

MAMÍFEROS E PALMEIRAS NEOTROPICAIS: INTERAÇÕES EM PAISAGENS FRAGMENTADAS

Cecilia S. Andreazzi^{1,2,4}, Alexandra S. Pires^{1,3} & Fernando A.S. Fernandez^{1,2}*

¹ Laboratório de Ecologia e Conservação de Populações, Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Ilha do Fundão. Caixa Postal: 68020, CEP 21941-902. Rio de Janeiro, Brasil.

² Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Ilha do Fundão. Caixa Postal: 68020, CEP 21941-902. Rio de Janeiro, Brasil.

³ Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Rod. BR 465, Km 47, Seropédica, CEP 23890-000. Rio de Janeiro, Brasil.

⁴ Endereço atual: Programa Institucional Biodiversidade e Saúde, Fundação Oswaldo Cruz. Av. Brasil 4036, sala 214, CEP 21040-361, Rio de Janeiro, Brasil.

*E-mail: candreazzi@fiocruz.br

RESUMO

A fragmentação florestal e a caça criam as chamadas “florestas vazias”, onde extinções ecológicas de grandes vertebrados resultam na perda de interações entre animais e plantas como a dispersão e a predação de sementes. Alterações nesses processos afetam o recrutamento das plântulas e, conseqüentemente, a abundância e diversidade das plantas. As palmeiras são um dos recursos alimentares mais abundantes nos trópicos e são consideradas espécies-chave para a alimentação de várias espécies de mamíferos. A presente revisão analisou os resultados de 74 estudos conduzidos nos Neotrópicos até 2008 sobre dispersão e predação de sementes de palmeiras por mamíferos. Roedores, primatas e ungulados foram os frugívoros neotropicais que mais consumiram frutos de palmeiras, atuando como importantes dispersores de sementes. A maior parte dos estudos que investigaram os efeitos de empobrecimento de mamíferos sobre a dispersão de sementes e o recrutamento de palmeiras encontrou que as taxas e distâncias de remoção de sementes foram menores em fragmentos florestais ou locais defaunados, o que resultou em um acúmulo de sementes nas imediações das plantas-mãe nesses locais. Na maioria dos casos, esse acúmulo resultou em um aumento na predação pré-dispersão devido à maior atração de besouros brocadores, proliferação de patógenos, e/ou às altas densidades de pequenos mamíferos predadores de sementes. Devido à complexidade das interações ecológicas e dos processos que levam ao estabelecimento de novos indivíduos de plantas, houve diferentes respostas das palmeiras à defaunação, algumas delas se tornando mais escassas em pequenos fragmentos, enquanto outras espécies aumentaram suas abundâncias. Características morfológicas e ecológicas distintas permitem identificar grupos de palmeiras com diferentes vulnerabilidades à extinção e o reconhecimento desses grupos, juntamente com a predição dos cenários gerados pela fragmentação e pela defaunação, permite a implementação de estratégias adequadas de manejo.

Palavras-chave: Dispersão de sementes, fragmentação de habitats, mamíferos, palmeiras, predação de sementes.

ABSTRACT

INTERACTIONS OF MAMMALS AND PALMS IN FRAGMENTED NEOTROPICAL LANDSCAPES. Human-induced forest fragmentation and hunting create so-called “empty forests”, wherein the loss of major vertebrates results in the disruption of many animal-plant interactions, including seed dispersal and predation. Such disturbances affect recruitment of seedlings and ultimately the abundance and diversity of plants. Palm trees are one of the most abundant food resources in tropical forests and are therefore considered necessary for the survival of many mammal species. The present paper analysed the results of 74 studies in the Neotropical region (published until 2008) dealing with palm tree seed dispersal and predation by mammals.

The most important seed dispersers were ungulates, primates and rodents. Most studies discussing the reduced participation of mammals in palm tree seed dispersal and recruitment found that the amount and distance of removed / carried seeds were smaller inside fragmented or impoverished forests, resulting in accumulation of seeds around the mother trees. In most cases this accumulation was followed by increased predation by bruchid beetles, pathogenic microorganisms, and small mammals. Given the complexity of the ecological interactions and processes leading to the establishment of new plants in the areas, the palm tree populations were affected in different ways by defaunation, with some species becoming scarcer in the forest fragments while others increased in abundance. There are clear morphological and ecological traits which enable sets of palm tree species to be prioritized with respect to their vulnerability to extinction. Effective recognition of vulnerable species, along with reliable predictions of the resulting scenarios of forest impoverishment and fragmentation can aid the implementation of more effective management strategies.

Key-words: Seed dispersal, habitat fragmentation, mammals, palms, seed predation.

RESUMEN

MAMÍFEROS Y PALMAS NEOTROPICALES: INTERACCIONES EN PAISAJES FRAGMENTADOS. La fragmentación forestal y la caza crean los llamados “bosques vacíos”, en donde las extinciones ecológicas de grandes vertebrados resultan en la pérdida de interacciones entre animales y plantas, tales como la dispersión y la depredación de semillas. Las alteraciones en estos procesos afectan el reclutamiento de las plántulas y consecuentemente la abundancia y la diversidad de las plantas. Las palmas son uno de los recursos alimentarios más abundantes de los trópicos y son consideradas especies clave para la alimentación de varias especies de mamíferos. Esta revisión analiza los resultados de 74 estudios realizados en el Neotrópico hasta el año 2008, sobre dispersión y depredación de semillas de palmas por mamíferos. Roedores, primates y ungulados fueron los frugívoros neotropicales que más consumieron frutos de palmas, actuando como importantes dispersores de semillas. La mayor parte de los estudios que investigaron los efectos de la disminución de mamíferos sobre la dispersión de semillas y el reclutamiento de palmeras, encontraron que las tasas y distancias de remoción de semillas, fueron menores en fragmentos forestales o zonas defaunadas, lo que provocó la acumulación de semillas en las inmediaciones de las plantas madre. En la mayoría de los casos, esta acumulación ocasionó un aumento de la depredación pre-dispersión debido a la mayor atracción de brúquidos, proliferación de patógenos y/o altas densidades de pequeños mamíferos predadores de semillas. Debido a la complejidad de las interacciones ecológicas y a los procesos que dan lugar al establecimiento de nuevos individuos de plantas, hubo diferentes respuestas de las palmas a la defaunación. Algunas de estas se volvieron más escasas en pequeños fragmentos, mientras que otras aumentaron sus abundancias. Características morfológicas y ecológicas distintas permiten identificar grupos de palmas con diferentes vulnerabilidades a la extinción. El reconocimiento de estos grupos junto con la predicción de escenarios generados por la fragmentación y la defaunación permite la implementación de estrategias adecuadas de manejo.

Palabras clave: dispersión de semillas, fragmentación de hábitats, mamíferos, palmas, depredación de semillas.

INTRODUÇÃO

A extensa modificação da cobertura vegetal dos ambientes naturais através da retirada de vegetação nativa e superexploração da terra dão origem a uma paisagem em mosaico formada por pequenos remanescentes florestais isolados uns dos outros, imersos em uma matriz modificada pelo homem. Além da perda de habitat, o processo de fragmentação resulta em diversos efeitos na estrutura da paisagem, como o aumento do número de manchas florestais, a

diminuição do seu tamanho e um maior isolamento (Fahrig 2003). A riqueza de espécies diminui, embora não linearmente, com a redução da área de habitat disponível (Rosenzweig 1995) e a sua redução faz com que a extinção local se torne o fenômeno predominante no processo de perda de espécies (Fahrig 2003).

A perda de espécies ocorre a curto prazo, através da redução da área de habitat disponível, e a longo prazo, devido aos efeitos deletérios do isolamento, que pode diminuir ou mesmo eliminar eventuais

recolonizações e fluxo gênico entre manchas de habitat (Wilcox 1980, Gilpin & Soulé 1986, Pires *et al.* 2002). Além das perdas causadas diretamente pela fragmentação, as populações de vertebrados de médio e grande porte que permanecem nos fragmentos estão mais vulneráveis à caça (Cullen *et al.* 2000). A defaunação, como consequência desses processos, cria as chamadas “florestas vazias”, onde há um decréscimo das interações entre animais e plantas (Redford 1992). A partir da década de 1970, a perda de interações ecológicas passou a ser percebida como um grande problema para a conservação dos ecossistemas tropicais (Janzen 1974) devido aos seus drásticos efeitos no funcionamento dos ecossistemas (Terborgh *et al.* 2001).

Dentre as interações animal-plantas, as mais criticamente afetadas pela fragmentação são aquelas que interferem diretamente no sucesso reprodutivo de plantas que dependem de animais para a sua reprodução, tais como as que envolvem a polinização, dispersão e predação de sementes (Murcia 1996). Dessas, a dispersão e a predação de sementes são consideradas as principais forças ecológicas que atuam na estruturação e manutenção da diversidade nas florestas tropicais e na evolução das plantas (Howe & Smallwood 1982, Brewer & Rejmánek 1999). Nos trópicos muitos animais dependem integral ou parcialmente de frutos para alimentação durante pelo menos uma parte do ano e muitas espécies de plantas produzem frutos adaptados à dispersão por animais (Howe & Smallwood 1982). Cerca de 80% da biomassa de vertebrados dessas florestas é composta de herbívoros e frugívoros, principalmente ungulados, roedores e primatas (Redford 1992). Além disso, 51% a 98% das árvores das florestas Neotropicais têm suas sementes dispersadas por vertebrados (Stoner *et al.* 2007), sendo essa proporção crescente com o avanço da idade da floresta (Tabarelli & Peres 2002).

As alterações na composição das comunidades animais em decorrência da fragmentação (Asquith *et al.* 1997, Wright & Duber 2001) afetam o recrutamento de várias espécies de plantas (Chapman & Chapman 1995, Benitez-Malvido 1998, Cordeiro & Howe 2001, Wright & Duber 2001, Galetti *et al.* 2006), comprometendo assim a regeneração das florestas. Plantas com sementes grandes (>25 mm), como as palmeiras (Arecaceae), têm sido apontadas como as mais suscetíveis à disrupção de suas interações com

animais, pois são dispersadas por um número restrito de frugívoros, muitos deles alvos de caçadores (Peres 2000, Dirzo *et al.* 2007) e sob ameaça de extinção (Cardoso da Silva & Tabarelli 2000, Tabarelli & Peres 2002).

Dentre as espécies de plantas vasculares mais abundantes nos trópicos, as palmeiras possuem uma grande importância como recurso alimentar para uma grande quantidade de animais. Apesar de consideradas “anacrônicas” (Janzen & Martin 1982, Guimarães *et al.* 2008), morcegos, mamíferos não-voadores, aves, répteis, peixes e insetos consomem seus frutos e são capazes de dispersar as suas sementes (Zona & Henderson 1989). Seus longos períodos de frutificação associados à baixa sincronia entre as espécies (Peres 1994, Henderson 2002) tornam seus frutos disponíveis para frugívoros durante uma grande parte do ano, inclusive em períodos de escassez de outros recursos (Peres 1994). Além disso, apresentam uma grande quantidade de óleos e carboidratos, correspondendo a uma rica fonte de energia para os animais (Zona & Henderson 1989). Por essas razões têm sido consideradas um recurso-chave para frugívoros tropicais (Terborgh 1986, Spironelo 1991, Peres 2000).

Este trabalho teve como objetivo analisar os impactos da fragmentação florestal sobre as interações entre mamíferos e as palmeiras consumidas por estes animais. Primeiramente foi feita uma revisão dos principais mamíferos dispersores de palmeiras na região Neotropical a partir de uma atualização dos trabalhos de Zona & Henderson (1989) e Zona (2006), incluindo 38 estudos não considerados por estes autores (Anexo I). Em seguida, foram revistos os impactos da fragmentação florestal sobre os principais grupos de dispersores e predadores de sementes de palmeiras e os seus efeitos nas populações dessas plantas (Tabela I).

