

Universidade Federal de São Carlos
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Departamento de Hidrobiologia

Exploração de *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae): efeitos
sobre a estrutura de comunidades vegetais.

Talita Ariela Sampaio e Silva

-2015-

Exploração de *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae): efeitos sobre a estrutura de comunidades vegetais.

Aluna: Talita Ariela Sampaio e Silva

Orientadora: Prof^ª Dr^ª Dalva Maria da Silva Matos

Tese apresentada como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Doutora em Ciências do Programa de pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais.

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

S192ee Sampaio-e-Silva, Talita Ariela.
Exploração de *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae) : efeitos sobre a estrutura de comunidades vegetais / Talita Ariela Sampaio e Silva. -- São Carlos : UFSCar, 2015.
118 f.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2015.

1. Ecologia vegetal. 2. Ecologia de comunidades. 3. Chuva de sementes. 4. Regeneração (Biologia). 5. Florestas. 6. Diversidade biológica. I. Título.

CDD: 581.5 (20^a)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Tese de Doutorado da candidata Talita Ariela Sampaio e Silva, realizada em 27/02/2015:

Prof. Dra. Dalva Maria da Silva Matos
UFSCar

Prof. Dr. Alexander Vicente Christianini
UFSCar

Profa. Dra. Ingrid Koch
UFSCar

Prof. Dr. José Pedro Nepomuceno Ribeiro
BioAustral

Profa. Dra. Simey Thury Vieira)Fisch
UNITAU



Aos que sonham com e lutam por dias melhores para todos os seres,

Dedico

Agradecimentos

Primeiramente, agradeço aos meus pais, Rubens e Elida, por terem me auxiliado a alcançar todos os objetivos que fui almeçando ao longo da minha vida, ainda que muitas vezes, o meu objetivo fosse muito diferente do que eles imaginavam para mim. Nada teria sido possível sem o seu apoio incondicional. E que sorte a minha vocês não terem desistido de ter tantos filhos...

Agradeço aos meus irmãos e irmã Alexandre, Lilian, Mateus, Ricardo, Murilo e Vinícius, por existirem, por serem quem são, por serem tão diferentes uns dos outros, e por estarem sempre presentes, ainda que haja distância física entre nós. Neste mesmo tópico, incluo meus sobrinhos e sobrinhas Lucca, Lívia, Lorenzo, Murilo Filho e Irina (*in memoriam*), por terem me mostrado que a vida pode ter um pouquinho mais de amor. Vocês são muito importantes para mim!

Agradeço também ao Vadico, que é companheiro, auxiliar de campo, co-orientador, amigo, mestre de pesca, colega de trabalho, guia turístico, guia para observação de aves, eletricitista, marceneiro, cozinheiro, faxineiro, costureiro, instrutor de remo, fornecedor de ovos caipiras, guru espiritual e psicólogo... Este trabalho não teria sequer saído do papel sem a assistência dele. Não mesmo.

Agradeço à Dalva, por ter me acolhido desde o primeiro instante, por confiar em mim, por acreditar no meu trabalho, por ser uma amiga para todas as horas. Levo deste meu início de vida acadêmica não só uma grande parceira para trabalhos futuros (no que depender de mim), mas também uma grande amiga para toda vida!

Não posso me esquecer dos amigos do lab Pavel Dodonov (muitas discussões ecológicas, estatísticas e aleatórias), Marcelo Leite (muitas discussões de boteco, algumas de ecologia), Rafael Xavier (muitas discussões ecológicas e de organização do laboratório), que além de serem muito inteligentes, são pessoas que estão sempre dispostas a ajudar, a conversar, a tomar uma cervejinha... Vocês são parte essencial da minha história na UFSCar.

Agradeço à Fer Tibério por estar sempre disponível para qualquer tipo de conversa, desde as mais sérias até as mais engraçadas. Ela foi essencial principalmente nesse finalzinho de tese, sempre dando “aquela lida” no texto, e dando aquele apoio empoderador. Espero que ela ainda tenha paciência comigo para o artigo sobre diversidade funcional... Será?

Não posso deixar de falar dela, Raquel Negrão, que não é “só” melhor amiga, mas uma grande parceira de trabalho, uma grande ambientalista, e um exemplo de tranquilidade e desapego. Espero que possamos continuar juntas pela vida e pela ecologia, trabalhando com conservação de espécies e comprando passagens só de ida para as viagens... Estamos longe uma da outra, mas a distância é relativa, né Quel? ;)

Agradeço ao Selmo Bernardo pelo auxílio em campo e pelo auxílio com a identificação das espécies.

Agradeço à Dona Beth Cordeiro e ao Seo Antônio Cordeiro, por me “darem pouso” em sua casa durante a realização desta pesquisa, por todas as conversas e todas as risadas. Obrigada por me fazerem sentir em casa!

Agradeço aos doutores e doutoras Alexander Christianini, Ingrid Koch, José Pedro Nepomuceno Ribeiro e Simey Fisch pela participação na banca examinadora.

Agradeço ao programa de pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, pela possibilidade de desenvolver esta pesquisa.

Agradeço também à gestão do Parque Estadual da Ilha do Cardoso pela permissão para desenvolver a presente pesquisa.

Agradeço ao CNPq pela concessão da bolsa de doutorado.

Sumário

Agradecimentos.....	5
Resumo.....	8
Abstract.....	9
Contextualização geral.....	10
Referências bibliográficas.....	17
Capítulo 1: Mudanças na dominância de espécies no estrato regenerante dependente da densidade da palmeira tropical ameaçada <i>Euterpe edulis</i> Mart.....	21
Abstract.....	22
Introduction.....	23
Material and Methods.....	24
Focal species.....	24
Sampling sites.....	25
Sampling design.....	25
Statistical analysis.....	26
Results.....	26
Discussion.....	27
Conclusions.....	30
Acknowledgements.....	30
References.....	30
Tables and Figures.....	35
Capítulo 2: Relação entre diversidade de sementes e densidade de uma espécie de palmeira ameaçada.....	42
Introdução.....	43
Material e Métodos.....	44
Áreas de amostragem.....	44
Desenho amostral.....	45

Análises estatísticas.....	47
Resultados.....	48
Discussão.....	55
Referências.....	60
Capítulo 3: Influência da densidade de uma espécie chave sobre a estruturação de comunidades vegetais.....	67
Introdução.....	68
Material e Métodos.....	71
Áreas de amostragem.....	71
Desenho amostral.....	72
Análises estatísticas.....	73
Resultados.....	75
Discussão.....	88
Referências Bibliográficas.....	95
Material suplementar.....	105
Considerações Gerais.....	116

Resumo

Pelas características de seu uso e exploração, a extração de produtos florestais não madeireiros (PFNMs) é tida como sendo de baixo impacto ecológico. Entretanto, a crescente utilização destas matérias primas nos mercados consumidores levou a um aumento da demanda de exploração, o que pode levar à depleção dos produtos explorados. *Euterpe edulis* (Arecaceae) é uma das espécies vegetais mais estudadas do país, pois tem uma alta importância econômica, sendo um dos principais PFNMs obtidos da Mata Atlântica. Além disso, a espécie tem grande importância ecológica, por ser um recurso alimentar valioso para a fauna. Em condições naturais, *E. edulis* é a espécie dominante na comunidade adulta nas áreas cobertas por Floresta Atlântica. Entretanto, a exploração ilegal e massiva levou a espécie à extinção local em certos remanescentes de Mata Atlântica, culminando em sua inclusão entre as espécies ameaçadas no país. Diante deste contexto, o presente estudo teve como objetivo geral avaliar o impacto da exploração do palmito de *E. edulis* sobre a diversidade na chuva de sementes, no estrato regenerante e a sua relação com a comunidade adulta. Deste modo, o estudo foi realizado em duas áreas no Parque Estadual Ilha do Cardoso, ambas com histórico de uso similar, porém, uma delas sofreu exploração massiva de palmito de *E. edulis* até há cerca de 20 anos, enquanto que a outra não foi alvo deste tipo de uso. Nestas áreas, amostramos a chuva de sementes com e sem polpa, o estrato regenerante e a comunidade adulta. As principais motivações deste estudo foram aplicar análises de diversidade na avaliação e fornecer subsídio científico para o estabelecimento de diretrizes mais específicas e viáveis para o uso sustentável deste produto, que é economicamente importante, mas que também é considerada uma espécie chave na Floresta Atlântica. Os resultados mostraram que a abundância de *E. edulis* altera padrões de diversidade e composição em espécies na chuva de sementes e no estrato regenerante, podendo influenciar na composição das comunidades vegetais no futuro, confirmando a hipótese geral desta tese, de que o distúrbio causado pela exploração de *E. edulis* produz alterações na densidade de indivíduos da palmeira suficiente para modificar a estrutura das comunidades vegetais. Tais mudanças puderam ser detectadas mesmo após 20 anos sem a atividade de exploradores ilegais na área estudada. Os resultados indicam, também, que o uso sustentável do palmito de *E. edulis* pode ser viável, considerando a remoção seletiva de indivíduos adultos, evitando a total supressão de adensamentos desta palmeira, promovendo a heterogeneidade da composição da chuva de sementes e do estrato regenerante.

Palavras-chave: índices de diversidade; composição em espécies; riqueza; biodiversidade.

Abstract

The harvesting of non-timber forest products (NTFPs) has been considered as a low-impact activity. However, the increasing demand of these products made greater the exploitation, which may cause depletion of resources in Nature. *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae) is one of the most studied plant species in Brazil, because it is economically important, listed among the most relevant products provided by Atlantic Rainforest. Moreover, this species is considered ecologically important, because it is a valuable food resource for fauna. In natural conditions, *E. edulis* is the most abundant species in Atlantic Rainforest. Nevertheless, illegal and massive harvesting lead the species to local extinction in some remnants, which resulted in the inclusion of the palm tree amongst the endangered plant species in Brazil. In this context, this study aimed to evaluate the impact of palm tree harvest on diversity at seed rain, regeneration layer and their relationship with the adult plant community. Thus, this study was carried out in two areas at Ilha do Cardoso State Park, both of them with the same land use history, despite the occurrence of massive palm heart harvest within one of them until 20 years ago. At these areas, we sampled seed rain with and without pulp, the regeneration layer and the adult plant community. The major motivations for this study were to apply diversity analysis on the assessment of harvesting impact, and to provide scientific information to the establishment of viable guidelines to the sustainable harvest of palm tree products. Our results showed that the abundance of *E. edulis* is related to the change of diversity patterns and species composition in seed rain and regeneration layer, and may have an influence on species composition in the future. This confirms the general hypothesis of this study, i.e. the disturbance caused by palm heart harvesting causes changes on species abundance enough to modify plant community structure. These changes could be detected even it has been 20 years after the end of illegal harvesting within the harvested area. The results also indicate that it is viable to make the sustainable harvest of *E. edulis* products, considering a selective removal of adult individuals and avoiding total suppression of clumps of palm tree. These actions promote heterogeneity on species composition of seed rain and regeneration layer.

Key words: diversity indices; species composition; richness; biodiversity.

Contextualização geral

Produtos florestais não madeireiros (PFNMs) são quaisquer produtos de origem florestal que não sejam madeira (Arnold & Ruiz-Perez 2001). Estão incluídos frutos, flores, folhas, sementes, raízes, súber, látex, resinas entre outros, cuja exploração tem aumentado significativamente devido à maior demanda do comércio de produtos naturais (Ticktin 2004). Não existem estimativas seguras sobre o total de espécies que são utilizadas pelo homem, nem sobre a quantidade de dinheiro que o mercado destes produtos movimenta no mundo (Shackleton et al. 2011). Entretanto, os PFMNs são matéria prima para muito do que é utilizado na sobrevivência humana, além dos cerca de 0,5 bilhão de pessoas que dependem diretamente dos PFMNs para sobrevivência (Marshall et al. 2006).

A extração de PFMNs é economicamente relevante para pequenas comunidades tradicionais que dela dependem. Embora não seja comum a economia ser totalmente baseada na venda de PFMNs, o comércio destes produtos pode gerar um incremento importante da renda familiar (Laird et al. 2011), reduzindo a pobreza nas comunidades rurais (Belcher & Schreckenber 2007). Além disso, a maior aplicação dos PFMNs é no uso doméstico, sendo empregados na alimentação, como medicamentos, para forragem, para construção de edificações, para confecção de artesanato, entre outros (Shackleton et al. 2011). Pelas características de seu uso e exploração, a extração de PFMN é tida como sendo de baixo impacto ecológico. Entretanto, a crescente utilização destas matérias primas nos mercados consumidores levou a um aumento da demanda de exploração, o que pode levar à depleção dos produtos explorados (Arnold & Ruiz-Perez 2001). Este fato revela a necessidade da realização de estudos que estabeleçam parâmetros para que a exploração seja executada de forma sustentável (Ticktin et al. 2002; Knoke et al. 2009; Ticktin & Shackleton 2011). Além disso, a extração de partes do corpo vegetal pode atingir processos biológicos em diversos níveis, podendo afetar a fisiologia e as taxas vitais dos indivíduos, alterar padrões demográficos ou genéticos, ou ainda modificar

processos nos níveis de comunidade e ecossistemas (Ticktin 2004). Por exemplo, a extração de caule pode levar um indivíduo à morte, enquanto que a extração de frutos e flores pode reduzir o *fitness* individual, e assim, afetar a taxa de crescimento populacional (Peters 1991), podendo levar populações naturais à extinção caso a exploração seja massiva. Na escala populacional, o nível do impacto depende principalmente da parte do corpo vegetal que é extraída, e do tempo do ciclo de vida da espécie explorada. Espécies com ciclo de vida longo demoram para chegar à fase adulta e geralmente são raras em ambiente natural, dificultando a exploração de forma sustentável (Shanley & Medina 2005). Portanto, há uma demanda por estudos que avaliem os impactos da exploração de produtos florestais nos diferentes níveis de organização (Ticktin 2004).

O caso do palmitreiro, *Euterpe edulis* Mart.

O palmitreiro *E. edulis* é uma das espécies vegetais mais estudadas do país. Primeiramente, a espécie tem uma alta importância econômica, pois é um dos principais PFNMs obtidos da Mata Atlântica (Fantini et al. 2004), sendo extraído desde meados da década de 1940 (Bovi et al. 1991). Além disso, a espécie tem grande importância ecológica, por ser um recurso alimentar valioso para a fauna (Galetti & Aleixo 1998). A maioria das pesquisas avaliam parâmetros de biologia e ecologia da espécie (Silva Matos & Watkinson 1998; Silva Matos et al. 1999; Galetti et al. 1999; Pizo & Simão 2001; Castro et al. 2007; Cembranelli et al, 2009; Campos et al. 2012; Tiberio et al. 2012; Rother et al. 2013), incluindo estudos para exploração e manejo sustentáveis (Orlande et al 1996; Galetti & Fernandes 1998; Reis et al. 2000). A minoria das pesquisas têm como tema os efeitos da redução da abundância do palmitreiro, avaliando ou modelando o efeito sobre a própria população (Freckleton et al. 2003; Silva Matos & Bovi 2002), sobre a sua genética populacional (Conte et al. 2006), sobre a fauna que utiliza seus frutos

como recurso (Galletti & Aleixo 1998; Pizo & Vieira 2004), e sobre a valoração de sua extração (Orlande et al. 1996).

Em condições naturais, *E. edulis* é a espécie dominante na comunidade adulta nas áreas cobertas por Floresta Atlântica (Scudeller et al. 2001). Entretanto, a exploração ilegal e massiva levou a espécie à extinção local em certos remanescentes de Mata Atlântica (Silva Matos & Bovi 2002), culminando em sua inclusão entre as espécies ameaçadas no país (Brasil 2008; Martinelli & Moraes 2013). Embora existam parâmetros legais estabelecidos para coleta sustentável de palmito (Resolução SMA 16, 21 de junho de 1994), estima-se que a exploração ilegal deste produto atinja cerca de 29 toneladas por ano, o que equivale a aproximadamente 57912 indivíduos de palmiteiro (Galletti & Fernandez, 1998), apenas no município de Sete Barras, SP. Estima-se que a exploração legal corresponda a cerca de 10% da exploração ilegal (Fantini 1999). A exploração ilegal ainda predomina porque muitos produtores rurais relutam em implantar o sistema de exploração sustentável, devido à sua situação fundiária, pois geralmente são posseiros ou proprietários de pequenas glebas, ao temor de serem furtados por exploradores ilegais, ou à inexistência do número mínimo indivíduos de *E. edulis* (50 por hectare) dentro da área a ser explorada (Sales et al. 1999). Além do impacto direto sobre a espécie, existe o impacto da permanência dos exploradores ilegais na floresta, pois permanecem acampados na mata por diversos dias, extraíndo palmito em adensamentos e formando clareiras (observação pessoal; Orlande et al. 1996), beneficiando o produto em pequenas indústrias clandestinas ali instaladas (Galletti & Fernandez, 1998), e abatendo animais silvestres para sua alimentação (Orlande et al. 1996; Silva Matos & Bovi 2002).

Existe uma relação inversa entre sustentabilidade e exploração ilegal de produtos florestais (Glastra 1999). Para agroecossistemas, a sustentabilidade é definida principalmente com base na estabilidade da população fornecedora do produto e na sua produtividade (Pinard

1993). Em sua pesquisa realizada na região de Sete Barras/SP, conhecida pela massiva exploração ilegal de palmito juçara, Silva Matos e Bovi (2002) encontraram poucos indivíduos de palmitreiro com o tamanho mínimo para serem coletados (com o palmito já formado), e não encontraram nenhum indivíduo com mais de 12 cm de diâmetro à altura do peito, que é o tamanho mínimo de uma planta reprodutiva (Silva Matos & Watkinson, 1998). Este resultado mostra que, como não há indivíduos que frutifiquem, a renovação da população nesta área está comprometida, inviabilizando o fornecimento de palmito no futuro, mostrando que a exploração ilegal de palmito não é sustentável na região.

De modo geral, palmeiras são consideradas espécies-chave nos ecossistemas onde ocorrem, pois são espécies altamente interativas nas redes alimentares (Terborgh 1986). O caso do palmitreiro não é diferente, pois é um item alimentar relevante para espécies de aves e mamíferos de diversos portes (Fantini et al. 2004). Entretanto, o impacto da exploração desta espécie sobre as comunidades vegetais ainda não foi estudado. Já foi demonstrado, por exemplo, que mesmo pequenas aberturas no dossel, ocasionadas pela queda sazonal das folhas de árvores semicaducifólias pode alterar a estrutura da comunidade regenerante (Gandolfi 2003). Pode-se esperar, portanto, um efeito semelhante quando o palmito é extraído em seus adensamentos, uma vez que são produzidas clareiras. Outros trabalhos encontraram que espécies vegetais mais atrativas para avifauna são capazes de influenciar a distribuição espacial de outras espécies menos consumidas, devido à preferência alimentar desses animais (Carlo 2005). Deste modo, considerando-se que mesmo os processos em pequena escala produzem mudanças sensíveis desde os estágios iniciais da regeneração florestal, é possível que as perturbações antrópicas causem maior impacto sobre as comunidades florestais, pois geralmente são mais drásticas que as perturbações naturais.

Diante deste contexto, o presente estudo teve como objetivo geral avaliar o impacto da exploração do palmito de *E. edulis* sobre a diversidade na chuva de sementes, no estrato regenerante e a sua relação com a comunidade adulta. Deste modo, o estudo foi realizado em duas áreas no Parque Estadual Ilha do Cardoso, ambas com histórico de uso similar, porém, uma delas sofreu exploração massiva de palmito de *E. edulis* até há cerca de 20 anos, enquanto que a outra não foi alvo deste tipo de uso. Ambas são áreas que até os anos 1960 eram destinadas à produção agrícola de subsistência, atividade que foi interrompida após a criação do Parque Estadual Ilha do Cardoso, em 1962. Até este ano, as áreas planas próximas a corpos d'água eram utilizadas para este tipo de atividade, de modo que as áreas de encosta – que correspondem a parte considerável do território- tenham sido preservadas ao longo da ilha (Figura 1).

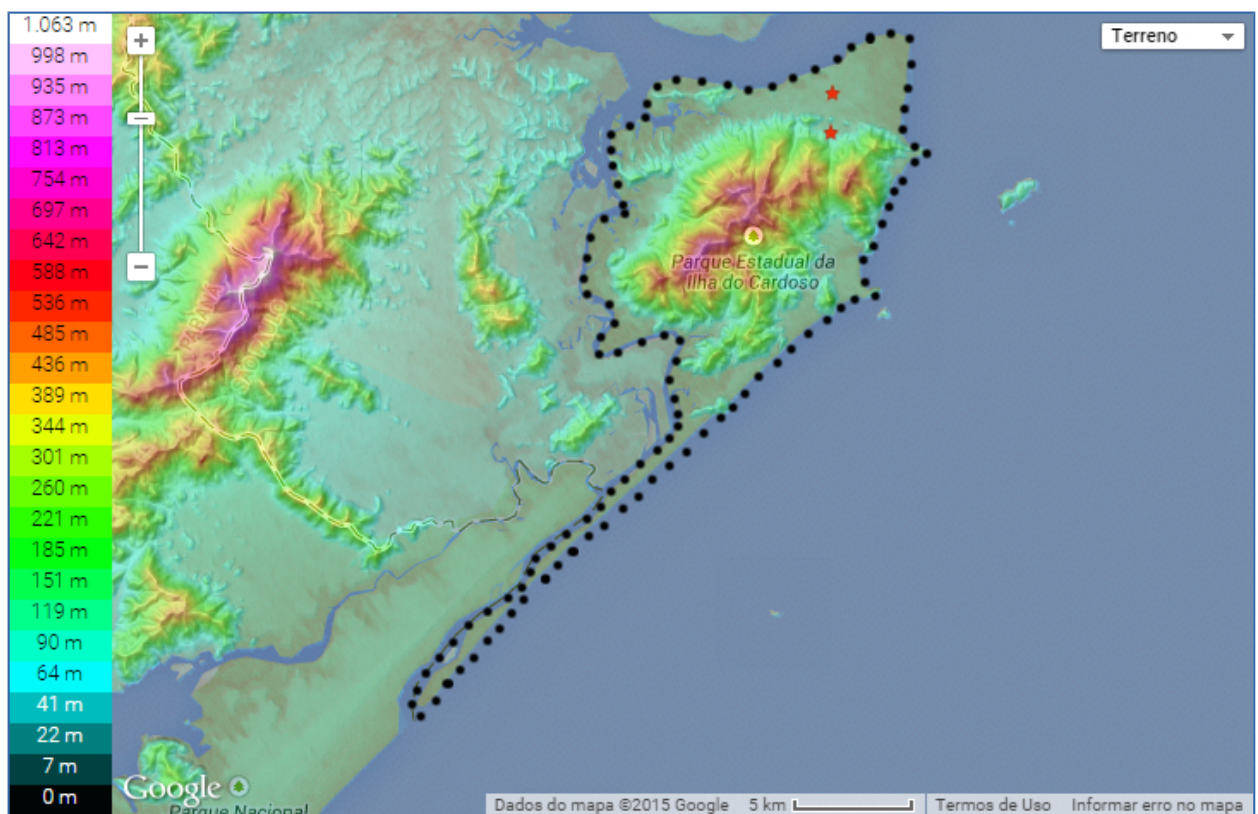


Figura 1. Perfil topográfico do Parque Estadual Ilha do Cardoso. Cores mais rosadas correspondem a maiores altitudes, enquanto que cores mais azuladas correspondem a menores altitudes. As estrelas indicam os sítios de amostragem. A linha pontilhada indica os limites da Ilha. Extraído de <http://pt-br.topographic-map.com/places/Parque-Estadual-da-Ilha-do-Cardoso-3566222/>.

Nestas áreas, amostramos a chuva de sementes com e sem polpa, o estrato regenerante e a comunidade adulta (Figura 2). As principais motivações deste estudo são aplicar análises de diversidade na avaliação e fornecer subsídio científico para o estabelecimento de diretrizes mais específicas e viáveis para o uso sustentável deste produto, que é economicamente importante, mas que também é considerada uma espécie chave na Floresta Atlântica.



Figura 2. Estágios de desenvolvimento de *E. edulis* Mart. (a) frutos; (b) sementes; (c) regenerante recém-germinado; (d) regenerante; (e) adulto.

Esta tese está organizada em três capítulos. O primeiro capítulo, em forma de artigo, analisa as diferenças nas estruturas das comunidades regenerantes de acordo com a densidade de *E. edulis* no estrato arbóreo, baseado na hipótese de que a densidade de *E. edulis* alteraria os padrões de deposição de sementes, modificando as comunidades regenerantes. Este capítulo está

em inglês, e já foi submetido para a revista *Journal for Nature Conservation* (Elsevier, ISSN 1617-1381, Qualis A2, Fator de Impacto 1.83), como cumprimento de parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de doutora em Ciências.

O segundo capítulo avalia as diferenças na chuva de sementes de acordo com a densidade de *E. edulis* no estrato arbóreo, baseado na hipótese de que a atração da avifauna seria maior em pontos com maior densidade da palmeira, uma vez que seus frutos são considerados um recurso alimentar importante para diversas espécies de vertebrados. Deste modo, seria encontrada uma diversidade maior de sementes em pontos próximos a adensamentos de *E. edulis*.

O terceiro capítulo investiga a interferência da densidade de *E. edulis* no estrato arbóreo em certos processos ecológicos – dispersão de sementes, estabelecimento e recrutamento. A hipótese é a de que o distúrbio da exploração ocorrido no passado (20 anos) teria alterado os micro-habitats nas áreas estudadas, alterando padrões de deposição de sementes, regeneração e finalmente na estruturação da comunidade adulta.

Finalmente, é apresentada uma conclusão geral.

Referências bibliográficas

Arnold, J.E.M., & Ruiz-Pérez, M. (2001). Can non-timber forest products match tropical forest conservation and development objectives? *Ecological economics*, 39, 437- 447.

Belcher B., & Schreckenberg K. (2007). Commercialisation of non-timber forest products: a reality check. *Development Policy Review*, 25, 355-377.

Bovi, M.L.A.; Godoy Jr, G., & Saes, L.A. (1991). Correlações fenotípicas entre caracteres da palmeira *Euterpe edulis* Mart. e a produção de palmito. *Revista Brasileira de Genética*, 14, 105-121.

Brasil (2008). Instrução normativa nº6, de 23 de Setembro de 2008. Ministério do Meio Ambiente.

- Campos, R.C.; Steiner, J., & Zillikens, A. (2012). Bird and mammal frugivores of *Euterpe edulis* at Santa Catarina island monitored by camera traps. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 47, 105- 110.
- Carlo, T.A. (2005). Interspecific neighbors change seed dispersal pattern of an avian-dispersed plant. *Ecology*, 86, 2440- 2449.
- Castro, E.R., Galetti, M., & Morellato, L.P.C. (2007). Reproductive phenology of *Euterpe edulis* (Arecaceae) along a gradient in the Atlantic rainforest of Brazil. *Australian Journal of Botany*, 55, 725- 735.
- Cembranelli, F., Fisch, S.T.V., & Carvalho, C.P. (2009). Exploração sustentável da palmeira *Euterpe edulis* Mart. no bioma Mata Atlântica, Vale do Paraíba, SP. *Ceres*, 56, 233- 240.
- Fantini, AC (1999). *Projeto do Palmiteiro*. São Paulo: Reserva da Biosfera.
- Fantini, A.C., Guries, R.P., & Ribeiro, R.J. (2004). Palm heart (*Euterpe edulis* Martius) in the Brazilian Atlantic rainforest: a vanishing resource. In: M.N. Alexiades, & P. Shanley (Eds). *Productos Forestales, Medios de Subsistencia y Conservación. Estudios de Caso sobre Sistemas de Manejo de Productos Forestales No Maderables* (Volumen 3 - America Latina). Bogor: CIFOR.
- Freckleton, R.P., Silva-Matos, D.M., Bovi, M.L.A., et al. (2003). Predicting the impacts of harvesting using structured population models: the importance of density-dependence and timing of harvest for a tropical palm tree. *Journal of Applied Ecology*, 40, 846-858.
- Galetti, M., & Aleixo, A. (1998). Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. *Journal of Applied Ecology*, 35, 286-293.
- Galetti, M., & Fernandez, J.C. (1998). Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic forest: changes in industry structure and ilegal trade. *Journal of Applied Ecology*, 35, 294-301.
- Galetti, M., Ziparro, V.B., & Morellato, L.P.C. (1999). Fruiting phenology and frugivory on the palm *Euterpe edulis* in a lowland atlantic forest of Brazil. *Ecotropica*, 5, 115- 122.
- Gandolfi, S. (2003). Regimes de luz em florestas estacionais semidecíduais e suas possíveis consequências. In V.C. Sales (ed). *Ecossistemas brasileiros: manejo e conservação* (pp. 305-311). Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora.
- Glastra R (1999). *Cut and run – Illegal logging and timber trade in the tropics*. Ottawa: International Development Research Centre.
- Knoke T., Calvas B., Aguirre N., et al. (2009). Can tropical farmers reconcile subsistence needs with forest conservation? *Frontiers in Ecology and Environment*, 7, 548-554.

