



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA**

Letícia Leite Ferraço

Efetividade da dispersão de sementes pelo macaco-prego-do-peito-amarelo (*Sapajus xanthosternos*, Primates: Cebidae) em um mosaico florestal da Mata Atlântica: implicações para a regeneração de florestas.



**Ilhéus - Bahia
2013**

Letícia Leite Ferrazo

Efetividade da dispersão de sementes pelo macaco-prego-do-peito-amarelo (*Sapajus xanthosternos*, Primates: Cebidae) em um mosaico florestal da Mata Atlântica: implicações para a regeneração de florestas

Dissertação apresentada para obtenção do título de mestre em Zoologia à Universidade Estadual e Santa Cruz.

Área de concentração: Conservação e utilização de animais

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Deborah Maria de Faria

Co-orientadora: Dr^a. Marina Corrêa Côrtes

**Ilhéus - Bahia
2013**

F368 Ferrazo, Letícia Leite
Efetividade da dispersão de sementes pelo macaco-prego-do-peito-amarelo (*Sapajus xanthosternos*, Primates: Cebidae) em um mosaico florestal da Mata Atlântica: implicações para a regeneração de florestas / Letícia Leite Ferrazo. – Ilhéus, BA: UESC, 2013.
xii, 113 f.: il.; anexos.

Orientadora: Deborah Maria de Faria.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Zoologia.
Inclui referências.

1. Primata – Una (BA). 2. Primata – Habitat – Una (BA). 3. Sementes – Dispersão – Mata Atlântica. 4. Animais em extinção – Bahia. 4. Florestas – Reprodução. 5. Florestas – Conservação. I. Título.

CDD 599.85



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ - UESC
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO - PROPP
SECRETARIA GERAL DE CURSOS - SECREGE
PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA
MESTRADO EM ZOOLOGIA APLICADA

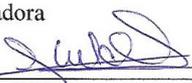


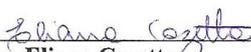
ATA DA DEFESA PÚBLICA Nº 119
DISSERTAÇÃO DE **Letícia Leite Ferraço** NO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA stricto sensu – ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: ZOOLOGIA APLICADA – NÍVEL: MESTRADO ACADÊMICO.

Aos trigésimo dia do mês de Agosto do ano de dois mil e treze, às quatorze horas, reuniu-se na sala três mil e oito do Pavilhão Jorge Amado, na Universidade Estadual de Santa Cruz, a Comissão Examinadora, composta pelas Doutoradas Laurence Marianne Vincianne Culot e Eliana Cazetta, examinadoras, e por mim, Deborah Maria de Faria, orientadora, para julgar o trabalho intitulado: “Efetividade da Dispersão de Sementes pelo Macaco-Prego-Do-Peito-Amarelo (*Sapajus Xanthosternos*, *Primates: Cebidae*) em Mosaico Florestal da Mata Atlântica: Implicações para a Regeneração de Florestas” de autoria de Letícia Leite Ferraço. Após arguição e discussão, a banca examinou, analisou e avaliou o referido trabalho, chegando à conclusão que este está aprovado. Nada mais havendo a ser tratada, esta Comissão Examinadora encerrou a Reunião da qual eu, Deborah Maria de Faria, Presidente desta Banca, lavrei a presente ATA que, após lida e aprovada vai assinada pelos seus membros.

Campus Prof. Soane Nazaré de Andrade, Ilhéus, Bahia, 30 de Agosto 2013.


Dra. Deborah Maria de Faria
Orientadora


Dra. Laurence Marianne Vincianne Culot
Examinadora


Dra. Eliana Cazetta
Examinadora



Aos viventes da floresta Atlântica!

Agradecimentos

Agradeço ao CNPq pela bolsa de mestrado e ao financiamento concedido para compra de equipamentos via SISBIOTA-Funcionalidade.

À PROPP-UESC pela concessão de diárias para coleta de dados no campo deste projeto.