VANTAGENS DA DISPERSÃO DE SEMENTES PARA AS PLANTAS

A dispersão de sementes, processo pelo qual os diásporos são removidos das imediações da planta-mãe para distâncias “seguras”, onde a predação e competição são baixas, é um processo-chave no ciclo de vida da maioria das plantas, especialmente em ambientes tropicais (Howe & Miriti 2004).

A dispersão possui uma grande importância nos processos demográficos e genéticos, pois faz uma ponte entre a polinização e o recrutamento, que levará ao estabelecimento de novas plantas adultas (Harper 1977). Além disso, influencia os padrões de fluxo gênico e a estrutura genética intra e interpopulacional (Jordano *et al.* 2006), sendo considerada também um dos principais fatores que afetam a distribuição espacial e a viabilidade das populações de plantas a longo prazo (Asquith *et al.* 1999, Silva & Tabarelli 2001, Wright & Duber 2001, Galetti *et al.* 2006). Entre os benefícios da dispersão, estão a redução da predação de sementes, maximização da germinação e colonização de novos habitats (Sánchez-Cordeiro & Martínez-Gallardo 1998). A perda dos dispersores afeta diretamente as distâncias de dispersão, a sobrevivência e o recrutamento de sementes e plântulas. Indiretamente, afeta a regeneração vegetal através do aumento da mortalidade por patógenos e predadores (Wright & Duber 2001), sendo a predação por invertebrados considerada a maior fonte de mortalidade ou aborto de sementes nos trópicos (Janzen 1982, Herrera 1989, Terborgh *et al.* 1993).

A zoocoria em palmeiras é bastante comum e muitos são os animais que utilizam seus frutos como recurso (Zona & Henderson 1989, Zona 2006). A grande diversidade morfológica dos frutos possibilita que diferentes classes de dispersores explorem esse recurso de formas distintas. Existe uma relação entre as características morfológicas dos frutos e a morfologia e/ou comportamento dos grupos de frugívoros que as dispersam, no entanto “síndromes de dispersão” neste grupo de plantas não são óbvias. Algumas classes de agentes dispersores tendem a evitar alguns grupos de palmeiras, como por exemplo, morcegos que tendem a evitar palmeiras do grupo Calamoideae por possuírem frutos ressecados e infrutescências espinhosas (Zona & Henderson 1989).

A efetividade do dispersor depende da sua capacidade de remover o pericarpo da semente e depositá-la em condições viáveis em sítios favoráveis à germinação e ao estabelecimento da plântula (Harper 1977). Muitos dos mamíferos que consomem frutos de palmeiras também atuam como predadores de sementes. A distinção entre dispersores e predadores de sementes é muito tênue. O que se observa na verdade é um gradiente que vai de dispersão de alta qualidade (dispersor eficiente) a baixa qualidade

(predador) (Zona & Henderson 1989). Animais estocadores de sementes, como as cutias, só atuam como dispersores quando as sementes enterradas não são reencontradas posteriormente (Smythe 1989). No entanto, alguns estudos têm demonstrado que algumas espécies de palmeiras possuem uma forte dependência de dispersores estocadores para o recrutamento de novos indivíduos (Smythe 1989, Pires 2006, Galetti *et al.* 2006).

A diminuição das taxas de dispersão de sementes leva a uma maior agregação destas nas cercanias da planta-mãe, o que geralmente ocasiona elevadas taxas de predação por invertebrados, principalmente bruquídeos especialistas (Janzen 1971, Wright *et al.* 2000, Wright & Duber 2001, Galetti *et al.* 2006). A predação por invertebrados é geralmente dependente da densidade, de forma que um maior acúmulo de sementes tende a atrair um maior número de besouros (Wilson & Janzen 1972), aumentando assim as taxas de predação por esses animais. Além disso, os bruquídeos têm em geral uma baixa dispersão e movem-se pouco entre as plantas, ficando muitas vezes restritos à área sob a copa de um único indivíduo durante toda sua vida (Janzen 1971). Sendo assim, sementes dispersadas para longe da planta-mãe têm suas chances de sobrevivência aumentadas. A ação dos frugívoros dispersores de sementes, portanto, tende a reduzir a predação por bruquídeos, pois, além de evitar o acúmulo de frutos sob a planta-mãe, podem levá-los a vários metros de distância das mesmas (Galetti *et al.* 2001, Pimentel & Tabarelli 2004, Pires 2006, Almeida & Galetti 2007).

Por produzirem frutos grandes, é esperado que as palmeiras sejam vulneráveis à fragmentação e defaunação, pois elas estão entre as primeiras plantas a perderem seus dispersores em habitats depauperados (Howe 1984). No entanto, alguns autores têm argumentado que palmeiras poderiam ter sua persistência favorecida em habitats fragmentados devido à perda de predadores de médio e grande porte como cutias, pacas e porcos-do-mato (Dirzo *et al.* 2007). Por outro lado, como alguns desses mamíferos também atuam como importantes dispersores, a sua extinção em determinadas áreas pode afetar negativamente o potencial reprodutivo de algumas espécies, devido ao grande acúmulo de sementes nas imediações da planta-mãe (Smythe 1989, Bodmer 1991, Galetti *et al.* 2006).

FRUTOS DE PALMEIRAS CONSUMIDOS POR MAMÍFEROS

Entre 1929 e 2008 foram publicados 74 artigos citando o consumo de frutos de palmeiras por mamíferos no Neotrópico. Compilando os trabalhos citados nas revisões de Zona & Henderson (1989) e Zona (2006) mais os 38 trabalhos não mencionados por esses autores e as comunicações pessoais de cinco pesquisadores, 93 espécies de mamíferos foram observadas utilizando os frutos de 126 espécies de palmeiras como alimento na região Neotropical (Figura 1a). Roedores e primatas foram os grupos que tiveram um maior número de espécies que se alimentam da polpa ou de sementes de palmeiras, porém esse resultado é possivelmente devido à alta riqueza de espécies desses grupos. No caso dos primatas, animais dos gêneros *Cebus*, *Ateles* e *Alouatta* foram os que interagiram com um maior número de espécies de palmeiras (Figura 2a). Com relação aos roedores, *Dasyprocta* spp., *Guerlinguetus* spp. e *Cuniculus paca* foram os animais que consumiram frutos de um maior número de espécies. Pequenos roedores como os dos gêneros *Proechimys* e *Heteromys*, além de vários gêneros da tribo Oryzomyini previamente reunidos dentro de *Oryzomys* (Wekslers *et al.* 2006), também se destacaram por alimentarem-se de frutos de diversas espécies de palmeiras. Desses, os equimídeos

possuem uma especial importância para a dispersão de muitas espécies devido ao seu comportamento de estocar sementes (Adler 1995, Brewer & Rejmánek 1999, Beck & Terborgh 2002).

Analisando o número de espécies consumidas, observa-se que além dos roedores, que interagiram com 126 palmeiras, os ungulados também têm uma grande importância na dispersão e predação das sementes desse grupo de plantas. Mais de 90 espécies de palmeiras tiveram seus frutos consumidos por ungulados, superando o número encontrado para os primatas (Figura 1b). Carnívoros também utilizaram bastante os frutos desse grupo de plantas, sendo o quarto grupo com maior número de interações (Figura 1b).

Frutos de palmeiras do gênero *Attalea* foram os mais consumidos por mamíferos, sendo utilizados por quase 50 espécies (Figura 2a). Frutos de *Astrocaryum*, *Syagrus*, *Euterpe*, *Oenocarpus*, *Mauritia*, *Socratea*, *Allagoptera*, *Iriarte*, *Acrocomia*, *Bactris* e *Welfia* também foram recursos importantes, sendo cada gênero utilizado por pelo menos 10 espécies de mamíferos (Figura 2b). No entanto, os gêneros de palmeiras mais estudados foram os que apresentaram os maiores números de interações com espécies de mamíferos, sendo essa relação significativa (Correlação de Pearson, $r=0,955$; $p<0,001$). Esse resultado sugere que a realização de mais estudos

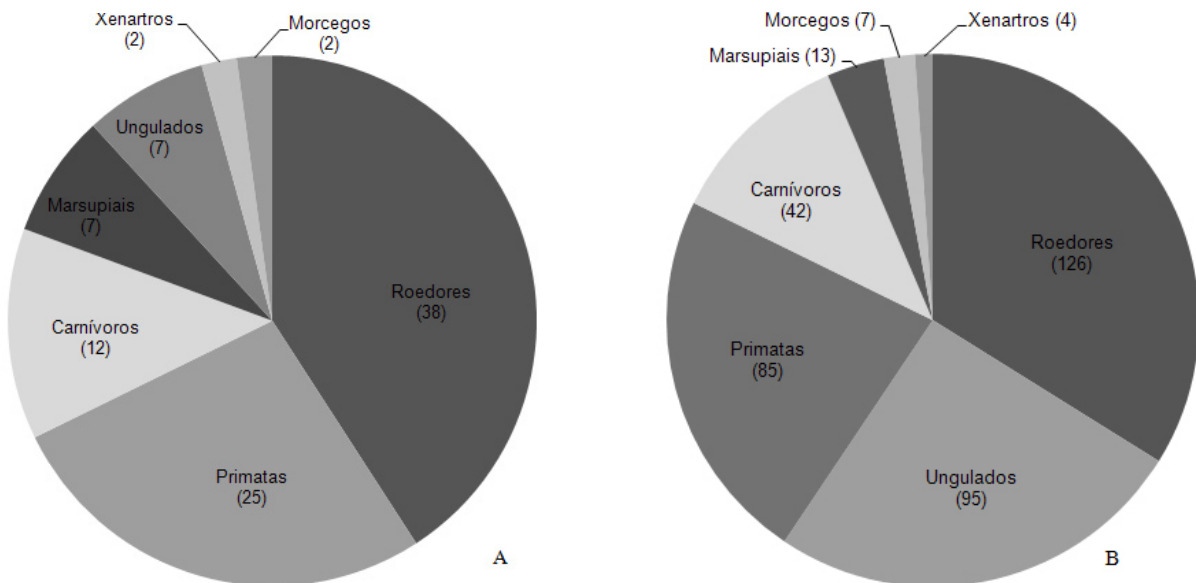


Figura 1a. Número de espécies de mamíferos Neotropicais que consomem frutos de palmeiras de acordo com as revisões de Zona & Henderson (1989), Zona (2006) e os estudos adicionais aqui revisados (ver texto).

Figure 1a. Number of Neotropical mammal species that consume palm tree fruits following the revisions of Zona & Henderson (1989), Zona (2006) and other references included herein.

Figura 1b. Número de espécies de palmeiras consumidas e dispersadas por diferentes grupos de mamíferos Neotropicais de acordo com as revisões de Zona & Henderson (1989), Zona (2006) e os estudos adicionais aqui revisados (ver texto).

Figure 1b. Number of palm tree species consumed and dispersed by different groups of Neotropical mammals following the revisions of Zona & Henderson (1989), Zona (2006) and other references included herein.

