
ECOLOGIA

FÁBIO MARTINS LABECCA

**REDES DE INTERAÇÃO ENTRE DISPERSORES
DE SEMENTES E *Euterpe edulis* (ARECACEAE)
EM UM GRADIENTE DE DEFAUNAÇÃO**



Rio Claro
2012

FÁBIO MARTINS LABECCA

**Redes de interação entre dispersores de sementes e
Euterpe edulis (Arecaceae) em um gradiente de defaunação**

Orientador: Prof. Dr. MAURO GALETTI RODRIGUES

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” - Câmpus de Rio Claro, para obtenção do grau de Ecólogo.

Rio Claro
2012

582.0467 Labecca, Fábio Martins

L116r Redes de interação entre dispersores de sementes e *Euterpe edulis*
(Arecaceae) em um gradiente de defaunação / Fábio Martins Labecca. -
Rio Claro : [s.n.], 2012
47 f. : il., figs., gráfs., tabs., mapas

Trabalho de conclusão de curso (Ecologia) - Universidade Estadual
Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro
Orientador: Mauro Galetti Rodrigues

1. Sementes. 2. Frugivoria. 3. Mata Atlântica. 4. Efetividade de
dispersão de sementes. 5. Extinção de aves. 6. Aninhamento. 7. Distinção
taxonômica média. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

Ao meu alicerce: meus pais.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a FAPESP pelo financiamento do projeto, essencial para seu andamento e conclusão. Ao Mauro pela orientação durante grande parte da minha graduação, que apesar da “recepção”, sempre me auxiliou nas dúvidas e nas ideias. Você contribuiu em grande parte para o meu crescimento acadêmico e profissional. Ao prof. Paulo Guimarães, vulgo Miúdo, pela contribuição digna de co-orientador e ao Mathias pela grande ajuda com as rotinas de R e dúvidas sobre modularidade. Sem a contribuição dos três, Mauro, Miúdo e Mathias este trabalho não seria o mesmo. Outra pessoa que agradeço, com MUITO carinho, é a Alexandra Sanches, que me incentivou desde o início começar essa empreitada LaBiC’ana, e que me abriu as portas para trabalhar com algo que sempre desejei.

Agradeço também a todos do Laboratório de Biologia da Conservação, LaBiC, com os quais convivi desde meu segundo ano da graduação e que também fizeram/fazem parte da minha vida acadêmica e também pessoal. Ao Carlos, o paranaense mais gaúcho que conheço, pela experiência de campo em Carlos Botelho e acima de tudo pela amizade; ao Henrique pelas piadas e pela pegadinha do “dedo torto”, que nunca esquecerei; Valesca pelo mau humor mais engraçado que já vi; Cibele por suas gargalhadas e conversas; grande Abraão, cara singular que conheci e que mantém seus princípios além de qualquer coisa, de índole maravilhosa, e uma das pessoas mais esforçadas que já conheci; Sergião, o Indiana Jones da Ecologia, sempre de bom humor e levando a galera pra onde quer que seja; Laurence, Malu, Babi, Luana, José, Raisa, Rubiane, Eveline, Coró...

A todos os professores, que em maior ou menor grau também foram vitais para meu desenvolvimento intelectual e profissional.

Aos meus amigos Diego, Renata, Dani e Lais, que, mesmo que a vida tenha nos distanciado, sempre farão parte da minha história.

Aos meus amigos/irmãos da faculdade, turma de 2008! Espero sempre tê-los em minha vida, e mesmo que as pedras no caminho nos separem fisicamente, nada os arrancarão do meu coração. Issa (minha irmã loira, de coração!), Biz, Natasha, Lama, Arrêa, Bambu, Gambé, Goiaba, Jack, Tortuga, Manga, Tróia, Rafa, Royal, Sandália, Lucía, Balela, Matraca, Karen, Bixano, Zeitão, Codorna, Prima... Amo vocês! “DEDICO A ECOLOGIA!!!”

E é claro, ela, Say. Minha namorada, companheira, amiga, namorada, que conseguiu amolecer meu coração, ao ponto de fazer apaixonar-me também por um cãozinho muito especial, Geni... Say, com sua alegria e carinho você foi entrando na minha vida aos poucos, e quando vi já estava não apenas no meu coração, mas de toda minha família. Simplesmente você é a pessoa mais querida e cativante que conheci em toda minha vida. Como diria a música, “Família é quem você escolhe pra viver, família é quem você escolhe pra você”, e sei que fiz a escolha certa! Agradeço também a você por me dar a oportunidade de conhecer outra pessoa fantástica, mas que tive pouco tempo pra conviver: dona Laura... Obrigado por confiar seu tesouro a mim!

Por fim, e não menor importante, minha família:

Pai, obrigado pela confiança e pelo apoio incondicional, não apenas financeiro (que também é de extrema importância), mas também emocional. Obrigado pelos ensinamentos. Meu pai, meu herói!

Mãe, completamente mãe. Linda, companheira, sempre buscando nosso bem, acima de qualquer coisa. Agradeço suas broncas, ensinamentos, seus sacrifícios... Sei que não foi fácil, mas seus esforços renderam frutos, você tem grande mérito por todas as conquistas dos seus filhos.

Aos meus irmãos queridos, Rodrigo, Rafael, Thais e minha pequena Yasmin. Ensinaram-me, mesmo que inconscientemente, o sentido da palavra altruísmo. Agradeço também à Kaká Ribeiro pela força e pelo grande carinho que sempre demonstrou por mim.

Esta é apenas mais uma etapa da minha vida, mas que tem o dedinho de cada um de vocês!

“What escapes the eye, however, is a much more insidious kind of
extinction: the extinction of ecological interactions”
(JANZEN, 1974)

RESUMO

As alterações antropogênicas ao ambiente vêm afetando muitos componentes dos ecossistemas naturais, produzindo frequentemente um padrão não aleatório de extinções, associado a características espécie-específicas. Por sua vez, a extinção local de espécies muitas vezes se traduz na perda de interações. Dessa forma, a perda de frugívoros, pode acarretar mudanças na estrutura das interações mutualísticas, com consequências futuras para espécies de plantas que dependem destes para a dispersão de suas sementes. Uma das espécies potencialmente afetada pela perda de frugívoros, principalmente os de grande porte, é o palmito juçara (*Euterpe edulis*). Exploramos aqui então se a extinção local de aves frugívoras se dá de uma maneira não aleatória e investigamos as consequências dessas extinções para o processo de remoção e dispersão de sementes de *E. edulis*. Observamos um padrão aninhado e modular na comunidade de dispersores de sementes de palmito juçara, indicando que as extinções ocorrem de forma não aleatória. Utilizando um índice de diversidade taxonômica observamos também que certos clados taxonômicos são mais propensos à extinção local, assim como previmos no início. Assim, fica então evidente que a extinção local dos frugívoros de *E. edulis* ocorre de maneira não aleatória, havendo estreita relação taxonômica entre estas espécies primariamente extintas, sendo os grande dispersores os mais afetados. Em áreas não defaunadas, apesar de observarmos uma baixa taxa de visitação, há uma alta taxa de consumo, sendo os grandes e médios dispersores importantes responsáveis pela remoção de sementes nestes locais. Em contrapartida, consequência da própria perda dos grandes frugívoros, áreas defaunadas demonstraram baixa visitação de frugívoros aos frutos de *E. edulis* e baixa taxa de consumo destes, sendo os principais dispersores de suas sementes nessas áreas as pequenas aves. A extinção local destes grandes frugívoros está provocando um déficit de interações, o que futuramente poderá acarretar consequências demográficas, genéticas e espaciais nas populações de *Euterpe edulis*.

Palavras-chave: Mata Atlântica. Efetividade de dispersão de sementes. Extinção de aves. Aninhamento. Distinção Taxonômica Média.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	08
2	OBJETIVOS	11
3	MATERIAL E MÉTODOS	12
3.1	Planta de estudo	12
3.2	Áreas de estudo	13
3.3	Frugivoria e dispersão de sementes	14
3.4	Censo das aves frugívoras	15
3.5	Extinções não aleatórias de frugívoros	16
3.5.1	Aninhamento e modularidade	16
3.5.2	Distinção Taxonômica Média (Δ^+)	17
3.5.3	Consequências das extinções	18
4	RESULTADOS	20
4.1	Censo das aves frugívoras	20
4.2	Extinções não aleatórias de frugívoros	21
4.2.1	Aninhamento e modularidade	21
4.2.2	Distinção Taxonômica Média (Δ^+)	22
4.2.3	Consequências das extinções	24
5	DISCUSSÃO	26
6	CONCLUSÃO	28
	REFERÊNCIAS	29
	APÊNDICES	37
	APÊNDICE A	38
	APÊNDICE B	40
	APÊNDICE C	41
	APÊNDICE D	44
	APÊNDICE E	45

1 INTRODUÇÃO

A teoria de biogeografia de ilhas prevê que habitats menores abrigam um subconjunto da diversidade encontrada em manchas de habitats maiores e não isoladas, devido à interação entre a limitação de dispersão e limitação de recursos (McARTHUR; WILSON, 1967; PATTERSON; ATMAR, 1986). Atualmente, habitats naturais vêm enfrentando a fragmentação antrópica, aumentando as distâncias entre os fragmentos e alterando suas características (TURNER, 1996; JESUS et al., 2012). Compreender como a fragmentação afeta a diversidade e os serviços ecossistêmicos é a grande questão em ecologia e biologia da conservação.

Alterações antropogênicas ao ambiente geralmente produzem um padrão não aleatório de extinções, podendo ser associado a características espécie-específicas. Dentre as espécies mais suscetíveis à fragmentação de habitats e caça estão os frugívoros de grande porte como antas, macacos, tucanos e cracídeos (REDFORD, 1992; PERES, 2000; JORDANO et al., 2006), pois além de necessitam de grandes áreas para obtenção de recursos, apresentam frequentemente uma taxa reprodutiva mais lenta (CANALE et al., 2012). Porém, são também os maiores responsáveis pela troca de sementes entre as populações de plantas, e, sendo assim, espera-se que estes desempenhem um papel muito importante em sua estrutura genética, pois proporcionam o fluxo gênico via sementes (JORDANO et al., 2007; HOLBROOK; LOISELLE, 2009). Assim, a perda desses grandes dispersores culmina em consequências demográficas e genéticas para as plantas zoocóricas (PACHECO; SIMONETTI, 2000; WANG et al., 2007).

A redução relativamente rápida e seletiva na diversidade e biomassa dos grandes vertebrados pode alterar a diversidade funcional na comunidade de vertebrados e em último caso afetar processos ecossistêmicos (SCHLEUNING et al., 2011; CANALE et al., 2012). Um exemplo emblemático é a redução no recrutamento de plantas que dependem dos vertebrados para dispersão de suas sementes (FRAGOSO et al., 2003; DONATTI et al., 2009). Estudos na região Neotropical têm mostrado que a redução nas populações de grandes vertebrados altera a composição de espécies de plantas, nas quais plantas dispersadas por animais pequenos e por meios abióticos apresentaram aumento em sua abundância relativa (NUNEZ-ITURRE et al., 2007; WRIGHT et al., 2007). Sendo assim, o intenso processo de fragmentação e a caça sofridas pela Floresta Atlântica (SILVA et al., 2002; GALETTI et al., 2009) pode acarretar extinções de espécies e ser refletido na perda de processos ecológicos, como a dispersão de sementes (GALETTI et al., 2003; SILVA; TABARELLI, 2000).

Uma das maneiras de se interpretar e analisar as consequências destas perturbações ambientais em uma comunidade e também a estrutura das interações animal-planta é por meio de redes complexas (SILVA et al., 2007). A análise de comunidades por meio das redes complexas nos permite evidenciar e analisar padrões ecológicos, como o de comunidades aninhadas. O padrão de aninhamento de redes foi primeiramente observado em ambientes insulares, nos quais as ilhas menores apresentariam um subconjunto das espécies de ilhas maiores (PATTERSON; ATMAR, 1986). Esperamos que, da mesma forma, em ambientes alterados, a diversidade de espécies de aves frugívoras representem um subconjunto da diversidade de ambientes melhor preservados (PATTERSON; ATMAR, 1986; PATTERSON, 1990), afinal apenas as espécies mais tolerantes às alterações ambientais persistem nas áreas perturbadas (PATTERSON, 1990; PAGLIA et al., 2006; JORDANO et al., 2006).

Neste contexto, a análise da composição de espécies por meio da estrutura de redes complexas pode contribuir no planejamento de planos de manejo eficientes para a conservação de ecossistemas perturbados, como as Florestas Tropicais (SILVA et al., 2002). Além disso, a análise da contribuição relativa de cada espécie dentro de uma comunidade, por exemplo, na remoção e dispersão de sementes, nos permite inferir sobre a perda relativa de processos ecossistêmicos à medida que espécies são localmente extintas.

As palmeiras são particularmente propensas a sofrerem os efeitos negativos da defaunação, uma vez que são na sua maioria dispersas por aves de grande porte e mamíferos; além disso, suas sementes apresentam intensa mortalidade dependente de densidade próximo aos parentais (MATOS et al., 1999). No entanto, são consideradas espécies-chave importantes em ecossistemas tropicais (TERBORGH, 1986).