À minha orientadora Deborah Faria por me inserir ao grupo SISBIOTA de pesquisa, pela viabilização de financiamentos, pelo apoio diante aos problemas do trabalho, pela ajuda com a resolução dos mesmos, pela oportunidade de aprendizado através disponibilização de sua rede de contatos, pelas discussões científicas, e principalmente pela confiança e crédito que me deu para a realização dessa pesquisa.

Ao pesquisador Mauro Galetti pelo tempo concedido de permanência com sua equipe, por todo o conhecimento e experiência transferida.

Ao querido Milton Ribeiro pela ajuda e grande paciência com os mapas elaborados para esse trabalho, pelas dicas, pela força e crença em mim.

À minha co-orientadora Marina Corrêa Côrtes pelo imensurável apoio moral e científico durante as análises, pela paciência com minhas dúvidas inacabáveis, pelas revisões prontamente disponibilizadas deste trabalho, pela calma e delicadeza transferida nos meus momentos de angústia com os prazos.

Ao ICMBio pela concessão das licenças 22960-2, 22927-3 e 36652-1 para a coleta de dados e captura dos macacos-prego,. Especialmente ao Bruno Marchena pela disponibilização em ajudar esse trabalho, pela viabilização da reforma do alojamento, dentre outros recursos, e ao Ivan pelo ajuda com as estufas de germinação.

Agradeço a Priscila Gouveia e Patrícia Izar pela oportunidade de trabalho com os macacos-prego, e pelo aproveitamento da logística de campo para coleta de dados.

Ao Gabriel, às veterinárias Paula e Maíra pelas idas incertas à REBio em período de captura e marcação dos macacos.

À amiga Marina Lapenta que esteve sempre presente a me ajudar com a elaboração do experimento, a responder e-mails gigantes com muitas dúvidas, pelo parecer positivo para aprovação de diárias de campo via PROPP, e pelo carinho em me atender.

À Camila Cassano pela disponibilização do mapa de uso do solo do IESB e pelo parecer positivo para a liberação de diárias de campo deste projeto.

Aos queridos e atenciosos botânicos, Michaele Pessoa, José Lima, Lucas Lopes, André Amorim, Diogo e Marciele, por toda ajuda e ensinamento com as identificações das plantas.

Ao especialistas das famílias Myrtaceae Marcos Sobral, ao da família Sapotaceae Caio Vivas, ao da família Melastomataceae Renato Goldenberg, a da família

Loganiaceae Maria de Fatima Agra, e ao da família Anacardiaceae Ricardo Perdiz, muito obrigada pelas identificações.

Ao parceiro de campo Binho, pela prosa de todo dia, pelas risadas, pelos novos aprendizados de mato, pelas discussões sobre os bichos, pela ajuda com o experimento, pela de alegria quando viamos bichos inesperados, pela confiança, pela amizade, e principalmente pelo respeito à natureza.

Ao Bila pela ajuda com os coletores no período chuvoso e pela ajuda com as capturas dos macacos.

Agradeço aos amigos João Pena e Vanessa Lazaro por ajudarem no monitoramento dos macacos e com experimento de germinação de sementes.

Aos amigos Carol Cornélio, Maria, Karen Martins e Maria Laura que também me ajudaram com as medições da plântulas e mudas do experimento.

A Renata Carvalho por quebrar vários galhos durante o projeto, pelas discussões, pela ajuda com os mapas e disponibilização de ajudar.

Aos amigos que fiz em Rio Claro, Babi Schmaedecke e Natália Stefanini pelo apoio, pela prosa, pelos toques e disponibilização de um canto pra eu ficar. Pela torcida e atenção de Marcela, Raisal Rodarte, Laurinha e Confirma.

À Laurence Culot pelas conversas de macacóloga, ao interesse pelo meu trabalho, pelas dicas, pelos conselhos para o futuro, e pela disponibilidade de vir na banca.

Àos amigos Flora Bittencourt, Michaela Pessoa, Lucas Milmann, Chris Del Vechio e Carol Relvas pelas discussões sobre dispersão de sementes, ecologia de populações, pelas opiniões, e paciência em ouvir os causos dos macacos.