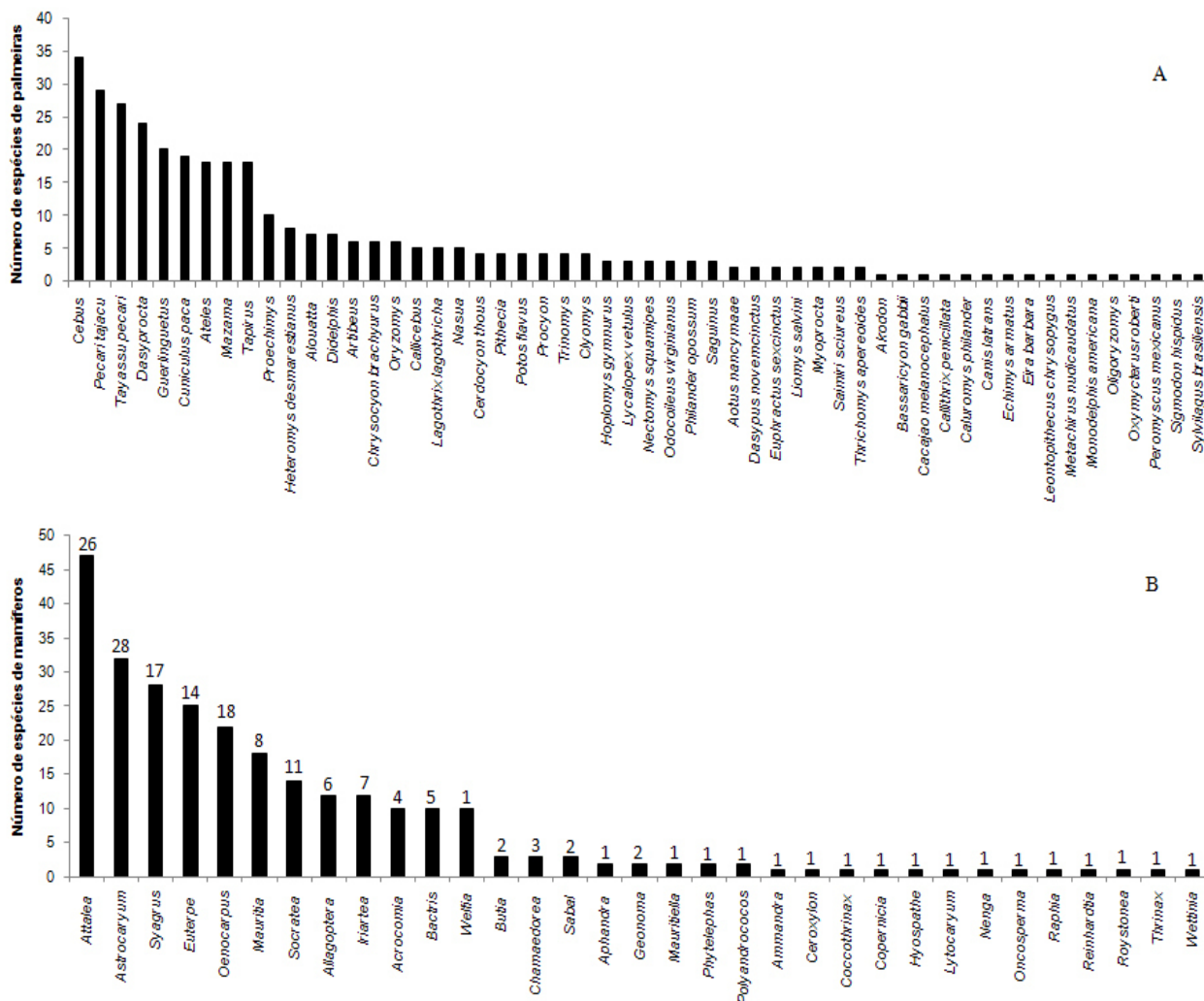


Figura 2a. Número de espécies de palmeiras que tem seus frutos consumidos por diferentes gêneros de mamíferos. O nome específico foi utilizado quando apenas uma única espécie foi registrada para o gênero.

Figure 2a. Numbers of palm tree species whose seeds are consumed by different genera of mammals. Species names indicate that it was the only species in that genus that was recorded.

Figura 2b. Número de espécies de mamíferos que foram registrados como consumidores de frutos, de diferentes gêneros de palmeiras. Acima de cada barra encontra-se o número de estudos realizados com cada gênero de palmeira.

Figure 2b. Numbers of mammal species recorded to consume the fruits of different palm tree genera. Numbers above each column indicate the number of studies on that palm tree genus.

sobre as interações entre mamíferos e palmeiras neotropicais deve levar a um aumento no número de dispersores e/ou predadores conhecidos das sementes dessas plantas.

No anexo I estão registradas as adições feitas às revisões de Zona & Henderson (1989) e Zona (2006) para o neotrópico com base nos 38 estudos analisados apenas neste trabalho.

EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE MAMÍFEROS

A riqueza de espécies de mamíferos é positivamente relacionada com o tamanho dos fragmentos florestais

(Vieira *et al.* 2003). Mamíferos de médio e grande porte são geralmente os primeiros a serem perdidos em fragmentos, pois além de necessitarem de grandes áreas para manter populações viáveis, são mais vulneráveis à caça devido às suas menores densidades populacionais (Newmark 1986, Robinson & Redford 1986, Fragoso 1991, Chiarello 1999, Peres 2000), maior tempo de geração e baixo potencial reprodutivo (Bodmer *et al.* 1988). Alguns dos grupos mais ameaçados pelo processo de fragmentação são os predadores de topo - por necessitarem de uma extensa área de forrageio (Crooks 2002) - e os grandes frugívoros, que requerem grandes áreas florestadas para a obtenção de seus recursos, os quais

estão geralmente distribuídos em manchas (Fragoso 1997, 1998, Silvius & Fragoso 2003). A fragmentação frequentemente leva à predominância de pequenos frugívoros generalistas que são mais tolerantes às alterações na vegetação da borda e da matriz e capazes de adaptar sua dieta oportunisticamente (Turner 1996). Alguns estudos documentaram um aumento da densidade de espécies generalistas com relação ao habitat, ou ecologicamente flexíveis em relação à dieta, em fragmentos florestais (Fonseca & Robinson 1990, Laurence 1990). Devido à ausência dos predadores de topo, os competidores mais fortes podem ter a sua abundância aumentada, chegando a dominar a comunidade (Fonseca & Robinson 1990, Ostfeld & Holt 2004, Metzger *et al.* 2006). A liberação dos mesopredadores pode alterar a riqueza e a diversidade das comunidades de pequenos frugívoros (Crooks & Soulé 1999). Além disso, a retirada dos grandes predadores pode afetar negativamente a estabilidade de um dado sistema através da redução ou perda da regulação “top-down” (Terborgh *et al.* 2001).

Grande parte dos estudos que avaliaram o estado de conservação das populações de médios e grandes mamíferos em fragmentos foi focada nos efeitos da caça (Chiarello 1999, 2000, Cullen *et al.* 2000, Peres 2000). A fragmentação agrava os efeitos da caça pela redução e isolamento das populações (Malcolm 1997, Peres 2001), impedindo a recolonização de áreas onde há intensa pressão de caça (Robinson 1996). O aumento da razão perímetro-área, por sua vez, facilita o acesso de caçadores aos habitats centrais (Peres 2000) e reduz as áreas de habitat apropriado para as espécies não tolerantes à borda (Laurence *et al.* 2000).

Os principais grupos de mamíferos frugívoros não-voadores da região Neotropical, roedores, primatas e ungulados, apresentam distintas respostas à fragmentação e à perda de habitat, como discutido abaixo.

ROEDORES

Os roedores são o maior grupo de mamíferos consumidores de frutos de palmeiras nas regiões tropicais em termos do número de espécies (Figura 1a). Apesar de predarem grande parte de suas sementes, muitos roedores também as estocam, contribuindo

assim para a sua dispersão (Theimer 2001, Vander Wall & Longland 2004). Em habitats fragmentados pequenos roedores tendem a ter suas abundâncias aumentadas devido à redução da predação e às suas características bionômicas (Vieira *et al.* 2003). Áreas fragmentadas podem manter elevadas densidades populacionais de pequenos mamíferos também devido à sua alta produtividade, incluindo maior crescimento vegetal (Murcia 1995, Asbjornsen *et al.* 2004) e maior produção de sementes (Herrera *et al.* 1994, Guariguata & Saenz 2002). Em áreas sujeitas à caça observa-se redução ou até extinção das populações de roedores como cutias e pacas (Chiarello 1999, 2000, Cullen *et al.* 2000). Nessas situações, pequenos mamíferos ignorados por caçadores tendem a compensar as reduções nas densidades dos grandes roedores, tornando-se extremamente abundantes (Wright 2003). Esquilos (*Guerlinguetus* spp.), por exemplo, podem ser favorecidos em áreas onde a densidade de cutias (*Dasyprocta* spp.) foi reduzida (Marques 2004, Koprowski 2005).

Gêneros como *Dasyprocta*, *Proechimys* e *Heteromys* são reconhecidamente importantes na dispersão secundária de sementes através do seu comportamento de estocagem (“scatterhoarding”) (Forget & Milleron 1991). Muitas espécies de plantas com sementes grandes são dispersadas por esses animais e essa relação se torna ainda mais estreita em ambientes fragmentados onde algumas espécies dependem exclusivamente desses roedores para a dispersão de suas sementes (Asquith *et al.* 1999, Galetti *et al.* 2006). Livres dos predadores e com recursos abundantes, essas espécies podem ter suas abundâncias aumentadas em ambientes fragmentados livres de caça (Asquith *et al.* 1999). Isso, no entanto, pode causar impactos negativos nas populações de plantas, pois a predação de sementes pode suprimir a dispersão (Theimer 2005).

PRIMATAS

Os primatas são um dos mais representativos grupos de frugívoros que se alimentam dos frutos das palmeiras (Figura 1) e são reconhecidos como grupo-chave por sua grande importância na dispersão de outros grupos de plantas nas florestas tropicais (Stoner *et al.* 2007). Primatas neotropicais consomem preferencialmente frutos grandes (Lambert & Garber

1998) e dispersam sementes por longas distâncias (Stoner *et al.* 2007). Algumas espécies, no entanto, também atuam como predadores de sementes (Oliveira-Filho & Galetti 1996, Peres 2001). Dentre os primatas neotropicais, a família Cebidae é reconhecida por sua grande importância na dispersão e na predação pré-dispersão de sementes e pela sua alta vulnerabilidade à exploração humana em habitats fragmentados (Peres 1991, Stoner *et al.* 2007).

Por habitarem basicamente ambientes florestados, os primatas apresentam uma alta vulnerabilidade à fragmentação (Chiarello & Melo 2001). A comparação entre os estudos que avaliaram o impacto da fragmentação sobre diferentes espécies deste grupo é dificultada devido às distintas abordagens utilizadas (Estrada & Coates-Estrada 1996, Peres 1997, Chiarello 1999, Cullen *et al.* 2000, Peres 2001, Onderdonk & Chapman 2000, Chiarello & Melo 2001, São Bernardo & Galetti 2004). No entanto, de modo geral é observada uma diminuição da densidade de primatas em pequenos remanescentes, pois a sobrevivência dessas espécies é reduzida principalmente devido às alterações na vegetação causadas pelos efeitos de borda (Turner 1996, Marsh 2003) e devido à caça (Peres 2001). Além disso, a baixa mobilidade de primatas entre fragmentos florestais resulta em diversos efeitos deletérios do endocruzamento (Pope 1996, Chiarello 2003).

Deste grupo, os grandes primatas frugívoros (ex: *Ateles*, *Brachyteles*, *Lagothrix*) são os mais sensíveis às perturbações florestais (Lovejoy *et al.* 1986, Johns & Skorupa 1987, Jordano *et al.* 2006), pois necessitam de extensas áreas para forrageio, visto que frutos são recursos com distribuição heterogênea no tempo e no espaço. Esse grupo também é conhecido por ser alvo preferencial de caçadores, o que acentua ainda mais os efeitos da perda de habitat (Peres 2001).