- Laird S.A., Wynberg R., & McLain R.J. (2011). Regulating Complexity: Policies for the Governance of Non-timber Forest Products. In: S. Shackleton, C. Shackleton, & P. Shanley (Eds). *Non timber forest products in the global context* (pp. 227-254). Berlin: Springer-Verlag.
- Martinelli G., & Moraes M.D. (2013). *Livro Vermelho da Flora do Brasil*. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson.
- Orlande, T., Laarman, J., & Mortmer, J. (1996). Palmito sustainability and economics in Brazil's coastal forest. *Forest Ecology and Management*, 80, 257- 265.
- Peters, C.M. (1991). Plant demography and the management of tropical forest resources: a case study of *Brosimum alicastrum* in Mexico. In: A. Gómez-Pompa, T.C. Whitmore, & M. Hadley (Eds). *Rain forest regeneration and management* (265-272). New Jersey: Parthenon Publishing.
- Pinard, M. (1993) Impacts of stem harvest on populations of *Iriartea deltoidea* (Palmae) in an extractive reserve in Acre, Brazil. *Biotropica*, 25, 2-14.
- Pizo, M.A., & Simão, I. (2001). Seed deposition patterns and the survival of seeds and seedlings of the palm *Euterpe edulis*. *Acta Oecologica*, 22, 229- 233.
- Pizo, M.A., & Vieira, E.M. (2004). Palm harvesting affects seed predation of *euterpe edulis*, a threatened palm of the brazilian atlantic forest. *Brazilian Journal of Biology*, 64, 669- 676.
- Reis, M.S., Fantini, A.C., Nodari, R.O., et al. (2000). Management and conservation of natural populations in atlantic rain forest: the case study of palm heart (*Euterpe edulis* Martius). *Biotropica*, 32, 894- 902.
- Rother, D.C., Jordano, P., Rodrigues, R.R., et al. (2013). Demographic bottlenecks in tropical plant regeneration: A comparative analysis of causal influences. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 15, 86-96.
- Sales, R.R., Maretti, C.C., Portilho, W.G., et al. (2004). Programa de regularização comercial do palmito juçara *Euterpe edulis*. In A.C. Diegues & V.M. Vianna (Eds). *Comunidades tradicionais e manejo de recursos naturais na Mata Atlântica*, (pp.81-88). São Paulo: Hucitec/ Nupaub.
- Scudeller, V.V., Martins, F.R., & Sheperd, G.J. (2001). Distribution and abundance of arboreal species in the Atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. *Plant Ecology*, 152, 185-199.
- Shackleton, C; Delang, C.O.; Shackleton, S; et al. (2011). Non-timber forest products: concept and definitions. In S. Shackleton, C. Shackleton & P. Shanley (Eds). *Non Timber Forest Products in the Global Context* (pp. 03-22). Berlin: Springer-Verlag.
- Shackleton, S., Delang, C.O., & Angelsen, A. (2011). From Subsistence to Safety Nets and Cash Income: Exploring the Diverse Values of Non-timber Forest Products for Livelihoods and Poverty Alleviation. In S. Shackleton, C. Shackleton & P. Shanley (Eds). *Non Timber Forest Products in the Global Context* (pp. 55- 82). Berlin: Springer-Verlag.

- Shanley, P., & Medina, G. (2005). *Frutíferas e plantas úteis na vida amazônica*. Belém: Cifor e Imazon.
- Silva Matos, D.M., & Watkinson, A.R. (1998). The fecundity, seed, and seedling ecology of the edible palm *Euterpe edulis* in Southeastern Brazil. *Biotropica*, *30*, 595- 603.
- Silva Matos, D.M., Freckleton, R.P., & Watkinson, A.R. (1999). The Role of Density Dependence in the Population Dynamics of a Tropical Palm. *Ecology*, *80*, 2635- 2650.
- Silva Matos, D.M., & Bovi, M.L.A. (2002). Understanding the threats to biological diversity in southeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation*, *11*, 1747- 1758.
- Terborgh, J. (1986). Keystone plant resources in the tropical forest. In: M. Soulé M (ed). *Conservation Biology: The science of scarcity and diversity* (pp. 330-344). Sunderland: Sinauer.
- Tiberio, F.C.S., Sampaio-e-Silva, T.A., Dodonov, P. et al. (2012). Germination and allometry of the native palm tree *Euterpe edulis* compared to the introduced *E. oleracea* and their hybrids in Atlantic rainforest. *Brazilian Journal of Biology*, *72*, 955- 962.
- Ticktin, T., Nantel, P., Ramirez, F., et al. (2002). Effects of Variation on Harvest Limits for Nontimber Forest Species in Mexico. *Conservation Biology*, *16*, 691-705.
- Ticktin, T. (2004). The ecological implications of harvesting of non-timber forest products. *Journal of Applied Ecology*, *41*, 11-21.
- Ticktin, T., & Shackleton, C. (2011). Harvesting non-timber forest products sustainably: opportunities and challenges. In S. Shackleton, C. Shackleton & P. Shanley (Eds). *Non Timber Forest Products in the Global Context* (pp. 149- 169). Berlin: Springer-Verlag.

Capítulo 1: Mudanças na dominância de espécies no estrato regenerante dependente da densidade da palmeira tropical ameaçada *Euterpe edulis* Mart.

Changes in species dominance within seedlings layer dependent on the density of the endangered tropical palm tree *Euterpe edulis* Mart.

T.A. Sampaio-e-Silva^{1,*}, R. Negrão² e D. M. Silva Matos¹.

¹ Departamento de Hidrobiologia, Universidade Federal de São Carlos. Rodovia Washington Luís (SP-310), km 235, CEP 13565-905, São Carlos, SP, Brasil. Telefone/Fax +55(16)3351-8310.

² Centro Nacional de Conservação da Flora, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Rua Pacheco Leão, 915, CEP 22460-030, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. Telefone/Fax +55 (21)3204-2092.

*Corresponding author: talitasp@gmail.com

Abstract

The impacts of extraction of non-timber forest products on ecological processes have been underestimated. The palm tree *Euterpe edulis* (Mart.) has high ecological importance, but is subject to intense illegal harvest, which led this species to extinction in some remnants of the Atlantic Forest. Our aim was to determine whether the density of palm trees influences the regeneration of plant communities by assessing the forest regeneration in the presence and absence of palm heart harvest and two densities of palm trees in the tree layer. Our results showed that dominance patterns in the regeneration layer are affected by palm tree density. Within the harvested area, a single species has represented more than 50% of all sampled species. Both the diversity and the richness of seedlings were higher at intermediate densities of palm trees. Our results lead us to conclude that the exploitation of palm heart can cause changes in community structure. Therefore, we suggest that the conservation of this species should consider the study on sustainable harvest of its resources, as well as improving the surveillance activities in order to conserve their populations and communities in which it is found.

Keywords: palm heart; non-timber forest products; tropical forest regeneration; diversity profiles; rarefaction curves; harvesting impact.

Introduction

Most human activities may cause destruction, degradation and/ or biodiversity loss (Salafsky et al. 2008). The uses of biological resources is one of the direct threats that should be considered in the assessment of species extinction risk, including the harvest of timber and non-timber resources, logging and animal hunting (IUCN 2014). The impact caused by the exploitation of non-timber forest is controversial since it does not necessarily kill the plant, and is therefore considered low ecological impact (Tanentzap et al. 2013). At the population level, the impact of exploitation depends on the plant part that is exploited, growth form and time span of the species life cycle (Sunderland et al. 2011). Although it is not commonly taken into account, the ecological role of the species is also a relevant issue because its exploitation can affect interactions among species of the entire community (Ticktin & Shackleton 2011). For the exploitation of a zoochoric species, for example, the role of fruit for animal consumption, demography and genetic structure of plant populations and forest regeneration should be considered (Miller & Nathan-Landau 2000).

With respect to the influence of zoochory on seedling regeneration, it is known that the pattern of fruit consumption by birds is influenced by the amount of fruit in the vicinity (Sargent 1990), as well as the presence of attractive plant species (Charles 2005; Carlo & Moralez 2008). This multi-species attraction induces the movement of fruit consumers towards the areas with high availability of their food resources (Garcia et al. 2013). Therefore, the effect of neighborhood on seed dispersal influences the spatial association of plant species (Martinez et al. 2010), which represents, in some cases, a mutualistic interaction between plant species (Bledinger & Villegas 2011) to improve their recruitment (Peres & Traveset 2010).

In the Brazilian Atlantic forest, the edible palm tree *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae) is one of the most economically important products. Although controversial, it can be considered a keystone resource because the large amount of fruits produced are ripe during the dry season, when it was assumed that most plants are not producing fruits (Galetti et al. 1999, Galetti & Aleixo 1998). Its fruits are eaten by several species of birds and mammals (Fantini et al. 2004). Despite high fruit production and high density in undisturbed ecosystems (Conte et al. 2003), the conservation status of natural populations has

long been a concern because of overexploitation of its apical meristem known as a ‘palm heart’ (Silva Matos & Bovi 2002). When palm hearts are exploited, the individual is necessarily killed. Thus, although widely distributed and legally protected, the species is considered vulnerable due to its population decline, which has led to the extinction of subpopulations in the short term (Martinelli & Moraes 2013). The exploitation of this species produces several other impacts such as the opening of canopy gaps, animal hunting and logging (Orlande et al. 1996; Silva Matos & Bovi 2002).

Considering that *E. edulis* is one of the most abundant species in protected areas of the Atlantic Forest and it is an important food resource for fauna, the aim of this study was to examine whether local abundance of *E. edulis* influences the regeneration of the plant community. We hypothesized that the different local densities of *E. edulis* could be related to differences in dominance patterns, richness and diversity indices in regeneration layer. To test this hypothesis, we compared plant communities with the same characteristics except for the history of exploitation of *E. edulis*. We expected that the presence of this ecologically important resource is related to higher diversity in plant communities because it attracts seed dispersers that can bring propagules from different sources. In addition, we expected that the richness and diversity of the regenerating layer would be higher where there are higher densities of reproductive palm trees.

Material and Methods

Focal species

Euterpe edulis Mart. (Arecaceae) is a single-stemmed palm, which can reach up to 20 m height at the study site, with abundant populations of spatially aggregated individuals (Silva Matos & Alves 2008). It bears drupe fruits with purple-black peel when ripe (Henderson 2000), which occurs between February and June (Castro et al. 2007). It was originally found all along the Atlantic Forest (Henderson et al. 1995) as one of the most abundant plants (Conte et al. 2003). However, due to illegal and intensive harvesting (Silva Matos & Bovi 2002), it is now considered an endangered species (Martinelli & Moraes 2013).

Sampling sites

Our study was conducted at Ilha do Cardoso State Park, an island located in the municipality of Cananeia, in the south of São Paulo State between the coordinates 48 ° 05'42 "W, 25 ° 03'05" and 48 ° 53'48 ", 25 ° 18'18" S. The vegetation is classified as Atlantic Rain Forest (Melo & Mantovani 1994). We chose two sampling sites with a distance of 4 km between them, with similar characteristics and land use history except for the occurrence of exploitation of *E. edulis*. We used this information to classify the sites into two categories: “unharvested”, where exploitation has never occurred, and “harvested”, where exploitation occurred after regeneration of natural populations of *E. edulis*, but has ceased 20 years ago.

Sampling design

In each of the sampling sites, we randomly established 40 1 m² plots, 20 away from and 20 adjacent to clusters of adult palm trees. Within these plots we sampled all juvenile individuals of zoochorous plant species up to 1 m tall, and measured their diameter at soil level (DSL) and the total length of the stem (H). Each species was classified according to its ecological group as pioneer or non-pioneer (*sensu* Swaine & Whitmore 1988), according to literature (indicated in Tables 1 and 2). The minimal distance among 1 m² plots was 10 m, because even in the harvested area, palm tree is the dominant species in tree layer. In order to evaluate the influence of *E. edulis* on diversity, we established circular plots with 8 m of diameter around each plot of 1 m², for a total of 4019.2 m². Within each circular plot, we sampled all individuals of *E. edulis* with at least 4 cm in diameter at breast height.

We performed four censuses, two after the rainy season (May 2012 and May 2013) and two after the dry season (November 2012 and November 2013). Approximately 95% of the juveniles were identified to species level, and the remainder was identified to the level of genus or family. Plant nomenclature follows the Angiosperm Phylogeny Group (2009) (APG III). Data from the four censuses were pooled to compare the floristic and phytosociological parameters between assemblages.

Statistical analysis

Considering the spatial heterogeneity observed in the distribution of plants in both sites, we classified each circular plot in two categories: low and high density of *E. edulis* (Table 1). We tested the difference in density between sites (Mann-Whitney $U = 392$, $p < 0.0001$) also between plots (Table 1). Thus, plots were initially classified as harvested (site A1) or unharvested (site A2), and as high or low density of *E. edulis* (Table 1).

We evaluated the correlation between the densities of reproductive plants and juvenile individuals of *E. edulis* and between the densities of reproductive plants of *E. edulis* and juveniles of all other species using the Spearman rank coefficient (R software version 3.03). Hereafter we will use the term “assemblage” to describe the groups of juveniles or reproductive plants.

To assess the different diversity indices for each assemblage, we plotted the diversity profiles using Renyi entropy (Maurer & McGill 2011). The profiles were calculated in R (version 3.0.3) using the package BiodiversityR (Kindt 2014). To compare richness between assemblages, we used individual-based rarefaction, in which the number of individuals of the smaller community is randomly resampled without replacement in the community with the higher number of individuals (Gotelli & Colwell 2011). This procedure was performed in R (version 3.0.3) using the package rich (Rossi 2013). To assess the similarity of species composition between plots with high and low densities of reproductive plants of *E. edulis*, we used permutation analysis of variance (PERMANOVA), applying the indices of Bray-Curtis, Morisita, Horn and Chao as distance parameters. These analyses were performed in R (version 3.0.3) using the package vegan (Oksanen et al. 2013).

Results

We found 63 zoochorous species, distributed in 40 genera and 20 families (Table 2). At the unharvested site, we found 46 species, distributed among 18 families; within the harvested site, we found 22 species in 9 families (Table 2). In both sites, the most abundant families were: Myrtaceae (A1: 51% and A2: 34%), Lauraceae (A1: 18%, A2: 11%), Arecaceae (9% in both sites), and Rubiaceae (9%, only at

A1) (Figure 1). The most abundant species were *Eugenia cuprea* Nied. in the unharvested site (51%, Figure 3), and *Euterpe edulis* Mart. in the harvested site (27%, Figure 3).

We found weak to moderate correlation between the abundances of juveniles and reproductive plants of *E. edulis* in both sites (Table 3). We found a similar result between the abundances of reproductive plants of *E. edulis* and juveniles of all other species in the unharvested site (Table 3).

Diversity was higher in plots with low density of *E. edulis* at the unharvested site (Figure 3). Diversity profiles showed some overlap between sites, especially between plots with low and high densities of reproductive plants of *E. edulis* in the harvested site (Figure 3). The least amount of overlap occurred in HH (Figure 3). Rarefaction curves differed between the two sites (Figure 4). In the harvested site, the curves completely overlapped, indicating that richness of juvenile plant species is similar regardless of the density of reproductive plants of *E. edulis*. As estimated by the diversity indices, richness was higher in low density plots located in the unharvested site, accordingly to the slope of the curve. Also, the number of rare species was apparently higher within this site.

PERMANOVA showed differences in the species composition between low and high density plots in the unharvested site, whereas no differences were observed in harvested site (Table 4).

Discussion

The juvenile assemblage of both sampling sites was mainly composed of non-pioneer species. Although agricultural activities occurred in both areas until 1962, when the reserve started to be legally protected, the high frequency of non-pioneer species indicates that communities reached a late successional stage. The time that a community takes to reach maturity (i.e, when species turnover becomes slower after a given time interval) is estimated as 80 to 136 years (Denslow 1987), which is higher than was estimated in this study. The maintenance of propagule sources in the mountain regions of the island, where topography was not appropriate for agricultural practices, certainly contributed to its recovery in a shorter time period.

Myrtaceae was the most abundant family in our study sites. The high abundance of the family Myrtaceae indicates maturity in the Atlantic Forest (Tabarelli & Mantovani 1999). Myrtaceae is

particularly dominant in the number of species, number of individuals and total basal area in tropical moist lowland forests of Eastern Brazil (Mori et al. 1983). *Eugenia cuprea* (O. Berg.) Nied. (Myrtaceae) was the most abundant species where the *E. edulis* had been exploited. This could be the result of an association between the long period of fruit production (T.A. Sampaio-e-Silva, unpublished data), and a possible favoring of this species by the environmental changes established after the process of palm exploitation. Changes in the structure and composition of communities (Oliver 1980), and in the dominance patterns of families and/or species (Denslow 1980) are expected to occur after natural or anthropogenic disturbance.

In the site where exploitation ceased about 20 years ago, *E. edulis* was the dominant species in the juvenile assemblage, which is expected in undisturbed environments in the Atlantic Forest (Conte et al. 2003). The propagule pressure of this palm tree is higher than other species, considering that it bears ripe fruits for more than 6 months at study site (Castro et al. 2007), the amount of fruit produced and the high rate of germination (Silva Matos & Watkinson, 1998). Also, this species forms a seedling bank which promptly develops when light conditions are favorable (Silva Matos et al 1999).

With respect to the influence of zoochory on seedling regeneration, the pattern of fruit consumption by birds is influenced by the amount of fruit in the vicinity (Sargent 1990) and the presence of attractive plant species (Charles 2005; Carlo & Moralez 2008). This multi-species attraction serves to induce the movement of fruit consumers towards areas with high availability of their food resources (Garcia et al. 2013). Therefore, the effect of neighborhood on seed dispersal influences the spatial association of plant species (Martinez et al. 2010), which may in some cases represent a mutualistic interaction between plant species (Bledinger & Villegas 2011) and be reflected in species recruitment (Peres & Traveset 2010).

The abundance of reproductive plants of *E. edulis* had no influence on the abundance of juveniles of *E. edulis* or those of other species. As mortality operates continuously along the ontogeny, especially during the early development stages (Silva Matos et al. 1999, Silva Matos 2000), the number of seedlings is much higher than reproductive plants. These processes may act synergistically or antagonistically in

response to the heterogeneity of microhabitats, leading to a balance in the spatial arrangement of each species (North et al. 1996).

On the other hand, the dominance of *E. edulis* would, to some extent, decrease the establishment of seedlings and reduce richness and diversity at a small spatial scale. Richness and diversity were highest within the abandoned site and in the plots with low densities of reproductive palm trees. High richness and diversity primarily result from the increased heterogeneity of microhabitats produced by the intermediate rate of removal of mature trees (North et al 1996). These findings are expected according to the "intermediate disturbance hypothesis" (Connell 1978), one of the explanations for species coexistence in natural environments, which is related to the frequency and intensity of the disturbance. In our study site, past disturbances at an intermediate level regulated the abundance of the dominant species, allowing the establishment of other species and therefore coexistence. Floristic similarity was higher among plots where exploitation took place, which could be related to the reduction of the disperser assemblage. Birds are mostly attracted by fruit size and tall trees (Jordano 1992), but factors such as habitat structure (Albrecht et al. 2013; Carrilo-Rubio et al. 2014) and the presence of clumps of conspecifics also seem to interfere with the attraction of avifauna (as reviewed by Garcia et al. 2007). As exploitation of *E. edulis* decreased the composition of seed dispersers (Galetti & Aleixo 1998; Silva Matos & Bovi 2002), we would expect a decrease in seedling richness of zoochoric species and an increase in floristic similarity, as observed in our study.

Overall richness and diversity were lower in the area where the exploitation occurred. This result is consistent with one of the extremes of "intermediate disturbance hypothesis", according to which high intensity and frequency of disturbances would support few resistant species that could become dominant in the community (Connell 1978). Undisturbed or mature communities tend to have high equitability (Odum 1969). In this context, human actions tend to further modify the relative abundance of species that change patterns of presence and absence, i.e., equitability is the most sensitive parameter to human disturbance (Chapin et al. 2000). Thus, the high level of disturbance caused by the palm heart exploitation modified micro-habitats providing better conditions for the dominance of *E. cuprea* in the regeneration layer, corresponding to more than 50% of sampled individuals in the high intensity harvest area.

Conclusions

As we hypothesized, the abundance of the palm *E. edulis* is related to changes in patterns of species richness and diversity of plant communities in the Atlantic Forest. The high similarity of species composition among plots within the harvested area reinforces that indiscriminate exploitation of *E. edulis* leads to floristic reduces biodiversity in the Atlantic Forest. Thus, exploitation of a single species affects the interaction between animals and plants, which can amplify the effect, scope and intensity of the disturbance. Our results indicate that sustainable exploitation of this palm tree could be viable and could, under certain condition, sustain species richness and diversity. Accordingly, the establishment of parameters for the sustainable exploitation of *E. edulis* could promote the conservation of an ecological and economically important non-timber resource and maintain diversity in the Atlantic Forest.

Acknowledgements

We would like to thank the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) for the scholarship provided to Sampaio-e-Silva (grant number 141637/2011), Mr. Valdemir Cordeiro for field assistance, also Irineu Bianchini Jr, Flavia Bottino (both from Universidade Federal de São Carlos, Brazil), and Karen A. Harper (Dalhousie University, Canada) for suggestions to the manuscript.

References

- Albrecht, J., Berens, D.G. , Blütghen, N., et al. (2013). Logging and forest edges reduce redundancy in plant–frugivore networks in an old-growth European forest. *Journal of Ecology*, *101*, 990-999.
- Angiosperm Phylogeny Group (2009). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, *161*, 05-121.
- Bledinger, P.G., & Villegas M. (2011). Crop size is more important than neighborhood fruit availability for fruit removal of *Eugenia uniflora* (Myrtaceae) by bird seed dispersers. *Plant Ecology*, *212*, 889-899.

- Brocardo, C.R., Gonçalves, H.S., Ziparro, V.B., et al. (2010). Predation of adult palms by black-capuchin monkeys (*Cebus nigrinus*) in the Brazilian Atlantic forest. *Neotropical Primates*, 17, 70-74.
- Carlo, T.A., & Morales, J.M. (2008). Inequalities in fruit-removal and seed dispersal: consequences of bird behaviour, neighbourhood density and landscape aggregation. *Journal of Ecology*, 96, 609-618.
- Carrilo-Rubio, E., Kéry, M., Morreale, S.J., et al. (2014). Use of multispecies occupancy models to evaluate the response of bird communities to forest degradation associated with logging. *Conservation Biology* 28, 1034-1044.
- Castro E.R., Galetti, M., & Morellato, L.P.C. (2007). Reproductive phenology of *Euterpe edulis* (Arecaceae) along a gradient in the Atlantic rainforest of Brazil. *Australian Journal of Botany*, 55, 725-735.
- Catharino, E.L.M., Bernacci, L.C., Franco, G.A.D.C., et al. (2006). Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotropica* 6: BN00306022006. Available at <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00306022006>.
- Chapin, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T. et al. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405, 234-242.
- Chazdon, R.L. (2003). Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives In Plant Ecology, Evolution And Systematics*, 6, 51-71.
- Connell, J.H. (1978). Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science*, 199, 1302-1310.
- Conte, R., Nodari, R.O., Vencovsky, R., et al. (2003). Genetic diversity and recruitment of the tropical palm, *Euterpe edulis* Mart., in a natural population from the Brazilian Atlantic Forest. *Heredity*, 91, 401-406.
- Denslow, J.S. (1980). Patterns of plant species diversity during succession under different disturbance regimes. *Oecologia*, 46, 18-21.
- Denslow, J.S. (1987). Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18, 431-451.

- Fantini, A.C, Guries, R.P., & Ribeiro, R.J. (2004). Palmito (*Euterpe edulis* Martius) na Mata Atlântica Brasileira: Um recurso em declínio. In M.N. Alexiades, & P. Shanley (Eds). *Productos forestales, medios de subsistencia y conservación: estudios de caso sobre sistemas de manejo de productos forestales no maderables* (pp. 141-161). Bogor: CIFOR.
- Fleury, M., & Galetti, M. (2004). Effects of micro-habitat on palm seed predation in two forests fragments in southeast Brazil. *Acta Oecologica*, 26, 179-184.
- Galetti, M., & Fernandez, J.C. (1998). Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic forest: changes in industry structure and illegal trade. *Journal of Applied Ecology*, 35, 294-301.
- Gandolfi, S., Leitão Filho, H.F., & Bezerra, C.L.F. (1995). Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia*, 55, 753-767.
- Gandolfi, S. (2003). Regimes de luz em florestas estacionais semidecíduais e suas possíveis consequências. In V.C. Sales (Ed). *Ecossistemas brasileiros: manejo e conservação* (pp. 305-311). Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora.
- Garcia, D., Martinez, I., & Obeso, J.R. (2007). Seed transfer among bird-dispersed trees and its consequences for post-dispersal seed fate. *Basic and Applied Ecology*, 8, 533-543.
- Garcia, D., Martinez, D., Herrera, J.M., et al. (2013). Functional heterogeneity in a plant-frugivore assemblage enhances seed dispersal resilience to habitat loss. *Ecography*, 36, 197-208.
- Gotelli, N.J., & Colwell, R.K. (2011). Estimating species richness. In A.E. Magurran, & B.J. McGill (Eds). *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment* (pp. 39-54). Oxford: Oxford University Press.
- Henderson, A. (2000). The genus *Euterpe* in Brazil. In M.S. Reis, & A. Reis (Eds). *Euterpe edulis Martius (Palmito): biologia, conservação e manejo* (pp. 1-22). Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues.
- Hooper, E., Legendre, P., & Condit, R. (2005). Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology*, 42, 1165-1174.
- IUCN. 2014. Threat Classification Scheme (Version 3.2). Available at <http://www.iucnredlist.org/technical-documents/classification-schemes/threats-classification-scheme> (accessed August 2014).

- Jordano, P. (1992). Fruits and frugivory. In M. Fenner (Ed). *Seeds: the ecology and regeneration in plant communities* (2nd edition) (pp. 125-166). Wallingford : CABI Publishers.
- Kindt, R. (2014). Package “BiodiversityR”. Available at <http://www.r-project.org> (accessed July 2014).
- Lima, R.A.F., Dittrich, V.A.O., Souza, V.C., et al. (2011). Flora vascular do Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, *11*, 173-214.
- Martinelli, G., & Moraes, M.D. (2013). *Livro Vermelho da Flora do Brasil* (1^a edição). Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson.
- Martinez, I., Wiegand, T., Gonzalez-Taboada, F., et al. (2010). Spatial associations among tree species in a temperate forest community in North-western Spain. *Forest Ecology and Management*, *260*, 456-465.
- Martins, K.G. (2012). *Dinâmica temporal da vegetação e da composição da serapilheira em sucessão secundária da Floresta Atlântica do sul do Brasil*. (Ph.D. Thesis). Curitiba: Universidade Federal do Paraná.
- Martins, S.V., Gleriani, J.M., do Amaral, C.H., et al. (2008). Caracterização do dossel e do estrato de regeneração natural no sub-bosque e em clareiras de uma florestal estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. *Revista Árvore*, *32*, 759-767.
- Maurer, B.A., & McGill, B.J. (2011). Measurement of species diversity. In A.E. Magurran, & B.J. McGill (Eds). *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment* (pp. 55-64). Oxford: Oxford University Press.
- Melo, M.M.R.F., & Mantovani W. (1994). Composição florística e estrutura de trecho de Mata Atlântica de encosta, na Ilha do Cardoso (Cananéia, SP, Brasil). *Boletim do Instituto de Botânica*, *9*, 107-158.
- Mori, S.A., Boom, B.M. , Carvalino, A.M., et al. (1983). Ecological importance of Myrtaceae in an Eastern Brazilian wet forest. *Biotropica*, *15*, 68-70.
- Nathan, R., & Miller-Landau, H.C. (2000). Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology and Evolution*, *15*, 278–285.
- North, M., Chen, J., Smith, G., et al. (1996) Initial response of understory plant diversity and overstory tree diameter growth to a green tree retention harvest. *Northwest Science*, *70*, 24-35.
- Odum, E.P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science*, *164*, 262-270.
- Oksanen J., Blanchet, F.G., Kindt, R., et al. (2014). Package “vegan”. Available at <http://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf> (accessed July 2014).