À Daniela Talora e Eliana Cazetta pelas opiniões, sugestões e elogios ao trabalho na banca da qualificação, vocês ajudam na muito a evolução deste trabalho.

Agradeço imensamente e de todo o meu coração à minha família, meus pais Antonio e Angela, e aos meus irmãos Michele e Juninho, que entenderam minha constante ausência em nosso convívio, em nossos festejos familiares, nas nossas conversas e visitas. Não tenho palavras para expressar minha grandiosa gratidão pela compressão de vocês neste momento, me felicito pois nossa amizade e companherismo é o que me fortalece! Amo vocês!

Agradeço ao meu companheiro Anderson Durão por entender essa fase conturbada da minha vida, pela grande ajuda em campo, pelas fotos e vídeos maravilhosos dos macacos, pela compreensão à dedicação intensiva ao trabalho, pelas opiniões, por acreditar mais em mim que eu mesma, pelo carinho e atenção quando estive diante de problemas que pareciam não findar. Principalmente, sou grata pelo convite para vinda à Ilhéus, pois pude saborear bons frutos e espero que as sementes permaneçam viáveis, para que novos frutos sejam apreciados por nós!

Obrigada Deus, pela minha existência e por me guiar sempre aos caminhos do bem!

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Distribuição geográfica do macaco-prego-do-peito-amarelo (<i>Sapajus xanthosternos</i>) na Floresta Atlântica, e em destaque as áreas protegidas existentes dentro da área de ocorrência da espécie	24
Figura 2. Primata <i>Sapajus xanthosternos</i> na Mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil: consumo de frutos de <i>Artocarpus heterophyllus</i> (A), <i>Elaeais guineensis</i> (B), <i>Tapirira guienensis</i> (C), <i>Theobroma cacao</i> (D), e macho sub-adulto se deslocando	32
Figura 3. Localização geográfica da área de estudo, município de Una, mostrando o contorno da Reserva Biológica de Una (Rebio-Una) no sul da Bahia. Brasil	33
Figura 4. Cobertura e uso do solo da área utilizada por <i>Sapajus xanthosternos</i> de Una, Bahia, com destaque para a localização de árvores fruteiras nativas e exóticas utilizadas pelo primata	36
Figura 5. Variação de componentes quantitativos e sub-componentes probabilidade de dispersão e tempo total nos tipos florestais de espécies consumidas por <i>Sapajus xanthosternos</i> em Una, sul da Bahia, Brasil	46
Figura 6. Relação entre probabilidade da endozoocoria e o diâmetro médio das sementes de espécies consumidas pelo grupo de <i>Sapajus xanthosternos</i> em Una, Bahia	49
Figura 7. Efetividade da dispersão de sementes por <i>Sapajus xanthosternos</i> , com enfoque nas espécies de frutos consumidos (CQt) e de sementes defecadas germinadas (CQI) em mais de um tipo florestal	53
Figura 8. Proporção de sementes removidas estimada e de sementes depositadas por <i>Sapajus xanthosternos</i> , que indicam fluxo de sementes entre os tipos florestais do mosaico de Una, Bahia	54
Figura 9. Distribuição espacial da frequência de sementes dispersadas (A) por <i>Sapajus xanthosternos</i> , e tempo médio demandado pelo grupo na visitação de árvores para consumo de frutos (B) da Mata Atlântica, Bahia, Brasil	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Características da dispersão de sementes por <i>Sapajus xanthosternos</i> no mosaico florestal de Una, sul da Bahia	44
Tabela 2. Variáveis analisadas estatisticamente por testes da razão de verossimilhança para comparar modelos em função dos tipos florestais utilizados por <i>Sapajus xanthosternos</i> em Una, sul da Bahia	48