UNGULADOS

Antas, porcos-do-mato e veados são caracteristicamente predadores e dispersores de sementes grandes (Fragoso 1997, Kiltie 1981, Dirzo & Miranda 1991). Esses ungulados podem dispersar sementes a curtas distâncias cuspidando-as durante a mastigação (Bodmer 1991), ou a longas distâncias depois das mesmas terem passado pelo trato digestório (Bodmer 1991, Galetti *et al.* 2001). Muitas vezes

essas sementes são destruídas durante a mastigação ou digestão (Bodmer 1991) e as que passam intactas geralmente são defecadas agrupadas e em locais desfavoráveis para o estabelecimento de plântulas (Galetti *et al.* 2001). Apesar disso, estudos mostram que sementes dispersadas por antas apresentam uma maior sobrevivência, pois sofrem menor predação por invertebrados e uma menor competição interespecífica (Fragoso 1997, Olmos *et al.* 1999, Quiroga-Castro & Roldán 2001, Rios & Pacheco 2006, Muller-Landau 2007).

Formações secundárias resultantes da fragmentação podem manter ou até mesmo aumentar as densidades populacionais ou áreas ocupadas por ungulados (Fragoso 1991, Strier 2000, Robinson & Bennett 2004). Habitats estruturalmente empobrecidos e mosaicos florestais em diferentes estágios sucessionais são capazes de manter populações desses animais. Populações de queixadas (*Tayassu pecari*) já foram registradas em fragmentos de 21 km² (Cullen *et al.* 2000, Keuroghlian *et al.* 2004). No entanto, assim como a maioria dos grandes vertebrados, ungulados são intensivamente caçados e sua exploração reduz drasticamente as suas populações (Chiarello 1999, Cullen *et al.* 2000).

CONSEQUÊNCIAS SOBRE AS POPULAÇÕES DE PALMEIRAS

Nos últimos anos muitos estudos têm demonstrado que a perda de mamíferos dispersores de sementes leva a importantes modificações na demografia de várias espécies de plantas (Dirzo & Miranda 1991, Asquith *et al.* 1997, Chapman & Onderdonk 1998, Wright 2003, Galetti *et al.* 2006, Beckman & Muller-Landau 2007). A defaunação causa impactos significativos na dispersão e predação de sementes, na sobrevivência de plântulas e em outros processos do recrutamento de espécies, e na abundância e diversidade de plântulas da comunidade vegetal. No entanto, não há um padrão geral resultante dos efeitos da defaunação de mamíferos sobre as comunidades vegetais. Isso ocorre porque comunidades alteradas vivenciam diversos distúrbios antropogênicos além das alterações na comunidade de frugívoros. Adicionalmente, distintas espécies de plantas diferem na sua resposta à defaunação devido a variações inerentes às suas interações com os predadores e

dispersores de sementes afetados. Por exemplo, os efeitos negativos da fragmentação sobre a dispersão de sementes consumidas por grandes mamíferos não são óbvios devido à grande possibilidade de ocorrer uma dispersão secundária compensatória pelos pequenos roedores (Wright 2003).

A forma como a extinção local de um dispersor afetará a população de uma planta dependerá do número de espécies dispersoras que a planta possui, da redundância ecológica no processo de dispersão, da compensação de densidade de outros animais dispersores após a extinção de uma determinada espécie e da substituição do dispersor (Loiselle & Blake 2002). Palmeiras são consumidas por uma grande variedade de mamíferos frugívoros, porém as de frutos grandes, especialmente aquelas com sementes igualmente grandes e/ou com frutos bem protegidos, como as do gênero *Attalea*, tendem a ser as mais afetadas pela fragmentação, pois necessitam de frugívoros de grande porte para a sua dispersão (Jordano *et al.* 2006). Além de um declínio nas taxas de remoção de sementes, a fragmentação leva a um aumento na predação pré-dispersão devido ao maior tempo de exposição das sementes nas imediações da planta-mãe, o que atrai invertebrados predadores e patógenos, e à liberação competitiva de pequenos mamíferos predadores de sementes (Beckman & Muller-Landau 2007).

Outros fatores decorrentes da fragmentação, como mudanças na estrutura do habitat, também exercem grande importância na limitação do recrutamento. Em algumas espécies pode ocorrer uma diminuição na produção dos frutos devido a limitações na polinização ou alterações microclimáticas (Aizen & Feinsinger 1994, Wolf & Harrison 2001). A germinação de sementes também pode ser menor em ambientes fragmentados do que em áreas florestais contínuas (Bruna 1999). Por outro lado, o aumento da insolação pode favorecer o crescimento e a produtividade de algumas espécies de palmeiras (Voeks 1988, Barot *et al.* 2005, Andreazzi 2008), aumentando o acúmulo dos frutos não dispersados na cercania da planta-mãe.

A perda de mamíferos frugívoros e o aumento da predação de sementes em decorrência da fragmentação florestal têm uma série de efeitos negativos na composição das comunidades vegetais (Asquit *et al.* 1997, Maisels *et al.* 2001) e na diminuição do fluxo gênico entre populações (Pacheco & Simonetti

2000). Reduções no recrutamento de plantas devido à perda dos agentes dispersores ou devido ao aumento na predação por roedores têm sido indicadas como possíveis causas da extinção de espécies arbóreas tropicais (Chapman & Chapman 1995, Howe 1997, Cordeiro & Howe 2001). Alterações na comunidade de frugívoros tendem a reduzir a qualidade e a quantidade da dispersão, resultando em menores números de sementes sendo removidas e em manipulações de frutos que não favorecem a dispersão desses (Schupp 1993). Devido a diferenças no comportamento entre frugívoros, há diferenças no padrão de deposição das sementes que os mesmos dispersam. A redução na riqueza desses animais em fragmentos implica em alterações nesses padrões de deposição (Loiselle & Blake 2002), o que pode alterar a distribuição espacial das plantas. Frequentemente isso resulta em um padrão agregado de distribuição das plantas adultas (Silva & Tabarelli 2001), o que por sua vez leva a um menor deslocamento de animais frugívoros pelo ambiente em busca de frutos, reforçando ainda mais o padrão agregado de deposição de sementes (Silvius & Fragoso 2003).

Poucos são os estudos que avaliaram os efeitos da fragmentação e da caça sobre a dispersão e predação de sementes de palmeiras (Tabela I). Apesar disso, observa-se um padrão de diminuição nas taxas e distâncias de remoção, além de redução nas proporções de sementes dispersadas nas áreas fragmentadas ou defaunadas. Nessas áreas é também geralmente observada uma menor predação de sementes por roedores. No entanto, isso não tende a se refletir em uma menor mortalidade de sementes, pois a mesma é compensada pelo grande aumento da infestação por besouros bruquídeos. Com a ausência da dispersão, as sementes que sobrevivem ao ataque dos invertebrados germinam nas proximidades da planta-mãe, aumentando a densidade de plântulas nesses locais. O favorecimento da regeneração foi relatado para as espécies *Oenocarpus mapora* (Asquith & Mejia-Chang 2005), *Astrocaryum standleyanum* (Asquith & Mejia-Chang 2005, Wright *et al.* 2000), *Astrocaryum murumuru* (Roldán & Simonetti 2001), *Attalea butyraceae* (Wright *et al.* 2000, Wright & Duber 2001), *Attalea humilis* (Andreazzi 2008) e *Syagrus romanzoffiana* (Alves-Costa 2004). Das nove espécies analisadas, *Astrocaryum aculeatissimum* foi a única palmeira que apresentou uma redução no

Tabela 1. Resultados dos estudos que avaliaram os efeitos da fragmentação e/ou defaunação sobre o recrutamento de palmeiras. + indica aumento, - indica decréscimo, 0 indica nenhum efeito e células vazias significam que o fator não foi avaliado no estudo.

Table 1. Results from studies evaluating the effects of forest fragmentation and/or defaunation on the recruitment of palm trees. "+" = increased recruitment, "-" = decreased recruitment, "0" = no effect. Blank cells indicate that the variable was not evaluated in the referenced study.

ESPÉCIE	Efeitos da fragmentação										REFERÊNCIA	
	Sementes			Plântulas								
	Remoção	Distância de remoção	Dispersão	Predação	Sobrevivência	Sobrevivência	Densidade					
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i>	-	-	-	-/+ ^a	-	-	-	-	Galetti <i>et al.</i> 2006			
<i>Astrocaryum murumuru</i>				- ^b		+			Roldán & Simonetti 2001			
<i>A. murumuru</i>			-	-/+ ^a					Wyatt & Silman 2004			
<i>Astrocaryum standleyanum</i>					+				Asquith & Mejia-Chang 2005			
<i>A. standleyanum</i>			-	-/+ ^a			+		Wright <i>et al.</i> 2000			
<i>Attalea butyraceae</i>		-	-	-/+ ^a			+		Wright <i>et al.</i> 2000, Wright & Duber 2001			
<i>Attalea humilis</i>	-	-	-	-/0 ^a	+		+		Andreazzi 2008			
<i>Attalea maripa</i>	-			-/+ ^a					Salm 2006			
<i>Euterpe edulis</i>				0 ^b					Fleury & Galetti 2004			
<i>Iriartea deltoidea</i>			-	+ ^c	-				Wyatt & Silman 2004			
<i>Oenocarpus mapora</i>					+		0		Asquith & Mejia-Chang 2005			
<i>O. mapora</i>	-			-/0 ^a					Beckman & Muller-Landau 2007			
<i>Syagrus romanzoffiana</i>				+ ^b					Fleury & Galetti 2004			
<i>S. romanzoffiana</i>		-	-	-/0 ^a	-		+		Alves-Costa 2004			

^a Predação por roedores e bruchídeos, respectivamente. ^b Predação por mamíferos terrestres. ^c Predação por bruchídeos.

^a Predation by rodents and bruchids, respectively. ^b Predation by terrestrial mammals. ^c Predation by bruchids.

seu recrutamento em decorrência da fragmentação (Tabela I).

Por possuírem características biológicas e morfológicas distintas, é possível identificar grupos de palmeiras que apresentam diferentes graus de vulnerabilidade à extinção em fragmentos. Pires (2006), por exemplo, avaliando a vulnerabilidade diferencial de 10 espécies de palmeiras em fragmentos de Mata Atlântica, encontrou que espécies de interior de floresta e com um número reduzido de dispersores foram as mais afetadas. Sendo assim, o impacto da redução da dispersão aliado às mudanças na intensidade de predação das sementes causam diferentes efeitos nas populações de palmeiras. Espécies que possuem frutos com pouca quantidade de polpa, como *A. aculeatissimum*, por exemplo, são dispersadas por poucos frugívoros especialistas (Donatti 2004, Pires 2006, ver Tabela I). A ausência de dispersão, por sua vez, tende a promover um aumento nas taxas de predação por invertebrados, levando a um menor recrutamento. Isso foi observado para *A. aculeatissimum* em pequenos fragmentos e áreas defaunadas de Mata Atlântica, onde o ataque por invertebrados foi tão alto que quase nenhuma semente germinou (Pires 2006, Galetti *et al.* 2006). Já espécies que têm uma maior quantidade de polpa e atraem mais dispersores, como *Attalea butyraceae* e *Syagrus romanzoffiana* (Anexo 1), sofreram relativamente uma menor pressão de predação por invertebrados em locais fragmentados devido à maior dispersão e menor acúmulo de frutos, apresentando maiores taxas de sobrevivência e densidade de plântulas (Tabela I).

