão: Editora Unisul, 1997a. p.49-59.

PIZO, M. A. Seed dispersal and predation in two populations of Cabralea canjerana (Meliaceae) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Nova Iorque, v.13, p.559-578, 1997b.

PIZO, M. A.; SILVA, W. R.; GALETTI, M.; LAPS, R. Frugivory in cotingas of the Atlantic forest of southeast Brazil. **Ararajuba**, Seropédica, v.10, p.177-185, 2002.

PIZO, M. A.; SIMAO, I. Seed deposition patterns and the survival of seeds and seedlings of the palm Euterpe edulis. **Acta Oecologica-International Journal of Ecology**, Paris, v.22, n.4, p.229-233, 2001.

PIZO, M. A.; VIEIRA, E. M. Palm harvesting affects seed predation of Euterpe edulis, a threatened palm of the Brazilian Atlantic forest. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, n.64, p.669-676, 2004.

QUEIROZ, M. H. Biologia do fruto, da semente e da germinação do palmiteiro Euterpe edulis Martius - Arecaceae. In: REIS, M. S.; REIS, A. (Org.). **Euterpe edulis Martius - (Palmiteiro): biologia, conservação e manejo**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 2000. p.39-59.

RAMAN, T. R. S. Assessment of census techniques for interspecific comparisons of tropical rainforest bird densities: a field evaluation in the Western Ghats, India. **Ibis**, v.145, n.1, Oxford, p.9-21, 2003.

REDFORD, K. H. The Empty Forest. **Bioscience**, Washington, v.42, n.6, p.412-422, 1992.

REIS, A. **Dispersão de sementes de Euterpe edulis Martius - (Palmae) em uma floresta ombrófila densa montana da encosta atlântica em Blumenau, SC**. 1995. Tese (Doutorado em Ecologia). Instituto de Biologia, UNICAMP, Campinas, 1995.

REIS, A.; KAGEYAMA, P. Y. Dispersão de sementes de Euterpe edulis Martius (Palmae). In: (Org.). **Euterpe edulis (Martius) (Palmiteiro): biologia, conservação e manejo**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 2000. p.60-92.

REIS, M. S.; FANTINI, A. C.; NODARI, R. O.; REIS, A.; GUERRA, M. P.; MANTOVANI, A. Management and conservation of natural populations in atlantic rain forest: the case study of palm heart (Euterpe edulis Martius). **Biotropica**, Lawrence, v.32, p.894-902, 2000.

REIS, M. S.; FRANCHINI, R. G.; REIS, A.; FANTINI, A. C. Variação no período germinativo em sementes de Euterpe edulis Martius procedentes da região de Morretes - PR. **2o Congresso Nacional sobre Essencias Nativas**, 1992. 1252-1255 p.

REY, P. J.; ALCANTARA, J. M. Recruitment dynamics of a fleshy-fruited plant (Olea europaea): connecting patterns of seed dispersal to seedling establishment. **Journal Of Ecology**, Oxford, v.88, n.4, p.622-633, 2000.

REY, P. J.; GUTIÉRREZ, J. E.; ALCÁNTARA, J.; VALERA, F. Fruit size in wild olives: implications for avian seed dispersal. **Functional Ecology**, Oxford, v.11, p.611-618, 1997.

REYNOLDS, R. T.; SCOTT, J. M.; NUSSBAUM, R. A. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. **Condor**, Lawrence, v.82, n.3, p.309-313, 1980.

RIBON, R.; SIMON, J. E.; DE MATTOS, G. T. Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. **Conservation Biology**, Malden, v.17, n.6, Dec, p.1827-1839, 2003.

ROBIM, M. **Significados histórico-arqueológico, arquitetônico e ambiental do PEIA - diretrizes para restauração e revitalização de patrimônio histórico-cultural em Unidades de Conservação** - fase II, Relatório final, 2004.

RODRIGUES, M.; OLMOS, F.; GALETTI, M. Seed dispersal by tapir in southeastern Brazil. **Mammalia**, Paris, v.57, p.460-461, 1993.

RUSSO, S. E. Responses of dispersal agents to tree and fruit traits in Virola calophylla (Myristicaceae): implications for selection. **Oecologia**, Nova Iorque, v.136, n.1, p.80-87, 2003.

SÃO PAULO. **Plano de gestão do Parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Caraguatatuba/São Sebastião**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo. 1998.

SANTOS, T.; TELLERÍA, J. L. Influence of forest fragmentation on seed consumption and dispersal of spanish juniper Juniperus thurifera. **Biological Conservation**, Oxford, v.70, p.129-134, 1994.

SCARIOT, A. Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments. **Biotropica**, Lawrence, v.32, n.4, p.662-669, 2000.

SCHUPP, E. W. The Janzen-Connel model for tropical tree diversity: population implications and the importance of spatial scale. **American Naturalist**, Chicago, v.140, p.526-530, 1992.

SCHUPP, E. W. Quantity, quality, and the efectiveness of seed dispersal by animals. In: FLEMING, T. H.; ESTRADA, A. (Org.). **Frugivory and seed dispersal: ecological and evolutionary aspects**. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1993. p.15-29.