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	V
LISTA DE FIGURAS	VII
LISTA DE TABELAS	VIII
RESUMO	XI
ABSTRACT	XII
1. INTRODUÇÃO GERAL	13
1.1 Floresta Atlântica e os novos ecossistemas	13
1.2 As florestas do sul da Bahia: um mosaico florestal	15
1.3 Primatas: dispersores de sementes em paisagens antropizadas	18
1.4 <i>Sapajus xanthosternos</i>: primata endêmico e frugívoro de médio porte no sul da Bahia	23
2. OBJETIVOS	25
2.1 Objetivo geral	25
2.2 Objetivos específicos	25
CAPÍTULO 1. O macaco-prego-do-peito-amarelo e a dispersão de sementes na Mata Atlântica: um velho protagonista conduzindo um novo ecossistema	26
Resumo	27
Abstrat	28
Introdução	29
Material e métodos	33
Área de estudo	33
Grupo de primatas estudado	37
Grupo de primatas amostrado	37
Monitotamento	37
<i>Componente Quantitativo: caracterização do consumo e dos recursos</i>	37
<i>Componente Qualitativo: germinação e deposição espacial das sementes</i>	39
Efetividade da dispersão de sementes	40

<i>Componente Quantitativo</i>	40
<i>Componente Qualitativo</i>	42
Distribuição espacial da deposição de sementes	42
Resultados	44
Componente Quantitativo	45
<i>Tempo Total</i>	47
<i>Probabilidade de dispersão</i>	48
Componente Qualitativo	49
Efetividade da dispersão de sementes	51
Distribuição espacial	53
Discussão	56
Referências	68
4. CONCLUSÃO GERAL	77
5. BIBLIOGRAFIA	79
ANEXOS	92

RESUMO

A perda e alteração de habitat naturais tem sido uma das forças motrizes que afetam negativamente a riqueza de espécies, principalmente nas florestas tropicais. Os remanescentes florestais inseridos nestas paisagens antrópicas são geralmente representados por manchas pequenas e espacialmente isoladas, e continuam sofrendo perturbações que influenciam a dinâmica destes remanescentes. Entre as possíveis mudanças está a redução da heterogeneidade nos habitats originada pela introdução de espécies exóticas, pois disponibilizam recursos tão atrativos para a fauna que os padrões de consumo de espécies nativas podem ser alterados. Com a antropização também é possível perder a fauna junto aos processos ecológicos associados e envolvidos no funcionamento da floresta, como o fluxo eficiente de sementes entre habitats. Em sua maioria, primatas frugívoros são eficazes na regeneração florestal por dispersarem uma ampla diversidade florística, por serem plásticos às alterações na dieta e no ambiente. Mas, primatas medianos são diferentemente eficazes na dispersão de sementes desde pequenas, médias e grandes, até as protegidas. Esse estudo tem como objetivo avaliar os componentes quantitativos, qualitativos e espaciais da efetividade da dispersão de espécies nativas e exóticas consumidas por primata de médio porte (*Sapajus xanthosternos*) nos tipos florestais do mosaico de Una, sul da Bahia. Além disso, avaliamos a média de diâmetro das sementes e as características dos frutos e sementes dispersas pelo primata. Um grupo de 33 indivíduos primatas foram monitorados para georreferenciamento das fruteiras amostradas pelo focal, e das defecações com sementes. O primata dispersou sementes de 81 espécies e predou 12, de 93 espécies consumidas em nove meses de observação. As espécies mais consumidas foram as exóticas (*Elaeis guineenses* e *Artocarpus heterophyllus*) e uma pioneira (*Tapirira guienensis*) em florestas secundárias e cabruças. Nestes tipos florestais o primata visita e defeca sementes de muitas espécies nativas depositadas com alto sucesso de germinação, e que se sobrepõe às fruteiras exóticas altamente consumidas. Esses ambientes têm grande número de sementes, plântulas e mudas de espécies exóticas e da pioneira que podem influenciar a viabilidade das nativas dispersas. O primata consome e dispersa 57% das sementes de diâmetro pequeno (0 a 0.9 cm), 36% de médio (0.91 a 1.49 cm), e 7% das sementes grandes (> 1.49 cm). Os frutos grandes e com proteção são dificilmente acessados por pequenos frugívoros, mas o macaco-prego pode manipular, consumir e carregar essas sementes a curtas distâncias. Os resultados indicam grandes implicações ecológicas para a dinâmica reprodutiva e conservação da alta diversidade das comunidade de plantas nativas da região, através da avaliação do nível de invasão de exóticas nas florestas nativas, a fim de embasar um manejo adequado à essas espécies. Além das espécies de nativas com sementes grandes, que estariam sendo dispersas mais efetivamente por grandes frugívoros já extintos no local. Controlando a caça e conservando florestas é possível mitigar a defaunação a fim de que outras espécies já ameaçadas como o macaco-prego, não sejam perdidas em serviços funcionais que mantêm a dinâmica florística de espécies nativas em florestas maduras, e recupera florestas secundarizadas e cabruças em áreas protegidas da região.