Uma das espécies potencialmente afetada pela perda destes grandes dispersores é o palmito juçara (*Euterpe edulis*), palmeira dominante e típica de Mata Atlântica (HENDERSON et al., 1995), cujas sementes são principalmente dispersadas por espécies de aves (GALETTI et al. 1999). A espécie é considerada espécie-chave, por produzir frutos ricos em lipídeos e açúcares durante o inverno, época de relativa escassez de frutos (COLLAR et al., 1992; LAPS 1996; REIS, 1995; GALETTI; ALEIXO, 1998). Porém, a espécie vem sendo sobre explorada para extração e comércio do palmito, reduzindo drasticamente o tamanho populacional e até culminando em sua extinção local em muitas áreas de Mata Atlântica (GALETTI; ALEIXO, 1998; GALETTI; FERNANDEZ, 1998). Alguns estudos apontam também a ocorrência de situação inversa, na qual a extinção local de *E. edulis* pode ter sido causa da extinção local de certas espécies de aves (COLLAR et al., 1994; GALETTI; ALEIXO, 1998). Devido esse papel fundamental de *Euterpe edulis* na Mata Atlântica, nós

focamos em sua assembleia de dispersores como parâmetro para avaliar as mudanças na diversidade frugívoro através da paisagem.

Nosso objetivo neste trabalho é testar a não aleatoriedade das extinções de frugívoros de palmito Juçara e investigar as consequências dessas extinções para o processo de remoção e dispersão de sementes de *Euterpe edulis*.

2 OBJETIVOS

Nós então objetivamos investigar os efeitos da extinção de dispersores de sementes de *Euterpe edulis* e consequente alteração no processo de remoção e dispersão de sementes num gradiente de defaunação. Para isto, contamos com dados de frugivoria e dispersão de sementes e de censos padronizados dos dispersores de sementes de palmito Juçara.

Primeiramente, nós analisamos como a assembleia de aves dispersores de sementes muda com o processo de perda de habitat, no intuito de avaliar uma possível não aleatoriedade nas extinções. Nós acreditamos que o processo de redução de habitat gere um padrão não aleatório nas extinções locais de frugívoros, na qual as aves de grande porte e mais especializadas no consumo de frutos, como tucanos e cotingas, são primeiramente extintos; assim, nós esperamos observar um padrão aninhado na diversidade de frugívoros, no qual pequenos fragmentos possuam um subconjunto das espécies presentes nas áreas de floresta contínua. Esperamos também que a não aleatoriedade nas extinções gere um padrão modular, dividindo a rede biogeográfica em dois grupos: um representado por áreas que sofreram grande perda de habitat e também por pequenos frugívoros; e outro representado por áreas de floresta contínua e por grandes dispersores.

Além disso, acreditamos que a não aleatoriedade das extinções locais de frugívoros esteja relacionada a grupos taxonômicos e funcionais das espécies; assim, prevemos que certos clados taxonômicos, como os clados dos tucanos e cotingas, sejam os primeiros a desaparecer, devido sua dieta altamente frugívora e grande tamanho corpóreo (WILLIS, 1974; BIERREGAARD; LOVEJOY, 1989; SODHI et al., 2004), gerando uma perda maior da riqueza taxonômica do que a esperada ao acaso. Para isso, utilizamos o índice de Distinção Taxonômica Média Clarke e Warwick (1998).

E por fim, conhecendo como se dá a perda de espécies, nós avaliamos as consequências dessas extinções locais no processo de dispersão de sementes. Nós esperamos que a extinção local de grandes frugívoros leve a um decréscimo no serviço de dispersão de sementes de palmito Juçara, afinal acreditamos que os pequenos dispersores, mais resistentes à perda de habitat, não compensem a ausência dos grandes dispersores no processo de remoção e dispersão de sementes.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Planta de estudo

O palmito Juçara (*Euterpe edulis* Martius, Arecaceae) é uma espécie perenifólia, ombrófila, mesófila ou levemente higrófila (HENDERSON et al., 1995). Possui folhas providas de grandes bainhas verdes, desenvolvidas e imbricadas, protegendo o meristema apical, vulgarmente chamado de palmito, formando o característico coroamento verde no ápice do caule (LAPS, 1996). Seus frutos são dispostos em infrutescências, caracterizados como drupas esféricas, de epicarpo liso de cor preta ou atropurpúrea quando maduros, sobre um mesocarpo carnoso; a semente é completamente coberta por endocarpo lenhoso (REIS et al., 1993).

A espécie, geralmente abundante na Mata Atlântica (HENDERSON et al., 1995), ocorre do litoral sul da Bahia até o Rio Grande no Sul, estendendo sua distribuição geográfica pela Floresta Semidecíduados estados de Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso do Sul, oeste de São Paulo e Paraná, onde é presente principalmente próximo aos canais de drenagem (MANTOVANI, 1993), embora de forma menos abundante, principalmente devido sua exploração predatória (LAPS, 1996); ocorre também no Paraguai e Argentina (REITZ et al., 1983).

Seus frutos são uma importante fonte de recursos para muitas espécies de aves e mamíferos (GALETTI et al., 1999). É considerada uma espécie-chave, por produzir frutos durante o inverno, principalmente de Junho a Outubro, época de relativa escassez de recursos (GALETTI; ALEIXO, 1998), além de servir de alimento para mais de 30 espécies de aves, como tucanos, cotingas, papagaios e jacus, e 13 espécies de mamíferos, como roedores, anta, veados e morcegos (GALETTI; ALEIXO, 1998), devido seu alto teor de lipídeos e açúcares (GALETTI et al., 1999). Neste estudo foram consideradas apenas as aves, por ser o principal grupo de dispersores de sementes para a espécie. Além das espécies mencionadas por Galetti e Alexo (1998), incluímos também outras espécies que já foram vistas comendo frutos de palmito juçara, seja por método focal, observações eventuais de campo ou comunicações pessoais (Apêndice A).

Embora seja uma espécie abundante em áreas preservadas de Mata Atlântica, o palmito Juçara vem sendo localmente extinto devido à perda de habitat, fragmentação florestal, efeito de borda e extração ilegal de palmito (TABARELLI et al., 2004; GALETTI; FERNANDEZ, 1998). *Euterpe edulis* é uma palmeira de fuste único, e assim, a extração do

palmito (meristema apical) implica na morte do indivíduo (GALETTI; ALEIXO, 1998). A extração de palmito, embora ilegal, ocorre em muitas áreas de floresta atlântica, restando poucas populações intactas de *E. edulis*, isoladas em áreas protegidas (GALETTI; FERNANDEZ, 1998).

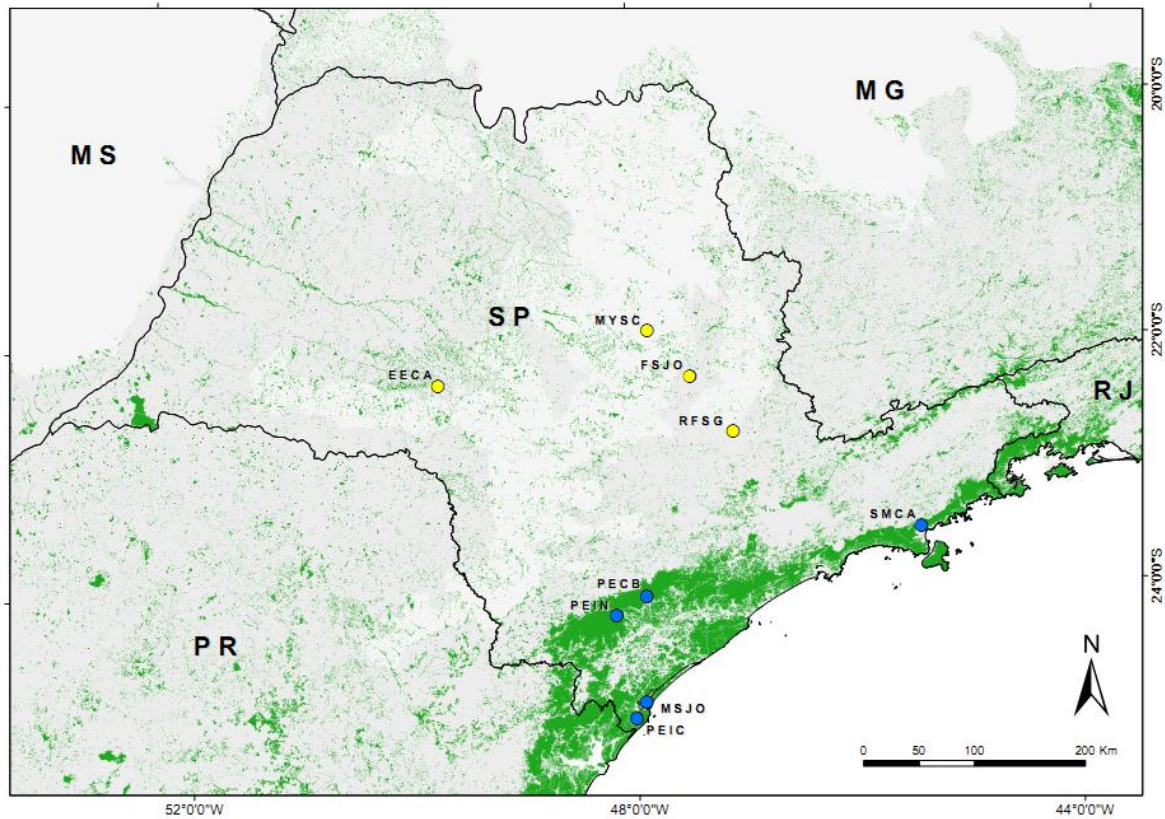
3.2 Áreas de Estudo

Para estudarmos o processo de extinção local de frugívoros, nós compilamos da literatura listas da assembleia de aves de 47 áreas de Mata Atlântica (Apêndice B), distribuídas pelas regiões Sul e Sudeste do Brasil (Apêndice C). Além disso, para avaliarmos as possíveis consequências da extinção local de frugívoros, nós compilamos dados de frugivoria da literatura e através de observações de campo para nove das 47 áreas mencionadas acima (Tabela 1, Figura 1). Essas nove áreas serão mencionadas neste trabalho de acordo com o código presente na Tabela 1.

Tabela 1 – As nove áreas de Mata Atlântica amostradas com dados de frugivoria de *Euterpe edulis*, com os respectivos códigos pelo qual são mencionadas no texto e na Figura 2.

Local	Código	Município	Coordenadas Geográficas	Tipo de floresta	Área (ha)
P. E. Intervales, núcleo Saibadela	PEIN	Sete Barras, SP	24°17'S 48°15'O	Floresta Ombrófila	42.000
P. E. Carlos Botelho, núcleo S. Miguel Arcanjo	PECB	São Miguel Arcanjo, SP	24°01'S 47°55'O	Floresta Ombrófila	38.000
P. E. Ilha do Cardoso	PEIC	Cananéia, SP	25°03'S 47°55'O	Floresta Ombrófila	15.000
P. E. Serra do Mar, núcleo Caraguatatuba	SMCA	Caraguatatuba, SP	23°31'S 45°18'O	Floresta Ombrófila	50.000
Estação Ecológica dos Caetetus	EECA	Gália, SP	22°24'S 49°41'O	Floresta Semidecidual	2.000
Morro São João	MSJO	Cananéia, SP	25°01'S 47°55'O	Floresta Ombrófila	80
Fazenda São José	FSJO	Rio Claro, SP	22°21'S 47°28'O	Floresta Semidecidual	230
Reserva Florestal de Santa Genebra	RFSG	Campinas, SP	22°49'S 47°06'O	Floresta Semidecidual	250
Mata do Y – Fragmento da UFSCar	MYSC	São Carlos, SP	21°58'S 47°52'O	Floresta Semidecidual	30

Figura 1 – Localização das áreas de amostragem dos dados de frugivoria no contexto geral de remanescentes de Mata Atlântica. Em azul estão as áreas amostradas em Floresta Ombrófila, e em amarelo as áreas de Floresta Estacional Semidecidual. Em cinza encontra-se a distribuição original do bioma Mata Atlântica. As áreas estão identificadas pelo código presente na Tabela 1, página 12.



3.3 Frugivoria e dispersão de sementes

Os dados de frugivoria foram obtidos de estudos prévios em Fadini et al. (2009) (P.E. Serra do Mar – núcleo Caraguatatuba, SMCA), Laps (1996) (P.E. Intevales, PEIN), Côrtes (2006) (P.E. Ilha do Cardoso, PEIC) e Matos e Watkinson (1998) (R.F. Mata de Santa Genebra, RFSG).