Por outro lado, muitos mamíferos terrestres se alimentam apenas da polpa dos frutos das palmeiras, sem causar danos diretos à semente. Esses animais são chamados de removedores de polpa, pois raramente dispersam as sementes, deixando-as sob a planta-mãe (Donatti 2004). Alguns estudos mostram que a remoção da polpa dos frutos não dispersados pode aumentar a mortalidade das sementes devido à predação por bruquídeos (Janzen 1971, Silvius & Fragoso 2002), uma vez que a casca e a polpa dos frutos dificultariam a oviposição. Bruquídeos tenderiam a preferir ovipor em frutos com a polpa parcialmente removida ou danificada por fungos, pois isso reduziria a probabilidade dos ovos serem removidos da superfície do fruto por manuseios subsequentes de frugívoros; pela dificuldade da

larva em penetrar o mesocarpo fibroso; ou devido à má fixação ou deteriorização dos ovos causada por algum componente da polpa (Silvius & Fragoso 2002). Na América Central, Silvius & Fragoso (2002) verificaram que besouros da espécie *Pachymerus cardo* ovipõem significativamente mais em frutos de *Attalea maripa* manipulados por animais do que em frutos intactos. Em fragmentos defaunados de Mata Atlântica no norte do estado do Rio de Janeiro foi observado um grande acúmulo de frutos intactos sob os adultos de *Attalea humilis* e uma grande densidade populacional dessa espécie (Andreazzi 2008). Os frutos encontrados sob a planta-mãe, por sua vez, mantêm a polpa por vários meses após a queda, já que a mesma não se solta rapidamente do endocarpo. A permanência dessa polpa espessa poderia dificultar a predação por bruquídeos, que foi baixa nesses fragmentos. A perda de interações entre animais e plantas em ambientes fragmentados muitas vezes favorece algumas espécies em detrimento de muitas. Já foi observado que plantas que perderam seus predadores de sementes em ambientes defaunados tiveram sua sobrevivência aumentada, resultando em bancos de plântulas pobres em espécies (Dirzo & Miranda 1991, Leigh *et al.* 1993, Dirzo *et al.* 2007, Benitez-Malvido 1998).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Devido à complexidade das interações ecológicas e dos processos que levam ao estabelecimento e sobrevivência de novos indivíduos de plantas, há vários padrões distintos de respostas das palmeiras à fragmentação. No entanto, do ponto de vista da comunidade, a redução da riqueza de espécies é um padrão geral (Scariot 1999, Pires 2006). Os poucos estudos realizados até o momento indicam que alterações nas interações ecológicas estão entre os principais mecanismos pelos quais a fragmentação florestal afeta a persistência de diferentes espécies de palmeiras. Características bionômicas e ecológicas distintas estruturam grupos de palmeiras com diferentes vulnerabilidades à extinção e a identificação desses padrões permite a predição de cenários gerados pela fragmentação e defaunação. Tal conhecimento, por sua vez, é essencial para a formulação de estratégias de manejo e conservação dessas importantes interações ecológicas em ecossistemas neotropicais.

AGRADECIMENTOS: Aos revisores da qualificação de mestrado da primeira autora, Marcus Vinícius Vieira e Ricardo Santori, e ao revisor anônimo, pelas importantes contribuições ao manuscrito. À Clarissa Scofield Pimenta por todo apoio e pelas discussões que enriqueceram o estudo. Ao Mauro Galetti, pela importante contribuição. Aos órgãos financiadores CNPq e FAPERJ pela concessão da bolsa de mestrado e fomento.

REFERÊNCIAS

- ADLER, G.H. 1995. Fruit and seed exploitation by Central American spiny rats, *Proechimys semispinosus*. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 30: 237-244.
- ADLER, G.H. & LAMBERT, T.D. 2008. Spatial and temporal variation in the fruiting phenology of palms in isolated stands. *Plant Species Biology*, 23: 9-17.
- AIZEN, M. & FEINSINGER, P. 1994. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a chaco dry forest, Argentina. *Ecology*, 75: 330-351.
- ALVES-COSTA, C.P. 2004. *Efeitos da defaunação de mamíferos herbívoros na comunidade vegetal*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brasil. 107p.
- ALMEIDA, L.B. 2007. *Fenologia e dispersão de sementes de palmeiras na Serra do Cipó, MG*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil. 86p.
- ANDREAZZI, C.S. 2008. *Efeitos da fragmentação florestal sobre a fenologia reprodutiva, dispersão e predação de sementes da palmeira Attalea humilis*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil. 97p.
- AQUINO, R. & BODMER, R.E. 2004. Plantas úteis en la alimentación de Primates en la cuenca del río samiria, Amazonia Peruana. *Neotropical Primates*, 12: 1-6.
- ASBJORNSEN, H.; ASHTON, M.S.; VOGT, D.J. & PALACIOS, S. 2004. Effects of habitat fragmentation on the buffering capacity of edge environments in a seasonally dry tropical oak forest ecosystem in Oaxaca, Mexico. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 103: 481-495.
- ASQUITH, N.M.; WRIGHT S.J. & CLAUSS, M.J. 1997. Does mammal community composition control recruitment in neotropical forests? Evidence from Panama. *Ecology*, 78: 941-946.
- ASQUITH, N.M.; TERBORGH, J.; ARNOLD, A.E. & RIVEROS, C.M. 1999. The fruits the agouti ate: *Hymenaea courbaril* seed fate when its disperser is absent. *Journal of Tropical Ecology*, 15: 229-235.
- ASQUITH, N.M., & MEJIA-CHANG, M. 2005. Mammals, edge effects, and the loss of tropical forest diversity. *Ecology*, 86: 379-390.
- BAROT, S.; MITJA, D.; MEIJA, G.D. & GRIMALDI, M. 2005. Reproductive plasticity in an Amazonian palm. *Evolutionary Ecology Research*, 7: 1051-1065.
- BECK, H. & TERBORGH, J. 2002. Groves versus isolates: how spatial aggregation of *Astrocaryum murumuru* palms affects seed removal. *Journal of Tropical Ecology*, 18: 275-288.
- BECK, H. 2006. A review of peccary-palm interactions and their ecological ramifications across the neotropics. *Journal of Mammalogy*, 87: 519-530.
- BECKMAN, N.G. & MULLER-LANDAU, H.C. 2007. Differential effects of hunting on pre-dispersal seed predation and primary and secondary seed removal of two neotropical tree species. *Biotropica*, 39: 328-339.
- BENITEZ-MALVIDO, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology*, 12: 380-389.
- BODMER, R.E.; FANG, T.G. & IBANEZ, L.M. 1988. Primates and ungulates: a comparison of susceptibility to hunting. *Primate Conservation*, 9: 79-83.
- BODMER, R.E. 1991. Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. *Biotropica*, 23: 255-261.
- BORDIGNON, M.; MARGARIDO, T.C.C. & LANGE, R.R. 1996. Formas de abertura dos frutos de *Syagrus romanzoffiana* (Chamisso) Glassman efetuadas por *Sciurus ingrami* Thomas (Rodentia, Sciuridae). *Revista Brasileira de Zoologia*, 13: 821-828.
- BREWER, S.W. & REJMÁNEK, M. 1999. Small rodents as significant dispersers of tree seeds in a Neotropical forest. *Journal of Vegetation Science*, 10: 165-174.
- BRUNA, E.M. 1999. Seed germination in rainforest fragments. *Nature*, 402: 139.
- BUENO, A.A.; LAPENTA, M.J.; OLIVEIRA, F. & MOTTA-JUNIOR, J.C. 2004. Association of the "IUCN vulnerable" spiny rat *Clyomys bishopi* (Rodentia: Echimyidae) with palm trees and armadillo burrows in southeastern Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 52: 1009-1011.

- CHAPMAN, C.A. & CHAPMAN, L.J. 1995. Survival without dispersers: Seedling recruitment under parents. *Conservation Biology*, 9: 675–678.
- CHAPMAN, C.A. & ODERDONK, D.A. 1998. Forests without primates: primate/plant codependency. *American Journal of Primatology*, 45: 127–141.
- CHIARELLO, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89: 71–82.
- CHIARELLO, A.G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology*, 14: 1649–1657.
- CHIARELLO, A.G. 2003. Primates of Brazilian Atlantic forest: the influence of forest fragmentation on survival. Pp. 99–118. In: L.K. Marsh (ed.). *Primates in fragments: ecology and conservation*. New York, Kluwer Academic & Plenum Publishers. 428p.
- CHIARELLO, A.G. & MELO, F.R. 2001. Primate population densities and sizes in Atlantic forest remnants of northern Espírito Santo, Brazil. *International Journal of Primatology*, 22: 379–396.
- CORDEIRO, N.J. & HOWE, H.F. 2001. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. *Conservation Biology*, 15: 1733–1741.
- CROOKS, K.R. & SOULÉ, M.E. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, 400: 563–566.
- CROOKS, K.R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology*, 16: 488–502.
- CULLEN Jr., L.; BODMER, R.E. & VALLADARES-PÁDUA, C. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation*, 95: 49–56.
- DALPONTE, J.C. & LIMA, E.S. 1999. Disponibilidade de frutos e a dieta de *Lycalopex vetulus* (Carnívora - Canidae) em um cerrado de Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 22(suplemento): 325–332.
- DIRZO, R. & MIRANDA, A. 1990. Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function and diversity – a sequel to Jonh Terborgh. *Conservation Biology*, 4: 444–447.
- DIRZO, R. & MIRANDA, A. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. Pp 273–287. In: P.W. Price, P.W. Lewinsohn, G.W. Fernandes & W.W. Benson (eds.). *Plant-Animal Interactions: Evolutionary Ecology in Tropical and Temperate Regions*. Wiley and Sons Pub, New York. 639p.
- DIRZO, R.; MENDOZA, E. & ORTIZ, P. 2007. Size-related differential seed predation in a heavily defaunated Neotropical rain forest. *Biotropica*, 39: 355–362.
- DONATTI, C.I. 2004. *Consequências da Defaunação na Dispersão e Predação de sementes e no Recrutamento de Plântulas da Palmeira Brejaúva (Astrocaryum aculeatissimum) na Mata Atlântica*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Agroecossistemas da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil. 89p.
- ESTRADA, A. & COATES-ESTRADA, R. 1996. Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at Los Tuxtlas, Mexico. *International Journal of Primatology*, 17: 759–784.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34: 487–515.
- FIGUEIREDO, M.S.L. & FERNANDEZ, F.A.S. 2004. Contrasting effects of fire on populations of two small rodent species in fragments of Atlantic Forest in Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 20: 225–228.
- FLEURY, M. & GALETTI, M. 2004. Effects of microhabitat on palm seed predation in two forest fragments in southeast Brazil. *Acta Oecologica*, 26: 179–184.
- FONSECA, G. A. B. & ROBINSON, J. G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53: 265–294.
- FORGET, P.M. & MILLERON, T. 1991. Evidence for secondary seed dispersal by rodents in Panama. *Oecologia*, 87: 596–599.
- FORGET, P.M. 1991. Scatterhoarding of *Astrocaryum paramaca* by *Proechimys* in French Guiana: Comparison with *Myoprocta exilis*. *Tropical Ecology*, 32: 155–167.
- FRAGOSO, J.M.V. 1991. The effect of hunting on tapirs in Belize. Pp 154–162. In: J.G. Robinson & K.H. Redford, (eds.). *Neotropical Wildlife use and Conservation*. The University Chicago Press, Chicago and London. 538p.
- FRAGOSO, J.M.V. 1997. Tapir-generated seed shadows: Scale-dependent patchiness in the Amazon rain forest. *Journal of Ecology*, 85: 519–529.
- FRAGOSO, J.M.V. 1998. Home range and movement patterns of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the northern Brazilian Amazon. *Biotropica*, 30: 458–469.