Palavras-chave: Mosaico Florestal; Primata de médio porte; Efetividade da Dispersão de Sementes; Espécies Exóticas; Regeneração Florestal.

ABSTRACT

The loss and alteration of natural habitat has been one of the driving forces that negatively affect the species richness, particularly in tropical forests. The forest remnants inserted into in these anthropogenic landscapes are usually represented by small and spatially isolated patches, and continue to suffer disturbances that influence the dynamics of these remnants. Among the possible changes is the reduction of heterogeneity in habitat caused by the introduction of exotic species, as attractive as provide resources for wildlife that consumption patterns of native species can be changed. With anthropization is also possible to lose fauna along the ecological processes associated and involved in the operation of the forest, as the efficient flow of seeds between habitats. Mostly frugivorous primates are effective in forest regeneration by dispersing a wide floristic diversity, being the plastic changes in diet and environment. But, unlike median primates are effective in dispersing seeds from small, medium and large, even protected. This study aims to evaluate the quantitative, qualitative and spatial components of the effectiveness of the dispersion of native and exotic species consumed by primate midsize (*Sapajus xanthosternos*) in the mosaic of forest types Una, southern Bahia. Furthermore, we evaluated the average diameter of the seed and the fruit characteristics and seeds dispersed by primate. A group of 33 individuals primates were monitored for georeferencing of fruit sampled by focal, and defecation with seeds. The primate dispersed seeds of 81 species and predou 12, of 93 species consumed in nine months of observation. The most consumed species were exotic (*Elaeis guineenses* and *Artocarpus heterophyllus*) and a pioneer (*Tapirira guienensis*) in secondary forests and cabrucas. These forest types primate visit and defecated the seeds of many native species with high germination success, and that overlaps the highly consumed exotic fruit. These environments have a large number of seeds, seedlings and seedlings of exotic species and the pioneer that may influence the viability of native and dispersed. The primate dispersed and consumes 57% of seeds of small diameter (0 to 0.9 cm), 36% medium (0.91 to 1.49 cm), and 7% of large seeds (> 1.49 cm). Large fruit and protection are rarely accessed by small frugivores, but the capuchin monkey can handle, load and consume these seeds over short distances. The results indicate major ecological implications for reproductive dynamics and conservation of the high diversity of native plants in the region, through the assessment of the level of invasion of exotic native forests in the community in order to base a proper management of these species. In addition to the native species with large seeds, which would be more effectively dispersed by large frugivores extinct locally. Controlling hunting and conserving forests can mitigate defaunation so that other species already threatened as the monkey, are not lost in functional services that keeps the floristic dynamics of native species in mature forests, and retrieves and placed second cabrucas forests protected areas in the region.

Keywords: Mosaic Forest; Primate Midsize; Effectiveness of Dispersal Seeds; Exotic Species; Forest Regeneration.



INTRODUÇÃO GERAL

Floresta Atlântica e os novos ecossistemas

A Mata Atlântica é um dos 25 *hotspots* de biodiversidade mundiais (Myers et al., 2000; Galindo-Leal e Câmara, 2003) e a segunda maior floresta pluvial tropical do continente americano, estendendo-se ao longo da maior parte na faixa litorânea brasileira e ocupando também parte da Argentina, Paraguai e Uruguai. Originalmente estendia-se de forma contínua ao longo da costa brasileira, até o leste do Paraguai e nordeste da Argentina (Mittermeier et al., 2005; Tabarelli et al., 2010). Hoje apenas 12.9% da cobertura original do bioma permanece nos países de ocorrência (Chebez e Hilgert, 2003; Huang et al., 2007, 2009; Ribeiro et al., 2009).