Para as outras cinco populações de *Euterpe edulis* (PECB, EECA, MSJO, FSJO e MYSC) foram utilizados dados não publicados, coletados por Ribeiro, T.C.. Os dados correspondem à observação focal padronizada de no mínimo 90 horas para cada área de estudo. Foram agrupados dados de visitação e consumo de frutos de *E. edulis* para cada espécie de frugívoro, como número e porcentagem de visitas, tempo médio de visita, número de frutos ingeridos, frequência de visitas a cada 10 horas de observação focal, média de frutos ingeridos por visita e taxa de consumo de frutos a cada 10 horas de observação focal.

3.4 Censo das aves frugívoras

Além dos dados de frugivoria, nós comparamos também a abundância dos dispersores nas mesmas nove áreas mencionadas. Para isso, nós compilamos dados da literatura para SMCA (FADINI et al., 2009), PEIN (GALETTI; ALEIXO, 1998), PEIC (CÔRTEZ, 2006) e RFSG (ALEIXO; VIELLIARD, 1995), e conduzimos observações de campo para as outras mesmas cinco áreas, PECB, EECA, MSJO, FSJO e MYSC.

As espécies alvo do censo foram apenas aquelas com algum registro de frugivoria em *Euterpe edulis*, através da bibliografia, observação pessoal ou método planta-focal. Aqui, nós consideramos apenas os dispersores efetivos de sementes de palmito juçara, desconsiderando os predadores de sementes, derrubadores de frutos e ladrões de polpa (observar classificação no Apêndice A).

Para as observações de campo, nós utilizamos a metodologia de pontos de escuta de raio ilimitado, proposta por Blondel et al. (1970) e adaptada para áreas tropicais por Vielliard e Silva (1990), para estimar a abundância das espécies de aves. Foram anotados todos os contatos, visuais ou sonoros das espécies dispersoras de palmito. O método nos permite o cálculo do Índice Pontual de Abundância (IPA) de cada espécie, dividindo o número de contatos obtidos para cada espécie pelo número de amostras, ou seja, pelo número de pontos de escuta.

Para cada área de estudo, foram distribuídos 12 pontos, separados entre si por 200 passos (aproximadamente 200 metros), ao longo de trilhas de aproximadamente 2,2 km. Seguindo as orientações de Betini (2001), foi estipulado um período de observação de 10 min. para cada ponto, totalizando 120 min. de observação; estes, somados ao tempo de deslocamento entre os pontos, resultaram em um esforço de aproximadamente 180 min. por amostragem. Este procedimento foi realizado em dois períodos, manhã (6h30 às 9h30) e tarde (14h30 às 17h30), durante três dias para cada área de amostragem. Este procedimento não foi necessariamente realizado em dias consecutivos, dependendo das condições climáticas; a amostragem não foi realizada em dias de chuva intensa e de ventos fortes, condições estas definidas a partir da avaliação pessoal do pesquisador. O esforço amostral foi avaliado utilizando-se a estabilização da curva de acumulação de espécies, calculada com o pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2007) no ambiente de linguagem R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

3.5 Extinções não aleatórias de frugívoros

3.5.1 Aninhamento e modularidade

Nós analisamos a composição da assembleia de frugívoros nas 47 áreas de Mata Atlântica mencionadas através de métricas de redes complexas. Podemos representar padrões de ocorrência em cada área utilizando redes gráficas, formando redes biogeográficas, nas quais representamos as espécies e os locais por vértices, e a presença de um frugívoro em uma determinada área é representada por uma linha unindo esses dois vértices. As redes biogeográficas das populações de *Euterpe edulis* e ocorrência das aves frugívoras foram desenhadas utilizando o software livre PAJEK. Para investigar possíveis padrões na composição da assembleia de aves, e consequentemente padrões de extinções locais, nós utilizamos duas métricas bastante conhecidas, aninhamento e modularidade.

Uma assembleia de espécies é caracterizada como aninhada quando as espécies presentes nas áreas mais defaunadas representam um subgrupo das espécies presentes nas áreas cuja biota é mais preservada (PATTERSON, 1990; WRIGHT; REEVES, 1992; ULRICH; GOTELLI, 2007). Esse padrão pode ser relacionado à perda não aleatória de espécies, resultante de algum fator de perturbação (BASELGA, 2010). O aninhamento foi calculado com o programa ANINHADO (GUIMARÃES; GUIMARÃES, 2006), que produz o modelo nulo e o compara a matriz real, verificando se esta é significativamente aninhada. Nós utilizamos o índice NODF para determinar o grau de aninhamento da rede, pois independe do formato e tamanho da matriz; além disso, nos permite avaliar o papel de cada espécie no aninhamento da matriz (ALMEIDA-NETO et al., 2008). Os valores de NODF variam de 0, quando não há qualquer sinal de aninhamento da matriz, a 100, quando a matriz é perfeitamente aninhada; mas, no intuito de facilitar comparações com outras métricas usadas para o cálculo de aninhamento, nós usamos a fórmula $N = \text{NODF}/100$.

Modularidade (M) é uma medida de como a rede biogeográfica está estruturada em subgrupos de vértices coesos, nos quais a densidade de interações entre os vértices é maior dentro desses subgrupos do que entre eles (DANON et al., 2005; GUIMERÀ; AMARAL, 2005). Os módulos são apontados e a modularidade calculada pelo software NETCARTO (cedido por R. Guimerà). A estrutura modular da rede é identificada através do algoritmo de Reconhecimento Simulado (SA; para maiores informações, GUIMERÀ; AMARAL, 2005), seguindo Olesen et al. (2007). Já a significância de modularidade é dada através da geração de

matrizes teóricas, modelo nulo proposto por Bascompte et al. (2003); sua vantagem, quando comparada com outros teste de significância de modularidade, bem como detalhes do modelo são perfeitamente abordados por Pires et al. (2011). Essa análise nos permite agrupar áreas similares em composição de espécies, e não apenas em função da riqueza de espécies; além disso, análise de modularidade divide as áreas em grupos baseada em um algoritmo e é passível de teste de significância, sendo assim independente da classificação pessoal do pesquisador. Para essa análise utilizamos as mesmas 47 áreas utilizadas para o cálculo do aninhamento, porém utilizamos apenas as espécies consideradas dispersoras efetivas de sementes (38 espécies). Isto porque o objetivo desta análise é detectar como podemos agrupar as áreas de acordo com a maior ou menor perda de serviços de dispersão, ou seja, de acordo com a assembleia de dispersores efetivos de suas sementes.

3.5.2 Distinção Taxonômica Média (Δ^+)

Para determinar o padrão taxonômico das extinções nós utilizamos o índice de Distinção Taxonômica Média, Δ^+ (CLARKE; WARWICK, 1998). O índice vem sendo utilizado para identificar respostas a perturbações ambientais e gradientes ecológicos para muitos grupos da biota (macrófitas aquáticas, MOUILLOT et al., 2005; organismos macro bentônicos, SOMERFIELD et al., 2006; peixes, ROGERS et al., 1999 e LEONARD et al., 2006; plantas, DA SILVA; BATALHA, 2006; insetos aquáticos, CAMPBELL; NOVELO-GUTIERREZ, 2007; nematoides marinhos, CLARKE; WARWICK, 2001). De forma simplificada, Δ^+ é a distância taxonômica média entre quaisquer duas espécies escolhidos aleatoriamente entre todas as espécies de uma comunidade, ou seja, é o comprimento médio do caminho entre dois organismos escolhidos ao acaso em uma classificação taxonômica entre todas as espécies de uma comunidade ou assembleia (Equação 1).

$$\Delta^+ = \frac{\sum \sum_{i < j} \omega_{ij}}{s(s-1)/2} \quad (1)$$

Onde s é o número de espécies e ω_{ij} é o peso, valor que se dá para a mudança de cada nível hierárquico na classificação taxonômica que separam a espécie i da espécie j . Desta forma, atribui-se peso 1 às espécies de um mesmo gênero; peso 2 para espécies da mesma família taxonômica; e peso 3 para mesma ordem. Os níveis taxonômicos utilizados neste estudo foram espécie, gênero, família e ordem, de acordo com a Lista de Aves do Brasil, do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2011).

O índice possui algumas vantagens se comparado com os índices mais tradicionais de biodiversidade, como Entropia de Shannon e Dominância de Simpson, o que levou Magurran (2004) a considerar o índice bastante promissor. Além de considerar diferenças taxonômicas entre as espécies e de ser fácil de calcular (CIANCIARUSO et al., 2009), outra virtude da Δ^+ é sua independência em função do esforço amostral, o que torna o índice ótimo na comparação de locais amostrados com diferentes esforços amostrais (CLARKE; WARWICK, 1998; PRICE et al., 1999).

Outra grande vantagem é a possibilidade de se realizar um teste de significância, comparando os valores observados de Δ^+ contra valores teóricos. Os valores teóricos são então obtidos de 1000 subamostras aleatórias de m espécies, a partir dessa lista global de espécies (Δ_m^+). Estima-se então a variância dessas subamostras aleatórias, que é então utilizada para construirmos um funil de confiança de 95% (média \pm desvio padrão) sobre a amplitude total de m valores; para detalhes, consultar a equação 5 em Clarke e Warwick (1998), pág. 527. A média é igual a da lista global e o desvio-padrão é a raiz quadrada da expressão da variância. Se o valor observado para a assembleia real ficar fora do funil de probabilidade construído, podemos afirmar que as extinções locais geram perdas taxonômicas maiores que o esperado ao acaso pela simples perda de espécies. As análises foram realizadas utilizando o pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2007) da plataforma R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

As análises de Distinção Taxonômica Média e de modularidade servirão *a posteriori* para classificarmos as nove áreas amostradas para dados de frugivoria de acordo com sua avifauna frugívora e determinar as consequências das extinções.

3.5.3 Consequências das extinções

Por fim, determinamos as consequências das extinções locais de frugívoros para a dispersão de sementes de *Euterpe edulis* através da comparação quantitativa dos dados de frugivoria, obtidos para as nove áreas anteriormente mencionadas. Para isso, nós agrupamos as espécies em grupos funcionais, determinado aqui pelo peso corporal das espécies, afinal frugívoros de grande porte são considerados justamente os mais efetivos na dispersão de sementes (JORDANO et al., 2007; HOLBROOK; LOISELLE, 2009) e são os primeiros a serem extintos por fatores antrópicos (WILLIS, 1974, 1979; PATTEN et al., 2010; SODHI et al., 2004); além disso, a massa corpórea geralmente esta associada a diversos atributos da

história de vida das espécies que podem afetar a sua sensibilidade à perturbação (BROWN, 2007, CAGNOLO et al., 2009).

Estipulamos quatro categorias de tamanho: abaixo de 70 g, caracterizada por pequenos dispersores, como sabiás e tiranídeos; entre 70 a 250 g, caracterizada por dispersores de médio porte, como cotingas e araçaris; entre 250 e 500 g, composta por tucanos; e acima de 500 g, composta apenas pelos cracídeos. Não foi possível utilizar nenhum teste paramétrico ou não paramétrico para análise estatística dos dados devido a não normalidade dos dados e diferenças no período de amostragem para cada área, respectivamente.

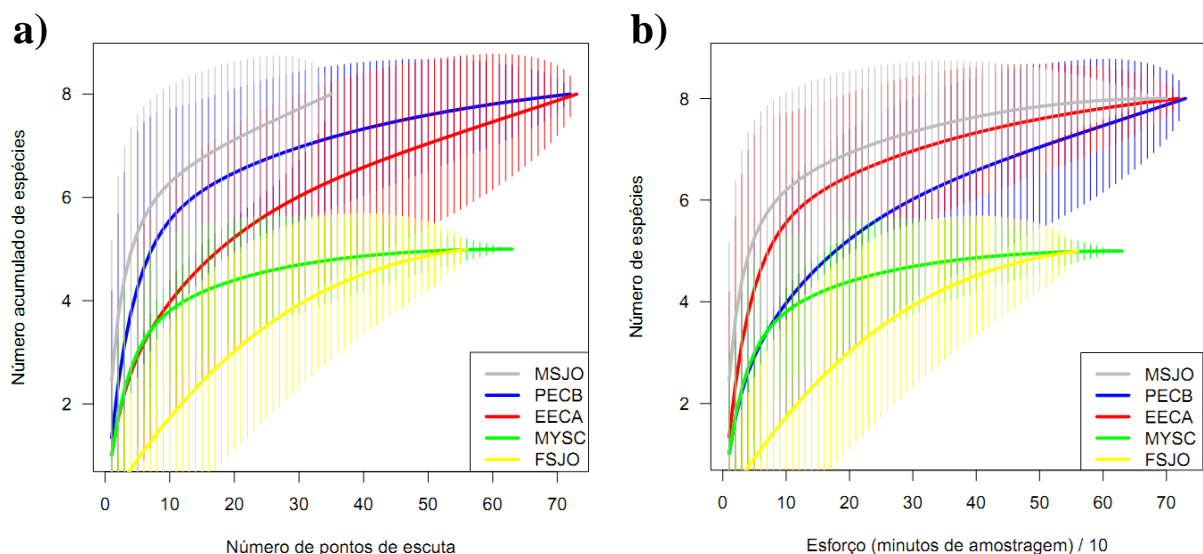
4 RESULTADOS

4.1 Censo das aves frugívoras

No total, foram registradas 26 espécies de dispersores de sementes nas áreas de estudo (Apêndice D). Nas áreas amostradas pelo presente trabalho, foram registradas 20 espécies de dispersores de sementes durante o censo, sendo as outras seis espécies registradas apenas nos levantamentos bibliográficos.