- Oliveira-Filho, A.T., & Fontes, M.A.L. (2000). Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica*, *32*, 793-810.
- Oliveira, R.J., Mantovani, W., & Melo, M.M.R.F. (2001). Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da Floresta Atlântica de encosta, Peruíbe, SP. *Acta Botanica Brasilica*, *15*, 391-412.
- Oliver, C.D. (1980). Forest development in North America following major disturbances. *Forest Ecology and Management*, *3*, 153-168.
- Orlande, T., Laarman, J., & Mortmer, J. (1996). Palmito sustainability and economics in Brazil's coastal forest. *Forest Ecology and Management*, *80*, 257-265.
- Rossi, J.P. (2013). Package "rich". Available at <http://cran.r-project.org/web/packages/rich/index.html> (accessed July 2014).
- Santos, M.B. (2007). *Dinâmica da regeneração de clareiras naturais na floresta de restinga na Ilha do Cardoso, Cananéia, SP* (M.Sc. Thesis). São Paulo: Universidade de São Paulo.
- Sargent, S. (1990). Neighborhood effects on fruit removal by birds: a field experiment with *Viburnum dentatum* (Caprifoliaceae). *Ecology*, *71*, 1289-1898.
- Salafsky, N., Salzer, D., Stattersfield, A.J., et al. (2008). A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. *Conservation Biology*, *22*, 897-911.
- Silva Matos, D.M., & Alves, L.F. (2008). Palm species distribution and soil moisture in a swampy area of the Atlantic Forest, South-eastern Brazil. *Ecotropica*, *14*, 69-74.
- Silva Matos, D.M., & Bovi, M.L.A. (2002). Understanding the threats to biological diversity in southeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation*, *11*, 1747-1758.
- Silva Matos, D.M., & Watkinson, A.R. (1998). The fecundity, seed, and seedling ecology of the edible palm *Euterpe edulis* in Southeastern Brazil. *Biotropica*, *30*, 595-603.
- Silva Matos, D.M., Freckleton, R.P., & Watkinson, A.R. (1999). The role of density dependence in the population dynamics of a tropical palm. *Ecology*, *80*, 2635-2650.
- Silva Matos, D.M. (2000). Herbivore and plant demography: a case study in a fragment of semi-deciduous forest in Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, *16*, 159-165.

- Sunderland T.C.H., Ndoye, O., & Harrison-Sanchez, S. (2011). Non-timber forest products and conservation: what prospects? In S. Shackleton, C. Shackleton, & P. Shanley (Eds). *Non timber forest products in the global context* (pp. 209-226). Berlin: Springer-Verlag.
- Swaine, M.D. & Whitmore, T.C. (1988). On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio*, 75, 81-86.
- Tabarelli, M., & Mantovani, W. (1999). Regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo, Brasil). *Brazilian Journal of Biology*, 59, 239-250.
- Tanentzap, A.J., Lee, W.G., & Schulz, K.A.C. (2013). Niches drive peaked and positive relationships between diversity and disturbance in natural ecosystems. *Ecosphere*, 4, 1-28.
- Ticktin, T., & Shackleton, C. (2011). Harvesting non-timber forest products sustainably: opportunities and challenges. In S. Shackleton, C. Shackleton, & P. Shanley (Eds). *Non timber forest products in the global context* (pp. 149-170). Berlin: Springer-Verlag.
- Urbanetz, C., Tamashiro, J.Y., & Kinoshita, L.S. (2010). Floristic composition and similarity analysis of an Atlantic rain forest fragment in Cananéia, São Paulo State, Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, 33, 639-651.
- Wang, Y., & Augspurger C. (2006). Comparison of seedling recruitment under arborescent palms in two Neotropical forests. *Oecologia*, 147, 533-545.
- Ziparro, V.B., Guilherme, F.A.G., Almeida-Scabbia, R.J. et al. (2005). Levantamento florístico de Floresta Atlântica no sul do Estado de São Paulo, Parque Estadual Intervales, Base Saibadela. *Biota Neotropica*, 5, 147-170.

Tables and Figures

Table 1: Site characteristics of study plots in Ilha do Cardoso State Park.

Site	Type	Density class ^a	<i>E. edulis</i> ^b (individuals/ha)	Acronym	W ^c (p)	T ^d (p)
A1	Harvested	high	497.61	HH	0.878 (0.01)	43 (0.00001)

		low	89.57	HL	0.675 (0.0001)	-
A2	Unharvested	high	1064.89	UH	0.931 (0.16)	54.5 (0.00007)
		low	398.09	UL	0.832 (0.002)	-

^aDensity class: density class of *E. edulis* within tree layer; ^b*E. edulis*/ha: density of *E. edulis* individuals at tree layer per hectare; ^cW (p): result of Shapiro-Wilk test for normality and its significance value; ^dT (p): result of Mann-Whitney test for the comparison between density classes and its significance value.

Table 2. List of families, species and ecological groups found within the regenerating layer at Ilha do Cardoso State Park. *Group: ecological groups*: P=pioneer; NP= non pioneer; NC= not classified; E= exotic. H and U: species found in harvested (H) and/or unharvested (U) sites.

Family	Species	Group	Reference	H	U	
Annonaceae	<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hill			NP	Gandolfi et al. 1995	X
Araliaceae	<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin			P	Santos 2007	X
Arecaceae	<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret			NP	Santos 2007	X X
	<i>Bactris setosa</i> Mart.			NP	Santos 2007	X
	<i>Euterpe edulis</i> Mart.			NP	Santos 2007	X X
	<i>Geonoma schottiana</i> Mart.			NP	Santos 2007	X
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman			P	Gandolfi et al. 1995	X
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.			NC	-	X X
Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi			NP	Santos 2007	X
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.			NC	-	X
Lauraceae	<i>Aiouea saligna</i> Meisn.			NP	Santos 2007	X
	<i>Aniba viridis</i> Mez.			NP	Santos 2007	X
	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.			NP	Santos 2007	X
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.			NP	Martins et al. 2008	X
	<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees. & Mart.) Mez			NP	Santos 2007	X

	<i>Ocotea dispersa</i> (Nees. & Mart.) Mez	NP	Santos 2007	X	X
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees. & Mart.) Mez	NP	Santos 2007		X
	<i>Ocotea venulosa</i> (Nees. & Baitello)	NP	Santos 2007	X	
Leguminosae: Fabaceae	<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) J.F.Macbr.	NP	Santos 2007		X
Melastomataceae	<i>Miconia chartacea</i> Triana	NP	Santos 2007		X
	<i>Miconia cubatanensis</i> Hoehne	NP	Santos 2007		X
	<i>Miconia</i> sp	NC	-		X
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	NP	Martins et al. 2008		X
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	NP	Martins et al. 2008		X
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	NP	Santos 2007	X	X
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg.	NP	Santos 2007		X
	<i>Calyptanthes concinna</i> DC.	NP	Santos 2007		X
	<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	NP	Martins 2012	X	
	<i>Eugenia cuprea</i> (O.Berg) Nied.	NC	-	X	
	<i>Eugenia melanogyna</i> (D.Legrand) Sobral	NC	-	X	
	<i>Eugenia neoaustralis</i> Sobral	NC	-	X	
	<i>Eugenia neoglomerata</i> Sobral	NP	Santos 2007	X	X
	<i>Eugenia sulcata</i> Spring. & Mart.	NP	Santos 2007		X
	<i>Eugenia umbeliflora</i> O.Berg	NP	Santos 2007		X
	<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	NP	Martins 2012	X	
	<i>Myrcia bicarinata</i> (O.Berg) D.Legrand	NP	Santos 2007		X
	<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	NP	Santos 2007		X
	<i>Myrcia ilheosensis</i> Kiaersk.	NP	Santos 2007		X
	<i>Myrcia racemosa</i> (O.Berg) Kiaersk.	NP	Santos 2007		X
	<i>Myrcia rostrata</i> DC.	P	Gandolfi et al. 1995		X
	<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	NC	-	X	
	<i>Myrciaria cauliflora</i> (Mart.) O.Berg	NP	Garcia 2009	X	
	<i>Myrtaceae</i> sp	NC	-	X	

	<i>Myrtaceae</i> sp2	NC	-	X
	<i>Psidium cattleianum</i> Afzel. & Sabine	NP	Gandolfi et al. 1995	X
	<i>Siphoneugena guilfoyleiana</i> Proença	NC	-	X
	<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	E		X
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	NP	Gandolfi et al. 1995	X
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. & Baill.	NP	Santos 2007	X
Primulaceae	<i>Myrsine ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	P	Catharino et al. 2006	X
	<i>Myrsine venosa</i> (A. DC.) Mez	NP	Santos 2007	X
Quiinaceae	<i>Quiina glaziovii</i> Engl.	NP	Martins 2012	X X
Rubiaceae	<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	NP	Gandolfi et al. 1995	X
	<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltld.) Wawra	NP	Martins 2012	X
	<i>Psychotria</i> sp	NC	-	X
	<i>Psychotria</i> sp2	NC	-	X
	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	NP	Martins 2012	X
Sapindaceae	<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	NP	Catharino et al. 2006	X
	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	NP	Santos 2007	X
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.	NP	Martins et al. 2008	X
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	NC	-	X

Table 3. Correlation between densities of *E. edulis* in the tree layer and *E. edulis* seedlings, and seedlings of other species. Values indicate results of Spearman correlation tests (ρ).

Assemblages	Adults of <i>Euterpe</i> x seedlings of <i>Euterpe</i>	Adults of <i>Euterpe</i> x other species seedlings
HL	0.1460	0.0062
HH	-0.1108	0.1086
UL	0.4035	0.1139
UH	0.3669	0.5955

Table 4. Comparison of diversity indices between assemblages for each site. Values are F-values from PERMANOVA of the different distance measures, and their respective significance value (p). Asterisks indicate significant values.

Site	Morisita (p)	Horn (p)	Bray-Curtis (p)	Chao (p)
Harvested	0.72 (0.520)	0.78 (0.492)	1.46 (0.144)	0.06 (0.815)
Unharvested	5.17 (0.003)*	4.20 (0.001)*	2.60 (0.008)*	3.32 (0.002)*

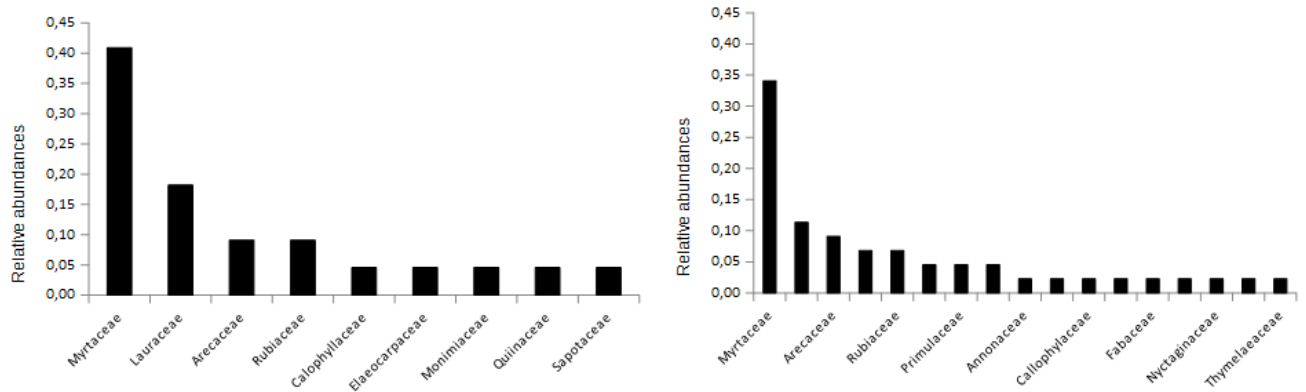


Figure 1. Relative abundances of families found within the regeneration layer in the harvested (left) and unharvested (right) sites.

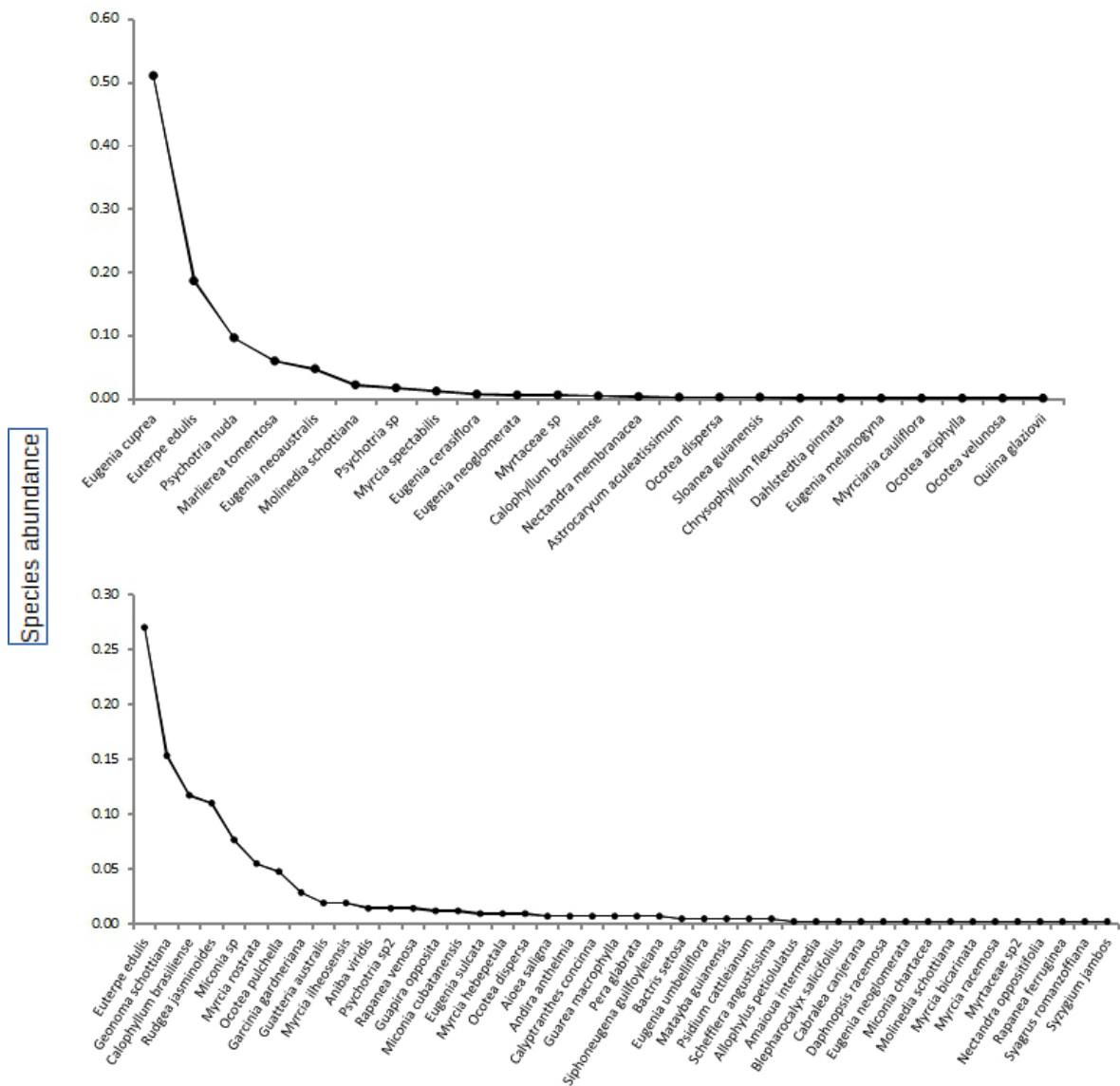


Figure 2. Relative frequencies of species found within the regeneration layer in the harvested (A1, up) and unharvested (A2, down) sites.

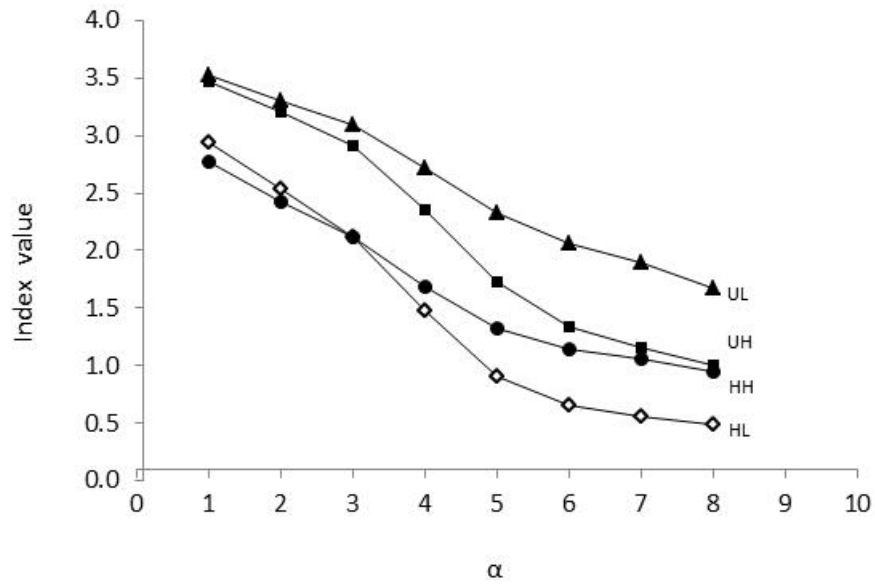


Figure 3. Diversity profiles for regeneration layer of the sites with different levels of palm harvest and density classes of *E. edulis*.

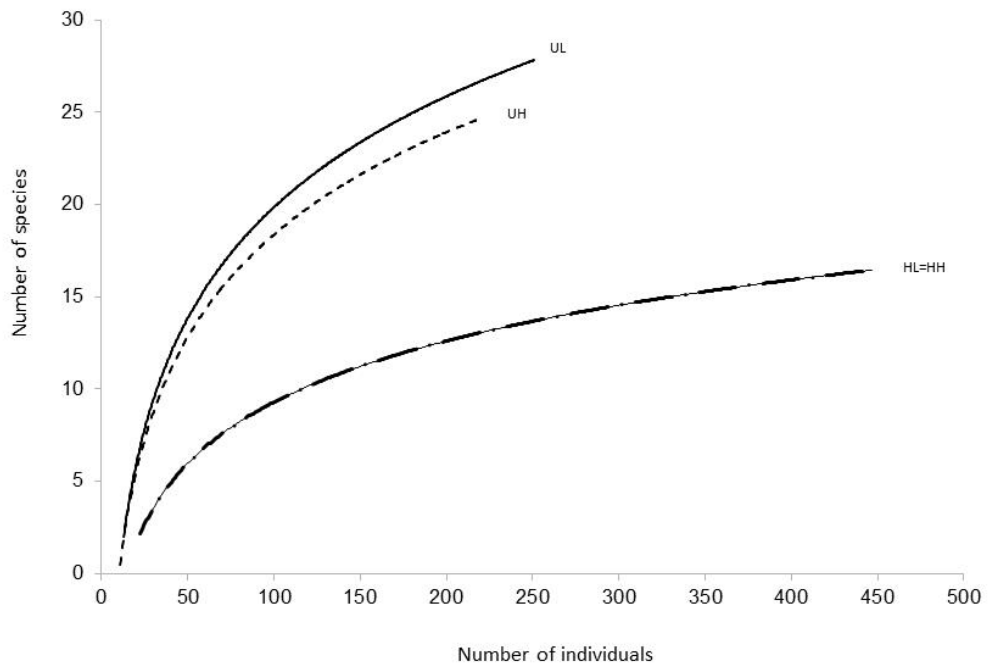


Figure 4. Individual-based rarefaction curves for the regeneration layer at both sites.

Capítulo 2: Relação entre diversidade de sementes e densidade de uma espécie de palmeira ameaçada.

Introdução

Estima-se que 66% das espécies de plantas das florestas tropicais sejam zoocóricas (Howe & Smallwood, 1982). Este grau de importância das espécies zoocóricas reflete a sua relevância para as comunidades vegetais, pois a zoocoria é um princípio básico da regeneração em ecossistemas naturais, e pode influenciar padrões demográficos e espaciais, além de interferir na estrutura genética das populações futuras (Nathan & Miller-Landau, 2000). Isto resulta da dinâmica de sobrevivência dos frugívoros, pois a deposição de sementes varia entre locais que esses animais utilizam (Schupp et al., 2002). Para os frugívoros, os frutos carnosos são itens alimentares discretos disponíveis em uma ordem muito diversificada de configurações espaço-temporais (Jordano, 2000), de modo que animais movimentam-se na direção da disponibilidade dos seus recursos alimentares (Rodríguez-Pérez et al. 2014).

Frutos estão disponíveis de forma agregada no espaço, geralmente em manchas isoladas (Jordano, 2000), e o padrão de consumo dos frutos por aves é influenciado, entre outros fatores, pela quantidade de frutos na vizinhança imediata destas plantas (Sargent 1990; Moegenburg & Levey 2003; Plein et al. 2013). Já foi demonstrado que a remoção e a deposição de frutos são maiores em locais onde há adensamentos de espécies frutíferas (Carlo, 2005; Carlo & Morales, 2008), estabelecendo um efeito de vizinhança na dispersão de sementes. Este efeito de vizinhança produz chuva de sementes composta por múltiplas espécies (Carlo 2005, García et al., 2007) o que pode levar à ocorrência agregada das espécies zoocóricas (Martinez et al., 2010). Estes adensamentos podem se formar mesmo em condições diferentes de micro-habitat (Torimaru et al., 2013). Seguindo esta mesma lógica, a heterogeneidade espacial pode alterar a estrutura das comunidades de dispersores, produzindo padrões diferentes de deposição de sementes (Nathan & Miller-Landau 2000; Morales et al. 2013), e conseqüentemente, de regeneração florestal (Effiom et al. 2014).

Palmeiras são consideradas espécies-chave por fornecer alimento para diversas espécies de vertebrados (Terborgh, 1986). Na Mata Atlântica, os frutos de *Euterpe edulis* (Mart.) constituem um importante recurso alimentar nos locais onde ocorrem, servindo de alimento para aves, roedores e primatas (Reis & Kageyama 2000). Estima-se que 21 espécies de aves e 11 espécies de mamíferos se alimentam dos frutos desta palmeira, constituindo cerca de 8 a 30% da dieta das aves (Galetti et al., 1999). O estudo realizado por Silva Matos & Bovi (2002) mostrou que a super-exploração de *E. edulis* causa um efeito direto e indireto no desaparecimento de várias espécies de aves e mamíferos.

Assim, considerando que *E. edulis* é um importante recurso alimentar para a avifauna, a hipótese deste trabalho é que em pontos próximos a adensamentos de *E. edulis*, a riqueza e a densidade de sementes são maiores em relação a pontos com menor abundância de indivíduos de *E. edulis*. Neste contexto, o objetivo foi avaliar a chuva de sementes de espécies zoocóricas dentro e fora de adensamentos de adultos de *E. edulis*, em áreas com diferentes graus de exploração de palmito. Esta avaliação é, portanto, feita em duas escalas: 1) local, através da comparação dos dados coletados dentro e fora de adensamentos dentro de cada área) e 2) regional através da comparação dos dados coletados entre as áreas.

Material e Métodos

Áreas de amostragem

Este estudo foi realizado no Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC), localizado no município de Cananeia, no litoral sul do Estado de São Paulo, entre as coordenadas 48°05'42" W, 25°03'05" e 48°53'48", 25°18'18" S. A vegetação predominante é Floresta Ombrófila Densa Atlântica (Lacerda et al. 1993). Foram escolhidas duas áreas de amostragem com características similares, sendo que ambas foram usadas para plantio gêneros alimentícios até há cerca de 60

anos, quando a prática foi proibida após a criação do parque estadual (São Paulo, Decreto Estadual nº 40913, de 1962). Desde então, as áreas ficaram sujeitas à regeneração natural. Porém, uma das áreas sofreu exploração massiva de palmito até há cerca de 20 anos, o que não ocorreu na outra área. A exploração ilegal de palmito persiste até hoje nas regiões de difícil acesso da ilha, o que não ocorre nas áreas amostradas, pois estão próximas às trilhas utilizadas por moradores e visitantes.

Desenho amostral

Os indivíduos de *E. edulis* distribuem-se de forma agregada no espaço (Silva Matos e Alves 2008), de modo que seus adensamentos possam ser visualmente distinguidos em campo. Assim, foram alocados 40 coletores de sementes com área total de 1 m² e 40 cm de altura em cada área, 20 dentro de adensamentos de adultos de *E. edulis*, e os outros 20, fora deles. A altura final dos coletores foi estabelecida visando a exclusão dos dispersores terrestres. Os coletores foram inspecionados quinzenalmente durante 27 meses consecutivos. Todos os propágulos coletados foram identificados como morfoespécies, medidos, observados quanto à presença ou ausência de polpa, e fotografados. Após cada coleta quinzenal, as fotografias e anotações de características morfológicas foram comparadas a diversos guias de identificação de plantas. Quando a identificação não foi possível em uma primeira tentativa, continuamos observando a ocorrência das espécies em campo, inclusive fora das áreas de estudo, com o objetivo de encontrar outras características de cada espécie, tais como a morfologia foliar, e morfologia floral. Sementes e frutos de espécies anemocóricas foram descartados das avaliações. Cada espécie foi classificada em função do seu grupo ecológico como pioneira ou não-pioneira (*sensu* Swaine & Whitmore 1988) (Tabela suplementar 1).

Para determinar a densidade de *E. edulis* no estrato arbóreo nas parcelas próximas e distantes dos adensamentos, foram estabelecidas parcelas circulares com área de 50,24 m² ao redor de cada coletor, totalizando 4019,2 m². Dentro de cada parcela foram amostrados todos os indivíduos de *E. edulis* com no mínimo 4 cm de diâmetro à altura do peito. Sua densidade foi diferente entre as áreas explorada e não explorada (teste de Mann-Whitney: U=392, p<0.0001, Tabela 1) e entre as condições de maior e menor densidade em cada uma das áreas (Tabela 2).

Tabela 1. Comparações das densidades de *E. edulis* no estrato arbóreo nas parcelas amostradas. Os valores são o resultado do teste t ou Mann-Whitney, e seus respectivos valores de significância.

	EA	EB	NA	NB
EA	---	5,03 (0,00001)	-4,42 (0,00007)	0,78 (0,437)
EB		---	8,66 (0,0000001)	-3,31 (0,002)
NA			---	-4,78 (0,00002)
NB				---

EA= explorada, alta densidade de *E. edulis*. EB= explorada, baixa densidade de *E. edulis*.
 NA= não explorada, alta densidade de *E. edulis*. NE= não explorada, baixa densidade de *E. edulis*.

Tabela 2. Classificação das parcelas amostradas no Parque Estadual Ilha do Cardoso em relação à densidade de indivíduos de *E. edulis* com DAP > 4 cm.

Área	Classe de densidade	<i>E. edulis</i> /ha	W (p)
Explorada (E)	Alta	497,61	0,878 (0,01)
	Baixa	89,57	0,675 (0,0001)
Não explorada (N)	Alta	1064,89	0,931 (0,16)
	Baixa	398,09	0,832 (0,002)

Área: áreas de amostragem; classe: classes de densidade de *E. edulis* no estrato arbóreo; *E. edulis*/ha: densidade de indivíduos adultos de *E. edulis* por hectare; W (p): resultado do teste de Shapiro-Wilk para normalidade e seu valor de significância; T: resultado do teste de Mann-Whitney para comparação entre classes de densidade e seu valor de significância.

Análises estatísticas

Como o nosso objetivo foi avaliar a influência da densidade de *E. edulis* no estrato arbóreo sobre a chegada de sementes de espécies zoocóricas ausentes do entorno das parcelas, consideramos apenas sementes sem polpa para as comparações entre parcelas com diferentes densidades de *E. edulis*. Isto pode ser considerado que estas sementes foram manipuladas e/ou dispersas por algum animal até o coletor. Os perfis de diversidade e de equitabilidade foram plotados de acordo com a entropia de Renyi (Maurer & MacGill, 2011), para a comparação dos índices de diversidade nas condições estudadas. Neste caso, uma comunidade só pode ser considerada diferente da outra se não houver inflexão ou sobreposição de retas, e uma comunidade só é mais diversa que outra se todos os pontos de sua reta estiverem acima dos pontos da outra reta (Melo 2008). Os perfis foram calculados no software R para Windows (versão 3.0.3), usando o pacote BiodiversityR (Kindt 2014).

As curvas de rarefação são indicadas para comparar o número de espécies de amostras com tamanhos diferentes ou com diferentes números de indivíduos amostrados (Gotelli & Colwell 2011). Neste caso, uma vez que o número de coletores em cada área é semelhante, a curva de rarefação foi baseada em número de indivíduos, na qual o número de indivíduos da comunidade menor é reamostrado aleatoriamente sem reposição na comunidade maior. Este procedimento foi realizado no software R para Windows (versão 3.0.3), usando o pacote rich (Rossi 2013).

Para avaliar se a composição em espécies de sementes encontradas nos coletores foi diferente entre as diferentes classes de densidade de *E. edulis* dentro de cada área, utilizamos o cálculo de similaridade utilizando a análise de variância permutacional (PERMANOVA), aplicando o índice Horn como parâmetro de distância com 9999 permutações. Esta análise foi

realizada no software R para Windows (versão 3.0.3), usando o pacote vegan (Oksanen et al. 2013).

Resultados

No total, foram encontradas 64 espécies zoocóricas nos coletores, pertencentes a 28 famílias (Tabela 3), a maior parte delas foi classificada como não pioneiras (42 espécies, 65% - Figura 1). Na área explorada com maior densidade de *E. edulis*, a família dominante foi Arecaceae (67%), seguida por Euphorbiaceae (20%), e Phyllanthaceae (5%) (Figura 1). Ainda na área explorada, mas com menor densidade de *E. edulis*, a família dominante foi Euphorbiaceae (41%), seguida por Phyllanthaceae (23%) e Myrtaceae (13%) (Figura 1). Na área não explorada com maior densidade de *E. edulis*, a família dominante foi Arecaceae (86%), seguida das famílias Aquifoliaceae e Araliaceae (4%) e Myrtaceae (1%) (Figura 2). Nas parcelas com menor densidade de *E. edulis* da área onde não houve exploração, as famílias dominantes foram Aquifoliaceae (41%), Araliaceae (15%) e Lauraceae (14%).