Extremamente heterogênea em sua composição, possui formações naturais associadas ao bioma, como mangues, restingas, formações campestres de altitude e brejos (florestas úmidas resultantes de precipitação orográfica em meio a formações semi-áridas no nordeste brasileiro) (Câmara, 2003; Tabarelli et al., 2005). Mas ao longo de toda a extensão do bioma, os remanescentes de floresta geralmente encontram-se em paisagens antropizadas, dominadas por um conjunto de ambientes modificados conhecidos por matriz, representados por áreas convertidas pela pecuária e agricultura, mas muitas em estado de abandono e improdutividade, dando lugar à ambientes com florestas secundárias em diferentes estágios de regeneração, que se recuperam através de sucessão secundária (FAO, 2009; Gardner et al., 2009).

A natureza destas matrizes influencia a dinâmica dos fragmentos nessas paisagens (Gascon et al., 1999; Ricketts, 2001; Fahrig, 2003; Faria et al., 2009), mas espécies podem persistir explorando ambientes da matriz como habitats ou como caminhos conectados aos remanescentes florestais distantes entre si. A permeabilidade da matriz determina o seu uso pela biota, e assim aumentando a persistência das populações nestas paisagens, que varia conforme a espécie em questão, mas depende de sua composição e complexidade (Baum et al., 2004). Paisagens dominadas por matrizes de áreas

altamente perturbadas oferecem menos recursos e são menos permeáveis ao fluxo da biota do que matrizes mais complexas, heterogêneas e estruturalmente semelhantes ao habitat original (Schroth et al, 2004 a, b). Esses novos ecossistemas ou ecossistemas criados por ação humana possuem novas combinações de fauna e flora, seja de espécies nativas e/ou exóticas, que geram composições e abundâncias relativas de espécies de forma diferenciada se comparada ao habitat original (Tabarelli et al. 2012), e permeia a dinâmica de transporte de propágulos e movimento dos organismos entre florestas conectadas ou próximas entre si (Sanderson et al., 2002; Hobbs et al., 2006). Portanto, a qualidade das matrizes pode ampliar significativamente a conectividade funcional e evita a extinção local de espécies (Laurance e Gascon, 1997; Bierregaard et al., 2001; Silva e Tabarelli, 2000).

Matrizes com agroflorestas ao longo de florestas tropicais formam um mosaico que confere maior permeabilidade à biota local, são mais sustentáveis do que as monoculturas pois reduzem a necessidade de novas áreas desmatadas (Bhagwat et al., 2008; Schroth et al., 2000), fornecem habitats estruturalmente mais complexos em comparação com usos do solo desprovidos de vegetação arbórea (Pimentel et al., 1992; Estrada et al., 1993 a, b, 1994; Perfecto et al., 1996; Greenberg et al., 1997; Rice e Greenberg, 2000; Sherry, 2000; Estrada e Coates-Estrada 2002; Schroth et al., 2004a; Oliveira et al., 2011), disponibilizam recursos às espécies dependentes de áreas florestais, e também para as que não sobreviveriam em uma paisagem puramente agrícola (Schroth et al., 2004a).

O estabelecimento de grandes redes de áreas protegidas, conectadas por corredores florestais e agroflorestais imersas em matrizes pouco agressivas (ex.: sem fogo e pesticidas), parece ser a melhor estratégia para a conservação da diversidade biológica em paisagens com a presença do novos ecossistemas (Sanderson et al., 2003; Gascon et al., 2004). Porém, mesmo imersas em paisagens estruturalmente mais complexas os remanescentes florestais continuam sofrendo alterações significativas devido a constante presença e interferência humana (Tabarelli e Gascon, 2005). Além da pressão

da fragmentação florestal persistentes também continuam a ser degradados pela extração de lenha, extrativismo, invasão por espécies exóticas e pela caça (Galetti e Fernandez, 1998; Tabarelli et al., 2004). Os efeitos da atuação conjunta e sinérgica destes processos são fatores importantes que influenciam a persistência de espécies em paisagens antrópicas, assim como a manutenção ou perda de processos ecológicos importantes para garantir o funcionamento destes sistemas (Galetti et al., 2013).