SCHUPP, E. W. Seed-seedling conflicts, habitat choice, and patterns of plant recruitment. **American Journal of Botany**, St. Louis, v.82, p.399-409, 1995.

SCHUPP, E. W.; MILLERON, T.; RUSSO, S. E. Dissemination limitation and the origin and maintenance of species-rich tropical forests. In: LEVEY, D. J.; SILVA, W. R.; GALETTI, M. (Org.). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. Wallingford: CABI Publishing, 2002.

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira. 1997. 862 p.

SILVIUS, K. M.; FRAGOSO, J. M. V. Red-rumped agouti (Dasyprocta leporina) home range use in an Amazonian forest: Implications for the aggregated distribution of forest trees. **Biotropica**, Lawrence, v.35, n.1, p.74-83, 2003.

SNOW, D. W. Tropical frugivorous birds and their food plants: a world survey. **Biotropica**, Lawrence, v.13, p.1-14, 1981.

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

TABARELLI, M.; DA SILVA, M. J. C.; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v.13, n.7, p.1419-1425, 2004.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, Oxford, v.91, n.2-3, p.119-127, 1999.

TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, Oxford, v.106, p.165-176, 2002.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica**, Lawrence, v.24, p.283-292, 1992.

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; NUNEZ, P.; RAO, M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; RIVEROS, M.; ASCANIO, R.; ADLER, G. H.; LAMBERT, T. D.; BALBAS, L. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, Washington, v.294, n.5548, p.1923-1926, 2001.

TERBORGH, J.; WINTER, B. Some causes of extinction. In: SOULE, M. E.; WILCOX, B. A. (Org.). **Conservation Biology. An evolutionary - ecological perspective**. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, 1980.

TERBORGH, J.; WRIGHT, S. J. Effects of mammalian herbivores on plant recruitment in two neotropical forests. **Ecology**, Washington, v.75, p.1829-1833, 1994.

THOMAS, L.; LAAKE, J. L.; STRINDBERG, S.; MARQUES, F. F. C.; BUCKLAND, S. T.; BROCHERS, D. L.; ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; HEDLEY, S. L.; POLLARD, J. H.; BISHOP, J. R. B. **DISTANCE 4.1**, 2003.

TRAVESET, A. Influence of type of avian frugivory on the fitness of Pistacia terebinthus. **Evolutionary Ecology**, Dordrecht, v.8, p.618-627, 1994.

TURNER, I. M.; CORLETT, R. T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends In Ecology & Evolution**, Londres, v.11, n.8, p.330-333, 1996.

VAN SCHAIK, C. P.; TERBORGH, J. W.; WRIGHT, S. J. The phenology of tropical forests: adaptive significance and consequences for primary consumers. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, Palo Alto, v.24, p.353-377, 1993.

VASCONCELOS, H. L.; CHERRETT, J. M. Leaf-cutting ants and early forest regeneration in central Amazonia: Effects of herbivory on tree seedling establishment. **Journal of Tropical Ecology**, Nova Iorque, v.13, p.357-370, 1997.

VOLTOLINI, J. C. **Predação e dispersão de frutos e sementes de palmeiras por mamíferos na Floresta Atlântica do parque estadual da serra do mar, SP**. 2004. Tese (Doutorado em Botânica). Instituto de Biociências, Unesp, Rio Claro, 2004.

VON ALLMEN, C.; MORELLATO, L. P. C.; PIZO, M. A. Seed predation under high seed density condition: the palm Euterpe edulis in the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Tropical Ecology**, Nova Iorque, v.20, p.471-474, 2004.

WALKER, B. H. Biodiversity And Ecological Redundancy. **Conservation Biology**, Malden, v.6, n.1, p.18-23, 1992.

WEBB, C. O.; PEART, D. R. High seed dispersal rates in faunally intact tropical rain forest: theoretical and conservation implications. **Ecology Letters**, Oxford, v.4, n.5, p.491-499, 2001.

WENNY, D. G.; LEVEY, D. J. Directed seed dispersal by bellbirds in a tropical cloud forest. **Proc. Natl. Acad. Sci. USA**, Washington, v.95, p.6204-6207, 1998.

WHEELWRIGHT, N. T. Fruit size, gape width, and the diets of fruit-eating birds. **Ecology**, Washington, v.66, p.808-818, 1985.

WHITE, L. J. T. Biomass of rain-forest mammals in the Lope Reserve, Gabon. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v.63, n.3, p.499-512, 1994.

WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v.33, p.1-25, 1979.

WILSON, M. F.; TRAVESET, A. The ecology of seed dispersal. In: FENNER, M. (Org.). **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**: CAB International, 2000. p.85-110.

WRIGHT, S. J. Density compensation in island avifaunas. **Oecologia**, Nova Iorque, v.45, p.385-389, 1980.

WRIGHT, S. J. The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. **Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics**, Jena, v.6, n.1-2, p.73-86, 2003.