O esforço amostral despendido nas áreas amostradas no presente estudo mostrou-se satisfatório (Figura 2a). Em MYSC e FSJO o esforço amostral aparece menor devido a necessidade de desconsiderar alguns pontos amostrados devido adversidades, como chuva ou ventos fortes repentinos. Já em MSJO o esforço amostral aparece menor devido às dimensões do fragmento e dificuldades logísticas de alocar os 12 pontos de escuta separados a 200 m propostos nos métodos apresentados; para esta área em particular esse viés foi compensado por um aumento no tempo gasto em cada ponto de escuta para 20 minutos. Considerando então o esforço amostral como tempo gasto no censo, e não mais como o número de pontos de escuta, a curva de acumulação de espécies também mostra estabilização (Figura 2b), indicando que o esforço amostral foi adequado.

Figura 2 – Avaliação do esforço amostral através da curva de acumulação de espécies. Em **a)** considerando o esforço amostral pelo número de pontos de escuta; e em **b)** o esforço amostral pelo tempo de amostragem em minutos, dividido por 10 (áreas identificadas pelos códigos da Tabela 1, página 12).



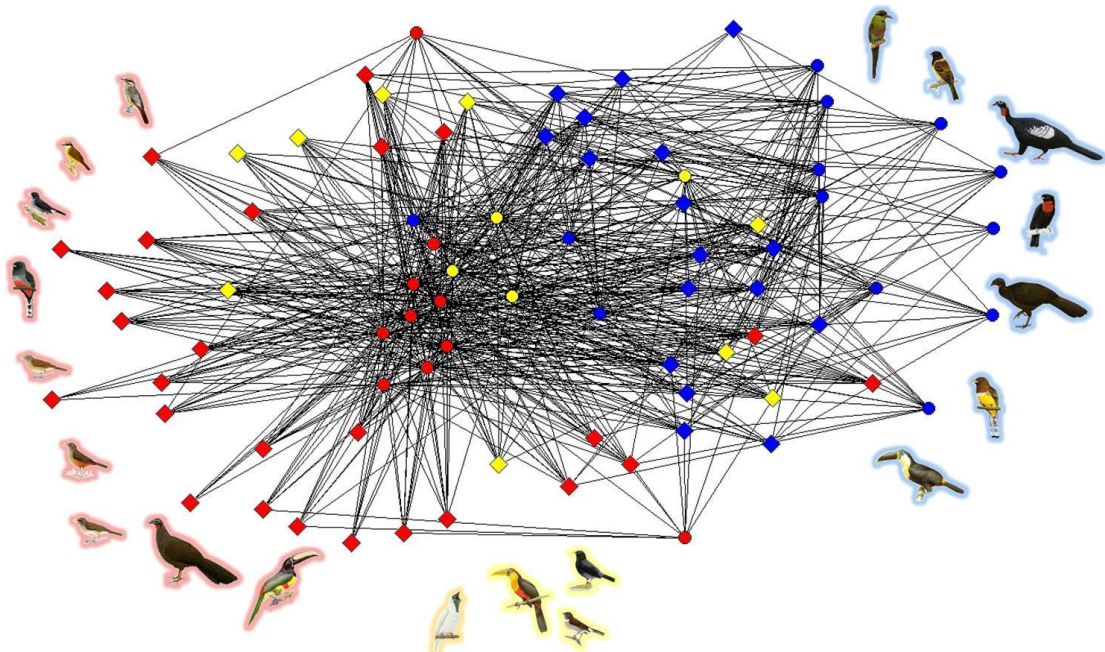
4.2 Extinções não aleatórias de frugívoros

4.2.1 Aninhamento e modularidade

A rede biogeográfica é composta então por 55 espécies de aves frugívoras e 47 áreas de Mata Atlântica. A assembleia de frugívoros mostrou-se significativamente aninhada ($N = 0,69$, $p_{ER} < 0,05$, $p_{CE} < 0,05$) quando comparadas às matrizes aleatorizadas ($N_{ER} = 0,49 \pm 0,01$, $N_{CE} = 0,57 \pm 0,01$, média \pm DP).

A análise de modularidade gerou três módulos distintos (Figura 3), com grau de modularidade significativamente maior do que o modelo nulo ($M_{observado} = 0,156$, $M_{nulo} = 0,126 \pm 0,003$, $p < 0,01$). Embora tivéssemos previsto a formação de apenas dois módulos, a análise de modularidade respondeu de forma bastante previsível: um módulo é composto apenas por fragmentos fortemente degradados e com áreas bastante reduzidas, cuja avifauna frugívora é composta por espécies de pequeno porte (chamado a partir daqui de *módulo defaunado*); outro composto por áreas maiores, mas que sofreram um histórico processo de defaunação, cujas populações de grandes frugívoros são extremamente reduzidas ou até mesmo extintas localmente (*módulo semi-defaunado*); e finalmente, outro composto por áreas de floresta contínua, com uma avifauna frugívora bastante preservada (*módulo não defaunado*).

Figura 3 – Rede biogeográfica de composição de espécies dispersoras de sementes de *Euterpe edulis*, submetida à análise de modularidade. A distinção de cores identifica os diferentes módulos formados pela análise. Os vértices em azul compõem o módulo denominado aqui por *não defaunado*, em amarelo o módulo *semi-defaunado* e os vértices em vermelho o módulo *defaunado*. Vértice circular representam as espécies de aves e os vértices em losango os locais. As figuras às margens da rede ilustram as espécies que compõem cada módulo.



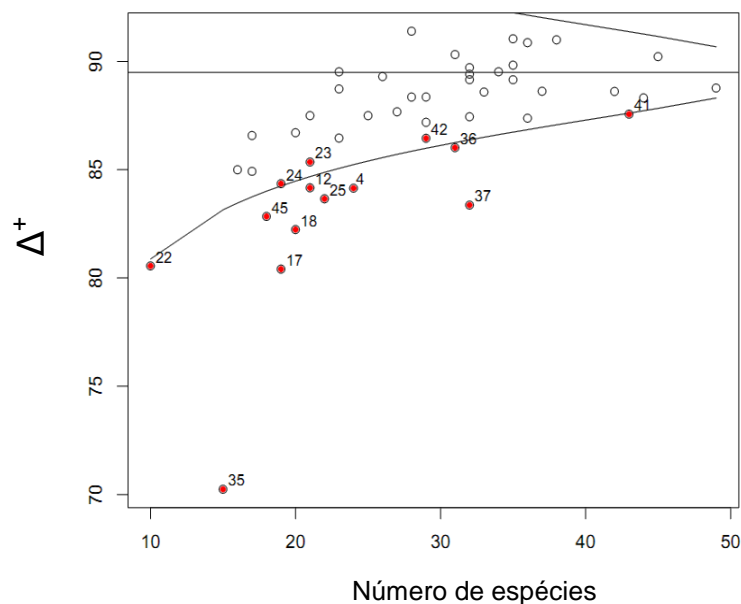
Essa diferença entre os módulos foi quantificada em termos biológicos, através da comparação da massa corpórea média da assembleia de frugívoros entre os módulos, e também em termos espaciais, comparando a área média dos fragmentos entre os módulos. Notamos uma variação significativa entre os módulos, tanto pra área (ANOVA, $p < 0,001$) quanto para massa corpórea (ANOVA, $p < 0,001$), havendo diferença apenas entre os módulos *defaunado* e *não defaunado* (teste de Tukey, $p < 0,001$ para área e massa corpórea média).

Em relação às nove áreas amostradas para dados de frugivoria, três ficaram no módulo *não defaunado* (PEIN, PECB e PEIC), duas classificadas como *semi-defaunadas* (SMCA e MSJO) e outras quatro como *defaunadas* (EECA, FSJO, RFSG e MYSC).

4.2.2 Distinção Taxonômica Média (Δ^+)

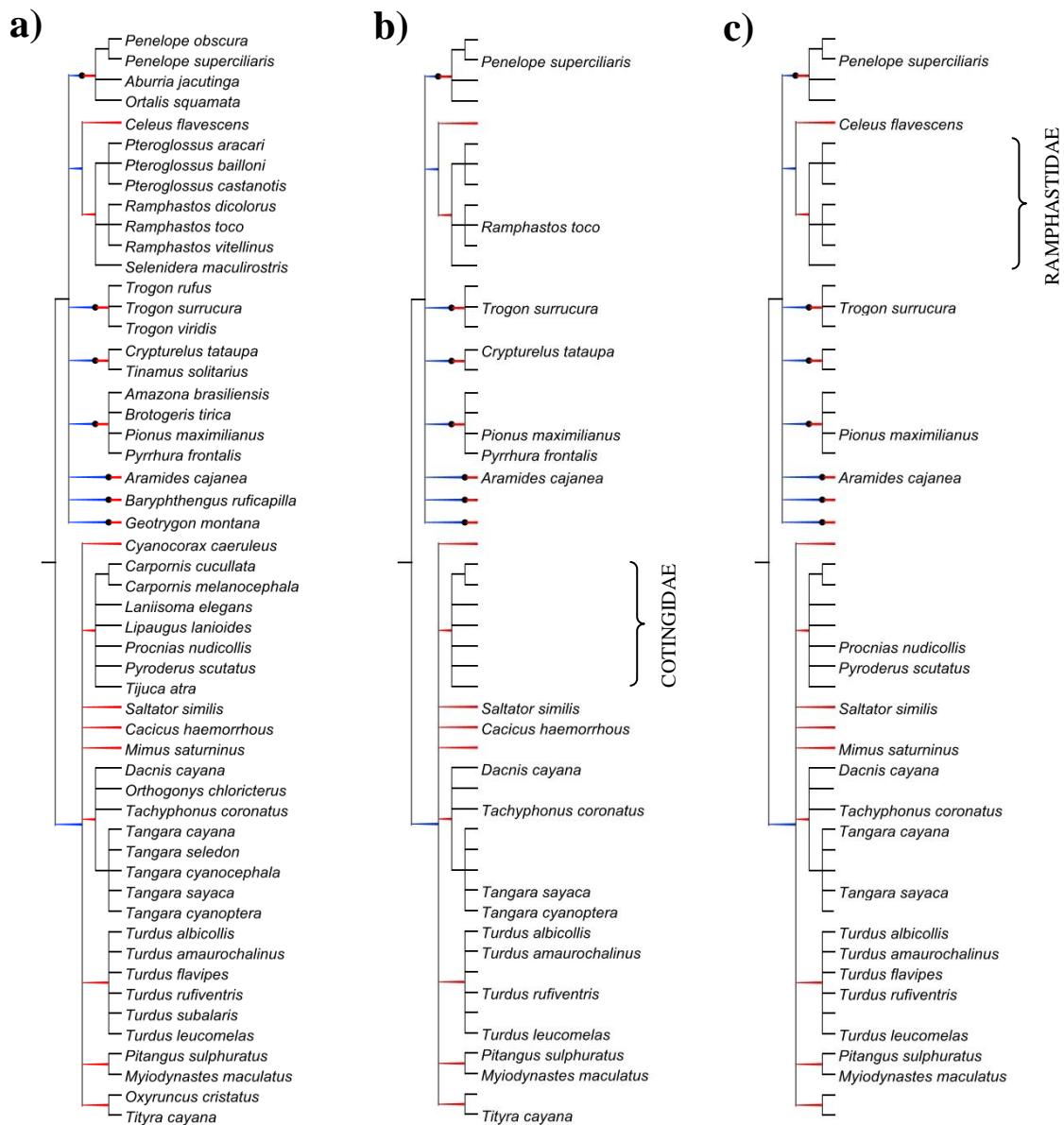
A Δ^+ variou significativamente entre as áreas de estudo (Apêndice E), identificando algumas áreas cuja riqueza taxonômica mostrou-se abaixo do esperado pelo acaso, ficando abaixo do funil de probabilidade do teste de significância (Figura 4).

Figura 4 – Os funis de probabilidade de 95% (linhas curvas) para Distinção Taxonômica Média (Δ^+) a partir do teste de significância. A linha reta central indica a média teórica para as seleções aleatórias do teste de significância. Também são mostrados os valores reais de Δ^+ para as 47 áreas com listas de composição de aves, em função do número de espécies em cada lista. Observe os valores de Δ^+ significativamente abaixo do esperado em algumas localidades mais defaunadas, mostrando uma relação taxonômica entre as espécies extintas nestes locais. Os pontos em vermelho mostraram algum grau de significância em função da sua menor Δ^+ do que a esperada ao acaso. Identificações dos pontos pelo código presente no Apêndice C.