As florestas do sul da Bahia: um mosaico florestal

A região cacauera do sul da Bahia é considerada um *hotspot* de diversidade, pois abriga parte significativa de cobertura florestal que inclui os maiores remanescentes de florestas costeiras do nordeste do Brasil (Galindo-Leal e Câmara, 2003; Ribeiro et al., 2009; Faria et al., 2009; Canale et al., 2012). No entanto, apenas 33% desta cobertura é composta por remanescentes nativos em diferentes estágios de regeneração, sendo 40% representado por plantações sombreadas de cacau (*Theobroma cacao*), na sua maioria sob cultivo tradicional conhecido como cabruca (May e Rocha, 1996), sistema responsável por quase 70% da produção de cacau do país (Araújo et al., 1998). As cabucas consistem em arbustos do cacauero substituídos pelo sub-bosque original juntamente ao sombreamento por espécies nativas de dossel (Alvim, 1965; Alves, 1990),

As cabucas consistem em ambientes florestais mais simplificados em relação a composição florística de florestas nativas (Mori et al., 1983; Alves, 1990; Sambuichi, 2002; Rolim e Chiarello 2004). Entretanto, a riqueza e abundância das árvores que sombreiam as cabucas, junto a intensidade de manutenção do agrossistema (poda de galhos, coleta de frutos dos cacaueros e uso de pesticidas), determinam a persistência de populações de árvores de dossel e emergentes, ou seja, de árvores raras (Bierregaard et al., 2001). Além disso, a proximidade com remanescentes florestais nativos também determinam a diversidade e abundância de espécies da fauna ocorrentes

nesse agrossistema (Alves, 1990; Greenberg et al., 1997; Moguel e Toledo, 1999; Rice e Greenberg, 2000; Cassano et al., 2012).

As cabruças são usadas como habitat por uma parte significativa das assembléias de espécies de fauna de florestas (Alves, 1990; Argôlo, 2004; Accácio, 2004; Laps et al., 2003; Faria et al., 2006; Faria et al., 2007; Pardini, 2004, 2009; Lernould et al., 2012; Cassano et al., 2012; Canale et al., 2013) se comparadas a maioria de outros sistemas agrícolas. Essas espécies buscam as cabruças como habitats secundários ou transitórios (Dietz et al., 1996; Catenacci et al., 2009) e os táxons variam na utilização desse ambiente, algumas espécies prosperam utilizando-a como substituto, enquanto outras estão ausentes ou dependem dos habitats naturais ao redor (Alves, 1990; Cassano et al., 2012).

As espécies exóticas como o cacau (*Theobroma cacao*), a jaca (*Artocarpus heterophyllus*), e o dendê (*Elaeis guineensis*) são recursos bastante consumidos em cabruças, e também em pequenos cultivos (apenas as duas últimas espécies) por diversos vertebrados frugívoros, incluindo espécies endêmicas e ameaçadas como o mico-leão-da-cara-dourada (*Leontopithecus chrysomelas*) (Catenacci et al., 2009; Cardoso et al., 2011; Oliveira et al., 2011) e o macaco-prego-do-peito-amarelo (*Sapajus xanthosternos*) (Kierulff et al., 2005 a, b; Gouveia, 2009, Canale et al., 2013). O dendê e a jaca foram cultivados nas cabruças do sul da Bahia a fim de sombrear o cacau após o estabelecimento do agrossistema (Correia, 1975; BRASIL, 1994). Mas como nas demais regiões do país, essas duas espécies exóticas foram introduzidas por influência africana no período colonial. O dendê foi cultivado para consumo em pequena escala devido a apreciação na culinária africana (Zeven, 1965), e a jaca trazida de florestas tropicais da Índia por africanos que a apreciavam (Elevitch e Manner, 2006; Shyamamma et al., 2008).