- FRAGOSO, J.M.V. 1999. Perception of scale and resource partitioning by peccaries: behavioral causes and ecological implications. *Journal of Mammalogy*, 80: 993-1003.
- FRAGOSO, J.M.V. & HUFFMAN, J.M. 2000. Seed-dispersal and seedling recruitment patterns by the last Neotropical megafaunal element in Amazonia, the tapir. *Journal of Tropical Ecology*, 16: 369-385.
- GALETTI, M. & FERNANDEZ, J.C. 1998. Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic Forest: changes in industry structure and the illegal trade. *Journal of Applied Ecology*, 35: 294-301.
- GALETTI, M.; KEUROGHLIAN, A.; HANADA, L. & MORATO, M.I. 2001. Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in southeast Brazil. *Biotropica*, 33: 723-726.
- GALETTI, M.; DONATTI, C.I.; PIRES, A.S.; GUIMARÃES, P.R. & JORDANO, P. 2006. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and fragmentation. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 151: 141-149.
- GATTI, A.; BIANCHI, R.; ROSA, C.R.X. & MENDES, S.L. 2006. Diet of two sympatric carnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, in a restinga area of Espírito Santo State, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 22: 227-230.
- GENINI, J.; GALETTI, M. & MORELLATO, L.P.C. 2009. Fruiting phenology of palms and trees in an Atlantic rainforest land-bridge island. *Flora*, 204: 131-145.
- GILPIN, M.E. & SOULÉ, M.E. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. Pp 19-34. In: M.E. Soulé (ed.). *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer, Sunderland. 584p.
- GUARIGUATA, M.R. & SAENZ, G.P. 2002. Post-logging acorn production and oak regeneration in a tropical montane forest, Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 167: 285-293.
- GUIMARÃES, Jr. P.R.; GALETTI, M. & JORDANO, P. 2008. Seed dispersal anachronisms: Rethinking the fruits extinct megafauna ate. *PLoS ONE*, 3(3): e1745.
- HARPER, J.L. 1977. *Population Biology of Plants* (First Edition). Academic Press, London. 892p.
- HENDERSON, A.; GALEANO, G. & BERNAL, R. 1995. *Field Guide to the Palms of the Americas* (First Edition). Princeton University Press, New Jersey. 363p.
- HERRERA, C.M.; JORDANO, P.; LOPEZ-SORIA, L. & AMAT, J.A. 1994. Recruitment of a mast-fruiting, bird-dispersed tree: Bridging frugivore activity and seedling establishment. *Ecological Monographs*, 64: 312-344.
- HERRERA, C.M. 1989. Vertebrate frugivores and their interaction with invertebrate fruit predators: supporting evidence from a Costa Rican dry forest. *Oikos*, 54: 185-188.
- HOCH, G. & ADLER, G. 1997. Removal of black palm (*Astrocaryum standleyanum*) seeds by spiny rats (*Proechimys semispinosus*). *Journal of Tropical Biology*, 13: 51-58.
- HOWE, H.F. & MIRITI, M.N. 2004. When Seed Dispersal Matters. *Bioscience*, 54: 651-660.
- HOWE, H.F. & SMALLWOOD, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review in Ecology and Systematics*, 13: 201-228.
- HOWE, H.F. 1984. Implications of seed dispersal by animals for tropical reserve management. *Biological Conservation*, 30: 261-281.
- JANZEN, D.H. 1971. The fate of *Scheelea rostrata* fruits beneath the parent tree: predispersal attack by bruchids. *Principes*, 15: 89-101.
- JANZEN, D.H. 1974. The deflowering of Central America. *Natural History*, 83: 48-53.
- JANZEN, D.H. & MARTIN, P.S. 1982. Neotropical anachronisms: the fruits the gomphotheres ate. *Science*, 215: 19-27.
- JOHNS, A.D. & SKORUPA, J.P. 1987. Responses of rain-forest primates to habitat disturbance - a review. *International Journal of Primatology*, 8: 157-191.
- JORDANO, P.; GALETTI, M.; PIZO, M.A. & SILVA, W.R. 2006. Ligando Frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. Pp 411-436. In: C.F. Duarte; H.G. Bergallo; M.A.S. Alves & M. Van Sluys (eds.). *Biologia da Conservação: Essências*. Editora Rima, São Paulo, Brasil. 582p.
- KAHN, F. 1993. Amazonian Palms: food resource for management of forest ecosystems. Pp 153-162. In: C.M. Hladick; A. Hladick; O.F. Linares; H. Pagezy; A. Semple & M. Hadley (eds.). *Tropical forests, people and food: biocultural interactions and applications to development*. Parthenon Publishing Group, Carnforth. 852p.
- KAYS, R.W. 1999. The diet of the most frugivorous carnivore: Food preference in kinkajous (*Potos flavus*). *Journal of Mammalogy*, 80: 589-599.
- KEUROGHLIAN, A.; EATON, D.P. & LONGLAND, W.S. 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation*, 120: 411-425.

- KILTIE, R.A. 1981. Stomach contents of rain forest peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*). *Biotropica*, 13: 234-236.
- KOPROWSKI, J.L. 2005. The response of tree squirrels to fragmentation: a review and synthesis. *Animal Conservation*, 8: 369-376.
- LAMBERT, J.E & GARBER, P.A. 1998. Evolutionary and ecological implications of primate seed dispersal. *American Journal of Primatology*, 45: 9-28.
- LAURANCE, W.F. 1990. Comparative responses of five arboreal marsupials to Tropical forest fragmentation. *Journal of Mammalogy*, 71: 641-653.
- LAURANCE, W.F.; FERREIRA, L.V.; RANKIN-DE-MERONA, J.M.; LAURANCE, S.G.; HUTCHINGS, R.W. & LOVEJOY, T.E. 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology*, 12: 460-464.
- LAURANCE, W.F.; DELAMONICA, P.; LAURANCE, S.G.; VASCONCELOS, H.L. & LOVEJOY, T.E. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*, 404: 836.
- LEHMAN, S.M. 2004. Distribution and diversity of Primates in Guyana: Species-Area relationships and riverine barriers. *International Journal of Primatology*, 25: 73-95.
- LINHARES, K.V. 2003. *Esquilos, Sciurus alphonsei (Mammalia, Rodentia), como dispersores de Attalea oleifera (Arecaceae) em remanescentes de Floresta Atlântica Nordestina, Brasil*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil. 61p.
- LOISELLE, B.A. & BLAKE, J.G. 2002. Potential consequences of extinction of frugivorous birds for shrubs of a tropical wet forest. Pp 397-406. In: D.J. Levey; W.R. Silva & M. Galetti (eds.). Seed dispersal and frugivory: Ecology, Evolution and Conservation. CABI Publishing, Wallingford. 500p.
- LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD Jr., R.O.; RYLANDS A.B.; QUINTELA, C.E.; HARPER, L.H.; BROWN JR., K.S.; POWELL, A.H.; POWELL, G.V.N.; SCHUBART, H.O.R. & HAYS, M.B. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon Forest fragments. Pp 257-285. In: M.E Soulé (ed.). Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity, Sinauer, Sunderland. 584p.
- MAISELS, F.; KEMING, E.; KEMEI, M. & TOH, C. 2001. The extirpation of large mammals and implications for montane forest conservation: the case of the Kilum-Ijim Forest, North-west Province, Cameroon. *Oryx*, 35: 322-331.
- MALCOLM, J.R. 1997. Biomass and diversity of small mammals in Amazonian Forest fragments. Pp 207-221. In: W. Laurance & R.O. Bierregaard (eds.). Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities. University of Chicago Press, Chicago. 632p.
- MARQUES, R.M. 2004. *Diagnóstico das Populações de Aves e Mamíferos Cinegéticos do Parque Estadual da Serra do Mar*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Agroecossistemas da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, Brasil. 145p.
- MARSH, L.K. 2003. The nature of fragmentation. Pp 1-10. In: L.K. Marsh (ed.). Primates in Fragments: Ecology and Conservation. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York. 428p.
- MARTÍNEZ-GALLARDO, R. & SÁNCHEZ-CORDERO, V. 1993. Dietary value of fruits and seeds to spiny pocket mice, *Heteromys desmarestianus* (Heteromyidae). *Journal of Mammalogy*, 74: 436-442.
- MAUNDER, M.; PAGE, W.; MAUREMOOTO, J.; PAYENDEE, R.; MUNGROO, Y.; MALJKOVIC, A.; VERICEL, C. & LYTE, B. 2002. The decline and conservation management of the threatened endemic palms of the Mascarene Islands. *Oryx*, 36: 56-65.
- METZGER, J.P.; ALVES, L.F.; PARDINI, R.; DIXO, M.; NOGUEIRA, A.A.; NEGRÃO, M.F.F.; MARTENSEN, A.C. & CATHARINO, E.L.M. 2006. Características ecológicas e implicações para a conservação da Reserva Florestal do Morro Grande. *Biota Neotropica* 6: <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn01006022006>. (Acesso em 26/05/2009).
- MIRANDA, I.P.A.; RABELO, A.; BUENO, C.R.; BARBOSA, E.M. & RIBEIRO, M.N.S. 2001. *Frutos de palmeiras da Amazônia*. INPA (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia), Manaus. 78p.
- MOEGENBURG, S.M. & LEVEY, D.J. 2003. Do frugivores respond to fruit harvest? An experimental study of short-term responses. *Ecology*, 84: 2600-2612.
- MULLER-LANDAU, H.C. 2007. Predicting the long-term effects of hunting on plant species composition and diversity in Tropical forests. *Biotropica*, 39: 372-384.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 10: 50-62.

- MURCIA, C. 1996. Forest fragmentation and the pollination of neotropical plants. Pp 19-36. In: J. Schellhas & R. Greenberg (eds.). *Forest Patches in Tropical Landscapes*. Island Press, Washington. 498p.
- NEWMARK, W. 1986. Species-area relationship and its determinants for mammals in western North American national parks. *Biological Journal of the Linnean Society*, 28: 1-2.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. & GALETTI, M. 1996. Seed predation of *Cariniana estrellensis* (Lecythidaceae) by black howler monkeys, *Alouatta caraya*. *Primates*, 37: 87-90.
- OLMOS, F.; PARDINI, R.; BOULHOSA, R.L.P.; BÜRGI, R. & MORSELLO, C. 1999. Do tapirs steal food from palm seed predators or give them a lift? *Biotropica*, 31: 375-379.
- ONDERDONK, D.A. & CHAPMAN, C.A. 2000. Coping with forest fragmentation: The primates of Kibale National Park, Uganda. *International Journal of Primatology*, 21: 587-611.
- ORTEGA, J. & CASTRO-ARELLANO, I. 2001. *Artibeus jamaicensis*. *Mammalian Species*, 662: 1-9.
- OSTFELD, R.S. & HOLT, R.D. 2004. Are predators good for your health? Evaluating evidence for top-down regulation of zoonotic disease reservoirs. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2:13-20.
- PACHECO, F.L. & SIMONETTI, A.J. 2000. Genetic structure of a Mimosoid tree deprived of its seed disperser, the spider monkey. *Conservation Biology*, 14: 1766-1775.
- PERES, C.A. 1991. Seed predation of *Cariniana micrantha* (Lecythidaceae) by brown capuchin monkeys in central Amazonia. *Biotropica*, 23: 262-270.
- PERES, C.A. 1996. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forests. *Biological Conservation*, 77: 115-123.
- PERES, C.A. 1997. Primate community structure at twenty western Amazonian flooded and unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology*, 13: 381-405.
- PERES, C.A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology*, 14: 240-253.
- PERES, C.A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology*, 15: 1490-1505.
- PIMENTEL, D.S. & TABARELLI, M. 2004. Seed dispersal of the palm *Attalea oleifera* in a remnant of the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 36: 74-84.
- PIRES, A.S. 2006. *Perda de Diversidade de Palmeiras em Fragmentos de Mata Atlântica: Padrões e Processos*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, Brasil. 108p.
- PIRES, A.S.; LIRA, P.K.; FERNANDEZ, F.A.S.; SCHITTINI, G.M. & OLIVEIRA, L.C. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, 108: 229-237.
- 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.
- POPE, T.R. 1996. Socioecology, population fragmentation, and patterns of genetic loss in endangered primates. Pp 119-159. In: J.C. Avise & J.L. Hamrick (eds.). *Conservation Genetics: Case Histories from Nature*. Chapman and Hall, New York. 536p.
- QUIROGA-CASTRO, V.D. & ROLDÁN, A.I. 2001. The fate of *Attalea phalerata* (Palmae) seeds dispersed to a tapir latrine. *Biotropica*, 33: 472-477.
- REDFORD, K.H. 1992. The empty forest. *Bioscience*, 42: 412-422.
- RIOS, R.S. & PACHECO, L.F. 2006. The effect of dung and dispersal on postdispersal seed predation of *Attalea phalerata* (Arecaceae) by bruchid beetles. *Biotropica*, 38: 778-781.
- RIVERO, K.; RUMIZ, D.I. & TABER, A.B. 2005. Differential habitat use by two sympatric brocket deer species (*Mazama americana* and *M. gouazoubira*) in a seasonal Chiquitano forest of Bolivia. *Mammalia*, 69: 169-183.
- ROBINSON, J.G. & BENNETT, E.L. 2004. Having your wildlife and eating it too: an analysis of hunting sustainability across tropical ecosystems. *Animal Conservation*, 7: 397-408.
- ROBINSON, J.G. & REDFORD, K.H. 1986. Body size, diet, and population density of Neotropical forest mammals. *The American Naturalist*, 128: 665-680.
- ROBINSON, J.G. 1996. Hunting wildlife in forest patches: an ephemeral resource. Pp 111-130. In: J. Schellhas & R. Greenberg (eds.). *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press, Washington. 498p.
- RODRIGUES, F.H.G. 2002. *Ecologia e conservação do lobo-guará na Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brasil. 96p.
- ROLDÁN, A.I. & SIMONETTI, J.A. 2001. Plant-mammal interactions in tropical bolivian forests with different hunting pressures. *Conservation Biology*, 15: 617-623.