A observação dos cladogramas das espécies presentes nestas áreas com menor riqueza taxonômica nos permite identificar os clados taxonômicos mais afetados pelas extinções (Figura 5). Ao compararmos com o cladograma das áreas com perda de espécies ao cladograma completo das 55 espécies de aves frugívoras de *Euterpe edulis* (Figura 5a) observamos que as extinções se concentram em clados bem definidos, como o clado dos Ramphastidae (tucanos e araçarís) e o clado dos Cotingidae (cotingas, como araponga e pavó).

Figura 5 – Cladograma das espécies de aves que consomem os frutos de *Euterpe edulis*. Os braços em azul no cladograma representam diferentes Ordens, enquanto braços em vermelho representam Famílias distintas. Em **a)** o cladograma completo das espécies frugívoras; em **b)** o cladograma das espécies da Fazenda São José ($\Delta^+ = 85,36$, $p \approx 0,05$); e em **c)** as espécies da Fazenda Santa Maria ($\Delta^+ = 80,41$, $p < 0,001$).



Das nove áreas amostradas para dados de frugivoria, quatro mostraram perda da riqueza taxonômica maior do que a esperada ao acaso: MSJO, FSJO, RFSG e MYSC.

A análise conjunta dos resultados obtidos para análise de modularidade e Δ^+ nos permite classificar as áreas amostradas para dados de frugivoria de acordo com seu grau de defaunação, levando em conta riqueza e composição de espécies frugívoras. Desta forma, podemos estabelecer um gradiente de defaunação, sendo PEIN, PECB e PEIC áreas com avifauna ainda bem preservada, com pouca perda de frugívoros; SMCA, EECA e MSJO áreas com certo grau de defaunação, mas que ainda preserva algumas poucas espécies de grandes dispersores; e FSJO, RFSG e MYSC, com alto grau de defaunação, restando nestas áreas apenas pequenos frugívoros.

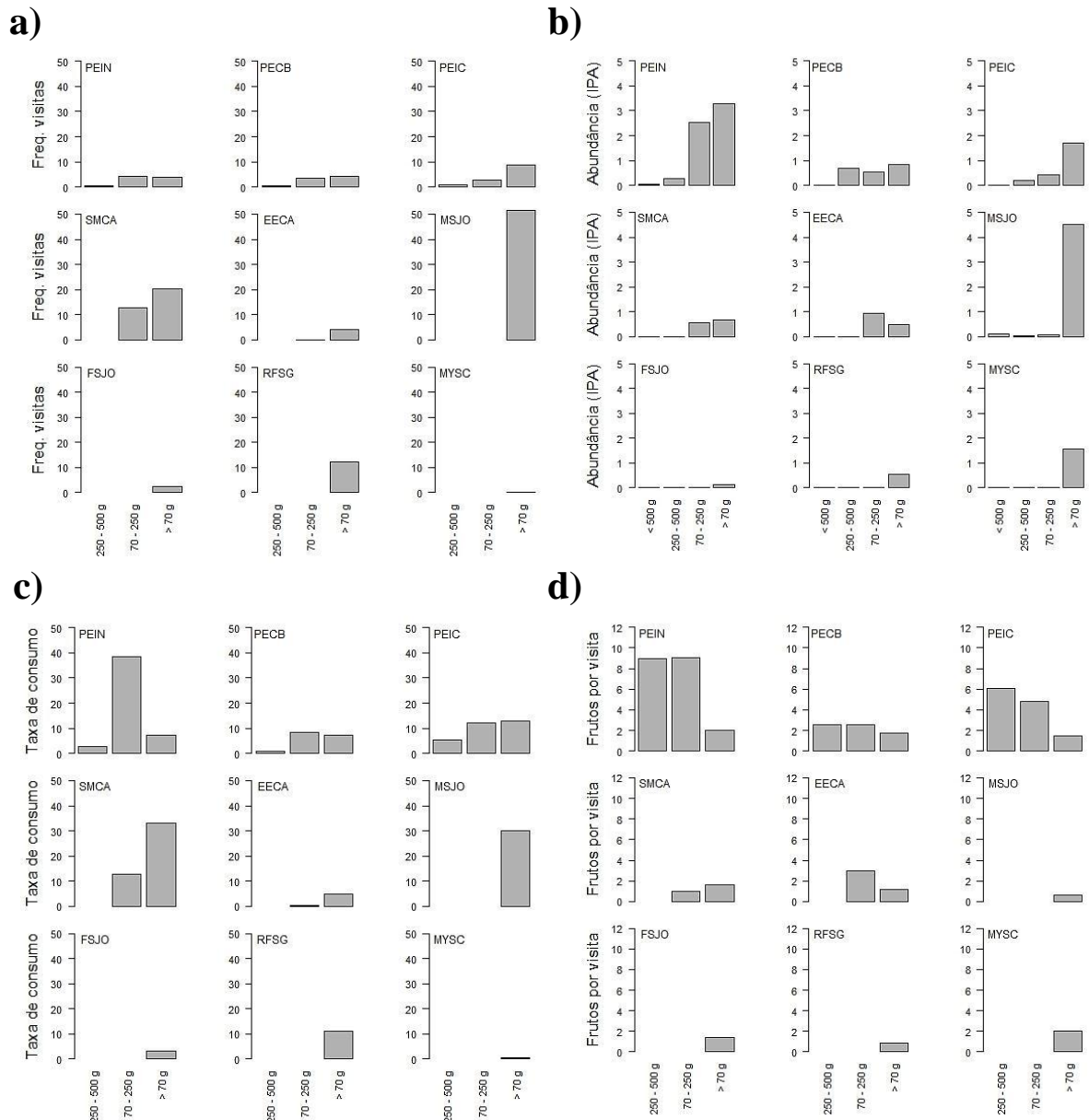
4.2.3 Consequências das extinções

Das 55 espécies mencionadas aqui como potenciais dispersores de sementes de Juçara, apenas 31 foram registradas visitando os frutos de *Euterpe edulis* durante o método planta-focal; outras nove espécies foram observadas durante transectos. O número de espécies observadas consumindo seus frutos variou de 13 espécies, no PEIC, a apenas duas espécies, na MYSC.

Levando em conta o gradiente de defaunação proposto, notamos clara variação nos dados de frugivoria. Para frequência de visitas a cada 10 horas de observação (Figura 6a) é possível observar um grande incremento da visitação para MSJO e um leve aumento para SMCA, em relação às outras áreas, principalmente em função das áreas mais defaunadas, porém as visitas observadas são apenas de frugívoros de pequeno porte. O mesmo padrão é observado para abundância das espécies (Figura 6b).

Em relação ao consumo dos frutos de *Euterpe edulis*, para taxa de consumo a cada 10 horas de observação (Figura 6c) observamos um baixíssimo consumo de frutos nas áreas mais defaunadas, sempre por pequenos frugívoros; elevadas taxas de consumo nas áreas semi-defaunadas, sendo os pequenos frugívoros ainda os maiores responsáveis pelo consumo de frutos; nas áreas não defaunadas, por sua vez, observamos um aumento na importância do consumo de frutos por frugívoros de médio e grande porte, como as cotingas, araçaris e tucanos, na remoção de sementes. Por sua vez, os dados de frutos consumidos por visita (Figura 6d), mostram elevado índice para os grandes e médios frugívoros em relação aos frugívoros de pequeno porte (abaixo de 70 g).

Figura 6 – Comparação dos dados de frugivoria entre as nove áreas amostradas, identificadas de acordo com o código mencionado na Tabela 1, página 12. As espécies foram agrupadas em classes de acordo com sua massa corpórea, com o objetivo de analisar as diferenças entre grupos de frugívoros e facilitar a comparação entre as áreas. Em **a)** Frequência de visitas, referente ao número de visitas a cada 10 horas de observação de cada classe de peso; em **b)** Abundância de cada classe de peso das espécies; **c)** Taxa de consumo, referente ao número de frutos consumidos a cada 10 horas de observação; e em **d)** Número de frutos consumidos por visita.



5 DISCUSSÃO

O significativo grau de aninhamento indica que a composição da avifauna dispersora de *E. edulis* em áreas perturbadas é um subconjunto daquela presente nas áreas mais preservadas, corroborando com nossa hipótese. O aninhamento da rede indica também que a extinção local de dispersores não é aleatória, ou seja, as mesmas espécies são perdidas em áreas mais perturbadas.

A análise por meio de um índice de riqueza taxonômica (Δ^+) evidenciou que há um claro padrão taxonômico nessa não aleatoriedade das extinções locais. Mas as implicações da perda de clados específicos, principalmente em nível de família taxonômica, vão além da simples perda de riqueza taxonômica; juntamente com ela, perde-se também a diversidade funcional nessas áreas. Entre os principais dispersores de sementes de *Euterpe edulis* estão aqueles que regurgitam as sementes após sua ingestão (Ramphastidae e Cotingidae entre os grandes dispersores e Turdidae entre os pequenos) e aqueles que as defecam (Cracidae); Leite et al. (no prelo) mostraram que as sementes com maior probabilidade de germinação são exatamente aquelas regurgitadas pelos grandes dispersores, ou seja, tucanos, araçaris e cotingas, mesmo grupo taxonômico primariamente extinto nas áreas mais perturbadas.

Assim como prevíamos, a perda de espécies provocou efeitos claros também sobre a efetividade de dispersão de sementes de palmito Juçara. A heterogeneidade das interações mostrou-se organizada de acordo com o gradiente de defaunação das áreas estudadas. As áreas semi-defaunadas, ou seja, aquelas com certo grau de defaunação, mas que ainda preservam algumas poucas espécies de médios dispersores, apresentaram uma maior abundância média de dispersores, sugerindo que algumas espécies podem estar desempenhando um papel compensatório à perda de grandes frugívoros, sustentando a ideia de “densidade compensatória” (*density compensation*, de McARTHUR et al., 1972) de espécies mais generalistas na ausência de competidores, sob impacto moderado (McARTHUR et al., 1972; WILLIS, 1979; ALEIXO; VIELLIARD, 1995). A abundância média volta a cair nas áreas mais defaunadas, provavelmente devido ao alto grau de perturbação destas, associado à queda dos recursos disponíveis.

Schupp et al. (2010) aponta a abundância local como uma das variáveis que explicam o número de visitas, subcomponente do componente quantitativo da Efetividade de Dispersão de Sementes (SDE, do inglês *Seed Disperser Effectiveness*). Assim, pressupomos que as elevadas taxas de visita, assim como as taxas de consumo de frutos, podem ser explicadas por essa maior abundância média dos dispersores nas áreas semi-defaunadas.

O maior consumo por visita nas áreas não defaunadas pode ser atribuído à presença de grandes dispersores, como tucanos, araçarís, cracídeos e cotingídeos. Retomando o conceito de SDE, um dispersor de sementes pouco efetivo não aumenta muito sua efetividade, mesmo com grandes aumentos na quantidade de sementes dispersas, através do aumento de sua abundância, pois mesmo com aumentos drásticos da quantidade de sementes dispersas, há um deslocamento pequeno pelas isoclinas de SDE; por outro lado, alterações na quantidade de sementes dispersas por um dispersor bastante efetivo podem gerar grandes efeitos na SDE, pois qualquer mudança nos subcomponentes quantitativos gera movimento substancial pelas isoclinas de SDE (para mais detalhes, SCHUPP et al., 2010). Jordano et al. (2007) e Holbrook e Loiselle (2009), por sua vez, concluíram que são exatamente os dispersores de maior massa corpórea os mais efetivos, devido a dispersão a longas distâncias da planta-mãe e também pelo fato de consumirem grande número de frutos, dispersando, conseqüentemente, grande número de sementes; porém, são justamente as espécies primariamente extintas nas áreas impactadas.

Assim, mesmo com o aumento na abundância de dispersores e das taxas de visita e consumo de frutos nas áreas moderadamente impactadas, semi-defaunadas, o número de frutos consumidos por visita é tão baixo quanto nas áreas fortemente impactadas e defaunadas, ou seja, o aumento da abundância não leva a um aumento dos serviços de dispersão de sementes (GALETTI et al., 2003). Isto indica que mesmo algumas espécies de grandes dispersores ainda existem nestas áreas, aparentemente estes estão ecologicamente extintos, ou seja, estão em tão baixa densidade que não desempenham seu papel ecológico no ecossistema em questão. Por outro lado, as áreas melhor preservadas, de mata contínua, por ainda apresentarem grandes dispersores, como tucanos, cracídeos e cotingídeos, apresentam alto número de frutos removidos por visita, e conseqüentemente uma maior efetividade de dispersão de sementes. Nossos dados sugerem então que nas áreas defaunadas os pequenos dispersores, como sabiás e tiranídeos, não compensam a ausência dos grandes dispersores, mesmo com aumento de sua abundância, corroborando com nossa hipótese inicial.

A extinção local de grandes frugívoros pode então provocar um déficit de interação, através da queda na efetividade de dispersão de sementes, com conseqüências demográficas, genéticas e espaciais nas populações de *Euterpe edulis*, gerando manchas espacialmente definidas de plantas aparentadas, potencializando a probabilidade de endocruzamentos e ameaçando as populações de palmito.