Quanto à importância de espécies, em termos de frequência relativa, na área explorada, *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae) foi a espécie mais importante nas parcelas com maior densidade desta palmeira, enquanto que *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll. Arg (Euphorbiaceae) foi a mais importante nas parcelas com menor densidade de *E. edulis*. Na área não explorada, as espécies mais importantes foram *E. edulis* na onde a densidade de *E. edulis* era maior e *Ilex theezans* Mart. (Aquifoliaceae) onde a densidade era menor (Figura 2).

Tabela 3. Lista de famílias e espécies de frutos e sementes zoocóricos encontrados nas áreas explorada (H) e não explorada (U). Grupo (grupo ecológico ao qual pertence a espécie: P = pioneira; NP = não pioneira; L = liana. Status (estado de conservação da espécie no território

nacional): NE = não avaliada; LC = pouco preocupante; VU = vulnerável; NT = quase ameaçada; E = exótica. Os números sobrescritos indicam as referências consultadas sobre a classificação em grupos ecológicos.

Famílias	Espécies	Grupo	H	U	
Anacardiaceae	<i>Schinus terebithfolius</i> Raddi	P ^{4,5}	X	X	
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	P ^{4,5}	X	X	
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	P ⁵	X		
	<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil.	NP ^{1,4}	X	X	
Apocynaceae	<i>Rauvolfia sellowii</i> Mull. Arg.	NP ⁶	X	X	
	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	P ⁷	X		
Aquifoliaceae	<i>Ilex theezans</i> Mart. Ex Reissek	NP ¹	X	X	
Araliaceae	<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	P ¹	X	X	
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	NP ¹	X	X	
	<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	NP ¹	X	X	
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	NP ⁴	X	X	
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	NP ⁹	X	X	
Dilleniaceae	<i>Doliocarpus glomerulatus</i> Eichler	L	X	X	
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	P ⁵	X	X	
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	P ¹	X	X	
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	P ⁶	X		
Lauraceae	<i>Aiouea saligna</i> Meisn.	NP ¹	X		
	<i>Aniba viridis</i> Mez.	NP ¹	X		
	<i>Cryptocarya moschata</i> Nees & Mart.	NP ⁸	X		
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	NP ¹	X		
	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	NC	X		
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	NP ²	X	X	
	<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	NP ¹	X		
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	NP ¹	X	X	
	Leguminosae:Fabaceae	<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.	NP ¹	X	X
		<i>Inga edulis</i> Mart.	NP ²	X	
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.		NP ⁸	X		
Malpighiaceae	<i>Byrsonima ligustrifolia</i> A.Juss.	P ¹⁰	X	X	
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	NP ^{2,4}	X	X	
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	NP ^{2,4}	X	X	
Menispermaceae	<i>Abuta selloana</i> Eichler	L	X		
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	NP ¹	X	X	
Moraceae	<i>Ficus insipida</i>	NP ¹⁰	X		

Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	NP ¹	X	X
	<i>Eugenia cuprea</i> (O.Berg) Nied.	NC	X	
	<i>Eugenia neoaustralis</i> Sobral	NC	X	
	<i>Marlierea obscura</i> O.Berg	NP ¹⁰	X	
	<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	NP ¹	X	X
	<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	NP ³	X	
	<i>Myrcia brasiliensis</i> Kiaersk.	NP ¹⁰	X	X
	<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	NP ¹	X	X
	<i>Myrcia ilheosensis</i> Kiaersk.	NP ¹	X	X
	<i>Myrcia racemosa</i> (O.Berg) Kiaersk.	NP ¹	X	X
<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	NP ¹⁰	X		
<i>Siphoneugena guilfoyleiana</i> Proença	NC	X		
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	E	X		
Pentaphylacaceae	<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	P ¹⁰	X	X
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. Ex Baill.	NP ¹	X	X
Phyllanthaceae	<i>Margaritaria nobilis</i> L.f	P ¹⁰	X	
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	NP ⁷	X	
	<i>Myrsine parvifolia</i> A.DC.	NC	X	X
Rubiaceae	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	NP ⁴	X	X
	<i>Chomelia catharinae</i> (L.B.Sm. & Downs) Steyerm.	NC	X	X
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	NP ⁴	X	X
	<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltdl.) Wawra	NP ³	X	
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	NP ⁷	X	X
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	NP ⁴	X	
	<i>Paullinia seminuda</i> Radlk.	L	X	
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.	NP ²	X	
	<i>Manilkara subsericea</i> (Mart.) Dubard	NP ¹	X	X
Smilacaceae	<i>Smilax brasiliensis</i> Spreng.	L	X	X
Symplocaceae	<i>Symplocos laxiflora</i> Benth.	NP ¹⁰	X	X
Urticaceae	<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	NP ¹⁰	X	
	<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	P ¹⁰	X	

¹Santos, 2007; ²Martins et al., 2008; ³Martins, 2012; ⁴Gandolfi et al., 2005; ⁵Lorenzi, 2008; ⁶Schneider & Rocha, 2014; ⁷Carvalho et al., 2007; ⁸Almeida et al., 2007; ⁹Carvalho et al., 2006; ¹⁰Borgo et al., 2011.

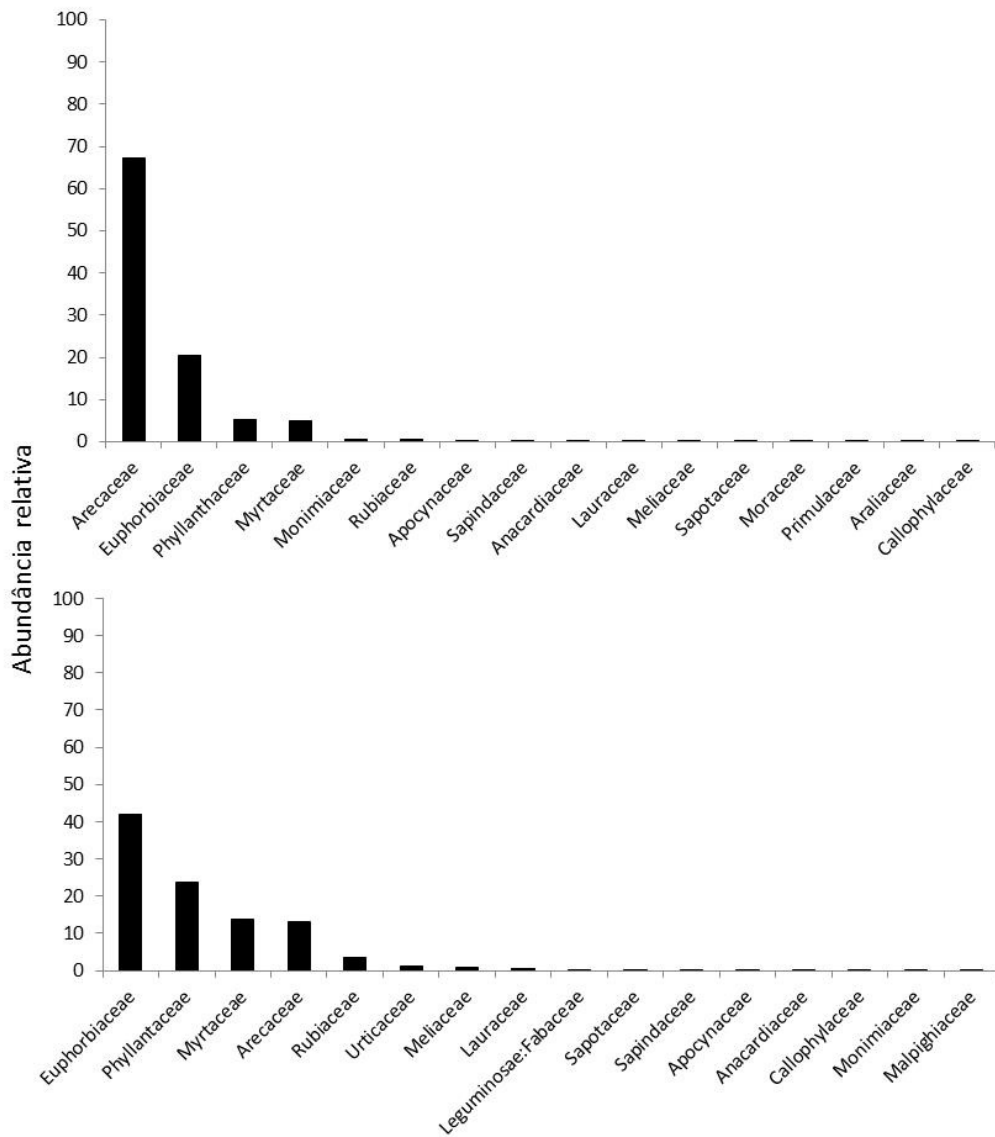


Figura 1. Abundância relativa das famílias para a área explorada, nas parcelas com alta (acima) e baixa (abaixo) densidades de *E. edulis* no estrato arbóreo no Parque Estadual da Ilha do Cardoso, SP.

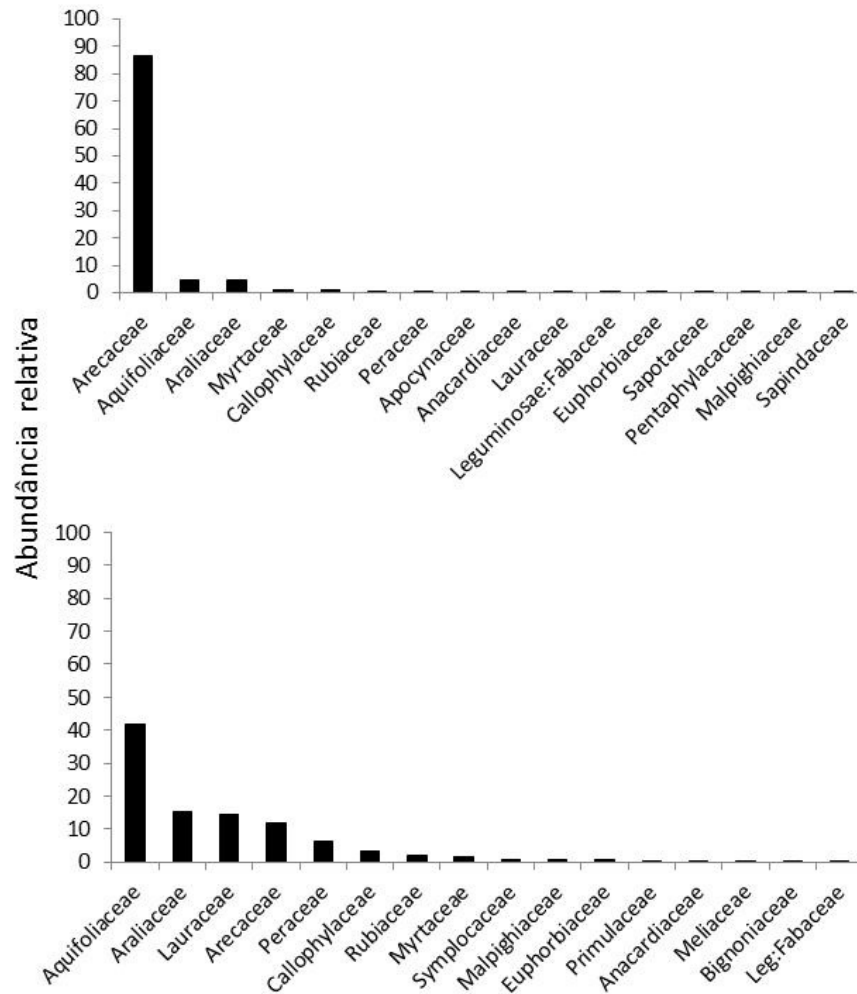


Figura 2. Abundância relativa das famílias para a área não explorada, nas parcelas com alta (acima) e baixa (abaixo) densidades de *E. edulis* no estrato arbóreo no Parque Estadual da Ilha do Cardoso, SP.

Na área explorada, encontramos diferentes índices de diversidade entre as parcelas para valores baixos de α , e conforme este valor aumentou, os perfis passaram a se sobrepor. Na área não explorada, a sobreposição diminuiu conforme o valor de α aumentou (Figura 3).

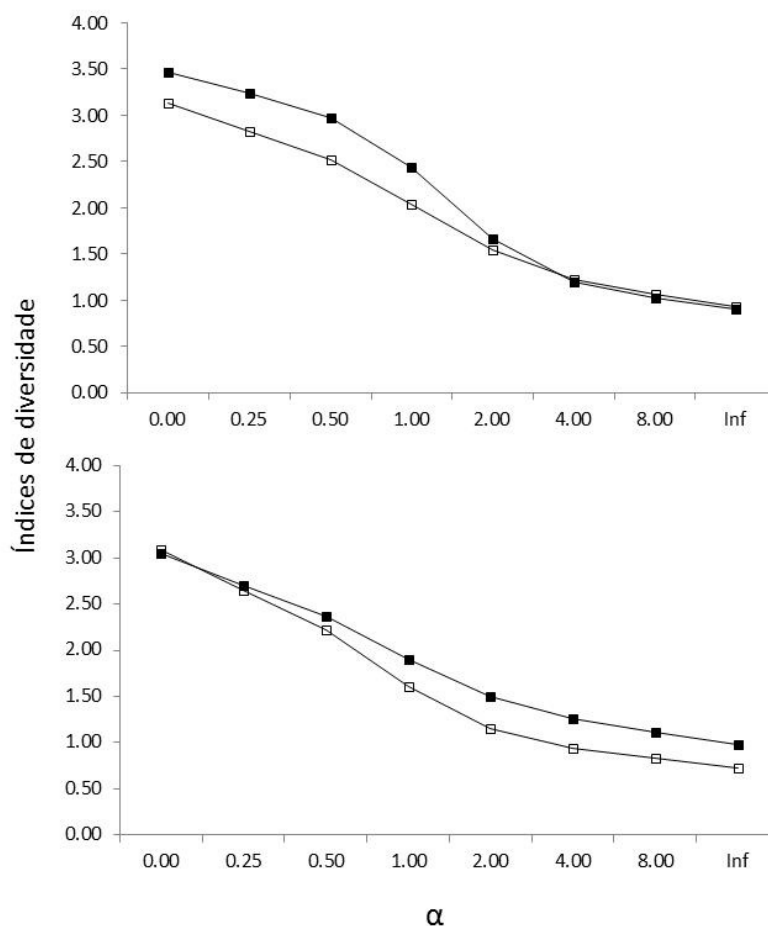


Figura 3. Perfis de diversidade de sementes das áreas explorada (acima) e não explorada (abaixo). Quadrados cheios: baixa densidade de palmitero no estrato arbóreo; quadrados vazios: alta densidade de palmitero no estrato arbóreo.

A análise das curvas de rarefação mostrou haver diferença na riqueza entre as duas densidades de *E. edulis* (Figura 4). Tanto na área explorada como na não explorada, a riqueza de sementes foi maior nas parcelas com menor densidade de *E. edulis*. De acordo com os resultados do PERMANOVA, a composição em espécies das sementes encontradas nos coletores foi significativamente diferente entre as parcelas com alta e baixa densidades de *E. edulis* tanto na área explorada, ($F=3,09$, $p=0,002$) como na área não explorada ($F=3,35$, $p=0,001$).

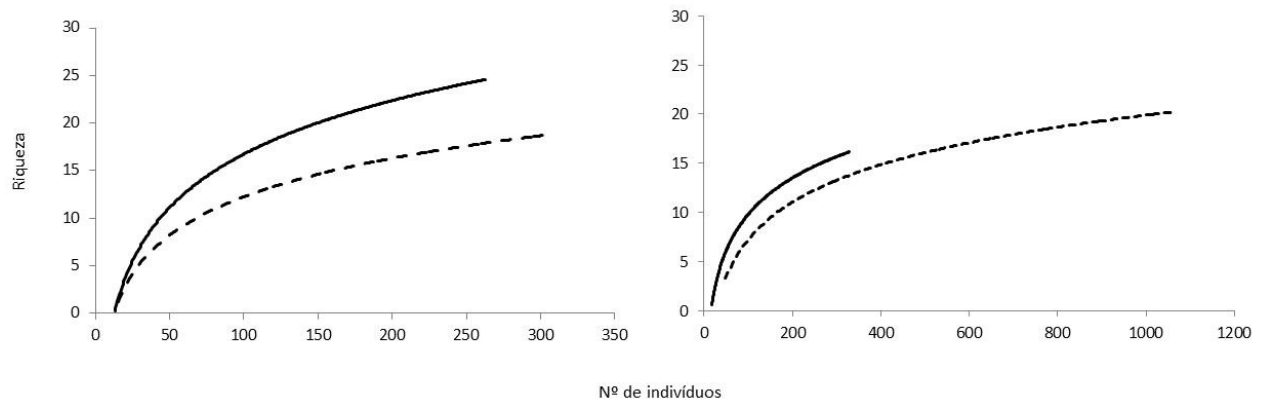


Figura 4. Curvas de rarefação de sementes para as áreas explorada (esquerda) e não explorada (direita). Linhas contínuas: baixa densidade de *E. edulis* no estrato arbóreo; linhas tracejadas: alta densidade de palmitreiro no estrato arbóreo.

Os perfis de equitabilidade mostraram o mesmo padrão nas duas áreas. Tanto na área explorada como na não explorada, as parcelas com diferentes densidades de *E. edulis* no estrato arbóreo apresentaram equitabilidades similares (Figura 5).

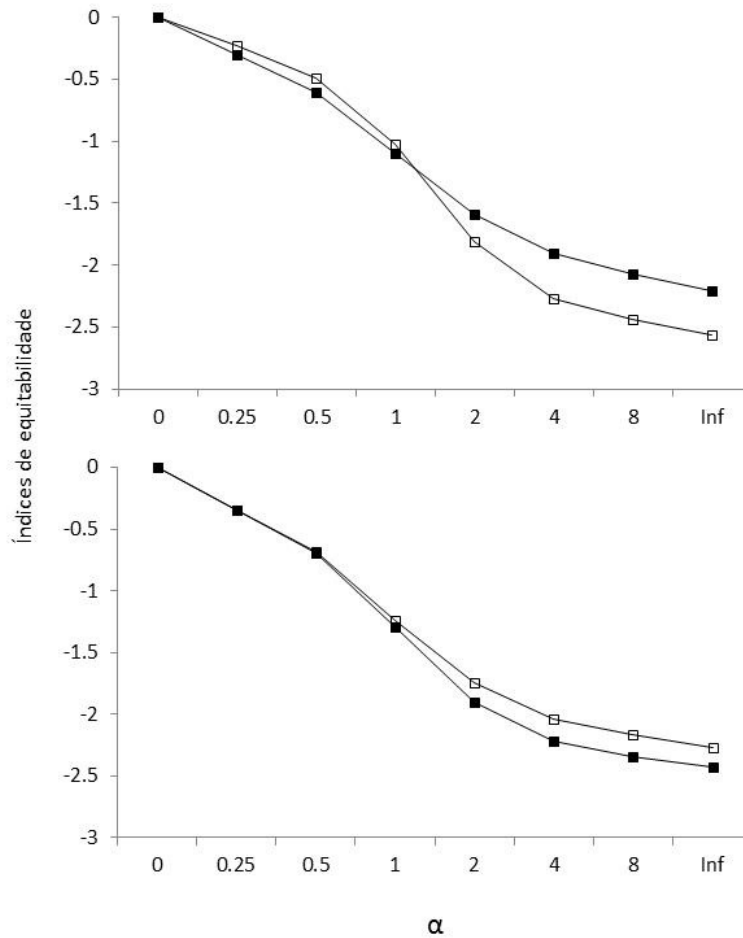


Figura 5. Perfis de equitabilidade de sementes das áreas explorada (acima) e não explorada (abaixo). Quadrados cheios: baixa densidade de palmitero no estrato arbóreo; quadrados vazios: alta densidade de palmitero no estrato arbóreo.

Discussão

Tanto na área explorada como na não explorada, encontramos a dominância de diferentes famílias e espécies. Nas duas condições em que *E. edulis* é dominante no estrato arbóreo, seus frutos são a maioria na chuva de sementes, o que se refletiu na importância da família *Arecaceae*. Ainda que o pico de frutificação desta espécie tenha sido durante o mês de março nos dois anos de amostragem, a produção concentrada neste mês e nos meses adjacentes suplantou a produção de todas as outras espécies. Vários autores apontam *E. edulis* como uma espécie muito fecunda

com picos de frutificação mas com indivíduos se reproduzindo fora destes picos o que contribui para a manutenção da fauna local (Silva Matos & Watkinson 1998; Castro et al 2007).

Nas condições em que *E. edulis* não foi dominante, diferentes famílias e espécies ocuparam esta importância. Um fato interessante é que a *A. triplinervia* é pioneira e *I. theezans* é não pioneira, e estes padrões de dominância podem estar ligados ao padrão da exploração de palmito. Os indivíduos adultos de *E. edulis* distribuem-se de forma agregada no espaço (Silva Matos & Alves, 2008), de modo que a exploração de palmito que também segue o mesmo padrão, leva à abertura de clareiras não naturais na floresta (Orlande et al. 1996, Silva Matos & Bovi 2002). Deste modo, a maior chegada de luz no solo resultante da abertura destas clareiras após a exploração, pode favorecer a germinação das espécies intolerantes à sombra, que passam a ser dominantes no estrato arbóreo algum tempo depois (Johnson & Miyanishi, 2010). Alguns autores afirmam que plântulas de *E. edulis* não são capazes de se desenvolver em luminosidade superior a 70% (Fantini & Guries, 2007) enquanto outros (Marcos & Silva Matos, 2003) afirmam que plântulas de *E. edulis* são capazes de se desenvolver em 100% de luminosidade, desde que a umidade seja alta. Uma vez que estas clareiras não naturais não ocorrem na área não explorada, o padrão de dominância por uma espécie tolerante à sombra, *I. theezans*, se manteve mesmo nos pontos distantes dos adensamentos de *E. edulis*.

Nas duas áreas, a maior parte das espécies de sementes foi classificada como não pioneira. As sementes são a principal fonte de propágulos para a regeneração na floresta tropical pluvial (Martinez-Ramos & Soto-Castro, 2003). Neste contexto, como a topografia irregular da Ilha do Cardoso não permitiu o desenvolvimento de atividades agrícolas em toda a sua extensão, a vegetação das áreas com maior declividade foi mantida. Estas áreas preservadas serviram como fonte de propágulos para as áreas abandonadas, dando seguimento à regeneração natural.

Atualmente, as espécies não pioneiras são predominantes no estrato arbóreo tanto na área explorada como na não explorada (Sampaio-e-Silva et al., dados não publicados), o que pode ter contribuído para o padrão observado. A importância de espécies pioneiras para a regeneração frente a distúrbios de pequena escala, como a abertura de clareiras, foi amplamente estudada (conforme revisado por Schnitzer & Carson, 2001); entretanto, espécies não pioneiras também têm um importante papel de manutenção da diversidade na floresta tropical, pois apresentam diferentes graus de tolerância à sombra (Canham, 1989), levando à partição de microambientes dentro da clareira (Denslow, 1987).

A riqueza em espécies de sementes foi maior para a condição de menor densidade de *E. edulis* para ambas as áreas. *E. edulis* é dominante na Floresta Atlântica em condições naturais (Brançalion et al. 2012), e suas características biológicas e ecológicas como plasticidade morfológica e de alocação de biomassa (Gatti et al. 2011), massiva produção de frutos (Castro et al. 2007), importante recurso alimentar para vertebrados (Galetti & Aleixo, 1998), altas taxas de germinação (Reis et al. 1996) e estabelecimento de densos bancos de plântulas (Silva Matos & Watkinson 1998) levam a crer que se trata de uma espécie competitivamente superior, cuja exclusão pode levar a alterações sensíveis na estrutura das comunidades (Muler et al. 2013). Deste modo, é possível que sua ocorrência em adensamentos diminua as oportunidades de ocupação destas áreas por outras espécies, o que reduziria a riqueza nos adensamentos de *E. edulis*. Por outro lado, nas condições de menor densidade de palmitero, a ausência da espécie competitivamente superior produz nichos vagos (Molino & Sabatier 2001), que são ocupados por outras espécies, aumentando a riqueza algum tempo depois da ocorrência da perturbação (Collins et al. 1995). Este cenário se exacerba na condição de menor densidade de palmitero na área explorada, que assim como a mudança dos padrões de dominância anteriormente discutidos,

também pode ser resultado de uma maior incidência de luz no interior da floresta, causada pela abertura de clareiras após a exploração do palmito.

Assim, se por um lado diversidade e equitabilidade mostraram-se similares dentro de cada área, a composição em espécies de sementes não segue este mesmo padrão tanto na presença como na ausência de exploração de palmito. Os processos relativos à dispersão de sementes podem produzir diferenças significativas até mesmo entre pontos relativamente próximos da comunidade (Burns, 2005). Um desses processos é a facilitação da dispersão de sementes entre plantas vizinhas (Carlo 2005), ou seja, o aumento da eficiência da dispersão, resultante da presença de outras espécies vizinhas que compartilham dos mesmos dispersores. Um adensamento de *E. edulis* produz uma grande quantidade de frutos durante um período específico do ano, em que poucas espécies estão frutificando. Desconsiderando as preferências alimentares de cada espécie de ave, e considerando que muitas espécies se alimentam dos frutos de *E. edulis* (Galetti & Aleixo 1998), as aves atraídas devido ao efeito de vizinhança irão dispersar apenas essas poucas espécies disponíveis para os adensamentos de palmiteiros, e vice-versa. Por outro lado, manchas com menor densidade de *E. edulis* contêm mais de outras espécies vegetais tanto na área explorada como na não explorada. Isto aumenta a possibilidade de atração de dispersores nos demais meses em que os frutos de *E. edulis* não estão disponíveis. Assim, a hipótese deste trabalho, que considerou que em pontos próximos a adensamentos de *E. edulis*, a atração de avifauna seja maior, aumentando a riqueza e a diversidade de sementes nestes pontos em relação a pontos mais distantes e com menor abundância de indivíduos de *E. edulis* não foi comprovada. Entretanto, nossos resultados mostraram haver diferença na composição em espécies entre as parcelas com diferentes densidades de *E. edulis*.

Distúrbios têm uma importância fundamental na modelagem dos padrões de biodiversidade e de processos ecossistêmicos, porque alteram as regras que governam a dinâmica

das comunidades (Dornelas et al, 2011). Deste modo, a análise dos padrões de diversidade é uma ferramenta útil para entendermos as respostas dos ecossistemas frente a distúrbios, sejam eles de origem antrópica ou natural. Além disso, a análise da diversidade é um procedimento essencial para tornar eficiente a gestão de áreas voltadas para a realização de atividades de baixo impacto, conservação de ambientes naturais e recuperação de áreas degradadas (Melo, 2008). Este estudo evidencia que *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae) é a espécie dominante tanto no estrato arbóreo como na chuva de sementes na área que sofreu exploração no passado e na área que não sofreu exploração. Contudo, mesmo que ainda seja encontrada em densas populações, é considerada vulnerável de acordo com a análise de Martinelli & Moraes (2013). Esta avaliação considera que a espécie corre risco porque foi localmente extinta em diversos remanescentes, considerando que naturalmente ocorreria em uma área ampla do território nacional, em diversas formações florestais. Entretanto, ainda que a espécie esteja protegida, ela é alvo de exploração ilegal intensa dentro dos limites das unidades de conservação, principalmente nas áreas de difícil fiscalização. Neste contexto, a conservação de populações restrita a pequenas áreas e sujeita a perturbações pode diminuir a diversidade de frugívoros (Moran et al. 2004; Gomes et al. 2008) e a remoção de frutos (Kirika et al 2007; Kirika et al 2008; Markl et al. 2013), afetando diretamente na conservação desta função ecológica (Valiente-Banuet et al 2014). No caso de *E. edulis*, a garantia de sua preservação apenas em áreas de fácil acesso a pessoas pode levar à redução da densidade dos dispersores principalmente de espécies de maior tamanho corporal (conforme revisado por Sodhi et al. 2008), afetando a dispersão de sementes em longas distâncias e podendo levar ao declínio populacional da espécie (Silva & Tabarelli, 2000). Este cenário pode atingir processos ainda mais profundos, como a mudança evolutiva do tamanho dos frutos em curto prazo (Galetti et al. 2013) e à homogeneização de caracteres de sementes (Markl et al. 2013).