WRIGHT, S. J.; DUBER, H. C. Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival, and seedling recruitment in the palm Attalea butyraceae, with implications for tropical tree diversity. **Biotropica**, Lawrence, v.33, n.4, p.583-595, 2001.

WRIGHT, S. J.; GOMPER, M. E.; DELEON, B. Are large predators keystone species in Neotropical forests? The evidence from Barro Colorado island. **Oikos**, Copenhagen, v.71, p.279-294, 1994.

YOUNG, A.; BOYLE, T.; BROWN, T. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. **Trends In Ecology & Evolution**, Londres, v.11, n.10, p.413-418, 1996.

ZAMORA, R. Functional equivalence in plant-animal interactions: ecological and evolutionary consequences. **Oikos**, Copenhagen, v.88, p.442-447, 2000.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. London: Prentice-Hall International. 1996. 931 p.

ZONA, S.; HENDERSON, A. A review of animal-mediated seed dispersal of palms. **Selbyana**, v.11, p.6-21, 1989.

7 APÊNDICE 1

Habitat, status de ocorrência e abundância relativa das espécies de aves frugívoras encontradas na Ilha Anchieta de julho de 2003 a agosto de 2004. Larguras dos bicos obtidas através da medição de dez exemplares do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP), exceto para *Platycichla flavipes* com 11 indivíduos. Dados com base na média ± 1 Desvio Padrão. Classificação taxonômica com base no CBRO <www.ib.usp.br/cbro>

Espécie	*Largura do bico (mm)*	*Nome comum*	Habitat	Status	Abundância relativa
COLUMBIDAE					
Patagioenas plumbea	*9±1,11*	*Pomba-amargosa*	f	nr	r
PSITTACIDAE					
Forpus xanthopterygius	§	Tuim	b, f	nr	r
PIPRIDAE					
Chiroxiphia caudata	11,01±0,92	Tangará-dançarino	f	r	c
COTINGIDAE					
*Pyroderus scutatus**	26,7±1,4	Pavó	f	nr	r
*Procnias nudicollis**	24,53±2,61	Araponga	f	nr	r
TURDIDAE					
*Platycichla flavipes**	12,25±0,81	Sabiá-úna	f	r	r
Turdus albicollis	13,08±1,34	Sabiá-de-coleira	f	r	c
THRAUPIDAE					
Trichothraupis melanops	8,58±0,63	Tié-de-topete	f	r	r
Habia rubica	11,53±1,07	Tié-da-mata	f	r	c
Tachyphonus coronatus	9,14±0,46	Tié-preto	b, f	r	c
Ramphocelus bresilius	10,54▪	Tié-sangue	b, f	r	c
Thraupis sayaca	10,11±0,74	Sanhaço-cinzento	a, b, f	r	c
Thraupis palmarum	10,55±1,14	Sanhaço-do-coqueiro	a, b, f	r	c
Tangara cyanocephala	6,61±0,43	Saíra-militar	b, f	r	c
Hemmithraupis ruficapilla	6,56±0,55	Saíra-ferrugem	f	r	r
CARDINALIDAE					
Saltator similis	11,23▪	Trinca-ferro	b, f	r	c
FRINGILIDAE					
Euphonia chlorotica	6,51±0,38	Fi-fi	a, b, f	r	c
*Euphonia pectoralis**	7,69±0,4	Ferro-velho	f	nr	r

Habitat: a = área aberta; b = borda; f = floresta.

Status de ocorrência: r = residente; nr = não residente.

Abundância relativa: c = comum; r = raro.

* Espécie migrante local.

§ largura do bico não é importante para a mandibulação do fruto.

▪Medidas obtidas de 1 exemplar para *R. bresilius* e 5 exemplares para *S. similis* do Museu de Zoologia João Moojen de Oliveira – UFV – Viçosa – MG.

8 APÊNDICE 2

Animais introduzidos no Parque Estadual da Ilha Anchieta em março de 1983. “N” representa o número de indivíduos.

Nome Popular	Espécie	Ordem	N	Dieta
Preguiça preta	*Bradypus torquatus*	Xenarthra	1	Herbívoro
Tatu de rabo mole	*Cabassus hispidus*	Xenarthra	2	Onívoro
Tatu galinha	*Dasypus septemcintus*	Xenarthra	1	Onívoro
Tatu peba	*Euphractus sexcintus*	Xenarthra	2	Onívoro
Tamanduá mirim	*Tamandua tetradactyla*	Xenarthra	1	Insetívoro
Coati	*Nasua nasua*	Carnivora	13	Onívoro
Mico estrela	*Callithrix penicilatta*	Primates	5	Insetos, frutos e seiva
Macaco prego	*Cebus nigritus*	Primates	33	Onívoro
Paca	*Agouti paca*	Rodentia	6	Herbívoro
Cutia	*Dasyprocta* spp. (*D. leporina* + *D. zarae*)	Rodentia	8	Frutos e sementes
Capivara	*Hydrochaeris hydrochaeris*	Rodentia	7	Herbívoro
Ratão do banhado	*Myocastor coypus*	Rodentia	11	Herbívoro
Veado mateiro	*Mazama americana*	Ungulata	3	Herbívoro