6 CONCLUSÃO

Neste trabalho fica então evidente que a extinção local dos frugívoros de *Euterpe edulis* ocorre de maneira não aleatória, havendo estreita relação taxonômica entre estas espécies primariamente extintas. Além disso, podemos associar essa perda de riqueza taxonômica à perda da diversidade funcional de dispersores de sementes do palmito Juçara.

De forma geral, observamos que as áreas com maior perda de espécies há uma baixa visitação de frugívoros aos frutos de *E. edulis* e uma baixa taxa de consumo destes, sendo os sabiás (Turdidae) os principais dispersores de suas sementes nessas áreas. Nas áreas semi-defaunadas, por sua vez, observamos uma altas taxas de visitação e consumo de frutos, porém ainda sim os sabiás se mostraram os principais consumidores de frutos de Juçara, indicando que, apesar de ainda estarem presentes, os grandes dispersores estão ecologicamente extintos nestas áreas. Em contrapartida, nas áreas não defaunadas, apesar de observarmos uma baixa taxa de visitação se comparadas às áreas semi-defaunadas, há uma alta taxa de consumo, sendo os grandes (tucanos) e médios dispersores (araçaris e cotingas) importantes responsáveis pela remoção de sementes nestes locais.

Podemos então concluir com o presente trabalho que nas áreas com extinção local ou ecológica dos grande dispersores, os pequenos dispersores (sabiás e tiranídeos) não compensam a ausência dos grandes dispersores, mesmo com aumento de sua abundância, corroborando com nossa hipótese inicial. Porém, é importante ressaltar que apesar de não compensarem a ausência de tucanos e cotingas, os sabiás ainda sim constituem importante grupo de frugívoros para o palmito Juçara nas áreas mais perturbadas.

Futuros trabalhos envolvendo os efeitos da movimentação diferencial desses grupos de frugívoros, por exemplo, podem vir a contribuir para uma melhor interpretação dos efeitos das extinções locais de grandes aves para a dispersão de sementes de Juçara. Sabemos que frugívoros de menor porte tendem a se movimentar menos, tanto dentro dos fragmentos quanto pela paisagem; seria importante, neste contexto, saber o real efeito das extinções locais sobre a chuva de sementes de *Euterpe edulis*.

REFERÊNCIAS

ALEIXO, A.; GALETTI, M. The conservation of the avifauna in a lowland Atlantic Forest in south-east Brazil. **Bird Conservation International**, v. 7, n. 3, p. 235-261, 1997.

ALEIXO, A.; VIELLIARD, J. M. E. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 12, n. 3, p. 19, 1995.

ALMEIDA-NETO, M. et al. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. **Oikos**, v. 117, n. 8, p. 1227-1239, 2008.

BASCOMPTE, J. et al. The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 100, n. 16, p. 9383-9387, 2003.

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 1, p. 134-143, 2010.

BETINI, G. S. **Amostragem de aves por pontos numa Floresta Estacional Semidecidual, São Paulo, Brasil**. 2001. 54. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.

BIERREGAARD, R. O.; LOVEJOY, T. E. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. **Acta Amazonica**, v. 19, p. 215-241, 1989.

BLONDEL, J.; FERRY, C.; FROCHOT, B. La méthode des indices poctuels d'abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par "stations d'écute". **Alauda**, v. 38, p. 55-71, 1970.

BROWN, W. Body mass, habitat generality, and avian community composition in forest remnants. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 12, p. 2168-2181, 2007.

CAGNOLO, L. et al. Habitat fragmentation and species loss across three interacting trophic levels: effects of life-history and food-web traits. **Conservation Biology**, v. 23, n. 5, p. 1167-1175, 2009.

CAMPBELL, W.; NOVELO-GUTIERREZ, R. Reduction in odonate phylogenetic diversity associated with dam impoundment is revealed using taxonomic distinctness. **Fundamental and Applied Limnology**, v. 168, n. 1, p. 83-92, 2007.

CANALE, G. R. et al. Pervasive defaunation of forest remnants in a Tropical biodiversity hotspot. **PLoS ONE**, v. 7, n. 8, p. 9, 2012.

CBRO. **Lista de Aves do Brasil**: Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos: 37 p. 2011.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 93-103, 2009.

CLARKE, K.; WARWICK, R. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, n. 4, p. 523-531, 1998.

CLARKE, K.; WARWICK, R. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. **Marine Ecology-Progress Series**, v. 216, p. 265-278, 2001.

COLLAR, N. J. **Threatened birds of the Americas : the ICBP/IUCN red data book. Part 2**. 3rd ed. Smithsonian Institution Press in cooperation with International Council for Bird Preservation, 1992. ISBN 1560982675.

COLLAR, N. J.; CROSBY, M. J.; STATTERSFIELD, A. J. **Birds to watch 2 : the world list of threatened birds**. Cambridge: Birdlife International, 1994. 407p. ISBN 0946888302.

CÔRTEZ, M. C. **Variação espacial nas interações entre o palmito *Euterpe edulis* e as aves frugívoras: implicações para a dispersão de sementes**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas). Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP.

DA SILVA, I.; BATALHA, M. Taxonomic distinctness and diversity of a hyperseasonal savanna in central Brazil. **Diversity and Distributions**, v. 12, n. 6, p. 725-730, 2006.

DANON, L. et al. Comparing community structure identification. **Journal of Statistical Mechanics-Theory and Experiment**, 2005.

DONATTI, C. I.; GUIMARAES, P. R.; GALETTI, M. Seed dispersal and predation in the endemic Atlantic rainforest palm *Astrocaryum aculeatissimum* across a gradient of seed disperser abundance. **Ecological Research**, v. 24, n. 6, p. 1187-1195, 2009.

FADINI, R. F. et al. Effects of frugivore impoverishment and seed predators on the recruitment of a keystone palm. **Acta Oecologica-International Journal of Ecology**, v. 35, n. 2, p. 188-196, 2009.

FRAGOSO, J.; SILVIUS, K.; CORREA, J. Long-distance seed dispersal by tapirs increases seed survival and aggregates tropical trees. **Ecology**, v. 84, n. 8, p. 1998-2006, 2003.

GALETTI, M.; ALEIXO, A. Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. **Journal of Applied Ecology**, 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**, 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**, v. 35, n. 2, p. 294-301, 1998.

GALETTI, M. et al. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1229-1241, 2009.

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

GUIMARAES, P. R.; GUIMARAES, P. Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. **Environmental Modelling & Software**, v. 21, n. 10, p. 1512-1513, 2006.

GUIMERA, R.; AMARAL, L. Functional cartography of complex metabolic networks. **Nature**, v. 433, n. 7028, p. 895-900, 2005.

HENDERSON, A.; GALEANO, G.; BERNAL, R. **Field guide to the palms of the Americas**. Princeton, N.J. ; Chichester: Princeton University Press, 1995. viii, 352p., ISBN 0691085374.

HOLBROOK, K.; LOISELLE, B. Dispersal in a Neotropical tree, *Virola flexuosa* (Myristicaceae): Does hunting of large vertebrates limit seed removal? **Ecology**, p. 1449-1455, 2009.

JESUS, F. M. et al. The importance of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments. **Journal of Vegetation Science**, p. 11, 2012.

JORDANO, P. et al. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: (Ed.). **Biologia da conservação: essências**. São Paulo, SP: Editorial Rima, 2006. p.411-436.

JORDANO, P. et al. Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 104, n. 9, p. 3278-3282, 2007.

LAPS, R. R. **Frugivoria e dispersão de sementes de palmitero (*Euterpe edulis*, Martius, Arecaceae) na Mata Atlântica, sul do estado de São Paulo**. 1996. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

LEONARD, D. et al. The application of an indicator based on taxonomic distinctness for UK marine biodiversity assessments. **Journal of Environmental Management**, v. 78, n. 1, p. 52-62, 2006.

McARTHUR, R. H.; DIAMOND, J. M.; KARR, J. R. Density Compensation in Island Faunas. **Ecology**, v. 53, n. 1, p. 330-342, 1972.

McARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967. 224p. ISBN 9780691088365.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell Publishing, 2004. 256p. ISBN 0632056339.

MANTOVANI, W. **Estrutura e dinâmica da Floresta Atlântica na Juréia, Iguape - SP**. 1993. 126 pp. Tese (Livre docência). Universidade de São Paulo, São Paulo.

MATOS, D.; FRECKLETON, R.; WATKINSON, A. The role of density dependence in the population dynamics of a tropical palm. **Ecology**, 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**, v. 30, n. 4, p. 595-603, 1998.

MOUILLOT, D. et al. Ability of taxonomic diversity indices to discriminate coastal lagoon environments based on macrophyte communities. **Ecological Indicators**, v. 5, n. 1, p. 1-17, 2005.

NUNEZ-ITURRI, G.; HOWE, H. Bushmeat and the fate of trees with seeds dispersed by large primates in a lowland rain forest in western Amazonia. **Biotropica**, v. 39, n. 3, p. 348-354, 2007.

OKSANEN, J. et al. vegan: Community Ecology Package. 2007. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=vegan>>. Acesso em: 13 mar. 2012.

OLESEN, J. et al. The modularity of pollination networks. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 104, n. 50, p. 19891-19896, 2007.

PACHECO, L. F.; SIMONETTI, J. A. Genetic structure of a mimosoid tree deprived of its seed disperser, the spider monkey. **Conservation Biology**, v. 14, n. 6, p. 1766-1775, 2000.

PAGLIA, A. P.; FERNANDEZ, F. A. S.; MARCO, J. R. P. Efeitos da fragmentação de habitats: quantas espécies, quantas populações, quantos indivíduos, e serão eles suficientes? In: (Ed.). **Biologia da conservação: essências**. São Paulo, SP: Editorial Rima, 2006. p.257-292.

PATTEN, M.; DE SILVA, H.; SMITH-PATTEN, B. Long-term changes in the bird community of Palenque, Chiapas, in response to rainforest loss. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 1, p. 21-36, 2010.

PATTERSON, B. D. On the temporal development of nested subset patterns of species composition. **Oikos**, v. 59, n. 3, p. 330-342, 1990.

PATTERSON, B. D.; ATMAR, W. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. In: (Ed.). **Island biogeography of mammals**. London: Biological Journal of the Linnean Society and Academic Press, 1986. p.65-82.

PERES, C. A. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 240-253, 2000.

PIRES, M. et al. The nested assembly of individual-resource networks. **Journal of Animal Ecology**, v. 80, n. 4, p. 896-903, 2011.

PRICE, A.; KEELING, M.; O'CALLAGHAN, C. Ocean-scale patterns of 'biodiversity' of Atlantic asteroids determined from taxonomic distinctness and other measures. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 66, n. 2, p. 187-203, 1999.

REDFORD, K. H. The Empty Forest. **Bioscience**, 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 Biologia Vegetal) Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

REIS, M. S.; GUIMARÃES, E.; OLIVEIRA, G. P. Estudos preliminares da biologia reprodutiva do palmitero *Euterpe edulis* em mata residual do estado de São Paulo. 7o. Congresso Florestal Brasileiro, 1993, Curitiba, PR. p.358-360.

REITZ, R.; KLEIN, R. M.; REIS, A. Projeto Madeira do Rio Grande do Sul. **Sellowia**, v. 34/35, n. 34/35, p. 479, 1983.

ROGERS, S.; CLARKE, K.; REYNOLDS, J. The taxonomic distinctness of coastal bottom-dwelling fish communities of the North-east Atlantic. **Journal of Animal Ecology**, v. 68, n. 4, p. 769-782, 1999.

SCHLEUNING, M. et al. Specialization and interaction strength in a tropical plant-frugivore network differ among forest strata. **Ecology**, v. 92, n. 1, p. 26-36, 2011.

SCHUPP, E.; JORDANO, P.; GOMEZ, J. Seed dispersal effectiveness revisited: a conceptual review. **New Phytologist**, v. 188, n. 2, p. 333-353, 2010.

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

SILVA, W. R. et al. Patterns of fruit-frugivore interactions in two Atlantic Forest bird communities of south-eastern Brazil: implication for conservation. In: (Ed.). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. New York: CAB International, 2002. p.423-435.

SILVA, W. R. et al. Investigating fragility in plant-frugivore networks: a case study for Atlantic Forest. In: (Ed.). **Frugivory and seed dispersal: theory and applications in a changing world**. Wallingford: CAB International, 2007. p.561-578.

SODHI, N.; LIOW, L.; BAZZAZ, F. Avian extinctions from tropical and subtropical forests. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, v. 35, p. 323-345, 2004.

SOMERFIELD, P. et al. Free-living nematodes and macrobenthos in a high-latitude glacial fjord. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 330, n. 1, p. 284-296, 2006.

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

TEAM, R. D. C. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria, 2011. ISSN 3-900051-07-0. Disponível em: < <http://www.R-project.org/> >. Acesso em: 13 mar. 2012.

TERBORGH, J. Keystone plant resources in the tropical forest. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). **Conservation biology: The science of scarcity and diversity**, Sunderland, Massachusetts Sinauer Associates Inc., 1986. p.330–344.

TURNER, I. Species loss in fragments of tropical rain forest: A review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, v. 33, n. 2, p. 200-209, 1996.