Referências

- Almeida, T.I.R., Juliani, C., Mantovani, W., et al. (2007). Comunidades florestais como indicadores geobotânicos: o caso da mineralização aurífera do Grupo Serra do Itaberaba, Guarulhos, São Paulo. *Revista Brasileira de Geociências*, 37, 37-49.
- Borgo, M., Tiepolo, G., Reginato, M., et al. (2011). Espécies arbóreas de um trecho de floresta atlântica do município de Antonina, Paraná, Brasil. *Floresta*, 41, 819-832.
- Brancalion, P.H.S., Vidal, E., Lavorenti, N., et al. 2012 Soil-mediated effects on potential *Euterpe edulis* (Arecaceae) fruit and palm heart sustainable management in the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, 284, 78-85.
- Burns, K.C. (2005). A multi-scale test for dispersal filters in an island plant community. *Ecography*, 28, 552-560.
- Dornelas, M., Soycan, C.U., & Ugland, K.I. (2011). Biodiversity and disturbance. In A.E. Magurran, B. McGill (Eds). *Biological diversity – Frontiers in measure and assessment* (pp. 237-251). Oxford: Oxford University Press.
- Canham, C.D. (1989). Different responses to gaps among shade-tolerant tree species. *Ecology*, 70, 548-550.
- Carlo, T.A. (2005). Interspecific neighbors change seed dispersal pattern of an avian-dispersed plant. *Ecology*, 86, 2440- 2449.
- Carlo, T.A., & Morales, J.M. (2008). Inequalities in fruit-removal and seed dispersal: consequences of bird behaviour, neighbourhood density and landscape aggregation. *Journal of Ecology*, 96, 609- 618.

- Carvalho, L.R., Silva, E.A.A., & Davide, A.C. (2006). Classificação de sementes florestais quanto ao comportamento no armazenamento. *Revista Brasileira de Sementes*, 28, 15-25.
- Castro, E.R., Galetti, M., & Morellato, L.P.C. (2007). Reproductive phenology of *Euterpe edulis* (Arecaceae) along a gradient in the Atlantic rainforest of Brazil. *Australian Journal of Botany*, 55, 725- 735.
- Collins, S.L., Glenn, S.M., Gibson, D.J. (1995). Experimental analysis of intermediate disturbance and initial floristic composition: decoupling cause and effect. *Ecology*, 76, 486-492.
- Denslow, J.S. 1987. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18, 431-451.
- Effiom, E.O., Birkhofer, K., Smith, H.G., et al. (2014). Changes of community composition at multiple trophic levels due to hunting in Nigerian tropical forests. *Ecography* 37, 367-377.
- Fantini, A.C., & Guries, R.P. (2007). Forest structure and productivity of palmitero (*Euterpe edulis* Martius) in the Brazilian Mata Atlântica. *Forest Ecology and Management*, 242, 185-194.
- Galetti, M., Guevara, R. Côrtes, M.C., et al. (2013). Functional Extinction of Birds Drives Rapid Evolutionary Changes in Seed Size. *Science*, 340, 1086-1090.
- Galetti, M., Ziparro, V.B. & Morellato, L.P.C. (1999). Fruiting phenology and frugivory on the palm *Euterpe edulis* in a lowland Atlantic forest of Brazil. *Ecotropica*, 5, 115- 122.
- Gandolfi, S., Leitão Filho, H.F., & Bezerra, C.L.F. (1995). Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 55, 753-767.
- García, D., Martínez, I., & Obeso, J.R. (2007). Seed transfer among bird-dispersed trees and its consequences for post-dispersal seed fate. *Basic and Applied Ecology*, 8, 533- 543.

- Gatti, M.G., Campanello, P.I., Goldstein, G. (2011). Growth and leaf production in the tropical palm *Euterpe edulis*: light conditions versus developmental constraints. *Flora*, 206, 742-748.
- Gomes, L.G.L., Oostra, V., Nijman, V., et al. (2008). Tolerance of frugivorous birds to habitat disturbance in a tropical cloud forest. *Biological Conservation*, 141, 860-871.
- Gotelli, N.J., & Colwell, R.K. Estimating species richness. In A.E. Magurran & B.J. McGill (Eds). *Biological diversity – frontiers in measure and assessment* (pp.39-54). Oxford: Oxford University Press.
- Howe, H.F., & Smallwood, J. (1982). Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13, 201-228.
- Johnson, E.A., & Miyanishi, K. (2010). Disturbance and succession. In E.A. Johnson & K. Miyanishi (Eds). *Plant disturbance ecology – the process and the response* (pp. 1-14). Oxford: Elsevier Academic Press.
- Jordano, P. (2000). Fruits and frugivory. In M. Fenner (ed). *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities* (2nd edition, pp.125-166) . Wallingford: CABI Publishing.
- Jordano, P. (1994) Spatial and temporal variation in the avian frugivore assemblage of *Prunus mahaleb*: patterns and consequences. *Oikos*, 71, 479–491.
- Kindt, R. (2014). Package “BiodiversityR”. Available at <http://www.r-project.org> (accessed July 2014).
- Kirik, J.M., Bleher, B., Böhning-Gaese, K., et al. (2007). Fragmentation and local disturbance of forests reduce frugivore diversity and fruit removal in *Ficus thonningii* trees. *Basic and Applied Ecology*, 9, 664-672.

Kirika, J.M., Farwig, N., Böhning-Gaese, K. (2008). Effects of local disturbance of tropical forests on frugivores and seed removal of a small-seeded afro-tropical tree. *Biological Conservation*, 22, 318-328.

Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 11 Dez. 2014

Marcos, C.S., & Silva Matos, D.M. (2003). Estrutura de populações de palmiteiro (*Euterpe edulis* Mart.) em áreas com diferentes graus de impactação na Floresta da Tijuca, RJ. *Brazilian Journal of Forestry and Environment*, 10, 27-37.

Markl, J.S., Schleuning, M., Forget, P.R. et al (2013). Meta-analysis of the effects of human disturbance on seed dispersal by animals. *Conservation Biology*, 26, 1072-1081.

Martinelli G., & Moraes M.D. (2013). *Livro Vermelho da Flora do Brasil*. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson.

Martins, K.G. 2012. Dinâmica temporal da vegetação e da composição da serapilheira em sucessão secundária da Floresta Atlântica do sul do Brasil. PhD Thesis, Curitiba, Paraná State, Brazil. 110pp.

Martins, S.V., Gleriani, J.M., & do Amaral, C.H., et al. (2008). Caracterização do dossel e do estrato de regeneração natural no sub-bosque e em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. *Revista Árvore*, 32, 759-767.

Martinez, I., Wiegand, T., Gonzalez-Taboada, F., et al. (2010). Spatial associations among tree species in a temperate forest community in North-western Spain. *Forest Ecology and Management*, 260, 456- 465.

- Maurer, B.A., & McGill, B.J. (2011). Measurement of species diversity. In A.E. Magurran, & B.J. McGill (Eds). *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment* (pp. 55-64). Oxford: Oxford University Press.
- Melo, A.S. (2008). O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica*, 8, 21-27.
- Moegenburg S.M., & Levey D. (2003). Do frugivores respond to fruit harvest? An experimental study of short-term responses. *Ecology*, 84, 2600-2612.
- Molino, J.F., & Sabatier, D. (2001). Tree diversity in tropical rain forests: a validation of the intermediate disturbance hypothesis. *Science*, 294, 1702-1704.
- Morales, J.M., Garcia, D., Martinez, D., et al. (2013). Frugivore Behavioural Details Matter for Seed Dispersal: A Multi-Species Model for Cantabrian Thrushes and Trees. *PLoS One*, 8, n°e65216 (open access).
- Moran, C., Catterall, C.P., Green, R.J., et al (2004). Functional variation among frugivorous birds: implications for rainforest seed dispersal in a fragmented subtropical landscape. *Oecologia*, 141, 584-595.
- Muler, A.E., Rother, D.C., Brancalion, P.S., et al. (2013). Can overharvesting of a non-timber-forest-product change the regeneration dynamics of a tropical rainforest? The case study of *Euterpe edulis*. *Forest Ecology and Management*, 324, 117-125.
- Nathan, R., & Muller-Landau, H.C. (2000). Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology and Evolution*, 15, 278– 285.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., et al. (2014). Package “vegan”. Available at <http://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf> (accessed July 2014).

- Plein, M., Laengsfeld, L., Neuschulz, E.L. et al. 2013. Constant properties of plant-frugivore networks despite fluctuations in fruit and bird communities in space and time. *Ecology* 94, 1296-1306.
- Reis, A., Kageyama, P.Y., Reis, M.S., et al. (1996). Demografia de *Euterpe edulis* Martius (Arecaceae) em uma Floresta Ombrófila Densa Montana, em Blumenau (SC). *Sellowia*, 45, 13–45.
- Reis, A., & Kageyama, P.Y. (2000). Dispersão de sementes de *Euterpe edulis* Martius Palmae. *Sellowia*, 49, 60-92.
- Rodríguez-Pérez J., García D., & Martínez D. (2014). Spatial networks of fleshy-fruited trees drive the flow of avian seed dispersal through a landscape. *Functional Ecology*, 28, 990-998.
- Rossi, J.P. (2013). Package “rich”. Available at <http://cran.r-project.org/web/packages/rich/index.html> (accessed July 2014).
- Santos, M.B. (2007). *Dinâmica da regeneração de clareiras naturais na floresta de restinga na Ilha do Cardoso, Cananéia, SP*. M.Sc. Thesis, São Paulo: Universidade de São Paulo.
- Sargent, S. (1990). Neighborhood effects on fruit removal by birds: a field experiment with *Viburnum dentatum* (Caprifoliaceae). *Ecology*, 71, 1289-1898.
- Schneider, G., & Rocha, F.S. (2014). Levantamento florístico e fitossociológico do componente arbóreo de um fragmento de Floresta Estacional Decidual em São Miguel do Oeste, Santa Catarina. *Biotemas* 27, 43-55.
- Schnitzer, S.A., & Carson, W.P. (2001). Treefall gaps and the maintenance of species diversity in a tropical forest. *Ecology*, 82, 913-919.
- Schoener, T.W. (1966). Sizes of feeding territories among birds. *Ecology*, 49, 123-141.

- Schupp, E.W., Milleron, T., & Russo, S.E. (2002) Dissemination limitation and the origin and maintenance of species-rich tropical forest. In D.J. Levey, W.R. Silva & M. Galetti (Eds). *Seed Dispersal and Frugivory* (pp. 19–23). Wallingford: CAB International.
- Silva, J.M.C., & Tabarelli, M. (2000). Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature*, *404*, 72–73.
- Silva Matos, D.M., & Alves, L.F. (2008). Palm species distribution and soil moisture in a swampy area of the Atlantic Forest, South-eastern Brazil. *Ecotropica*, *14*, 69-74.
- Silva Matos, D.M., & Bovi, M.L.A. (2002). Understanding the threats to biological diversity in southeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation*, *11*, 1747-1758.
- Silva Matos, D.M., & Watkinson, A.R. (1998). The fecundity, seed, and seedling ecology of the edible palm *Euterpe edulis* in Southeastern Brazil. *Biotropica*, *30*, 595-603.
- Sodhi, N.S., Posa, M.R.C., Lee, T.M., Warkentin, I.G. (2008). Effects of disturbance or loss of tropical rainforest on birds. *The Auk*, *125*, 511-519.
- Swaine, M.D. & Whitmore, T.C. (1988). On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio*, *75*, 81-86.
- Terborgh, J. (1986). Keystone plant resources in the tropical forest. In: M. Soulé M (ed). *Conservation Biology: The science of scarcity and diversity* (pp. 330-344). Sunderland: Sinauer.
- Torimaru, T., Akada, S., Ishida, K., et al. (2013). Spatial associations among major tree species in a cool-temperate forest community under heterogeneous topography and canopy conditions. *Population Ecology*, *55*, 261- 275.
- Valiente-Banuet, A., Aizen, A., Alcántara, J.M., et al. (2014). Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology*, doi: 10.1111/1365-2435.12356.

Capítulo 3: Influência da densidade de uma espécie chave sobre a estruturação de comunidades vegetais

Introdução

Entender os processos que levam à coexistência de espécies é uma inquietação antiga na ecologia vegetal. Até hoje, a percepção dos ecólogos é influenciada pela dicotomia histórica da classificação holística *versus* individualista (Lortie et al. 2004), quando na verdade não há dicotomia (Crawley et al. 2002; Eliot 2007). A teoria holística de Clements (1916) sobre estruturação de comunidades é um importante marco relativo à questão da coexistência de espécies, e permaneceu sendo a mais aceita até a década de 1950 (Barbour 1995), ainda que Gleason (1926) tenha proposto pouco tempo depois a sua teoria individualista, em que espécies coexistem devido à coincidência de seus limites de tolerância às variáveis ambientais.

Outras críticas à teoria holística de Clements foram surgindo posteriormente (conforme revisado por Hubbell 2001; Eliot 2007), sendo comum a diversidade ser parte importante na definição da teoria (Janzen 1970; Connell 1971; Huston 1979; Tilman et al. 1997; Grime 1998; Tilman 2004). Uma importante teoria sobre a manutenção da diversidade de florestas é a da dinâmica de clareiras (Denslow 1987; Clark & Clark 1992; Hubbell et al. 1999; Schnitzer & Carson 2001). Ela considera que o tipo de distúrbio e a ação de diversos mecanismos que afetam crescimento e mortalidade influenciam no conjunto de espécies que colonizarão a clareira (Connell, 1989). Um desses mecanismos é a alteração de regimes de luz no sub-bosque, que seleciona espécies de acordo com a sua tolerância à incidência de luz solar (Poulson & Platt 1989; Swaine & Whitmore 1988).

Além da modificação dos regimes de luz, a dinâmica de clareiras também depende da chegada de propágulos (Denslow & Gomes-Diaz 1990). Para espécies zoocóricas, o sucesso na dispersão de sementes depende principalmente da compatibilidade das formas de frugivoria com a manutenção da integridade das sementes (Jordano & Schupp 2000). A dispersão só pode ser

considerada bem sucedida quando ocorrer a germinação (Howe & Miriti 2004), caso o contrário, estamos diante de um cenário de limitação da dispersão (Makana & Thomas 2004).

A limitação da dispersão é o fracasso de uma determinada espécie de se estabelecer em locais adequados para a seu estabelecimento. O fracasso de propágulos para chegar em locais disponíveis pode promover a manutenção da diversidade, retardando a exclusão competitiva (Tilman 1994; Hurtt & Pacala 1995; Hubbell 2001). Sob limitação de dispersão, muitas áreas de regeneração são alcançadas por espécies que não são necessariamente as melhores competidoras porque os competidores superiores simplesmente não conseguem alcançar estes locais (Hubbell et al. 1999; Hubbell 2001). Nas florestas tropicais, vários estudos têm chamado atenção para a limitação de dispersão, mostrando que a composição de plântulas e jovens em clareiras reflete a composição dos adultos ao seu redor (Hubbell et al. 1999).

Apesar da limitação de dispersão ter atraído muito interesse devido às suas implicações teóricas para estrutura da comunidade vegetal, composição e diversidade (Tilman 1994, Hubbell 2001), ela também pode ter implicações práticas na conservação da diversidade. Tem sido sugerido que a falta de regeneração de espécies arbóreas madeiras tropicais é, em parte devido à disponibilidade limitada de propágulos, resultante da remoção de quase todos os adultos reprodutivos (Guariguata & Pinard 1998).

A ação de dispersão de diferentes espécies forma assembleias locais diversificadas de plântulas e jovens, podendo também aumentar a sobrevivência destes indivíduos, via efeitos dependentes da diversidade (Wills et al, 1997; mas ver Wright, 1999). No entanto, uma hipótese alternativa contrária assume que a diversidade de espécies arbóreas é promovida quando a dispersão de sementes é limitada. Dispersão limitada pode retardar o surgimento de dominância dos competidores superiores, que não conseguem chegar em muitos locais, permitindo que os

competidores inferiores “vençam”, simplesmente pela ausência dos competidores superiores (Tilman 1994; Hubbell et al. 1999; Tilman 1999).

Se por um lado a distância de dispersão das espécies zoocóricas depende do quanto os animais se movimentam, a germinação e o recrutamento dependem da disponibilidade de habitats e de suas características (Schupp 1995). Portanto, a limitação do recrutamento pode resultar das barreiras impostas pelo ambiente a cada uma das espécies da comunidade, que pode modular a composição de espécies florestais, especialmente de indivíduos adultos (Köhler & Huth 2007). Sabe-se que a exploração de produtos florestais pode causar danos às comunidades vegetais e às interações ecológicas (Curran et al 1999; Forget e Janzen 2007; Berry et al. 2008). Estes danos provocam alterações no microhabitat, na avifauna (Johns 1988; Aleixo 1999; Thiollay 2003) mastofauna (Laurance 1996; Chapman et al. 2000; Peters et al. 2006). Dentre as alterações do microhabitat, talvez a mais importante seja a mudança no regime de luz no sub-bosque (Canham et al. 1990), pois pode levar ao estabelecimento de diferentes padrões de remoção (Guariguata et al. 2000) e dispersão de sementes (Guariguata e Pinard 1998) e o recrutamento (Yamada et al. 2013). Com isso, ocorrem modificações na riqueza, na diversidade, e na similaridade de espécies entre as comunidades (Slik et al. 2002; Okuda et al. 2003).

Embora seja esperado que a exploração de produtos florestais não madeiros (PFNM) cause menos impacto do que a exploração de recursos madeiros, em algumas situações o impacto pode ser tão alto quanto (Arnold & Ruiz Péres 2001). No Brasil, a palmeira *Euterpe edulis* Mart. tem sido explorada há décadas para retirada do palmito, o meristema apical da planta. Embora o palmito seja considerado um recurso florestal não madeiro, sua exploração é realizada através do corte da planta, causando a derrubada e a morte do indivíduo. Além disso, os palmiteiros (pessoas que exploram esta palmeira em seu ambiente natural) normalmente buscam áreas onde a densidade de *E. edulis* é elevada, diminuindo com isso o esforço de coleta (Silva

Matos & Bovi 2002; Silva Matos, comunicação pessoal). Dessa forma, a remoção de indivíduos de *E. edulis* ocorre de forma agregada, abrindo clareiras, o que pode alterar os regimes de luz no sub bosque, influenciando na dinâmica da regeneração das áreas submetidas à exploração. Portanto, conhecer os efeitos da exploração de PFNMs pode fornecer informações importantes para o estabelecimento de parâmetros de uso sustentável do produto.

Neste contexto, o objetivo do presente estudo foi avaliar se a exploração da palmeira *E. edulis* influencia a diversidade e a composição das espécies lenhosas florestais, nas diferentes fases do processo ontogenético, desde sementes, plântulas até adultos. Para isso, a diversidade e a composição de espécie foram comparadas em áreas onde houve e onde não houve exploração desta palmeira. Vários autores têm mostrado o importante papel ecológico e econômico desta espécie, especialmente sua relação com a fauna (Galetti & Aleixo 1998; Galetti et al. 1999; Reis & Kageyama 2000). Assim, neste estudo procurou-se avaliar se a supressão de uma espécie importante pode afetar dispersão de sementes, estabelecimento e recrutamento de espécies arbóreas. Considerando o papel ecológico da espécie e a forma como ocorre a exploração, a hipótese deste estudo é que a exploração de *E. edulis* provoca alterações ambientais e nos frugívoros, e isso alteraria os padrões de diversidade e composição em espécies quando comparados com áreas onde esta palmeira não foi explorada.

Material e Métodos

Áreas de amostragem

Este estudo foi realizado no Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC), localizado no município de Cananeia, no litoral sul do Estado de São Paulo, entre as coordenadas 48°05'42" W, 25°03'05" e 48°53'48", 25°18'18" S. A vegetação predominante é Floresta Ombrófila Densa Atlântica (Lacerda et al. 1993). Foram escolhidas duas áreas de amostragem com características

similares, sendo que ambas foram usadas para plantio gêneros alimentícios até há cerca de 60 anos, quando a prática foi proibida após a criação do parque estadual (São Paulo, Decreto Estadual nº 40913, de 1962). Desde então, as áreas ficaram sujeitas à regeneração natural. Porém, uma das áreas sofreu exploração massiva de palmito até há cerca de 20 anos, o que não ocorreu na outra área. A exploração ilegal de palmito persiste até hoje nas regiões de difícil acesso da ilha.

Desenho amostral

A chuva de sementes foi coletada utilizando-se coletores com área total de 1 m² e 40 cm de altura. Foram alocados 40 coletores em cada área, 20 próximos de adensamentos de adultos de *E. edulis*, e os outros 20, distantes. Os coletores foram inspecionados quinzenalmente durante 27 meses consecutivos. Todos os propágulos coletados foram identificados, medidos, observados quanto à presença ou ausência de polpa, e fotografados. Sementes e frutos de espécies anemocóricas foram descartados das avaliações. Cada espécie foi classificada em função do seu grupo ecológico como pioneira ou não-pioneira (*sensu* Swaine & Whitmore 1988) (Tabela suplementar 1).

O estrato regenerante foi amostrado em parcelas de 1 m², estabelecidas ao lado de cada um dos coletores de chuva de sementes. Nestas parcelas foram medidos o diâmetro à altura do solo (DAS) e o comprimento total do caule (H) de todos os indivíduos de espécies zoocóricas com até 1 m de altura, que a partir de agora será chamado de estrato regenerante. Cada espécie foi classificada em função do seu grupo ecológico como pioneira ou não pioneira (*sensu* Swaine & Whitmore 1988) (Tabelas suplementares 2 e 3). Foram realizados quatro censos para amostragem do estrato regenerante, dois ao final da estação chuvosa (maio de 2012 e maio de 2013) e dois ao final da estação seca (novembro de 2012 e novembro de 2013).

Para a amostragem da comunidade adulta, foram estabelecidas parcelas circulares com área de 50,24 m² ao redor de cada coletor de chuva de sementes, totalizando 4019,2 m². Nestas parcelas, foram amostrados todos os indivíduos com no mínimo 4 cm de diâmetro à altura do peito, sendo a altura total estimada visualmente. As espécies, assim como as sementes, frutos e regenerantes, foram identificadas e classificadas de acordo com seu grupo ecológico (*sensu* Swaine & Whitmore 1988) (Tabelas Suplementares 4 e 5). A partir da abundância de indivíduos de *E. edulis* nestas parcelas, calculamos as densidades desta espécie em cada grupo de parcelas, que foram analisados quando à normalidade e comparados com teste t ou de Mann-Whitney. As densidades foram diferentes entre os níveis de exploração (teste de Mann-Whitney: U=392, p<0.0001) e entre as condições de maior e menor densidade para cada nível (Tabela 1), corroborando a divisão de parcelas estabelecida em campo. Para todos os estágios, as espécies anemocóricas foram excluídas das análises.

Tabela 1. Parcelas amostradas no Parque Estadual Ilha do Cardoso. W (p): resultado do teste de Shapiro-Wilk para normalidade e seu valor de significância; T (p): resultado do teste de Mann-Whitney para a comparação entre classes de densidade de *E. edulis* e seu valor de significância.

Área	Densidade de <i>E. edulis</i>	<i>E. edulis</i> /ha	W (p)	T (p)
Explorada	Alta	497,61	0,878 (0,01)	43 (0,00001)
	Baixa	89,57	0,675 (0,0001)	-
Não explorada	Alta	1064,89	0,931 (0,16)	54.5 (0,00007)
	Baixa	398,09	0,832 (0,002)	-

Análises estatísticas

Para avaliar a relação da densidade local de *E. edulis* e os processos de dispersão, estabelecimento e recrutamento, as comparações foram realizadas entre estágios de desenvolvimento e entre densidades de *E. edulis* para cada área, isto é, comparamos sementes *versus* frutos, sementes e frutos *versus* regenerantes, e regenerante *versus* adultos. Não foram

feitas comparações estatísticas entre as áreas, visto que as comunidades vegetais são visualmente distintas, apesar do histórico de uso de solo ser similar. Além disso, como fizemos análises estacionárias, os dados dos censos de chuva de sementes e do estrato regenerante foram reunidos. Todas as análises estatísticas foram feitas no programa R para Windows, versão 3.03, aplicando-se o pacote apropriado para cada análise.

Os perfis de diversidade foram plotados de acordo com a entropia de Renyi (Maurer & MacGill, 2011), para a comparação dos índices de diversidade. Neste caso, uma comunidade só pode ser considerada diferente da outra se não houver inflexão ou sobreposição de retas, e uma comunidade só é mais diversa que outra se todos os pontos de sua reta estiverem acima dos pontos da outra reta (Melo 2008). Os perfis foram calculados usando o pacote BiodiversityR (Kindt 2014).

Aplicamos curvas de rarefação para comparar a riqueza entre estágios ontogenéticos em cada área. Elas são indicadas para comparar o número de espécies de amostras com tamanhos diferentes ou com diferentes números de indivíduos amostrados (Gotelli & Colwell 2011). Neste caso, uma vez que o número de coletores em cada área é semelhante, a curva de rarefação foi baseada em número de indivíduos, na qual o número de indivíduos da comunidade menor é reamostrado aleatoriamente sem reposição na comunidade maior. Este procedimento foi realizado usando o pacote rich (Rossi 2013).

Usamos a análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) bifatorial aplicando o índice de Chao como unidade de distância para comparar a composição em espécies de sementes e frutos, estrato regenerante com frutos e sementes, e estrato regenerante com adultos. Neste caso, os fatores foram as densidades de *E. edulis* no estrato arbóreo e as categorias

comparadas (frutos, sementes, regenerantes e adultos). Para esta análise, usamos o pacote vegan (Oksanen et al. 2013).

Resultados

No total, entre sementes e frutos, foram amostradas 52 espécies de 24 famílias na área explorada, e 52 espécies de 22 famílias na área não explorada. Todas as espécies de sementes também foram encontradas entre frutos, mas o inverso não ocorreu (Tabelas S1 e S2). Quanto a regenerantes, foram amostradas 22 espécies de 9 famílias na área explorada e 46 espécies de 18 famílias na área não explorada (Tabela S3). Quanto a adultos, foram encontradas 30 espécies de 17 famílias na área explorada, enquanto que foram encontradas 67 espécies de 28 famílias na área não explorada (Tabelas S4 e S5). A maior parte das espécies foi classificada como não pioneira (Figura 1).

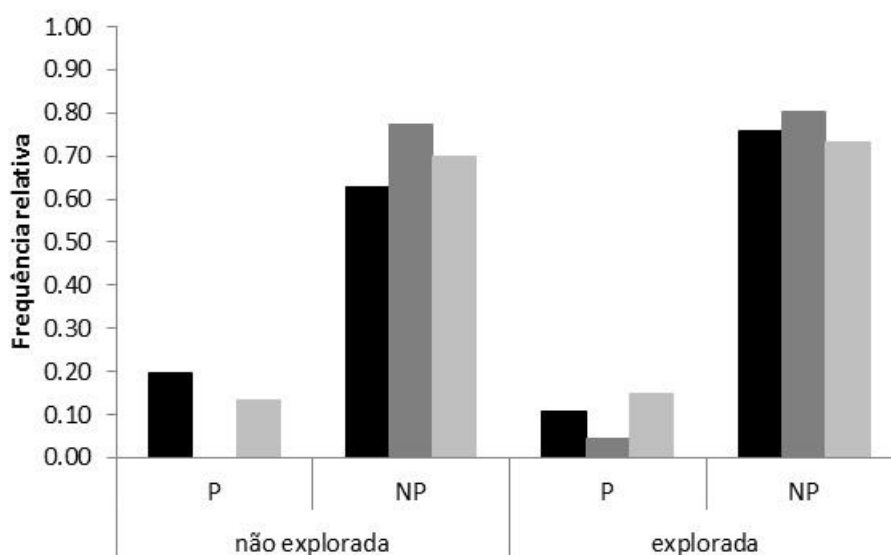


Figura 1. Frequência relativa entre espécies pioneiras e não pioneiras em áreas com diferentes graus de exploração de *E. edulis*. Barras pretas: sementes-frutos; cinza-escuro: regenerantes; cinza-claro: adultos.

Perfis de diversidade

Os perfis de diversidade mostraram padrões variáveis entre áreas e condições (Figuras 2 a 9).

Sementes versus frutos. Os resultados mostram que a diversidade é similar entre sementes e frutos para alta e baixa densidade de *E. edulis* em cada área, isto porque houve sobreposição de perfis nas duas condições das duas áreas (Figura 2 e 3). A maior sobreposição ocorreu na área explorada com alta densidade de *E. edulis* (Figura 2-I) e na área não explorada com baixa densidade de esta palmeira (Figura 3-IV). Nas outras condições, houve inflexão das retas após o primeiro ponto, de modo que a diversidade de sementes tenha sido maior que a de frutos nos dois casos (Figura 2-II e 3-III).