- SALM, R. 2006. Invertebrate and vertebrate seed predation in the Amazonian palm *Attalea maripa*. *Biotropica*, 38: 558-560.
- SÁNCHEZ-CORDEIRO, V. & MARTÍNEZ-GALLARDO, R. 1998. Postdispersal fruit and seed removal by Forest-dwelling rodents in a lowland rainforest in México. *Journal of Tropical Ecology*, 14: 139-151.
- SÃO BERNARDO, C.S. & GALETTI, M. 2004. Densidade e tamanho populacional de primatas em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21: 827-32.
- SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J. & MARGULES, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5: 18-32.
- SCARIOT, A. 1999. Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. *Journal of Ecology*, 87: 66-76.
- SCHUPP, E.W. 1993. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. *Vegetatio*, 107/108: 15-29.
- SHIMOOKA, Y. 2005. Sexual Differences in Ranging of *Ateles belzebuth belzebuth* at La Macarena, Colombia. *International Journal of Primatology*, 26: 385-406.
- SILVA, J.M.C. & TABARELLI, M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic Forest of northeast Brazil. *Nature*, 404: 72-74.
- SILVA, M.G. & TABARELLI, M. 2001. Seed dispersal, plant recruitment and spatial distribution of *Bactris acanthocarpa* Martius (Arecaceae) in a remnant of Atlantic forest in northeast Brazil. *Acta Oecologica*, 22: 259-268.
- SILVA-MATOS, D.M. & BOVI, M.L.A. 2002. Understanding the threats to biological diversity in southeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 11: 1747-1758.
- SILVIUS, K.M. & FRAGOSO, J.M.V. 2003. Red-rumped agouti (*Dasyprocta leporina*) home range use in an Amazonian Forest: implications for the aggregated distribution of forest trees. *Biotropica*, 35: 74-83.
- SMYTHE, N. 1989. Seed survival in the palm *Astrocaryum standleyanum*: evidence for dependence upon its seed dispersers. *Biotropica*, 21: 50-56.
- SPIRONELO, W.R. 1991. Importância dos frutos de palmeiras (Palmae) na dieta de um grupo de *Cebus apella* (Cebidae, Primates) na Amazônia Central. *A Primatologia no Brasil*, 3: 285-296.
- STONER, K.E.; VULINEC, K.; WRIGHT, S.J. & PERES, C.A. 2007. Hunting and plant community dynamics in tropical forests: a synthesis and future directions. *Biotropica*, 39: 385-392.
- STRIER, K.B. 2000. Population viabilities and conservation implications for muriquis (*Brachyteles arachnoides*) in Brazil's Atlantic Forest. *Biotropica*, 32: 903-913.
- TABARELLI, M. & PERES, C.A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biological Conservation*, 106: 165-176.
- TERBORGH, J. 1986. Keystone plant resources in the neotropical forest. Pp 320-344. *In*: M.E. Soulé (ed.), *Conservation Biology, the science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland. 584p.
- TERBORGH, J.; LOSOS, E.; RILEY, M.P. & BOLAÑOS RILEY, M. 1993. Predation by vertebrates and invertebrates on the seeds of five canopy tree species of an Amazonian forest. *Vegetatio*, 107-108: 375-386.
- TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; NUNEZ, P.V.; RAO, M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; RIVEROS, M.; ASCANIO, R.; ADLER, G.H.; LAMBERT, T.D. & BALBAS, L. 2001. Ecological meltdown in tropical predator-free forest fragments. *Science*, 294: 1923-1925.
- THEIMER, T.C. 2005. Rodent Scatterhoaders as conditional mutualists. Pp 283-295. *In*: P.M. Forget, J.E. Lambert, P.E. Hume & S.B. Vander Wall (eds.), *Seed fate: Predation, Dispersal and Seedling Establishment*. CABI International. 426p.
- TURNER, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*, 33: 200-209.
- UHL, N.W. & DRANSFIELD, J. 1999. Genera Palmarum after ten years. *Memoirs of the New York Botanical Garden*, 83:245-253.
- VANDER WALL, S.B. & LONGLAND, W.S. 2004. Diplochory: are two seed dispersers better than one? *Trends in Ecology and Evolution*, 19: 155-161.
- VIEIRA, M.V. 2003. Seasonal Niche Dynamics in Coexisting Rodents of the Brazilian Cerrado. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 38: 7-15.
- VIEIRA, M.V.; FARIA, D.; FERNANDEZ, F.A.S.; FERRARI, S.; FREITAS, S.; GASPAR, D.A.; MOURA, R.T.; OLIFIERS, N.; PROCÓPIO, P.P.; PARDINI, R.; PIRES, A.S.; RAVETTA, A.; MELLO, M.A.; RUIZ, C. & SETZ, E. 2003. Mamíferos. Pp 125-151. *In*: D. Rambaldi & D.A.S Oliveira (orgs.). *Fragmentação de ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. MMA (Ministério do Meio Ambiente), Brasília. 510p.
- VILLALOBOS, M.P. 1994. *Guilda de frugívoros associada com o Buriti (Mauritia flexuosa: Palmae) numa vereda do Brasil*

Central. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília, Brasília, Brasil. 122p.

VOEKS, R.A. 1988. Changing sexual expression of a Brazilian rain forest palm (*Attalea funifera* Mart.) *Biotropica*, 20: 107-113.

WAGA, I.C.; DACIER, A.K.; PINHA, P.S. & TAVARES, M.C.H. 2006. Spontaneous tool use by wild Capuchin Monkeys (*Cebus libidinosus*) in the Cerrado. *Folia Primatologica*, 77: 337-344.

WEKSLER, M.; PERCEQUILLO, A.R. & VOSS, R.S. 2006. Ten new genera of Oryzomyine rodents (Cricetidae: Sigmodontinae). *American Museum Novitates*, 3537: 1-29.

WILCOX, B.A. 1980. Insular ecology and conservation. Pp 95-117. In: M.E. Soulé & B.A. Wilcox (eds.), *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*, Sinauer, Sunderland. 395p.

WILSON, D. E. & JANZEN, D. H. 1972. Predation on *Scheelea* palm seeds by bruchid beetles: seed density and distance from the parent palm. *Ecology*, 53: 954-959.

WOLF, A.T. & HARRISON, S.P. 2001. Effects of habitat size and isolation on reproductive success of the serpentine morning glory. *Conservation Biology*, 15: 111-121.

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

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

WRIGHT, S.J.; HERNANDÉZ, A. & CONDIT, R. 2007. The bushmeat harvest alters seedling banks by favoring lianas, large seeds, and seeds dispersed by bats, birds and wind. *Biotropica*, 39: 363-371.

WYATT, J.L. & SILMAN, M.R. 2004. Distance-dependence in two Amazonian palms: effects of spatial and temporal variation in seed predator communities. *Oecologia*, 140: 26-35.

ZONA, S. 2006. Additions to a review of animal-mediated seed dispersal of palms. <http://www.virtualherbarium.org/palms/psdispersal.html>. (Acesso em 29/01/2009).

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

Submetido em 25/05/2009.

Aceito em 02/07/2009.

Anexo 1. Espécies de palmeiras Neotropicais consumidas por mamíferos e seus dispersores de sementes. As informações apresentadas são adições às revisões feitas por Zona & Henderson (1989) e Zona (2006). O nome vulgar do dispersor (entre parênteses) aparece apenas na primeira vez em que o mesmo é citado. Em negrito estão as espécies de palmeiras nativas do Brasil. O arranjo sistemático das tribos seguiu Uhl & Dransfield (1999).

Supplementary material. Neotropical palm trees that are consumed by mammals and their seed dispersers. The information presented herein is an addition to the previous revisions by Zona & Henderson (1989) and Zona (2006). The common name of the disperser (given in parentheses) is given only on first citation. Palm trees species native to Brazil are shown in bold. The systematic arrangement of tribes follows Uhl & Dransfield (1999).

TAXON	AGENTE DISPERSOR	REFERÊNCIA
CORYPHEAE		
<i>Sabal mexicana</i>	<i>Artibeus jamaicensis</i>	Ortega & Castro-Arellano 2001
LEPIDOCARYEAE		
<i>Mauritia flexuosa</i>	<i>Alouatta seniculus</i> (guariba vermelho), <i>Ateles belzebuth</i> (macaco-aranha), <i>A. chamek</i> (macaco-aranha), <i>Cebus apella</i> (macaco-prego), <i>C. albifrons</i> (macaco caiarara), <i>Didelphis albiventris</i> (gambá-de-orelha-branca), <i>Lagothrix lagotricha</i> (macaco-barrigudo), <i>Nectomys squamipes</i> (rato d'água), <i>Oligoryzomys</i> sp. (camundongo-domato), <i>Oxymycterus roberti</i> (rato-porco), <i>Pithecia monachus</i> (parauacu)	Villalobos 1994, Aquino & Bodmer 2004
<i>Mauritiella peruviana</i>	<i>Lagothrix lagotricha</i> , <i>Cebus albifrons</i>	Aquino & Bodmer 2004
CEROXYLEAE		
<i>Chamaedorea tepijilote</i>	<i>Cuniculus paca</i> (paca)	Martínez-Gallardo & Sánchez-Cordero 1993
IRIARTEAE		
<i>Iriartea deltoidea</i> ^a	<i>Pecari tajacu</i> (cateto), <i>Tayassu pecari</i> (queixada)	Kiltie 1981
<i>Socratea exorrhiza</i>	<i>Aotus nancymae</i> (macaco-da-noite), <i>Ateles geoffroyi</i> (macaco-aranha), <i>Lagothrix lagotricha</i>	Aquino & Bodmer 2004
<i>Socratea</i> sp.	<i>Pecari tajacu</i> , <i>Tayassu pecari</i>	Kiltie 1981
ARECEAE		
<i>Euterpe edulis</i>	<i>Nectomys squamipes</i> , <i>Oryzomys intermedius</i> , <i>O. russatus</i> (rato-do-arroz), <i>Pecari tajacu</i> , <i>Proechimys</i> sp. (rato-de-espinho), <i>Tayassu pecari</i>	Vieira <i>et al.</i> 2003, Pizo & Vieira 2004, Keuroghlian & Eaton 2008
<i>Euterpe oleracea</i>	<i>Alouatta belzebul</i> (guariba-de-mãos-ruivas), <i>Cebus apella</i> , <i>Guerlinguetus aestuans</i> (esquilo), <i>Nasua nasua</i> (quati), <i>Saguinus midas</i> (sagui-de-mão-dourada), <i>Pithecia monachus</i>	Moegenburg & Levey 2003, Aquino & Bodmer 2004
<i>Oenocarpus mapora</i>	<i>Alouatta palliata</i> , <i>Ateles geoffroyi</i> , <i>Cuniculus paca</i> , <i>Dasyprocta punctata</i> , <i>Didelphis marsupialis</i> (gambá), <i>Nasua narica</i> (quati), <i>Pecari tajacu</i> , <i>Potos flavus</i> (jupará), <i>Proechimys semispinosus</i> (rato-de-espinho), <i>Saguinus geoffroyi</i> (sagui de Geoffroy)	Adler 1995, Kays 1999, Beckman & Muller-Landau 2007
COCOEA		
<i>Acrocomia aculeata</i>	<i>Artibeus jamaicensis</i> (morcego), <i>Cebus libidinosus</i> (macaco-prego), <i>Mazama americana</i> (veado-mateiro), <i>M. gouazoubira</i> (veado-catingueiro), <i>Pecari tajacu</i> , <i>Tayassu pecari</i>	Ortega & Castro-Arellano 2001, Rivero <i>et al.</i> 2005, Beck 2006, Waga <i>et al.</i> 2006
<i>Allagoptera arenaria</i>	<i>Cerdocyon thous</i> (cachorro-do-mato), <i>Procyon cancrivorus</i> (mão-pelada)	Gatti <i>et al.</i> 2006
<i>Allagoptera brevicalyx</i>	Carnívoros	M. Galetti, com. pess.