ULRICH, W.; GOTELLI, N. Null model analysis of species nestedness patterns. **Ecology**, v. 88, n. 7, p. 1824-1831, 2007.

VIELLIARD, J.; SILVA, W. R. Nova metodologia de levantamento quantitativo e primeiros resultados no interior do estado de São Paulo. Encontro Nacional de Anilhadores de Aves, 1990, Recife, PE. p.117-151.

WANG, B. C. et al. Hunting of mammals reduces seed removal and dispersal of the afro-tropical tree *Antrocaryon klaineianum* (Anacardiaceae). **Biotropica**, p. 340-347, 2007.

WILLIS, E. Populations and local extinctions of birds on Barro Colorado Island, Panama. **Ecological Monographs**, v. 44, n. 2, p. 153-169, 1974.

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

WRIGHT, D.; REEVES, J. On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. **Oecologia**, v. 92, n. 3, p. 416-428, 1992.

WRIGHT, S.; HERNANDEZ, A.; CONDIT, R. The bushmeat harvest alters seedling banks by favoring lianas, large seeds, and seeds dispersed by bats, birds, and wind. **Biotropica**, v. 39, n. 3, p. 363-371, 2007.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Espécies consumidoras de frutos de *Euterpe edulis*, com suas respectivas massas corpóreas e larguras de bico. O comportamento mencionado refere-se ao tratamento dado à semente após o consumo do fruto.

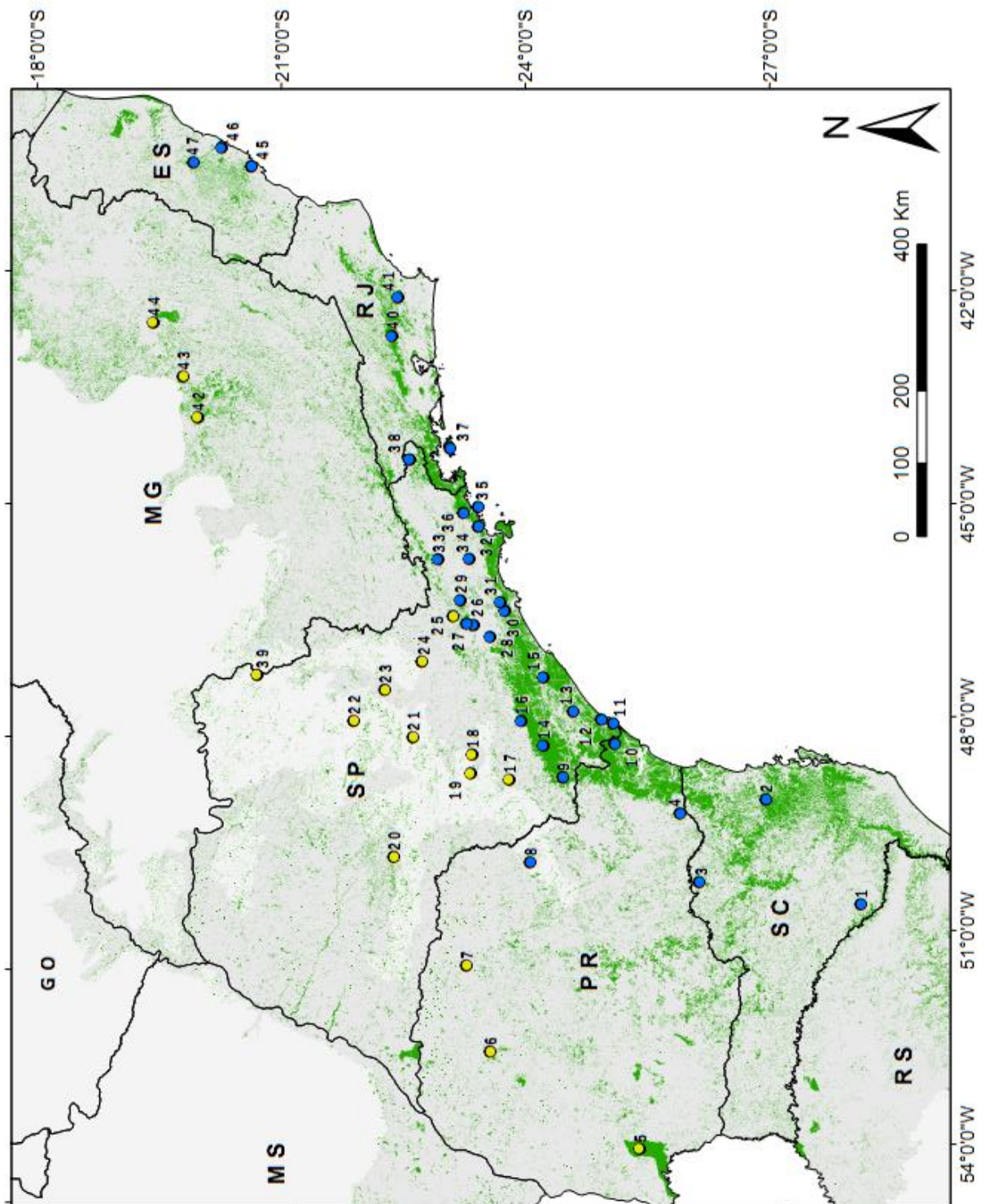
ORDEM	FAMÍLIA	ESPÉCIES	TRATAMENTO DA SEMENTE	MASSA CORPÓREA (g)	LARGURA DE BICO (mm)
Columbiforme	Columbidae	<i>Geotrygon montana</i>	predador de semente	115,0	10,3
Coraciiforme	Corvidae	<i>Cyanocorax caeruleus</i>	ladrão de polpa	272,0	17,2
Coraciiforme	Momotidae	<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	regurgitador	175,0	17,2
Galliforme	Cracidae	<i>Aburria jacutinga</i>	defecador	1.250,0	24,0
Galliforme	Cracidae	<i>Ortalis squamata</i>	defecador	600,0	16,2
Galliforme	Cracidae	<i>Penelope obscura</i>	defecador	960,0	23,4
Galliforme	Cracidae	<i>Penelope superciliaris</i>	defecador	850,0	19,5
Gruiforme	Rallidae	<i>Aramides cajanea</i>	regurgitador	397,0	16,4
Passeriformes	Cotingidae	<i>Carpornis cucullatus</i>	regurgitador	75,7	14,4
Passeriformes	Cotingidae	<i>Carpornis melanocephala</i>	regurgitador	64,2	16,9
Passeriformes	Cotingidae	<i>Lipaugus lanioides</i>	regurgitador	94,8	18,7
Passeriformes	Cotingidae	<i>Procnias nudicollis</i>	regurgitador	174,0	24,5
Passeriformes	Cotingidae	<i>Pyroderus scutatus</i>	regurgitador	357,0	26,7
Passeriformes	Cotingidae	<i>Tijuca atra</i>	regurgitador	80,0	15,2
Passeriformes	Fringilidae	<i>Saltator similis</i>	ladrão de polpa	43,3	13,0
Passeriformes	Icteridae	<i>Cacicus haemorrhous</i>	ladrão de polpa	102,0	12,4
Passeriformes	Mimidae	<i>Mimus saturninus</i>	regurgitador	73,0	12,9
Passeriformes	Thraupidae	<i>Dacnis cayana</i>	ladrão de polpa	11,2	7,0
Passeriformes	Thraupidae	<i>Orthogonys chloricterus</i>	ladrão de polpa	16,0	9,8
Passeriformes	Thraupidae	<i>Tachyphonus coronatus</i>	ladrão de polpa	29,3	9,1
Passeriformes	Thraupidae	<i>Tangara sayaca</i>	ladrão de polpa	32,0	10,1
Passeriformes	Thraupidae	<i>Tangara cyanocephala</i>	ladrão de polpa	20,4	6,6
Passeriformes	Thraupidae	<i>Tangara seledon</i>	ladrão de polpa	18,7	7,0
Passeriformes	Thraupidae	<i>Tangara cayana</i>	ladrão de polpa	18,0	8,8
Passeriformes	Thraupidae	<i>Tangara cyanoptera</i>	ladrão de polpa	43,3	10,9
Passeriformes	Tinamidae	<i>Tinamus solitarius</i>	predador de semente	1.284,0	20,9
Passeriformes	Tinamidae	<i>Crypturelus tataupa</i>	predador de semente	264,0	12,8

Continua...

APÊNDICE A – Continuação...

ORDEM	FAMÍLIA	ESPÉCIES	TRATAMENTO DA SEMENTE	MASSA CORPÓREA (g)	LARGURA DE BICO (mm)
Passeriformes	Trogonidae	<i>Trogon rufus</i>	regurgitador	52,8	17,8
Passeriformes	Trogonidae	<i>Trogon surrucura</i>	regurgitador	73,3	18,0
Passeriformes	Trogonidae	<i>Trogon viridis</i>	regurgitador	87,6	19,6
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus albicollis</i>	regurgitador	54,1	11,2
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus amaurochalinus</i>	regurgitador	63,1	11,4
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus flavipes</i>	regurgitador	60,0	12,1
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus leucomelas</i>	regurgitador	68,6	11,9
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus rufiventris</i>	regurgitador	69,5	12,1
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus subalaris</i>	regurgitador	49,5	12,1
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Myiodynastes maculatus</i>	regurgitador	45,9	17,0
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	regurgitador	61,0	15,5
Passeriformes	Tityridae	<i>Oxyruncus cristatus</i>	ladrão de polpa	42,0	10,8
Passeriformes	Tityridae	<i>Laniisoma elegans</i>	regurgitador	47,1	15,0
Passeriformes	Tityridae	<i>Tityra cayana</i>	regurgitador	68,1	18,7
Piciforme	Picidae	<i>Celeus flavescens</i>	regurgitador	201,0	12,9
Piciforme	Ramphastidae	<i>Pteroglossus aracari</i>	regurgitador	232,0	29,1
Piciforme	Ramphastidae	<i>Pteroglossus bailloni</i>	regurgitador	139,0	23,6
Piciforme	Ramphastidae	<i>Pteroglossus castanotis</i>	regurgitador	250,0	28,7
Piciforme	Ramphastidae	<i>Ramphastos dicolorus</i>	regurgitador	400,0	30,7
Piciforme	Ramphastidae	<i>Ramphastos toco</i>	regurgitador	540,0	35,4
Piciforme	Ramphastidae	<i>Ramphastos vitelinus</i>	regurgitador	361,5	31,0
Piciforme	Ramphastidae	<i>Selenidera maculirostris</i>	regurgitador	160,0	25,2
Psittaciforme	Psittacidae	<i>Pionus maximilianus</i>	ladrão de polpa	293,0	16,2
Psittaciforme	Psittacidae	<i>Amazona brasiliensis</i>	predador de semente	425,0	18,8
Psittaciforme	Psittacidae	<i>Brotogeris tirica</i>	predador de semente	63,0	9,9
Psittaciforme	Psittacidae	<i>Pyrrhura frontalis</i>	predador de semente	72,0	11,2
Psittaciforme	Psittacidae	<i>Tricharia malachitacea</i>	predador de semente	90,0	13,6

APÊNDICE B – Mapa de distribuição das 47 áreas de Mata Atlântica, das quais foram compilados dados de lista de avifauna. Em verde os atuais remanescentes florestais e em cinza a distribuição original do bioma Mata Atlântica. Às áreas estão identificadas pelo código numérico descrito no Apêndice C, sendo os pontos em amarelo Floresta Estacional Semidecidual e em azul Floresta Ombrófila.



APÊNDICE C – Os 47 locais de Mata Atlântica dos quais foram compiladas listas de espécies de aves, utilizadas para explorar o padrão das extinções de frugívoros, com seus respectivos códigos de referência para o Apêndice B, área em hectares, coordenadas geográficas, tipo de floresta Atlântica e referência bibliográfica.