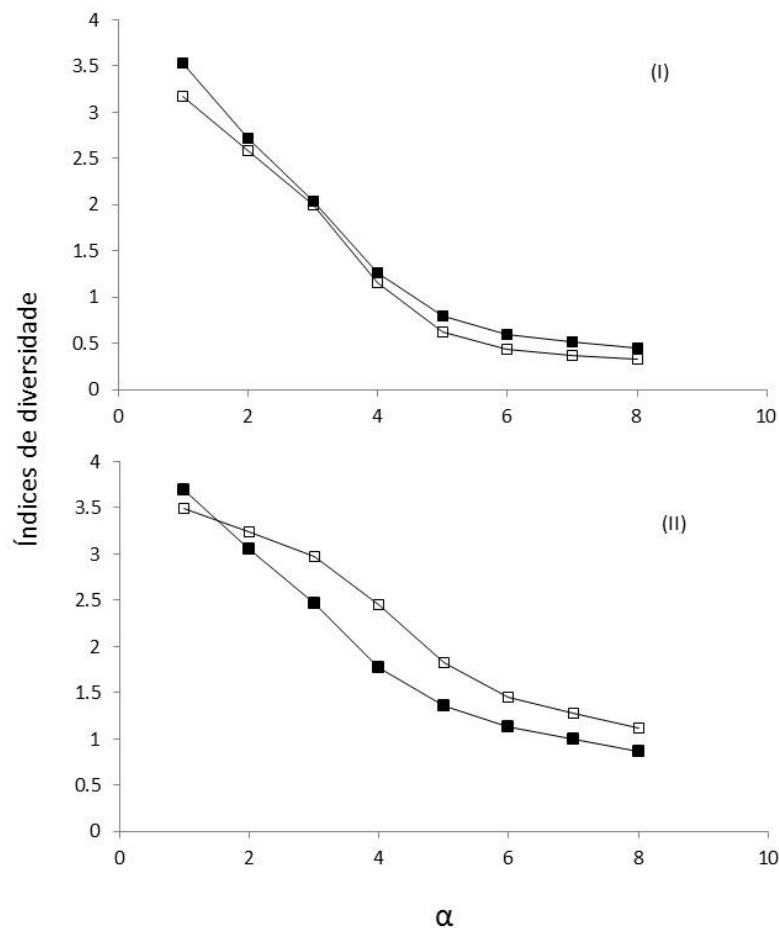


Figura 2. Perfis de diversidade de sementes e frutos para a área explorada, alta densidade (I) e baixa densidade (II) de *E. edulis* no estrato arbóreo. Quadrados cheios: frutos; quadrados vazios: sementes.

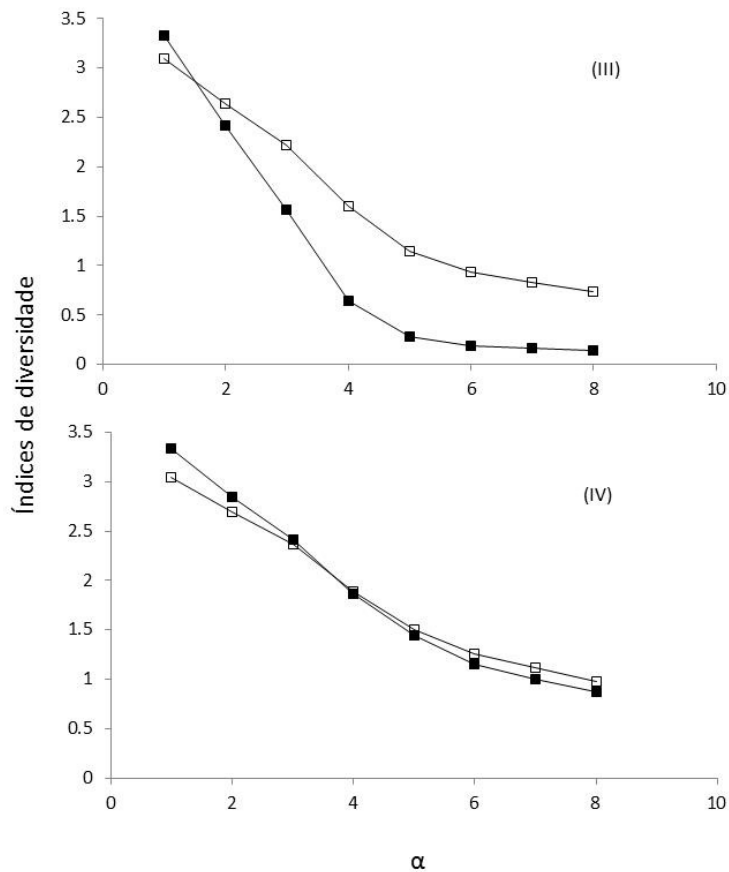


Figura 3. Perfis de diversidade de sementes e frutos para a área não explorada, alta densidade (III) e baixa densidade (IV) de *E. edulis* no estrato arbóreo. Quadrados cheios: frutos quadrados vazios: sementes.

Frutos versus regenerantes. Para frutos e regenerantes, encontramos padrões bem diferentes entre as áreas explorada e não explorada. Na área explorada (Figura 4), a diversidade foi similar entre os estágios nas parcelas com alta densidade de *E. edulis*, pois houve inflexão das retas (Figura 5-I); nas parcelas com baixa densidade, a diversidade de frutos foi maior que a de regenerantes (Figura 4-II). Em contrapartida, na área não explorada (Figura 5), não ocorreu sobreposição de retas, sendo a diversidade de regenerantes maior que a de frutos nas duas densidades de *E. edulis* (Figura 5- III e IV).

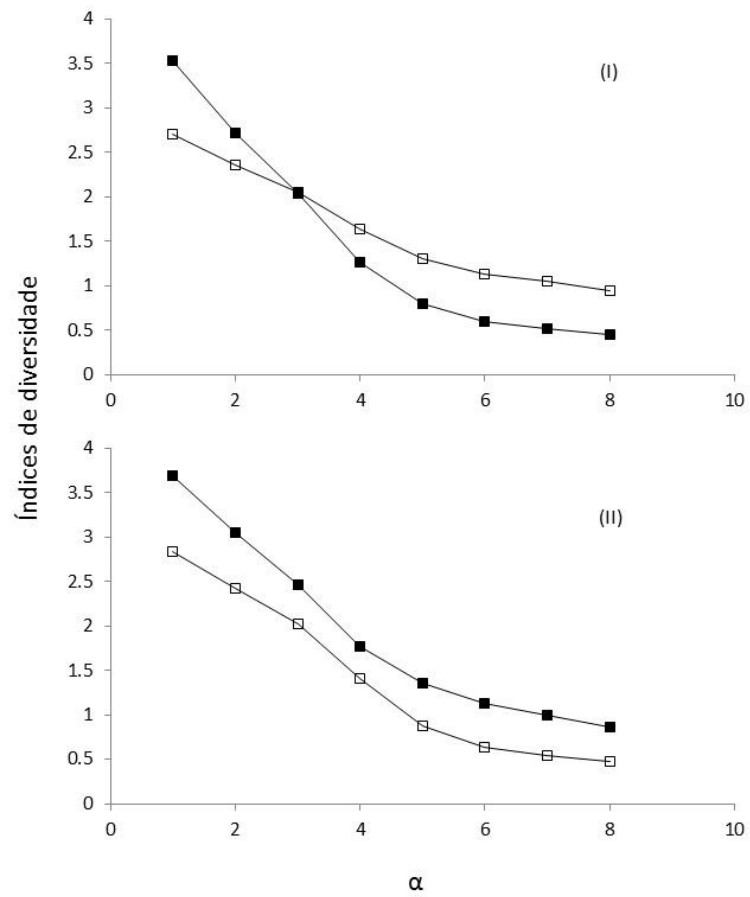


Figura 4. Perfis de diversidade de frutos e regenerantes para a área explorada, alta (I) e baixa (II) densidades de *E. edulis* no estrato arbóreo. Quadrados cheios: frutos; quadrados vazios: regenerantes.

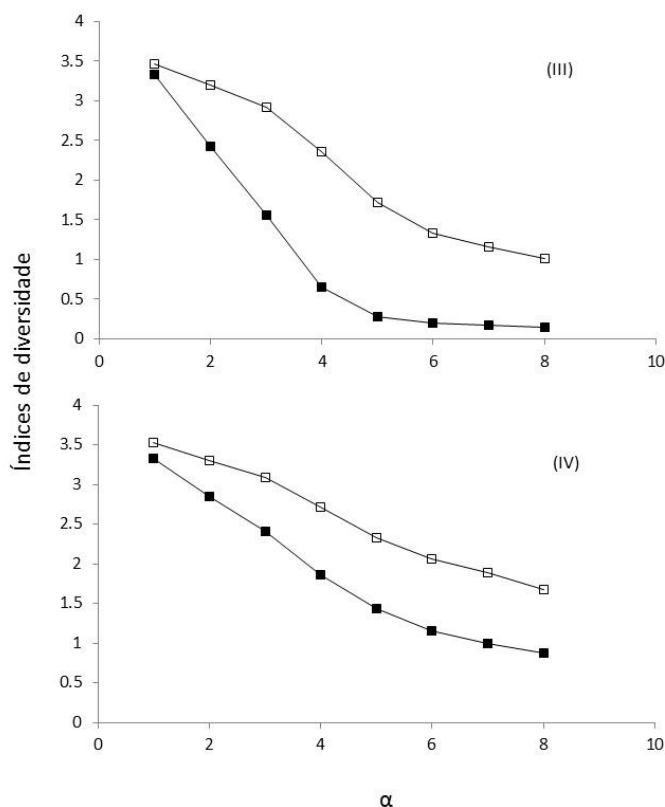


Figura 5. Perfis de diversidade de frutos e regenerantes para a área não explorada, alta (III) e baixa (IV) densidades de *E. edulis* no estrato arbóreo. Quadrados cheios: frutos; quadrados vazios: regenerantes.

Sementes versus regenerantes. Na área explorada, a diversidade de sementes e regenerantes foi similar nas parcelas com maior densidade de *E. edulis*, pois houve inflexão de retas (Figura 6-I); baixa densidade de *E. edulis*, não houve sobreposição nem inflexão de retas, e deste modo, a diversidade de sementes maior que a de regenerantes (Figura 6-II). Na área não explorada, a diversidade de regenerantes foi maior que a de sementes nas duas densidades de *E. edulis* (Figura 7- III e IV).

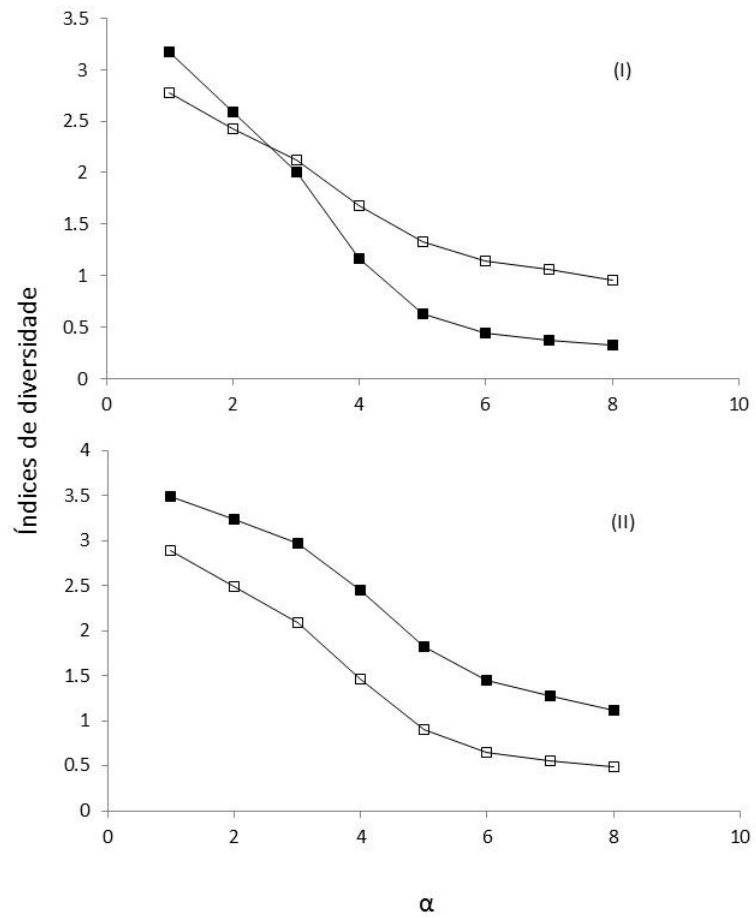


Figura 6. Perfis de diversidade de sementes e regenerantes para a área explorada, nas parcelas com alta (I) e baixa (II) densidade de *E. edulis* no estrato arbóreo. Quadrados cheios: sementes, quadrados vazios: regenerantes.

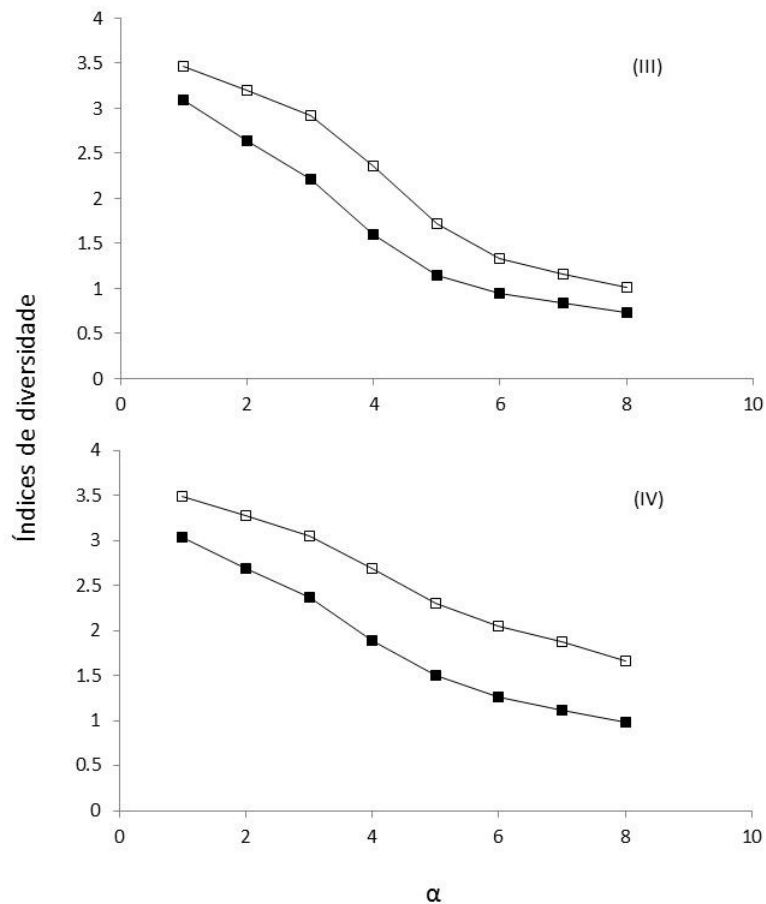


Figura 7. Perfis de diversidade de sementes e regenerantes para a área não explorada, nas parcelas com alta (III) e baixa (IV) densidades de *E. edulis* no estrato arbóreo. Quadrados cheios: sementes, quadrados vazios: regenerantes.

Regenerantes versus adultos. Na área explorada, a diversidade de adultos foi maior que a de regenerantes nas parcelas com alta e baixa densidade de *E. edulis* (Figura 8- I e II). Na área não explorada, a diversidade nas parcelas com maior densidade de *E. edulis* foi similar entre os estágios ontogenéticos, uma vez que as retas se sobrepuseram (Figura 9-III); na menor densidade da palmeira, a diversidade de regenerantes foi maior que a de adultos (Figura 9-IV).

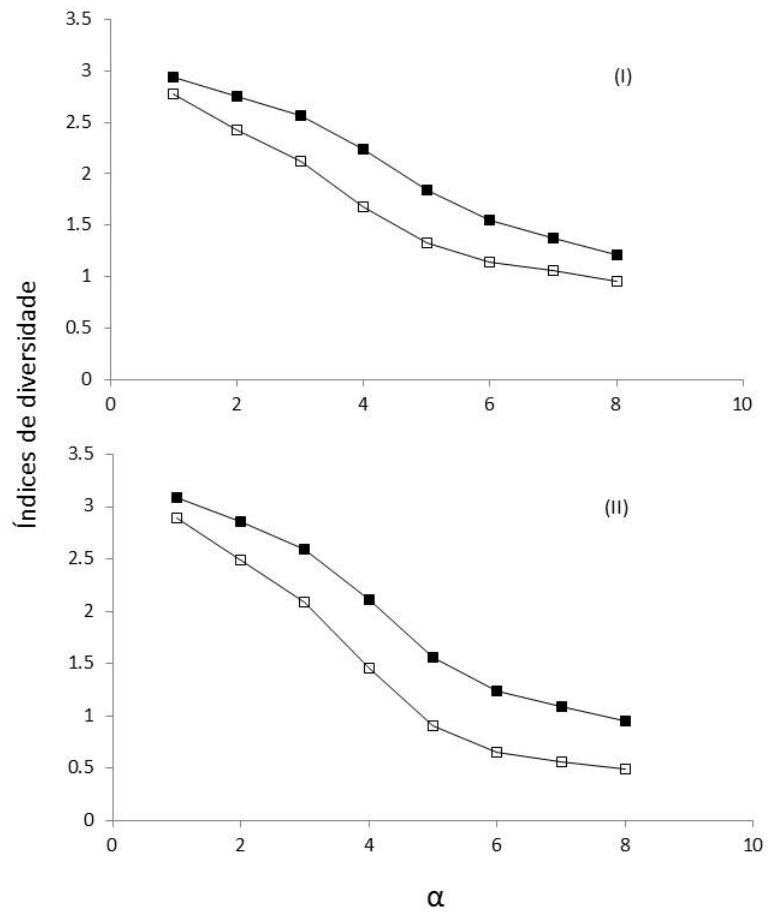


Figura 8. Perfis de diversidade de regenerantes e adultos para a área explorada, parcelas com alta (I) e baixa (II) densidade de *E. edulis* no estrato arbóreo. Quadrados cheios: adultos; quadrados vazios: regenerantes.

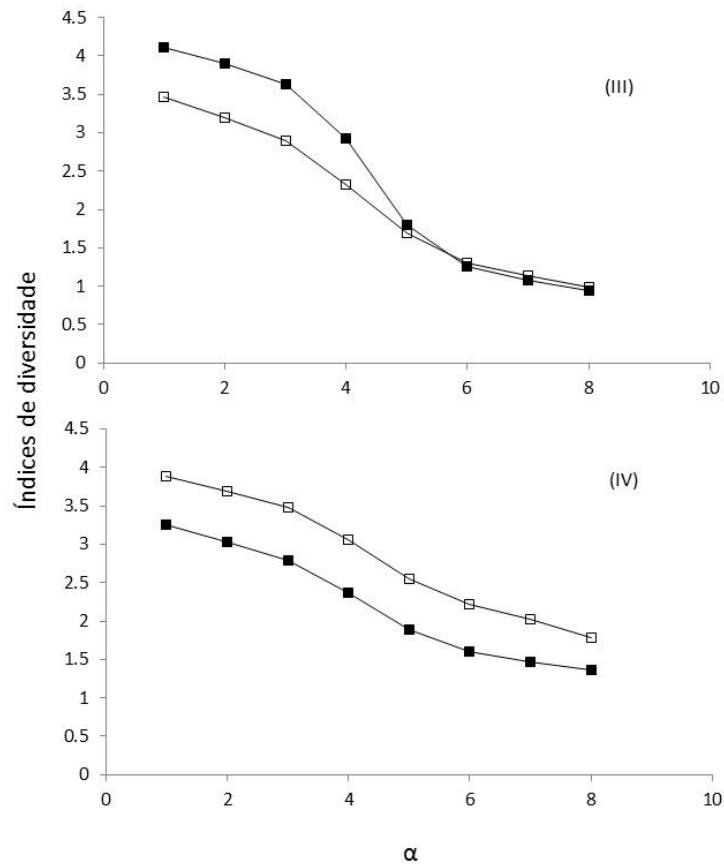


Figura 9. Perfis de diversidade de regenerantes e adultos para a área não explorada, alta (III) e baixa (IV) densidades de *E. edulis* no estrato arbóreo. Quadrados cheios: adultos; quadrados vazios: regenerantes.

Rarefação

Sementes versus frutos. No geral, a riqueza foi maior para sementes que para frutos (Figura 10). Na área explorada, a riqueza foi inicialmente maior para frutos nas parcelas com alta densidade, mas a inclinação da reta diminui drasticamente com cerca de 400 indivíduos (Figura 10-I). Na mesma área, na baixa densidade de *E. edulis* (Figura 10-II), a riqueza de sementes é maior logo a partir dos primeiros indivíduos, com a inclinação da reta tendendo a se estabilizar acima da reta de frutos. Na área não explorada, tanto na alta como na baixa densidade de *E. edulis*, a riqueza das sementes tende a ser muito maior que a de frutos (Figura 10- III e IV).

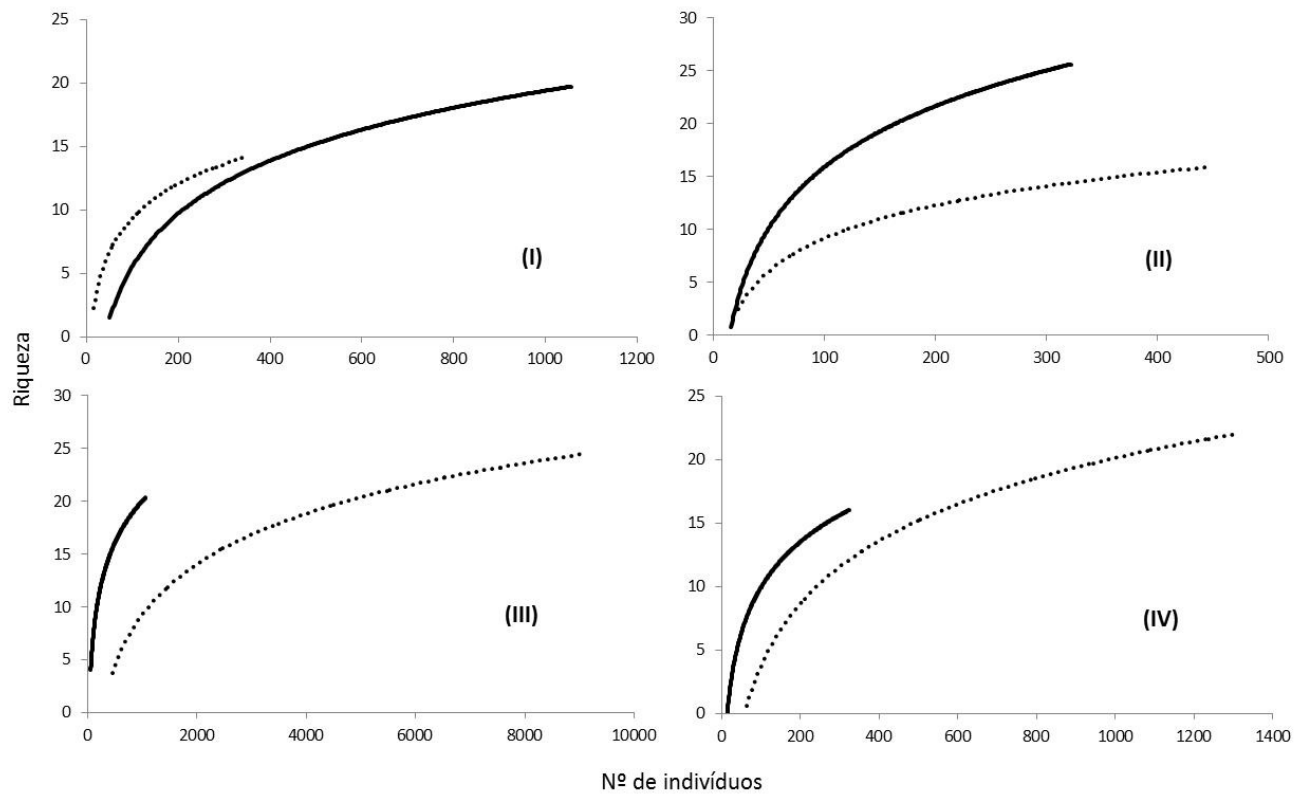


Figura 10. Rarefação baseada em número de indivíduos para sementes e frutos das áreas explorada (acima) e não explorada (abaixo). I e III: alta densidade de *E. edulis*; II e IV: baixa densidade de *E. edulis*. Linhas contínuas: sementes, linhas pontilhadas: frutos.

Frutos versus regenerantes. A riqueza de regenerantes foi maior que a de frutos (Figura 11). Isto porque as retas de regenerantes têm inclinação maior que a de frutos, exceto na área explorada com baixa densidade de *E. edulis* (Figura 11-II). Esta curva tende a se estabilizar um pouco abaixo da curva de frutos, indicando que a riqueza de regenerantes tende a ser menor que a de frutos neste caso. Nas demais, a riqueza de regenerantes tende a ser maior que a de frutos.

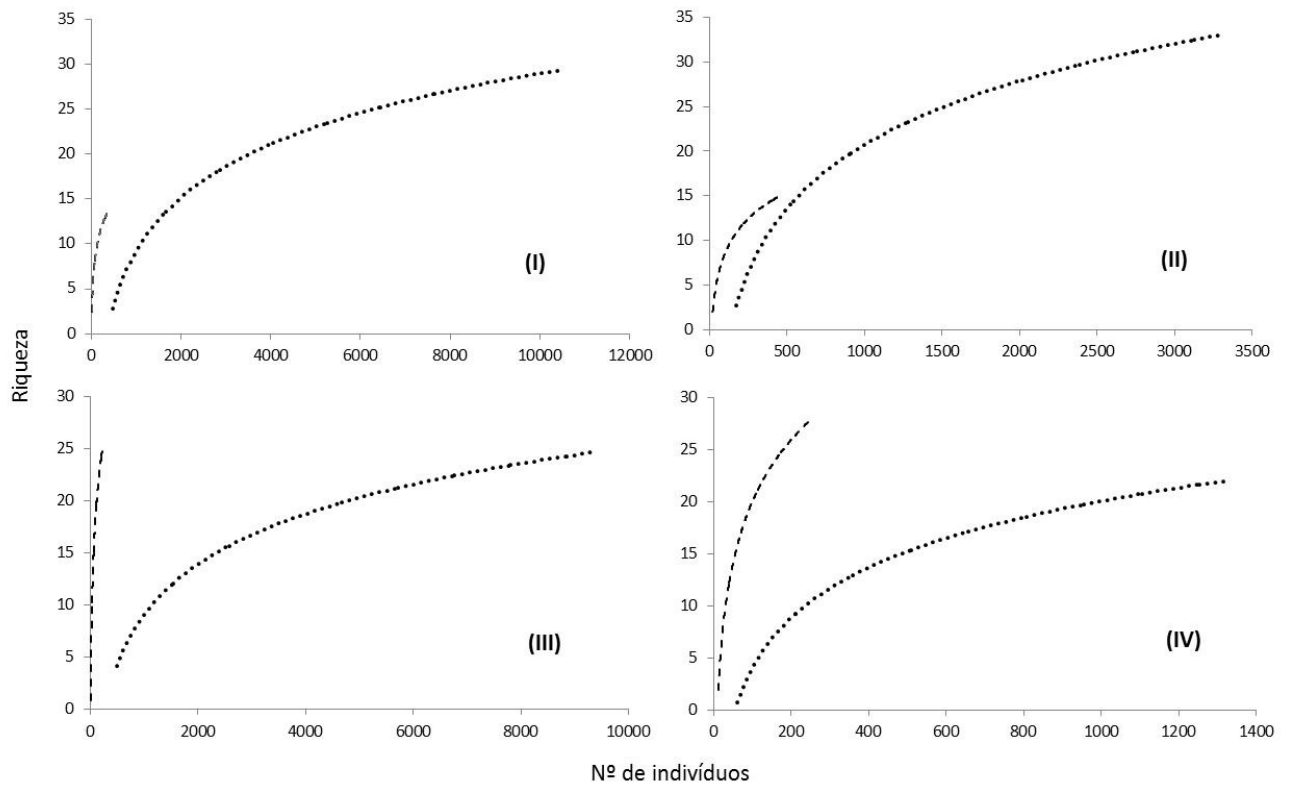


Figura 11. Rarefação baseada em número de indivíduos para frutos e regenerantes das áreas explorada (acima) e não explorada (abaixo). I e III: alta densidade de *E. edulis*; II e IV: baixa densidade de *E. edulis*. Linhas tracejadas: regenerantes, linhas pontilhadas: frutos.

Sementes versus regenerantes. As curvas de rarefação mostraram resultados diferentes entre as áreas considerando os estágios de sementes e de regenerantes (Figura 12). Na área explorada, a riqueza de sementes é menor quando a densidade de *E. edulis* é maior (Figura 12-I), e é maior que a de regenerantes quando a densidade desta palmeira é baixa (Figura 12-II). Na área explorada, a riqueza é maior para regenerantes nas duas densidades de *E. edulis* (Figura 12- III e IV).