<i>Allagoptera campestris</i>	<i>Cerdocyon thous</i> , <i>Lycalopex vetulus</i> (raposa-do-campo), <i>Pecari tajacu</i> , <i>Thrichomys apereoides</i> (punaré)	Dalponete & Lima 1999, Almeida 2007
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i>	<i>Cuniculus paca</i> , <i>Dasyprocta leporina</i> (cutia), <i>Guerlinguetus ingrami</i> (esquilo), <i>Trinomys</i> sp. (rato-de-espinho)	Pires 2006, Galetti <i>et al.</i> 2006
<i>Astrocaryum aculeatum</i>	<i>Cebus apella</i> , <i>Pecari tajacu</i> , <i>Tayassu pecari</i>	Lehman 2004, Beck 2006
<i>Astrocaryum campestre</i>	<i>Lycalopex vetulus</i>	Dalponete & Lima 1999
<i>Astrocaryum chambira</i>	<i>Ateles belzebuth</i> , <i>Cebus albifrons</i> (caiarara), <i>C. apella</i> , <i>Pecari tajacu</i> , <i>Tayassu pecari</i>	Aquino & Bodmer 2004, Beck 2006
<i>Astrocaryum jauari</i>	<i>Pecari tajacu</i> , <i>Tayassu pecari</i>	Beck 2006
<i>Astrocaryum mexicanum</i>	<i>Cuniculus paca</i> , <i>Dasyprocta punctata</i> (cutia), <i>Heteromys desmarestianus</i> (rato-de espinho), <i>Heteromys</i> spp., <i>Liomys</i> spp. (rato-de espinho), <i>Pecari tajacu</i> , <i>Peromyscus mexicanus</i> (rato silvestre), <i>Sciurus aureogaster</i> , <i>S. deppei</i> (esquilo), <i>Tayassu pecari</i>	Martinez-Ramos 1997, Brewer & Rejmánek 1999, Brewer 2001
<i>Astrocaryum murumuru</i>	<i>Myoprocta pratti</i> (cutiara), <i>Pecari tajacu</i>	Kiltie 1981, Beck & Terborgh 2002
<i>Astrocaryum paramaca</i>	<i>Pecari tajacu</i> , <i>Tayassu pecari</i>	Beck 2006
<i>Astrocaryum tucuma</i>	<i>Tayassu pecari</i>	Peres 1996
<i>Astrocaryum standleyanum</i>	<i>Cuniculus paca</i>	Adler & Lambert 2008
<i>Astrocaryum vulgare</i>	<i>Tayassu pecari</i>	Husson 1978 <i>cit in</i> Beck 2006
<i>Attalea butyracea</i> ^b	<i>Alouatta palliata</i> , <i>Ateles geoffroyi</i> , <i>Cebus apella</i> , <i>C. albifrons</i> , <i>C. capucinus</i> , <i>Cuniculus paca</i> , <i>Dasyprocta punctata</i> , <i>Eira barbara</i> (irara), <i>Hoplomys gymnurus</i> (rato-de-espinho), <i>Lagothrix lagotricha</i> , <i>Nasua narica</i> , <i>Pecari tajacu</i> , <i>Proechimys semispinosus</i> , <i>Sciurus granatensis</i> , <i>S. variegatoides</i> (esquilo), <i>Tapirus bairdii</i> (anta), <i>Tayassu pecari</i>	Wright & Duber 2001, Aquino & Bodmer 2004, Wyatt & Silman 2004
<i>Attalea dubia</i>	<i>Guerlinguetus ingrami</i>	Voltolini 2004
<i>Attalea funifera</i>	<i>Cuniculus paca</i> , <i>Dasyprocta leporina</i>	Voeks 2002
<i>Attalea geraensis</i>	<i>Clyomys bishopi</i> (rato de espinho), <i>Dasyprocta azarae</i> (cutia)	Almeida & Galetti 2007
<i>Attalea humilis</i>	<i>Cuniculus paca</i> , <i>Dasyprocta leporina</i> , <i>Dasyprocta novemcinctus</i> (tatu-galinha), <i>Didelphis aurita</i> (gambá-de-orelha-preta), <i>Guerlinguetus ingrami</i> , <i>Trinomys</i> sp. (rato-de-espinho), <i>Pecari tajacu</i>	Andreazzi 2008
<i>Attalea maripa</i> ^c	<i>Ateles belzebuth</i> , <i>Cuniculus paca</i>	Silvius & Fragoso 2002
<i>Attalea oleifera</i>	<i>Cuniculus paca</i> , <i>Dasyprocta prymnolopha</i> (cutia), <i>Didelphis albiventris</i> , <i>Monodelphis americana</i> (musaranha), <i>Oryzomys capito</i> (rato-do-arroz), <i>Guerlinguetus alphonsei</i> (esquilo)	Linhares 2003, Pimentel & Tabarelli 2004
<i>Attalea phalerata</i>	<i>Clyomys laticeps</i> (rato-de-espinho), <i>Dasyprocta azarae</i> , <i>Euphractus sexcinctus</i> , <i>Thrichomys apereoides</i>	Nascimento <i>et al.</i> 2004
<i>Attalea pindobassu</i>	Roedores estocadores	Guimarães <i>et al.</i> 2008
<i>Bactris acanthocarpa</i>	<i>Dasyprocta prymnolopha</i> , <i>Guerlinguetus alphonsei</i>	Silva & Tabarelli 2001
<i>Bactris bahiensis</i>	Carnívoros	M. Galetti, com. pess.

<i>Bactris caryotifolia</i>	Carnívoros	M. Galetti, com. pess.
<i>Bactris ferruginea</i>	Carnívoros	M. Galetti, com. pess.
<i>Bactris glassmanii</i>	Carnívoros	M. Galetti, com. pess.
<i>Bactris glaucescens</i>	<i>Tayassu pecari</i>	A. Keuroghlian, com. pess.
<i>Bactris hatschbachii</i>	Roedores estocadores	M. Galetti, com. pess.
<i>Bactris horridispatha</i>	Roedores estocadores	M. Galetti, com. pess.
<i>Bactris maraja</i>	<i>Pecari tajacu</i>	Fragoso 1999
<i>Bactris pickelli</i>	Carnívoros	M. Galetti, com. pess.
<i>Bactris setosa</i>	<i>Dasyprocta leporina</i> , <i>Cuniculus paca</i> , carnívoros	Genini <i>et al.</i> 2009, R. Marques, dados não publicados
<i>Bactris soeiroana</i>	Carnívoros	M. Galetti, com. pess.
<i>Bactris</i> spp.	<i>Artibeus jamaicensis</i> , <i>Cebus albifrons</i>	Ortega & Castro-Arellano 2001, Aquino & Bodmer 2004
<i>Bactris vulgaris</i>	Roedores estocadores	M. Galetti, com. pess.
<i>Lytocaryum hoehnei</i>	Roedores estocadores	D. Ferraz, dados não publicados
<i>Lytocaryum weddellianum</i>	Roedores estocadores	M. Galetti, com. pess.
<i>Polyandrococos caudescens</i>	Roedores estocadores	Donatti 2004, A. S. Pires, dados não publicados
<i>Syagrus botryophora</i>	Roedores estocadores	M. Galetti, com. pess.
<i>Syagrus comosa</i>	<i>Lycalopex vetulus</i>	Dalponde & Lima 1999
<i>Syagrus coronata</i>	Roedores estocadores	M. Galetti, com. pess.
<i>Syagrus flexuosa</i>	<i>Chrysocyon brachyurus</i> , <i>Oryzomys subflavus</i> (rato-do-arroz)	Almeida 2007, Rodrigues 2002
<i>Syagrus loefgrenii</i>	<i>Clyomys bishopi</i>	Bueno <i>et al.</i> 2004
<i>Syagrus macrocarpa</i>	Roedores estocadores	M. Galetti, com. pess.
<i>Syagrus oleracea</i>	Roedores estocadores, <i>Pecari tajacu</i> , <i>Tapirus</i> sp. (anta), <i>Tayassu pecari</i>	M. Galetti, com. pess., Keuroghlian & Eaton 2008
<i>Syagrus picrophylla</i>	Roedores estocadores	M. Galetti, com. pess.
<i>Syagrus pleioclada</i>	Roedores estocadores	M. Galetti, com. pess.
<i>Syagrus pseudococos</i>	<i>Cebus nigrinus</i> , <i>Dasyprocta leporina</i> , <i>Cuniculus paca</i>	Genini <i>et al.</i> 2009
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	<i>Alouatta guariba</i> (bugio), <i>Callithrix penicillata</i> (mico-estrela), <i>Cebus nigrinus</i> (macaco-prego), <i>Cuniculus paca</i> , <i>Dasyprocta leporina</i> , <i>Dasyprocta novemcinctus</i> (tatu-galinha), <i>Nasua nasua</i> , <i>Pecari tajacu</i> , <i>Sylvilagus brasiliensis</i> (tapiti), <i>Tayassu pecari</i> , <i>Trinomys</i> spp.	Bordignon <i>et al.</i> 1996, Alves-Costa 2004, Keuroghlian & Eaton 2008, Genini <i>et al.</i> 2009
<i>Syagrus ruschiana</i>	Carnívoros, primatas, <i>Tapirus</i> sp.	M. Galetti, com. pess.
<i>Syagrus sancona</i>	<i>Mazama americana</i> , <i>M. gouazoubira</i>	Rivero <i>et al.</i> 2005
<i>Syagrus schizophylla</i>	Carnívoros, primatas, <i>Tapirus</i> sp.	M. Galetti, com. pess.
GEONOMEAE		
<i>Geonoma</i> sp.	<i>Aotus nancymaae</i>	Aquino & Bodmer 2004
<i>Geonoma pauciflora</i>	<i>Oryzomys russatus</i>	Vieira <i>et al.</i> 2003

^a *Iriartea deltoidea* = *Iriartea ventricosa*

^b *Attalea butyracea* = *Scheelea rostrata*, *Scheelea zonensis* ou *Orbignya martiana*

^c *Attalea maripa* = *Maximiliana maripa*