COD	LOCAL	ÁREA (ha)	COORD.	TIPO DE FLORESTA	REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA
1	P.E. Mata São Francisco, PR	832	28°08'S, 50°34'O	Ombrófila	BORNSCHEIN; REINERT, 2000
2	Parque Ecológico ARTEX, SC	5.300	27°01'S, 49°04'O	Ombrófila	ZIMMERMANN, 1995
3	FloNa Três Barras, SC	4.459	26°10'S, 50°10'O	Ombrófila	CORRÊA et al., 2008
4	Tijucas do Sul, PR	10	25°57'S, 49°13'O	Ombrófila	BISPO; SCHERER- NETO, 2010
5	ParNa do Iguaçu, PR	182.262	25°05'S, 53°40'O	Semidecídua	STRAUBE et al., 2004
6	P.E. do Morro do Diabo, SP	35.000	23°30'S, 52°20'O	Semidecídua	UEZU; BETINI, 2003
7	P.E. Mata dos Godoy, PR	690	23°15'S, 51°10'O	Semidecídua	IAP, 2002
8	RPPN Cláudio Enoch Andrade Vieira, PR	218	24°05'S, 49°49'O	Ombrófila	STRAUBE, 2008
9	P.E. Turístico do Alto do Ribeira, SP	35.712	24°31'S, 48°41'O	Ombrófila	GUSSONI, 2007A
10	R.N. de Salto Morato, PR	2.340	25°10'S, 48°15'O	Ombrófila	STRAUBE; URBEN- FILHO, 2005
11	P.E. da Ilha do Cardoso, SP	15.100	25°03'S, 47°55'O	Ombrófila	GUSSONI, C.O.A. dados não publicados
12	Morro São João, SP	80	25°01'S, 47°55'O	Ombrófila	LABECCA, F.M. dados não publicados
13	P.E. Campina do Encantado, SP	2.359	24°40'S, 47°48'O	Ombrófila	LEONEL; MATTOSO, 2008
14	P.E. Intervalas, SP	41.704	24°17'S, 48°15'O	Ombrófila	ALEIXO; GALETTI, 1997
15	E.E. Juréia-Itatins, SP	89.000	24°18'S, 47°20'O	Ombrófila	DEVELEY, 2004
16	P.E. Carlos Botelho, SP	37.797	24°01'S, 47°55'O	Ombrófila	MATTOSO, 2008
17	Fazenda Santa Maria, SP	480	23°51'S, 48°42'O	Semidecídua	DONATELLI et al., 2007

Continua...

APÊNDICE C – Continuação...

COD	LOCAL	ÁREA (ha)	COORD.	TIPO DE FLORESTA	REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA
18	E.E. de Angatuba , SP	1.394	23°24'S, 48°21'O	Semidecídua	MONTEIRO et al., 2009
19	Fazenda Rio das Pedras, SP	350	23°23'S, 48°36'O	Semidecídua	DONATELLI et al., 2007
20	E.E. de Caetetus, SP	2.100	22°24'S, 49°41'O	Semidecídua	BETINI, 2001
21	Fazenda Barreiro Rico, SP	1.800	22°41'S, 48°06'O	Semidecídua	MAGALHÃES, 1999
22	Mata do Y, Campus UFSCar, SP	30	21°58'S, 47°52'O	Semidecídua	LABECCA, F.M. dados não publicados
23	Fazenda São José, SP	400	22°21'S, 47°28'O	Semidecídua	GUSSONI, 2007B
24	R.F. Santa Genebra, SP	251	22°49'S, 47°06'O	Semidecídua	ALEIXO; VIELLIARD, 1995
25	ReBio Serra do Japi, SP	2.071	23°12'S, 46°30'O	Semidecídua	SILVA, 1992
26	P.E. da Cantareira, SP	7.917	23°22'S, 46°36'O	Ombrófila	ANTUNES et al., 2009
27	P.E. Alberto Löfgren, SP	174	23°27'S, 46°37'O	Ombrófila	ANTUNES; ESTON, 2008
28	R.F. do Morro Grande, SP	10.870	23°39'S, 46°47'O	Ombrófila	DEVELEY; MARTENSEN, 2006
29	RPPN Rio dos Pilões, SP	560	23°17'S, 46°17'O	Ombrófila	LONGO, 2007
30	P.E. Serra do Mar, núcleo Cubatão, SP	115.000	23°50'S, 46°26'O	Ombrófila	AGNELLO, 2007
31	ReBio Alto da Serra de Paranapiacaba, SP	8.000	23°47'S, 46°19'O	Ombrófila	SILVEIRA, 2009
32	P.E. do Jaraguá, SP	493	23°24'S, 45°44'O	Ombrófila	PENSE; CARVALHO, 2005
33	R.F. da Serra do Palmital, SP	2.400	23°01'S, 45°44'O	Ombrófila	EUGÊNIO, 2012
34	P.E. Serra do Mar, núcleo Caraguatatuba, SP	50.000	23°31'S, 45°18'O	Ombrófila	FADINI ET AL., 2009
35	P.E. de Ilha Anchieta, SP	828	23°31'S, 45°02'O	Ombrófila	ALVES, 2008
36	P.E. Serra do Mar, núcleo Santa Virgínia, SP	17.500	23°20'S, 45°07'O	Ombrófila	CROZARIOL, 2012

Continua...

APÊNDICE C – Continuação...

COD	LOCAL	ÁREA (ha)	COORD.	TIPO DE FLORESTA	REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA
37	Ilha Grande - RJ	17.400	23°10'S, 44°15'O	Ombrófila	MARSDEN et al., 2003
38	ParNa da Serra da Bocaina, RJ	104.000	22°40'S, 44°24'O	Ombrófila	MMA, 2010
39	Reserva Ambiental Fazenda Sta. Cecília, SP	100	20°46'S, 47°14'O	Semidecídua	POZZA; PIRES, 2003
40	R.Ec. de Guapiaçu, RJ	6.500	22°26'S, 42°46'O	Ombrófila	PIMENTEL; OLMOS, 2011
41	ParNa de Itatiaia, RJ	28.155	22°30'S, 42°15'O	Ombrófila	GAGLIARDI; RENNÓ, 2011
42	RPPN Mata Samuel de Paula, MG	148	20°03'S, 43°52'O	Semidecídua	FERREIRA et al., 2009
43	E.P.D.A. de Peti, MG	605	19°52'S, 43°20'O	Semidecídua	FARIA et al., 2006
44	P.E. Rio Doce, MG	35.977	19°29'S, 42°38'O	Semidecídua	LINS, 2001
45	Fragmentos de Anchieta, ES	70	20°40'S, 40°34'O	Ombrófila	DARIO, 2010
46	P.E. da Fonte Grande, ES	218	20°17'S, 40°20'O	Ombrófila	SIMON ET AL., 2007
47	E.B. de Santa Lucia, ES	440	19°57'S, 40°32'O	Ombrófila	SIMON, 2000

P.E. = Parque Estadual; R.F. = Reserva Florestal; E.E. = Estação Ecológica; RPPN = Reserva Particular do Patrimônio Natural; ReBio = Reserva Biológica; R.Ec. = Reserva Ecológica; ParNa = Parque Nacional; E.P.D.A. = Estação de Pesquisa e Desenvolvimento Ambiental; E.B. = Estação Biológica; FloNa = Floresta Nacional; R.N. = Reserva Natural; R.E. = Reserva Estadual.

APÊNDICE D – Índice pontual de abundância das espécies dispersoras de sementes de *Euterpe edulis* (MYSC = Mata do Y; FSJO = Fazenda São José; RFSG = R.F. Santa Genebra; MSJO = Morro São João; EECA = E.E. Caetetus; SMCA = P.E. Serra do Mar, núcleo Caraguatatuba; PEIC = P.E. Ilha do Cardoso; PECB = P.E. Carlos Botelho; PEIN = P.E. Intervalos). Para maiores informações das áreas amostradas, consultar Tabela 1, página 12.

Espécies	Abundância (IPA)								
	MYSC	FSJO	RFSG*	MSJO	EECA	SMCA*	PEIC*	PECB	PEIN*
<i>Aburria jacutinga</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01
<i>Baryphthengus ruficapilla</i>	0	0	0	0	0,06	0	0	0,01	0,45
<i>Carpornis cucullata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,42	0,02
<i>Carpornis melanocephala</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,55
<i>Lipaugus lanioides</i>	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0,01
<i>Megarhynchus pitangua</i>	0,23	0	0	0	0,01	0	0	0	0
<i>Myiodynastes maculatus</i>	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0,25
<i>Penelope obscura</i>	0	0	0	0,11	0	0	0	0	0,04
<i>Penelope superciliaris</i>	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0,90	0	0	1,44	0	0	0,02	0	0,04
<i>Procnias nudicollis</i>	0	0	0	0	0	0	0,07	0	1,00
<i>Pteroglossus aracari</i>	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0
<i>Pteroglossus bailloni</i>	0	0	0	0	0	0,17	0	0	0
<i>Pyroderus scutatus</i>	0	0	0	0	0	0	0,01	0,36	0,02
<i>Ramphastos dicolorus</i>	0	0	0	0,03	0	0	0	0,28	0,01
<i>Ramphastos vitelinus</i>	0	0	0	0	0	0	0,19	0,03	0,24
<i>Selenidera maculirostris</i>	0	0	0	0	0	0,05	0,05	0	0,17
<i>Trogon rufus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,32	0,07
<i>Trogon surrucura</i>	0	0	0	0	0,85	0	0	0	0
<i>Trogon viridis</i>	0	0	0	0,03	0	0,33	0,23	0,08	0,86
<i>Turdus albicollis</i>	0	0	0,20	1,39	0,10	0,39	1,08	0,49	1,62
<i>Turdus amaurochalinus</i>	0,10	0,03	0,06	0,64	0,40	0	0	0	0
<i>Turdus flavipes</i>	0	0	0,01	0,64	0	0,27	0,56	0,03	0,75
<i>Turdus leucomelas</i>	0,52	0,07	0,07	0,39	0,07	0	0	0	0
<i>Turdus rufiventris</i>	0	0,04	0,21	0	0	0	0,06	0	0
<i>Turdus subalaris</i>	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0

* RFSG = Valores de IPA obtidos de Aleixo e Vielliard (1995)

SMCA = Valores de IPA obtidos de Fadini et al. (2009)

PEIC = Valores de IPA obtidos de Castro (2003)

PEIN = Valores de IPA obtidos de Aleixo (1997)

APÊNDICE E – Índices de riqueza das 47 áreas com dados de composição de avifauna. As áreas estão aqui nomeadas pelo código presente no Apêndice C. Os índices aqui ilustrados são o de riqueza de espécies (número de frugívoros de *Euterpe edulis*) e Distinção Taxonômica Média (Δ^+); as últimas três colunas se referem ao desvio padrão da Δ^+ , valor de z e o valor da probabilidade ao acaso obtidos através do teste de significância. Valores de Δ^+ com p -valor menor que 0,05 são considerados como significativamente menores aos valores obtidos pela perda aleatória de espécies.

CÓD. ÁREA	NÚMERO DE ESPÉCIES	Δ^+	D.P. (Δ^+)	z (Δ^+)	p -valor
1	23	88,74	2,22	-0,35	0,730
2	23	89,53	2,22	0,01	0,991
3	33	88,59	1,50	-0,61	0,543
4	24	84,15	2,13	-25,13	0,012 *
5	36	90,87	1,32	10,38	0,299
6	32	89,42	1,56	-0,05	0,956
7	38	91,00	1,21	12,41	0,215
8	32	87,45	1,56	-13,17	0,188
9	42	88,62	0,99	-0,89	0,375
10	35	89,83	3,17	0,24	0,810
11	36	87,38	1,32	-16,03	0,109
12	21	84,17	2,41	-22,17	0,027 *
13	37	88,63	1,27	-0,69	0,490
14	49	88,78	0,59	-12,25	0,220
15	45	90,23	0,83	0,88	0,381
16	44	88,32	0,89	-13,34	0,182
17	19	80,41	2,62	-34,67	0,001 ***
18	20	82,24	2,51	-28,93	0,004 **
19	20	86,71	2,51	-11,11	0,266
20	26	89,31	1,97	-0,10	0,922
21	28	88,36	1,82	-0,63	0,531
22	10	80,56	4,31	-20,76	0,038 *
23	21	85,36	2,41	-17,22	0,085 .
24	19	84,36	2,62	-19,61	0,050 *
25	22	83,66	2,31	-25,31	0,011 *
26	29	88,36	1,75	-0,65	0,516
27	23	86,46	2,22	-13,71	0,171
28	29	87,19	1,75	-13,18	0,188
29	21	87,50	2,41	-0,83	0,406
30	34	89,53	1,44	0,02	0,985
31	32	89,16	1,56	-0,22	0,829

Continua...

APÊNDICE E – Continuação...

CÓD. ÁREA	NÚMERO DE ESPÉCIES	Δ^+	D.P. (Δ^+)	z (Δ^+)	p -valor
32	16	85,00	3,02	-14,92	0,136
33	32	89,72	1,56	0,14	0,889
34	35	89,16	1,38	-0,25	0,805
35	15	70,24	3,17	-60,71	0,000 ***
36	31	86,02	1,62	-21,47	0,032 *
37	32	83,37	1,56	-39,37	0,082
38	35	91,05	1,38	11,24	0,261
39	17	84,93	2,87	-15,92	0,111
40	27	87,68	1,89	-0,96	0,336
41	43	87,57	0,94	-20,54	0,040 *
42	29	86,45	1,75	-17,40	0,082 .
43	25	87,50	2,05	-0,98	0,328
44	28	91,40	1,82	10,44	0,296
45	18	82,84	2,74	-24,27	0,015 *
46	17	86,58	2,87	-10,16	0,310
47	31	90,32	1,62	0,51	0,612

*** $p < 0,001$ (extremamente significativo)

** $p < 0,01$ (muito significativo)

* $p < 0,05$ (significativo)

. $p \approx 0,05$ (marginalmente significativo; inspira observação criteriosa)



Fábio Martins Labecca

Aluno



Prof. Dr. Mauro Galetti Rodrigues

Orientador

Rio Claro, 11 de dezembro de 2012.