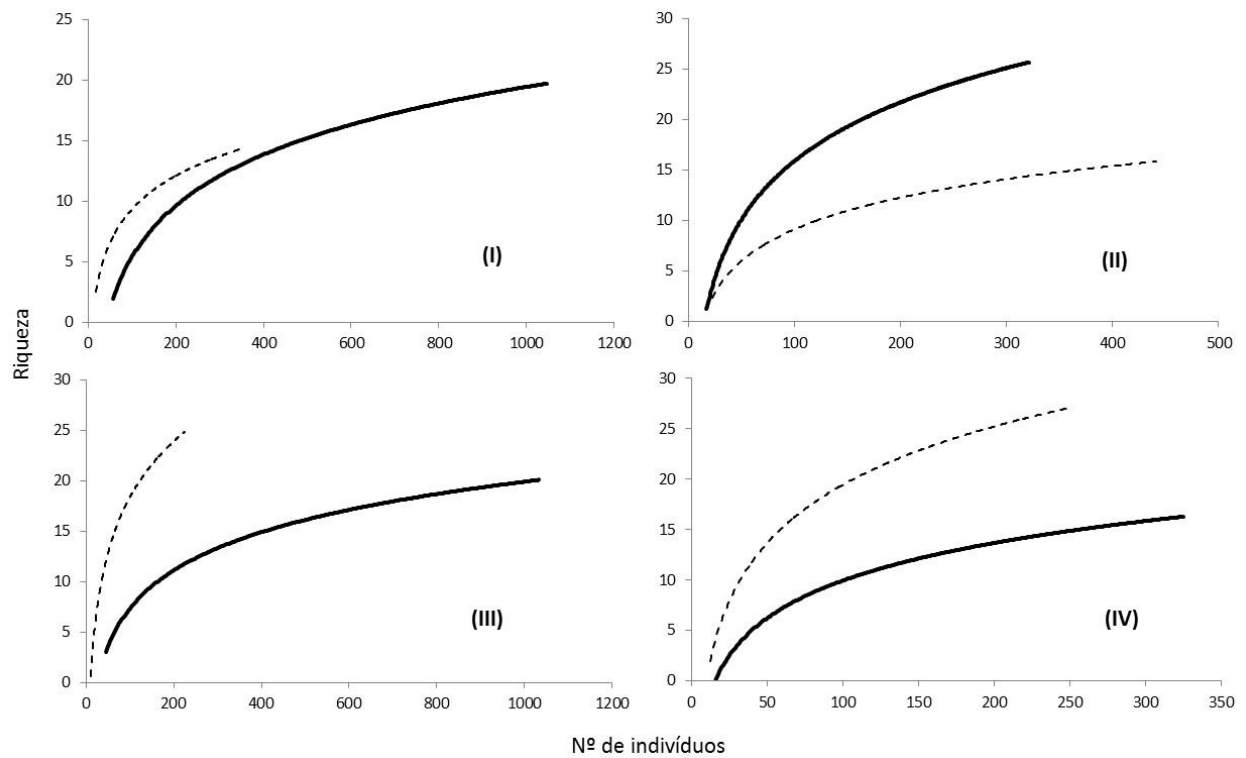


Figura 12. Rarefação baseada em número de indivíduos para sementes e regenerantes das áreas explorada (acima) e não explorada (abaixo). I e III: alta densidade de *E. edulis*; II e IV: baixa densidade de *E. edulis*. Linhas tracejadas: regenerantes, linhas contínuas: sementes.

Regenerantes versus adultos. No geral, a riqueza de adultos foi maior que a de regenerantes, exceto nas parcelas com baixa densidade de *E. edulis* da área não explorada (Figura 13-IV).

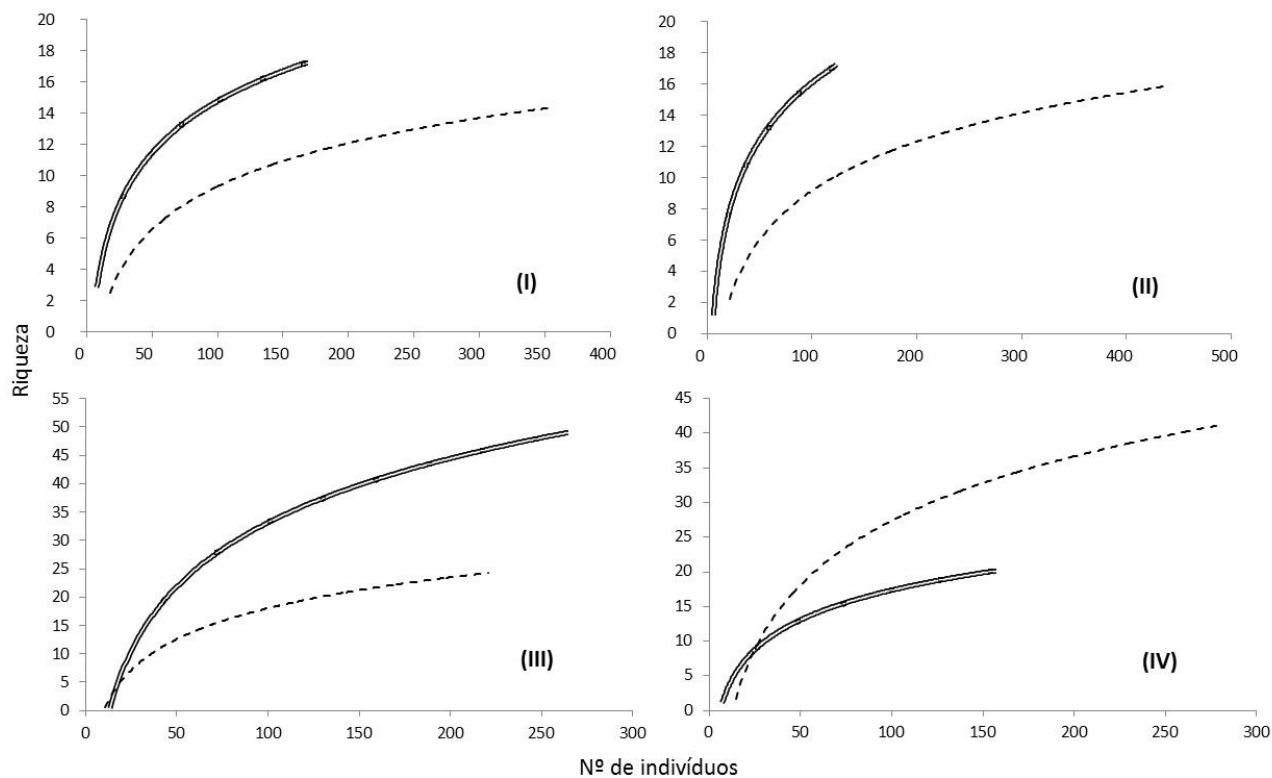


Figura 13. Rarefação baseada em número de indivíduos para regenerantes e adultos das áreas explorada (acima) e não explorada (abaixo). I e III: alta densidade de *E. edulis*; II e IV: baixa densidade de *E. edulis*. Linhas tracejadas: regenerantes, linhas pareadas: adultos.

PERMANOVA bifatorial

As comparações das composições de espécies forneceram resultados com padrões similares. Todos os estágios de desenvolvimento foram diferentes entre si, e entre as parcelas com diferentes densidades de *E. edulis* para cada área. Entretanto, a interação entre esses dois fatores (estágio de desenvolvimento e densidade de *E. edulis*) não produziu diferença significativa em nenhuma das comparações (Tabela 2).

T

Tabela 2. PERMANOVA bifatorial para comparação de composições em espécies considerando diferentes estágios ontogenéticos.

Fator	Categorias do fator	Explorada		Não explorada	
		F	p	F	P
1	Sementes e frutos	7,53	0,001	3,21	0,03
2	Alta e baixa densidades	9,83	0,001	9,89	0,001
	Interação	0,593	0,681	2,28	0,72
1	Frutos e regenerantes	23,15	0,001	13,69	0,001
2	Alta e baixa densidades	2,98	0,029	10,00	0,001
	Interação	0,93	0,449	0,458	0,818
1	Sementes e regenerantes	15,14	0,001	9,34	0,0001
2	Alta e baixa densidades	3,99	0,006	7,46	0,0001
	Interação	2,37	0,056	0,77	0,60
1	Regenerantes e adultos	9,87	0,001	10,19	0,0001
2	Alta e baixa densidades	5,21	0,002	6,06	0,0001
	Interação	1,42	0,258	-0,37	0,128

Discussão

Dispersão de sementes. Os resultados das comparações entre sementes e frutos indicam que a zoocoria é mais importante que a autocoria tanto na área explorada com na não explorada. Embora a diversidade de frutos e sementes tenha sido similar entre todas as condições estudadas, a riqueza de sementes foi maior que a de frutos em quase todas as condições, exceto na maior densidade de palmito da área explorada (condição I). É possível que isso seja um efeito do comportamento de forrageio da avifauna. Os frutos de *E. edulis* são um importante recurso alimentar para aves de diversos tamanhos corporais (Galetti et al. 1999), que apresentam diferentes hábitos de forrageio nesta planta. Espécies com tamanho corporal médio, como

Selenidera maculirostris (Ramphastidae) (35cm, Sigrist 2012) e *Baryphengus ruficapillus* (42 cm, Sigrist 2012) (Momotidae), tendem a pousar na própria planta onde estão se alimentando (Laps 1996, observação pessoal), regurgitando uma a uma as sementes que comeram logo abaixo da planta parental (Galetti et al. 1999; Pizo e Simão, 2001). Isso explicaria a ocorrência de sementes, ainda que menor que a de frutos, nas parcelas da condição I. Por outro lado, aves maiores como *Aburria jacutinga* (Cracidae) (63-74 cm, Sigrist 2012), tendem a se alimentar dos frutos de *E. edulis* e pousar em outras árvores (Galetti et al. 1999; observação pessoal), onde irão defecar as sementes em grupos de 3 ou 4 delas (Reis 1995; Pizo & Simão 2001). Deste modo, aves maiores, e que, portanto se alimentam mais, devem se empoleirar fora dos adensamentos de *E. edulis* na área explorada, que têm menor riqueza em adultos dentre todas as condições. Isto reduz a riqueza de sementes dentro desses adensamentos, de modo que a maior parte dos propágulos encontrados seja oriunda da queda direta das plantas parentais. Isto não acontece na área não explorada e na condição II porque a riqueza de espécies arbóreas é maior, fornecendo mais possibilidades de áreas de alimentação para as aves maiores em pontos mais próximos da planta onde se alimentaram.

Estabelecimento. As comparações de frutos e sementes com regenerantes mostraram padrões bem diferentes entre as áreas. Na área explorada, a riqueza de sementes foi maior que a de regenerantes nas duas condições; a diversidade foi similar na condição I, e maior para sementes na condição II. Isso indica que pode haver limitação no estabelecimento na área explorada. A maior parte das sementes trazidas é de espécies não pioneiras, e a exploração de palmito no passado formou clareiras que podem não estar completamente regeneradas. A regeneração de clareiras depende da dimensão e da frequência de distúrbio (Brokaw 1985), o que pode refletir no tempo para o total fechamento do dossel (Finegan 1996). Além disso, clareiras abertas por distúrbios antrópicos, como as que são criadas durante a exploração de palmito, tendem a ser

maiores que clareiras naturais (Denslow 1987; Felton et al. 1996), produzindo maior alteração do microhabitat. Deste modo, é possível que as condições de microhabitat na área explorada ainda não estejam amenas o suficiente para que haja maior estabelecimento de propágulos de espécies não pioneiras, mesmo após 20 anos sem perturbações antrópicas.

Por outro lado, o processo que parece operar na área não explorada é a limitação na dispersão. Tanto a riqueza como a diversidade de regenerantes foram maiores que a de frutos e sementes nas duas condições desta área. Plântulas de espécies não pioneiras, que compõem a maior parte do estrato regenerante no presente estudo, podem permanecer neste estágio por muitos anos quando o ambiente é sombreado (Whitmore 1989). Deste modo, a ausência de distúrbios na área não explorada permitiu a manutenção de uma alta diversidade e riqueza no banco de plântulas, que se acumula ano a ano. Assim, a riqueza e a diversidade de 2 anos de amostragem de chuva de sementes não refletem a riqueza e a diversidade acumulada durante vários anos de regeneração, pois diversas espécies do banco de plântulas podem ter chegado em anos anteriores aos da realização do presente estudo. Além disso, comunidades maduras tendem a ser dominadas pela competição (Wilson & Keddy 1986), que é também o primeiro mecanismo de interação entre plantas em condições de baixa luminosidade (Tilman 1988). Deste modo, mesmo sob um dossel fechado, pode se formar um gradiente de partição de luminosidade, devido à sensibilidade que plântulas podem apresentar frente à disponibilidade de luz (Montgomery & Chazdon 2002). Portanto, se por um lado a ausência de distúrbio produz condições favoráveis para a germinação das espécies não pioneiras que ocorrem no local, uma alta densidade de plântulas nas proximidades de plantas adultas conspecíficas faz com que haja aumento da mortalidade ligada à alta densidade, possibilitando o estabelecimento de plântulas de outras espécies, aumentando a riqueza (Connell 1971; Webb & Peart 1999).

Recrutamento. Na área explorada e na condição III da área não explorada, encontramos valores de riqueza maiores para adultos; o padrão foi o mesmo para a diversidade, exceto para a condição III, em que a diversidade foi similar entre adultos e regenerantes. Estes resultados indicam haver limitação no recrutamento. Assim como o padrão que encontramos para sementes e frutos *versus* regenerantes na área não explorada, podemos atribuir as maiores riqueza e diversidade na comunidade adulta ao acúmulo de jovens ao longo de vários anos. Isto acontece porque a mortalidade de adultos tende a ser menor que a dos estágios anteriores (Rockwood 2006), de modo que a comunidade estabelecida que foi amostrada no tempo atual seja o resultado de muitos anos de tentativas bem sucedidas de recrutamento. Além disso, o fato de diversas espécies que foram encontradas na comunidade adulta e não o terem sido encontradas na chuva de sementes ou no estrato regenerante, indica que algumas espécies podem ter reprodução supra anual, não sendo detectadas em um estudo de curto prazo como este (Rojas-Robles & Stiles 2009). Conforme revisado por Guariguata & Pinard et al. (1998), embora a produção de flores e frutos seja sazonal no nível da comunidade nas florestas neotropicais, a fenologia reprodutiva pode variar entre populações de uma mesma espécie e entre anos. Em um estudo realizado no mesmo local em que o presente estudo foi feito, os autores encontraram padrões aleatórios de frutificação para 34 espécies de Myrtaceae (Staggemeier et al. 2010), que é a família com mais espécies na área tanto no estrato regenerante como na comunidade adulta (ver tabelas suplementares). Deste modo, a variação interanual no conjunto de espécies de propágulos que estão disponíveis influencia o recrutamento populacional (Bawa et al. 1989), podendo gerar as diferenças entre índices de diversidade, riqueza e composição em espécies.

Por outro lado, na condição IV, tanto riqueza como diversidade foram maiores para regenerantes que para adultos. Paradoxalmente, a água é um recurso limitante em muitas florestas tropicais pluviais (Poorter 2005), e uma das razões é a intensa competição nas camadas

superficiais do solo, densamente ocupadas pelas raízes de árvores estabelecidas (Coomes & Grubb 1998). Deste modo, palmeiras adultas podem interferir no estrato regenerante pela competição em nível radicular, devido ao fato de suas raízes serem superficiais (Bovi et al. 1978). Além disso, outro fator relevante é o dano físico causado pela queda de folhas (Clark & Clark 1991; Peters et al 2004; Queenborough et al. 2012). Estes efeitos seriam intensificados na alta densidade de palmeiras adultas, limitando o estabelecimento, processo que possivelmente opera na condição III. Em contrapartida, palmeiras canalizam mais água da chuva pelo seu estipe do que as dicotiledôneas (Enright 1987), aumentando o *input* de água e nutrientes no solo ao redor e podendo favorecer as plântulas da vizinhança (Raich 1983; Germer et al. 2012). Considerando que a diversidade máxima de *E. edulis* no estrato arbóreo (representada na condição III) está relacionada a menores riqueza e diversidade no estrato regenerante, é possível que uma menor densidade de *E. edulis* (condição IV) produza um balanço positivo entre os efeitos da presença de *E. edulis* no estrato arbóreo, resultando em maior diversidade e riqueza no estrato regenerante. O balanço entre efeitos de facilitação e inibição já foi documentado em comunidades vegetais, e a resposta geralmente depende do estágio de desenvolvimento (conforme revisado por Callaway & Walker 1997), sendo que plântulas são mais sensíveis (Wright et al. 2014).

Composição em espécies. Quanto à composição em espécies, todas as comunidades comparadas foram similares quanto à densidade de *E. edulis* no estrato arbóreo. Em outras palavras, a densidade de *E. edulis* está relacionada com uma composição particular de espécies. É possível que os mesmos processos que geraram diferenças na riqueza e diversidade entre pontos da área explorada estejam operando na diferença da composição em espécies. Uma área sujeita ao corte seletivo pode formar um mosaico de manchas afetadas por diferentes intensidades de perturbação, o que pode levar ao agrupamento da composição em espécies, pois

diferentes condições ambientais entre manchas determinam quais espécies conseguirão se estabelecer nestas manchas (Schupp 1995; Berry et al. 2008). Por outro lado, a maior densidade de palmito também pode modificar as condições do microhabitat, aumentando o input de água e nutrientes e competindo por esses recursos com o estrato regenerante (conforme discutimos anteriormente), o que também pode estar operando na diferença da composição em espécies na área não explorada.

Outra possível explicação para a diferença na composição em espécies entre as condições está relacionada às preferências alimentares da avifauna. Frutos são disponíveis de forma agregada no espaço (Hubbell et al. 1999), e com uma certa regularidade no tempo no nível da comunidade (Poulin et al. 1999). Neste caso, existe evidência de que as aves memorizam os locais onde há seu frutos preferidos, bem como os períodos de frutificação (Galetti et al., 1999), de modo que visitem ou residam nos mesmos lugares (Loiselle & Blake 1993; Staggemeier et al. 2010). Isto pode fazer com que os padrões de deposição de sementes se repitam espacial e sazonalmente. A associação destes padrões com processos pós-dispersão como predação de sementes, sobrevivência dependente de densidade e condições do microhabitat podem influenciar a estrutura das comunidades vegetais (como revisado por Muller-Landau & Hardesty 2005).

Além disso, todas as comunidades foram diferentes quanto às categorias comparadas, ou seja, a composição em espécies de sementes é diferente da de frutos, a de sementes e a de frutos são diferentes da de regenerantes, e a de regenerantes é diferente da de adultos. Uma possível explicação reside no fato de que nem todo propágulo que for depositado em um determinado local atingirá os outros estágios do desenvolvimento, devido às condições do microhabitat e requerimentos de cada espécie (Schupp 1995), além da interferência de fatores como precipitação e temperatura (Cortés-Flores et al. 2013), refletindo na diferença de composição em

espécies entre diferentes estratos florestais. Em relação a diferença entre sementes e frutos, as sementes têm a oportunidade de chegar a pontos mais distantes da planta parental, escapando aos efeitos da densidade, que são mais intensos em pontos próximos à planta parental (Nathan & Muller-Landau 2000), onde a barocoria pode ser mais intensa.

O fato de a interação entre os fatores não ter resultado significativo em nenhuma das comparações pode estar ligado à distância de dispersão de cada espécie. A relação do número de sementes de uma dada espécie e a distância em que essas sementes podem ser encontradas em relação à planta parental é tida como sendo leptocúrtica (Muller-Landau & Hardesty 2005), isto é, a curva tem um pico no número de sementes próximas ao parental, uma queda abrupta no número de sementes com o aumento da distância, e uma cauda mais longa que a da distribuição normal (Willson & Traveset 2000; Levin et al. 2003). Neste caso, é possível que a composição em espécies das sementes seja enriquecida pela sobreposição das caudas das curvas de número de sementes/distância de diversas espécies, resultando em uma composição diferente da dos frutos.

Finalmente, o estabelecimento de critérios específicos para o uso sustentável de produtos florestais pode ser uma alternativa para a conservação de espécies economicamente importantes e ameaçadas. Entretanto, nenhuma diretriz para uso sustentável é eficiente se não há fiscalização severa do processo de exploração, visto que muitas áreas submetidas à exploração dita sustentável sofreram redução drástica de espécies da fauna (Galetti et al. 1997). Todavia, a simples proteção de áreas em forma de unidades de conservação não garante a proteção dessas espécies (Guariguata & Pinard 1998). Neste caso, mesmo que a exploração de palmito e quaisquer outros produtos florestais seja proibida dentro de unidades de conservação, a ação dos exploradores ilegais é intensa no PEIC, que além de possuir uma área extensa que dificilmente é coberta pelos fiscais, é uma ilha circundada por diversos rios, o que facilita a chegada e a fuga

dos exploradores ilegais. Deste modo, para que a proteção de espécies, processos ecossistêmicos e serviços ambientais sejam eficientes, é necessário que políticas de conservação de espécies sejam estabelecidas e praticadas de forma consistente.

Referências Bibliográficas

Aleixo, A. (1999). Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic forest. *The Condor*, 101, 537-548.

Arnold, J.E.M., & Ruiz-Péres, M. (2001). Can non-timber forest products match tropical forest conservation and development objectives? *Ecological Economics*, 39, 437- 447.

Arzolla, F.A.R.D.P., Vilela, F.E.S.P., Paula, G.C.R., et al. (2010). Regeneração natural de clareiras de origem antrópica na Serra da Cantareira, SP. *Revista do Instituto Florestal*, 22, 155-169.

Bawa, K.S., Ashton, P.S., Primack, R.B., et al. (1989). *Reproductive ecology of tropical forest plants – research insights and management implications*. Paris: International Union of Biological Sciences.

Berry, N.J., Phillips, O.L., Ong, R.C., et al. (2008). Impacts of selective logging on tree diversity across a rainforest landscape: the importance of spatial scale. *Landscape Ecology*, 23, 915- 929.

Bovi, M.L.A., Cardoso, M., & Cione, J. (1978). Sistema radicular do palmitreiro. *Bragantia*, 37, 85-88.

Brokaw, N.V.L. (1985). Gap-Phase Regeneration in a Tropical Forest. *Ecology*, 66, 682-687.

Callaway, R.M., & Walker, L.R. (1997). Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology*, 78: 1958- 1965.

Canham CD, Denslow JS, Platt WJ, Runkle JR, Spies TA, White PS (1990). Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 20, 620- 631.

Chapman, C.A., Balcomb, S.R., Gillespie, T.R., et al. (2000). Long-term effects of logging on african primate communities: a 28-year comparison from Kibale National Park, Uganda. *Conservation Biology*, 14, 207-217.

Clark, D.B., & Clark, D.A. (1991). The impact of physical damage on canopy tree regeneration in tropical rain forest. *Journal of Ecology*, 79, 447-457.

Clark, D.A., & Clark, D.B. (1992). Life History Diversity of Canopy and Emergent Trees in a Neotropical Rain Forest. *Ecological Monographs*, 62, 315-344.

Clements, F.E. (1916). *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*. Washington: Carnegie Institution of Washington.

Connell, J. H. 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. In P.J. Den Boer, & G. Gradwell (Eds). *Dynamics of populations* (pp. 298-310). Oosterbrick: PUDOC, 1970. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen.

Connell, J.H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199, 1302-1310.

Connell, J.H. (1989). Some processes affecting the species composition in forest gaps. *Ecology*, 70, 560-562.

- Coomes, D.A., & Grubb, P.J. (1998). Responses of juvenile trees to above- and belowground competition in nutrient-starved amazonian rain forest. *Ecology*, *79*, 768-782.
- Cortés-Flores, J., Andresen, E., Cornejo-Tenório, G., et al. (2013). Fruiting phenology of seed dispersal syndromes in a Mexican Neotropical temperate forest. *Forest Ecology and Management*, *289*, 445-454.
- Crawley, M.J., Hrusa, G.F., Moyle, P.B. et al. (2002). H.A. Gleason and the individualist concept revisited. *Bulletin of Ecological Society of America*, *83*, 133-142.
- Curran, L.M., Caniago, I., Paoli, G.D., et al. (1999). Impact of El Niño and Logging on Canopy Tree Recruitment in Borneo. *Science*, *286*, 2184-2187.
- Denslow, J.S. (1980). Patterns of Plant Species Diversity During Succession Under Different Disturbance Regimes. *Oecologia*, *46*, 18-21.
- Denslow, J.S. (1987). Tropical Rainforest Gaps and Tree Species Diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, *18*, 431-451.
- Denslow, J.S., & Gomes-Diaz, A.E. (1990). Seed rain to tree-fall gaps in a Neotropical rain forest. *Canadian Journal of Forest Research*, *20*, 642- 648.
- Dornelas, M., Soycan, C.U., & Ugland, K.I. (2011). Biodiversity and disturbance. In A.E. Magurran & B. McGill (Eds). *Biological diversity – Frontiers in measure and assessment* (pp. 237-251), Oxford: Oxford University Press.
- Eliot, C. (2007). Method and metaphysics in Clements's and Gleason's ecological explanations. *Studies in History and Philosophy of Biological and Biomedical Sciences*, *31*, 85-109.

- Enright, N.J. (1987). Stemflow as a nutrient source for nikau palm (*Rhopalostilis sapida*) in a New Zealand forest. *Australian Journal of Ecology*, *12*, 17-24.
- Felton, A., Felton, A.F., & Wood, J. (1996). Vegetation structure, phenology, and regeneration in the natural and anthropogenic tree-fall gaps of a reduced-impact logged subtropical Bolivian forest. *Forest Ecology and Management*, *235*, 186-193.
- Finegan, B. (1996). Patterns and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Tree*, *11*, 119-124.
- Forget, P.M., & Janzen, P.A. (2007). Hunting Increases Dispersal Limitation in the Tree *Carapa procera*, a Nontimber Forest Product. *Conservation Biology*, *21*, 106-113.
- Galetti, M., Martuscelli, P., Olmos, F., et al. (1997). Ecology and conservation of the jacutinga *Pipile jacutinga* in the Atlantic rainforest of Brazil. *Conservation Biology*, *82*, 31-39.
- Galetti, M., & Aleixo, A. (1998). Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. *Journal of Applied Ecology*, *35*, 286-293.
- Galetti, M., Ziparro, V.B., & Morellato, L.P.C. (1999). Fruiting phenology and frugivory on the palm *Euterpe edulis* in a lowland atlantic forest of Brazil. *Ecotropica*, *5*, 115-122.
- Germer, S., Zimmermann, A., Neill, C., et al. (2012). Disproportionate single-species contribution to canopy-soil nutrient flux in an Amazonian rainforest. *Forest Ecology and Management*, *267*, 40-49.
- Gleason, H.A. (1926). The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, *53*, 7-26.

Gotelli, N.J., & Colwell, R.K. (2011). Estimating species richness. In A.E. Magurran, & B.J. McGill (Eds). *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment* (pp. 39-54). Oxford: Oxford University Press.

Grime, J.P. (1998). Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology*, 86: 902-910.

Guariguata MR, Pinard MA (1998). Ecological knowledge of regeneration from seed in neotropical forest trees: Implications for natural forest management. *Forest Ecology and Management*, 112: 87-99.

Guariguata, M.R., Rosales-Adames, J.J., & Finegan, B. (2000). Seed Removal and Fate in Two Selectively Logged Lowland Forests with Constrasting Protection Levels. *Conservation Biology*, 14, 1046-1054.

Howe, H.F., & Miriti, M. (2004). When Seed Dispersal Matters. *BioScience*, 54, 651-660.

Hubbell, S.P., Foster, R.B., O'Brien, S.T., et al. (1999). Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a Neotropical forest. *Science*, 283, 554-557.

Hubbell, S.P. (2001). *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton: Princeton University Press.

Hurtt, G. C., & Pacala., S. W. (1995). The consequences of recruitment limitation: reconciling chance, history and competitive differences between plants. *Journal of Theoretical Biology*, 176, 1-12.

Huston, M. (1979). A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist*, 113, 81-101

- Janzen, D.H. (1970). Herbivores and the Number of Tree Species in Tropical Forests. *The American Naturalist*, 104, 501-528.
- Johns, A. (1988). Effects of “selective” timber extraction on rain forest structure and composition and some consequences for frugivores and folivores. *Biotropica*, 20, 31-37.
- Jordano, P., & Schupp, E.W. (2000). Seed Disperser Effectiveness: The Quantity Component and Patterns of Seed Rain for *Prunus mahaleb*. *Ecological Monographs*, 70, 591-615.
- Kindt, R. (2014). Package “BiodiversityR”. Available at <http://www.r-project.org> (accessed July 2014).
- Köhler, P., & Huth, A. (2007). Impacts of recruitment limitation and canopy disturbance on tropical tree species richness. *Ecological Modelling*, 203, 511-517.
- Laps, R.R. (1996). *Frugivoria e dispersão de sementes de palmitero (Euterpe edulis Martius, Arecaceae) na Mata Atlântica, sul do Estado de São Paulo*. M.Sc. Thesis, Rio Claro: Universidade Federal Paulista “Júlio de Mesquita Filho”.
- Laurance, W.F. (1996). Responses of five arboreal marsupials to recente selective logging in tropical Australia. *Biotropica*, 28, 310-322.
- Levin, S.A., Muller-Landau, H.C., Nathan, R., et al. (2003). The ecology and evolution of seed dispersal: a theoretical perspective. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics*, 34, 575-604.
- Loiselle, B.A., & Blake, J.G. (1993). Spatial distribution of understory fruit-eating birds and fruiting plants in a neotropical lowland wet forest. *Vegetatio*, 108, 177-189.
- Lortie, C.J., Brooker, R.W., Choler, P., et al. (2004). Rethinking plant community theory. *Oikos*, 107, 433-438.
- Makana JR, Thomas SC (2004). Dispersal limits natural recruitment of African mahoganies. *Oikos*, 106: 67-72, 2004.

- Maurer, B.A., & McGill, B.J. (2011). Measurement of species diversity. In A.E. Magurran, & B.J. McGill (Eds). *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment* (pp. 55-64). Oxford: Oxford University Press.
- Montgomery R. A., & Chazdon R. L. (2002). Light gradient partitioning by tropical tree seedlings in the absence of canopy gaps. *Oecologia*, *131*, 165-174.
- Muller-Landau, H.C., & Hardesty, B.D. (2005). Seed dispersal of woody plants in tropical forests: concepts, examples and future directions. In D. Burslem, M. Pinard & S. Hartley (Eds). *Biotic interactions in the tropics – Their role in the maintenance of species diversity*, (pp. 267-309). Cambridge: Cambridge University Press.
- Nathan, R., & Muller-Landau, H.C. (2000). Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Tree*, *15*, 278-285.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., et al. (2014). *Package “vegan”*. Available at <http://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf> (accessed July 2014).
- Okuda, T., Suzuki, M., Adachi, N., et al. (2003). Effect of selective logging on canopy and stand structure and tree species composition in a lowland dipterocarp forest in peninsular Malaysia. *Forest Ecology and Management*, *175*, 297-320.
- Peters, H.A., Pauw, A., Silman, M.R., et al. (2004). Falling palm fronds structure Amazonian rainforest sapling communities. *Proceedings of Royal Society of London B*, *271*, S367-S369.
- Peters, S.L., Malcolm, J.R., & Zimmermann, B.L. (2006). Effects of Selective Logging on Bat Communities in the Southeastern Amazon. *Conservation Biology*, *20*, 1410-1421.
- Pizo, M.A., & Simão, I. (2001). Seed deposition and the survival of seeds and seedlings of the palm *Euterpe edulis*. *Acta Oecologica*, *22*, 229-233.

Poorter L (2005). Resource capture and use by tropical forest tree seedlings and their consequences for competition. In D. Burslem, M. Pinard & S. Hartley (Eds). *Biotic interactions in the tropics – Their role in the maintenance of species diversity*. (pp. 35-63). Cambridge: Cambridge University Press.

Poulin, B., Wright, S.J., Lefebvre, G., et al. (1999). Interspecific synchrony and asynchrony in the

fruiting phenologies of congeneric bird-dispersed plants in Panama. *Journal of Tropical Ecology*, 15, 213-227.

Poulson, T.L., & Platt, W.J. (1989). Gap Light Regimes Influence Canopy Tree Diversity. *Ecology*, 70, 553-555.

Queenborough, S.A., Metz, M.R., Wiegand, T., et al. (2012). Palms, peccaries and perturbations: widespread effects of small-scale disturbance in tropical forests. *BMC Ecology*, 12, 3. Available at <http://www.biomedcentral.com/1472-6785/12/3>.

Raich, J.W. (1983). Understory palms as nutrient traps: a hypothesis. *Brenesia*, 21, 119-129.

Reis, A. (1995). *Dispersão de sementes de Euterpe edulis Martius (Palmae) em uma floresta ombrófila densa montana da Encosta Atlântica de Blumenau – SC*. Ph.D. Thesis, Campinas: Universidade Estadual de Campinas.

Reis, A., & Kageyama, P.Y. (2000). Dispersão de sementes de Euterpe edulis Martius Palmae. *Sellowia*, 49, 60-92.

Rockwood, L. (2006). *Life history strategies*. In: *Introduction to population ecology*. Oxford: Blackwell Publishing.

- Rojas-Robles, R., & Stiles, F.G. (2009). Analysis of a supra-annual cycle: reproductive phenology of the palm *Oenocarpus bataua* in a forest of the Colombian Andes. *Journal of Tropical Ecology*, 25, 41-51.
- Rossi, J.P. (2013). Package "rich". Available at <http://cran.r-project.org/web/packages/rich/index.html> (accessed July 2014).
- Sigrist, T. (2012). Iconografia das aves do Brasil - Mata Atlântica. Vinhedo: Avis Brasilis Editora.
- Schupp, E.W. (1995). Seed-seedling conflicts, habitat choice, and patterns of plant recruitment. *American Journal of Botany*, 82, 399-409.
- Slik, J.W.F., Verburg, R.W., & Keßler, P.J.A. (2002). Effects of fire and selective logging on the tree species composition of lowland dipterocarp forest in East Kalimantan, Indonesia. *Biodiversity and Conservation*, 11, 85-98.
- Schnitzer, S.A., & Carson, W.P. (2001). Treefall gaps and the maintenance of species diversity in a tropical forest. *Ecology*, 82, 913-919.
- Silva Matos, D.M., & Bovi, M.L.A. (2002). Understanding the threats to biological diversity in southeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 11, 1747- 1758.
- Staggemeier, V.G., Diniz-Filho, J.A.F., & Morellato, L.P.C. (2010). The shared influence of phylogeny and ecology on the reproductive patterns of Myrteae (Myrtaceae). *Journal of Ecology*, 98, 1409-1421.
- Swaine, M.D., & Whitmore, T.C. (1988). On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio*, 75, 81- 86.

Thiollay, J.M. (2003). Influence of Selective Logging on Bird Species Diversity in a Guianan Rain Forest. *Conservation Biology*, 6, 47-63.

Tilman, D. (1988). On the meaning of competition and the mechanisms of competitive superiority. *Functional Ecology*, 1, 304-315.

Tilman, D. (1994). The maintenance of species richness in plant communities. In R.E. Ricklefs & D. Schluter (Eds). *Species diversity in ecological communities* (pp. 557-569). Chicago: Chicago University Press.

Tilman, D. (1999). The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology*, 80, 1455–1474.

Tilman, D. (2004). Niche tradeoffs, neutrality, and community structure: a stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly. *PNAS*, 101, 10854- 10861.

Tilman, D., Lehman, C.L., & Thomson, K.T. (1997). Plant diversity and ecosystem productivity: Theoretical considerations. *PNAS*, 94, 1857-1861.

Webb, C.O., & Peart, D.R. (1999). Seedling density dependence promotes coexistence of bornean rain forest trees. *Ecology*, 80, 2006-2017.

Whitmore, T.C. (1989). Canopy Gaps and the Two Major Groups of Forest Trees. *Ecology*, 70, 536-538.

Wills, C., Condit, R., Foster, R.B., et al. (1997). Strong density and diversity-related effects help to maintain tree species diversity in a neotropical forest. *PNAS*, 94, 1252–1257.

Willson, M.F., & Traveset, A. (2000). The ecology of seed dispersal. In M. Fenner (ed). *Seeds: the ecology and regeneration in plant communities* (2nd edition, pp. 85-110). Wallingford: CAB International.

Wilson, S.D., & Keddy, P.A. (1986). Species competitive ability and position along a natural stress/disturbance gradient. *Ecology*, 67, 1236-1242.

Wright, A., Schnitzer, S.H., Reich, P.B. (2014). Living close to your neighbors: the importance of both competition and facilitation in plant communities. *Ecology*, 95, 2213-2223.

Wright, S.J. (1999). Plant diversity in tropical forests. In F.I. Pugnaire & F. Valladares (Eds). *Handbook of functional plant ecology* (pp. 449–472). New York: Dekker.

Yamada, T., Hosaka, T., Okuda, T., et al. (2013). Effects of 50 years of selective logging on demography of trees in a Malaysian lowland forest. *Forest Ecology and Management*, 310, 531-538.

Material suplementar

Tabela S1. Famílias, espécies, grupos ecológicos da chuva de sementes de uma área submetida à exploração de palmito no Parque Estadual Ilha do Cardoso. GE: grupos ecológicos; S: sementes; F: frutos; NP: não pioneira; P: pioneira; L: liana; E: exótica; NC: não classificada.

Famílias	Espécies	GE	Referência	S	F
Anacardiaceae	<i>Schinus terebithfolius</i> Raddi	P	Catharino et al. 2006	X	X
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	NP	Carvalho 2004		X
Apocynaceae	<i>Rauvolfia sellowii</i> Mull. Arg.	NP	Arzolla et al 2010		X
	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	P	Costa et al. 2011	X	X
Araliaceae	<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	P	Santos 2007	X	X

Areaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	NP	Santos 2007	X	X
	<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	NP	Santos 2007	X	X
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	NP	Marques e Joly 2000	X	X
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	P	Santos 2007	X	X
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	NP	Silva et al. 2003		X
Lauraceae	<i>Aiouea saligna</i> Meisn.	NP	Santos 2007		X
	<i>Aniba viridis</i> Mez.	NP	Santos 2007	X	X
	<i>Cryptocarya moschata</i> Nees & Mart.	NC	-	X	X
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	NP	Gandolfi et al. 1995		X
	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	NC	Santos 2007	X	X
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	NP	Gandolfi et al. 1995	X	X
	<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	NP	Santos 2007	X	X
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	NP	Santos 2007	X	X
Leg:Fabaceae	<i>Inga edulis</i> Mart.	P	Borgo et al. 2011	X	X
	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	NC	-	X	X
Malpighiaceae	<i>Byrsonima ligustrifolia</i> A.Juss.	P	Borgo et al. 2011	X	X
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	NP	Martins et al. 2008	X	X
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	NP	Martins et al. 2008	X	X
Menispermaceae	<i>Abuta selloana</i> Eichler	L	-	X	X
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	NP	Santos 2007	X	X
Moraceae	<i>Ficus insipida</i> Willd.	NP	Santos 2007		X
Myrtaceae	<i>Eugenia cuprea</i> (O.Berg) Nied.	NC	-	X	X
	<i>Eugenia neoaustralis</i> Sobral	NC	-		X
	<i>Marlierea obscura</i> O.Berg	NP	Santos 2007		X
	<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	NP	Santos 2007	X	X
	<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	NP	Martins 2012	X	X
	<i>Myrcia brasiliensis</i> Kiaersk.	NP	Santos 2007		X

	<i>Myrcia hebetata</i> DC.	NP	Santos 2007		X
	<i>Myrcia ilheosensis</i> Kiaersk.	NP	Santos 2007	X	X
	<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	NP	Borgo et al. 2011	X	X
	<i>Siphoneugena guilfoyleiana</i> Proença	NC	-	X	X
	<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	E	-	X	X
Pentaphtylaceae	<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	P	Santos 2007	X	X
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. Ex Baill.	NP	Santos 2007	X	X
Phyllanthaceae	<i>Margaritaria nobilis</i> L.f	P	Borgo et al 2011	X	X
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	P	Borgo et al 2011		X
Rubiaceae	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	NP	Gandolfi et al. 1995	X	X
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	NP	Gandolfi et al. 1995	X	X
	<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltldl.) Wawra	NP	Martins 2012	X	X
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	NP	Gandolfi et al. 1995	X	X
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	NP	Gandolfi et al. 1995	X	X
	<i>Manilkara subsericea</i> (Mart.) Dubard	NP	Borgo et al 2011		X
	<i>Paullinia seminuda</i> Radlk.	L	-	X	X
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.	NP	Martins et al. 2008	X	X
Smilacaceae	<i>Smilax brasiliensis</i> Spreng.	L	-	X	X
Urticaceae	<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	NP	Borgo et al 2011		X
	<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	P	Borgo et al 2011	X	X

Tabela S2. Famílias, espécies, grupos ecológicos da chuva de sementes de uma área não submetida à exploração de palmito no Parque Estadual Ilha do Cardoso. GE: grupos ecológicos; S: sementes; F: frutos; NP: não pioneira; P: pioneira; L: liana; E: exótica; NC: não classificada.

Famílias	Espécies	GE	Referência	S	F
Anacardiaceae	<i>Schinus terebithfolius</i> Raddi	NP	Catharino et al. 2006	X	X

	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	NP	Catharino et al. 2006	X
Annonaceae	<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil.	NP	Gandolfi et al. 1995	X
Apocynaceae	<i>Rauvolfia sellowii</i> Mull. Arg.	NP	Arzolla et al 2010	X X
Aquifoliaceae	<i>Ilex theezans</i> Mart. Ex Reissek	NP	Catharino et al. 2006	X X
Araliaceae	<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	P	Santos 2007	X X
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	NP	Santos 2007	X X
	<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	NP	Santos 2007	X X
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	NP	Santos 2007	X X
Callophylaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	NP	Marques e Joly 2000	X X
Dilleniaceae	<i>Doliocarpus glomerulatus</i> Eichler	L	-	X
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	P	Santos 2007	X
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	P	Santos 2007	X
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	NP	Gandolfi et al 1995	X X
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	NP	Santos 2007	X X
Leguminosae:Fabaceae	<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.	NP	Martins 2012	X
Malpighiaceae	<i>Byrsonima ligustrifolia</i> A.Juss.	P	Borgo et al. 2011	X X
Meliaceae	<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.	NP	Martins 2012	X X
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	NP	Martins 2012	X X
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	NP	Martins 2012	X X
Primulaceae	<i>Myrsine parvifolia</i> A.DC.	NC	-	X X
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	NP	Catharino et al. 2006	X X
	<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	NP	Santos 2007	X X
	<i>Myrcia brasiliensis</i> Kiaersk.	NP	Santos 2007	X X
	<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	NP	Santos 2007	X
	<i>Myrcia ilheosensis</i> Kiaersk.	NP	Santos 2007	X X
	<i>Myrcia racemosa</i> (O.Berg) Kiaersk.	NP	Santos 2007	X X
	<i>Syzygium jambos</i> (L.) Auston	E	-	X X

Pentaptylaccaceae	<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	NP	Santos 2007	X	X
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. Ex Baill.	NP	Santos 2007	X	X
Rubiaceae	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	NP	Catharino et al. 2006	X	X
	<i>Chomelia catharinae</i> (L.B.Sm. & Downs) Steyerm.	NP	Catharino et al. 2006	X	X
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	NP	Gandolfi et al 1995	X	X
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	NP	Catharino et al. 2006	X	X
	<i>Manilkara subsericea</i> (Mart.) Dubard	NP	Santos 2007		X
Smilacaceae	<i>Smilax brasiliensis</i> Spreng.	L	-	X	X
Symplocaceae	<i>Symplocos laxiflora</i> Benth.	NC	Borgo et al. 2011	X	X

Tabela S3. Famílias, espécies, grupos ecológicos do estrato regenerante no Parque Estadual Ilha do Cardoso. GE: grupos ecológicos; E: área submetida à exploração de palmito; NE: área não submetida à exploração de palmito; NP: não pioneira; P: pioneira; L: liana; E: exótica; NC: não classificada.

Famílias	Espécies	GE	Referência	E	NE
Annonaceae	<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hill	NP	Gandolfi et al. 1995		X
Araliaceae	<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	P	Santos 2007		X
Arecaceae	<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	NP	Santos 2007	X	
	<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	NP	Martins 2012		X
	<i>Bactris setosa</i> Mart.	NP	Santos 2007		X
	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	NP	Santos 2007	X	X
	<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	NP	Santos 2007		X
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	NP	Gandolfi et al. 1995		X
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	NP	Marques e Joly 2000	X	X
Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana)	NP	Santos 2007		X

Zappi				
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	NP	Borgo et al. 2011	X
Lauraceae	<i>Aiouea saligna</i> Meisn.	NP	Santos 2007	X
	<i>Aniba viridis</i> Mez.	NP	Santos 2007	X
	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	NP	Santos 2007	X
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	NP	Martins et al. 2008	X
	<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees. & Mart.) Mez	NP	Santos 2007	X
	<i>Ocotea dispersa</i> (Nees. & Mart.) Mez	NP	Santos 2007	X X
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees. & Mart.) Mez	NP	Santos 2007	X
	<i>Ocotea venulosa</i> (Nees. & Baitello)	NP	Santos 2007	X
Leguminosae: Fabaceae	<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) J.F.Macbr.	NP	Santos 2007	X
Melastomataceae	<i>Miconia chartacea</i> Triana	NP	Santos 2007	X
	<i>Miconia cubatanensis</i> Hoehne	NP	Santos 2007	X
	<i>Miconia</i> sp	NC	-	X
Meliaceae	<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.	NP	Martins et al. 2008	X
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	NP	Martins et al. 2008	X
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	NP	Santos 2007	X X
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg.	NP	Santos 2007	X
	<i>Calyptranthes concinna</i> DC.	NP	Santos 2007	X
	<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	NP	Martins 2012	X
	<i>Eugenia cuprea</i> (O.Berg) Nied.	NC	-	X
	<i>Eugenia melanogyna</i> (D.Legrand) Sobral	NC	-	X
	<i>Eugenia neoaustralis</i> Sobral	NC	-	X
	<i>Eugenia neoglomerata</i> Sobral	NP	Santos 2007	X X
	<i>Eugenia sulcata</i> Spring. & Mart.	NP	Santos 2007	X
	<i>Eugenia umbeliflora</i> O.Berg	NP	Santos 2007	X
	<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	NP	Martins 2012	X
	<i>Myrcia bicarinata</i> (O.Berg) D.Legrand	NP	Santos 2007	X

	<i>Myrcia hebetata</i> DC.	NP	Santos 2007	X
	<i>Myrcia ilheosensis</i> Kiaersk.	NP	Santos 2007	X
	<i>Myrcia racemosa</i> (O.Berg) Kiaersk.	NP	Santos 2007	X
	<i>Myrcia rostrata</i> DC.	P	Gandolfi et al. 1995	X
	<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	NP	Borgo et al. 2011	X
	<i>Myrciaria cauliflora</i> (Mart.) O.Berg	NP	Garcia 2009	X
	<i>Myrtaceae</i> sp	NC	-	X
	<i>Myrtaceae</i> sp2	NC	-	X
	<i>Psidium cattleianum</i> Afzel. & Sabine	NP	Gandolfi et al. 1995	X
	<i>Siphoneugena guilfoyleiana</i> Proença	NC	-	X
	<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	E	-	X
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	NP	Gandolfi et al. 1995	X
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. & Baill.	NP	Santos 2007	X
Primulaceae	<i>Myrsine ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	P	Catharino et al. 2006	X
	<i>Myrsine venosa</i> (A. DC.) Mez	NP	Santos 2007	X
Quiinaceae	<i>Quiina glaziovii</i> Engl.	NP	Martins 2012	X X
Rubiaceae	<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	NP	Gandolfi et al. 1995	X
	<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltld.) Wawra	NP	Martins 2012	X
	<i>Psychotria</i> sp	NC	-	X
	<i>Psychotria</i> sp2	NC	-	X
	<i>Rudgea villiflora</i> K.Schum. ex Standl.	NP	Martins 2012	X
Sapindaceae	<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	NP	Catharino et al. 2006	X
	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	NP	Santos 2007	X
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.	NP	Martins et al. 2008	X
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	NC	-	X

Tabela S4. Famílias, espécies, grupos ecológicos da comunidade adulta de uma área submetida à exploração no Parque Estadual Ilha do Cardoso. GE: grupos ecológicos; E: área sujeita à

exploração de palmito; NE: área não sujeita à exploração de palmito; NP: não pioneira; P: pioneira; L: liana; E: exótica; NC: não classificada.

Famílias	Espécies	GE	Referência
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	NP	Carvalho 2004
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	P	Costa et al 2011
Arecaceae	<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	NP	Carvalho 2003
	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	NP	Santos 2007
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	NP	Mantovani et al 2005
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	NP	Schorn e Galvão 2006
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	P	Santos 2007
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	NP	Silva et al 2003
Lauraceae	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	NP	Santos 2007
	<i>Ocotea dispersa</i> (Nees. & Mart.) Mez	NP	Santos 2007
	<i>Ocotea venulosa</i> (Nees) Benth. & Hook. f.	NP	Santos 2007
Leg: Fabaceae	<i>Inga edulis</i> Mart.	P	Borgo et al 2011
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	NP	Martins et al. 2008
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	NP	Carvalho 2009
	<i>Mollinedia</i> sp	NC	-
Moraceae	<i>Ficus insipida</i> Willd.	NP	Borgo et al 2011
	<i>Ficus</i> sp	NC	-
Myrtaceae	<i>Eugenia cuprea</i> (O.Berg) Nied.	NC	-
	<i>Eugenia neoaustralis</i> Sobral	NC	-
	<i>Marlierea obscura</i> O.Berg	NP	Santos 2007
	<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	NP	Martins 2012
	<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	NP	Borgo et al 2011
	Myrtaceae sp	NC	-
Phyllanthaceae	<i>Hyeronima alchorneoides</i> Freire Allemão	NP	Carvalho 2009
	<i>Margaritaria nobilis</i> L.f	P	Borgo et al 2011

Rubiaceae	<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltdl.) Wawra	NP	Martins 2012
Sabiaceae	<i>Meliosma sellowii</i> Urb.	NP	Schorn e Galvão 2006
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	NP	Gandolfi et al. 1995
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.	NP	Martins et al. 2008
Urticaceae	<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	NP	Borgo et al 2011

Tabela S5. Famílias, espécies, grupos ecológicos da comunidade adulta de uma área não submetida à exploração no Parque Estadual Ilha do Cardoso. GE: grupos ecológicos; E: área sujeita à exploração de palmito; NE: área não sujeita à exploração de palmito; NP: não pioneira; P: pioneira; L: liana; E: exótica; NC: não classificada.

Famílias	Espécies	GE	Referência
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	NP	Santos 2007
Annonaceae	<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil.	NP	Gandolfi et al. 1995
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	P	Costa et al 2011
Aquifoliaceae	<i>Ilex dumosa</i> Reissek	P	Martins 2012
	<i>Ilex theezans</i> Mart.	P	Martins 2012
Araliaceae	<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	P	Santos 2007
Arecaceae	<i>Bactris setosa</i> Mart.	NP	Martins 2012
	<i>Euterpe edulis</i> Mart	NP	Santos 2007
	<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	NP	Santos 2007
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	NP	Santos 2007
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	NP	Oliveira et al 2011
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	NP	Marques e Joly 2000
Celastraceae	<i>Maytenus robusta</i> Reissek	NP	Santos 2007
Clusiaceae	<i>Clusia criuva</i> Cambess.	P	Schorn e Galvão 2006
	<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	NP	Martins 2012
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum amplifolium</i> Baill.	P	Borgo et al 2011

Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	P	Santos 2007
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	P	Santos 2007
Humiriaceae	<i>Humiriastrum dentatum</i> (Casar.) Cuatrec.	NP	De Paula 2006
Lauraceae	<i>Aioea saligna</i> Meisn.	NP	Santos 2007
	<i>Aniba viridis</i> Mez	NP	Santos 2007
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	NP	Gandolfi et al. 1995
	<i>Nectandra grandiflora</i> Ness. & Mart.	NP	Santos 2007
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Ness. & Mart.	NP	Gandolfi et al. 1995
	<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	NP	Santos 2007
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	NP	Santos 2007
Leg: Fabaceae	<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) J.F.Macbr.	NP	Santos 2007
	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	NP	Santos 2007
Malpighiaceae	<i>Byrsonima ligustrifolia</i> Mart.	P	Borgo et al 2011
Melastomataceae	<i>Miconia chartacea</i> Triana	NP	Santos 2007
	<i>Miconia cubatanensis</i> Hoehne	NP	Santos 2007
	<i>Miconia</i> sp	NC	-
Meliaceae	<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.	NP	Santos 2007
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	NP	Santos 2007
Moraceae	<i>Ficus</i> sp	NC	-
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	NP	Santos 2007
	<i>Calyptranthes concinna</i> DC.	NP	Santos 2007
	<i>Eugenia neoglomerata</i> Sobral	NP	Santos 2007
	<i>Eugenia sulcata</i> Spring ex Mart.	NP	Santos 2007
	<i>Eugenia umbelliflora</i> O.Berg	NP	Santos 2007
	<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	NP	Santos 2007
	<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	NP	Martins 2012
	<i>Myrcia bicarinata</i> (O.Berg) D.Legrand	NP	Santos 2007
	<i>Myrcia brasiliensis</i> Kiaersk.	NP	Santos 2007
	<i>Myrcia hebetata</i> DC.	NP	Santos 2007

	<i>Myrcia ilheosensis</i> Kiaersk.	NP	Santos 2007
	<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	NP	Schorn e Galvão 2006
	<i>Myrcia racemosa</i> (O.Berg) Kiaersk.	NP	Santos 2007
	<i>Myrcia rostrata</i> DC.	P	Santos 2007
	Myrtaceae sp2	NC	-
	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine L.	NP	Santos 2007
	<i>Siphoneugena guilfoyleiana</i> Proença	NC	-
	<i>Syzygium jambos</i> (L.) Auston	E	-
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	NP	Santos 2007
Ochnaceae	<i>Ouratea parvifolia</i> Engl.	NP	Santos 2007
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. Ex Baill.	NP	Santos 2007
Phyllanthaceae	<i>Hyeronima alchorneoides</i> Freire Allemão	NP	Carvalho 2009
Primulaceae	<i>Myrsine ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.	NC	-
	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	NP	Oliveira et al 2011
	<i>Myrsine venosa</i> A. DC.	NP	Santos 2007
Rubiaceae	<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	NP	Santos 2007
	<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.	NP	Santos 2007
	<i>Psychotria</i> sp2	NC	-
	<i>Rudgea villiflora</i> K.Schum. ex Standl.	NP	Santos 2007
Sapindaceae	<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	NP	De Paula 2006
	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	NP	Santos 2007
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	NC	-

Considerações Gerais

Este estudo mostrou que a abundância da palmeira *E. edulis* altera padrões de diversidade e composição em espécies na chuva de sementes e no estrato regenerante, podendo influenciar na composição das comunidades vegetais no futuro, confirmando a hipótese geral desta tese, de que o distúrbio causado pela exploração de *E. edulis* produz alterações na densidade de indivíduos da palmeira suficiente para modificar a estrutura das comunidades vegetais. É possível que existam outros fatores que interfiram conjuntamente e que não foram medidos, mas ainda assim, nossos resultados corroboram a nossa hipótese central. É importante ressaltar que nossos resultados indicam que é possível fazer o uso sustentável deste produto florestal quando indivíduos são retirados de forma seletiva, dando preferência a indivíduos maiores, que já tenham passado por evento reprodutivo e mantendo os adensamentos. Neste caso, a chuva de sementes e a regeneração permanecem com altos índices de diversidade, e a dispersão zoocórica permanece sendo mais importante que a autocórica. Tais mudanças puderam ser detectadas mesmo após 20 anos sem a atividade de exploradores ilegais na área estudada.

Conjuntamente, a avaliação da literatura nos dá duas indicações principais: a primeira, que espécies frutíferas podem alterar padrões de deposição e remoção de sementes por frugívoros, alterando as estruturas das comunidades vegetais e, segundo, que distúrbios causados pela exploração não seletiva de produtos florestais podem gerar alterações significativas nos microhabitats, alterando padrões de distribuição de espécies. Embora essas duas possibilidades não tenham sido testadas diretamente no presente estudo, nossos resultados indicam que esses processos podem estar operando juntos na estruturação das comunidades vegetais estudadas. Assim, estes resultados demonstram que o estabelecimento de parâmetros para o uso de produtos florestais deveria estar relacionado com o conhecimento de teorias ecológicas, de modo a ser consistente e verdadeiramente sustentável.

Além disso, nossos resultados indicam que o uso sustentável do palmito da palmeira *E. edulis* pode ser viável. Neste caso, a remoção seletiva de indivíduos adultos e sem a total supressão dos adensamentos promoveria a heterogeneidade da composição em espécies na chuva de sementes e no estrato regenerante, sendo, portanto, garantida a manutenção de processos ecossistêmicos importantes — a dispersão de sementes e a regeneração florestal. Neste contexto, outros estudos, como os de metodologia rápida, podem ser desenvolvidos com vistas a estabelecer diretrizes específicas para cada região para a exploração sustentável do palmito de *E. edulis*. Isto porque o estímulo ao uso sustentável de produtos florestais da Mata Atlântica está previsto em lei federal (Lei nº 11.428, de 22 de Dezembro de 2006 – “Lei da Mata Atlântica”). Mais especificamente, nesta mesma legislação, é reconhecida a escassez de conhecimento científico que dê respaldo ao uso sustentável dos produtos florestais.

Finalmente, a aplicação das análises de diversidade pode ser uma importante ferramenta na avaliação de impactos após distúrbios, uma vez que a perda de diversidade é um importante sintoma da degradação ambiental, além de ser uma preocupação consensual entre ecólogos. Neste contexto, é importante salientar que o uso de metodologias comparáveis é essencial para a avaliação da diversidade em escalas maiores, por exemplo, na escala da Mata Atlântica, considerando que diversos levantamentos são realizados em diferentes locais deste bioma.