Mas o Brasil como representante da maior biodiversidade do mundo (Myers et al., 2000), e por estar incluso como país que possui redução da biodiversidade mundial relacionada ao padrão mundial de destruição direta dos habitats e de invasões biológicas (Pivello et al., 1999 a, b; Scariot, 2001;

Gardener et al., 2012; Simberloff et al., 2013), contribui com a atual crise da biodiversidade (Olden, 2006). Pesquisas recentes demonstram que o declínio das espécies de plantas de florestas maduras concomitante à proliferação de plantas invasoras tem gerado: (1) redução da riqueza de espécies em várias escalas espaciais (Laurance et al., 2006; Santos et al., 2010; Tabarelli et al., 2010; Blackburn et al., 2014), (2) um colapso da diversidade funcional das assembléias de árvores tardias, principalmente dos sistemas de frugivoria e dispersão de sementes por grandes vertebrados (Silva e Pontes, 2008; Dick et al., 2013; Arroyo-Rodríguez et al., 2013), de polinização (Girão et al., 2007; Lopes et al., 2009; Oliveira et al., 2008) e herbivoria especializada (Arnold e Asquith, 2002; Wirth et al., 2008), e por fim a (3) convergência taxonômica e funcional das assembléias de árvores em habitats alterados (Tabarelli et al., 2008; Santos et al., 2008; Aguiar e Tabarelli, 2010; Lôbo et al., 2011; Tabarelli et al. 2012; Arroyo-Rodríguez et al., 2013).

Ecossistemas secundarizados e fragmentados beneficiam espécies com potencial invasor a se disseminarem rapidamente (Williamson, 1996; Abreu e Rodrigues, 2010). A biota nativa passa por níveis de invasão que consistem em um processo endógeno de homogeneização biótica, ou seja, uma hiperproliferação de espécies de plantas ou animais r-estrategistas ou '*winners*', gerando a substituição de espécies nativas raras, especialistas ou '*losers*' por espécies nativas generalistas ou por espécies exóticas introduzidas (Tabarelli et al., 2008; Naaf e Wulf, 2010; Lôbo et al., 2011).

Atualmente, sabe-se pouco sobre como a presença dessas espécies exóticas em agroflorestas ou em pequenos cultivos domésticos pode afetar aspectos funcionais de remanescentes florestais em um contexto espacial de mosaico. Ainda, se processos ecológicos como o fluxo de sementes nativas são reduzidos ou comprometidos devido à maior interação dos frugívoros com frutos exóticos. Conseqüentemente, a alteração nos padrões de frugivoria pode afetar a regeneração de florestas nativas antropizadas e a manutenção de florestas maduras (Catford et al., 2012).

Primatas: dispersores de sementes em paisagens antropizadas

A dispersão de sementes nativas é um dos mais importantes processos ecológicos envolvidos na dinâmica florestal (Guariguata e Ostertag, 2001), e alterações nos padrões de chuva de sementes podem resultar na diminuição da assembléia de plântulas (por exemplo Melo et al., 2006, 2007). A pouca diversidade de espécies de alguns grupos de plantas em remanescentes florestais (Laurance et al., 2006; Santos et al., 2008, 2010), pode limitar a manutenção da biodiversidade local (Gardner et al., 2009; Parry et al., 2009; Schindler et al., 2010; Costa et al., 2012). Com a chegada de sementes imigrantes é possível regenerar as áreas degradadas ou perturbadas, cuja assembléias são geralmente limitadas a um grupo dominante de espécies adaptadas às perturbações antrópicas, principalmente árvores e arbustos pioneiros (Laurance e Bierregaard, 1997). Isso nos ajuda a entender porque paisagens fragmentadas tendem a conter um subgrupo empobrecido da biota original, presente de forma mais homogênea taxonomica e ecologicamente (Laurance, 2001; Oliveira et al., 2004). Os primeiros colonizadores atingem a maturidade e suas sementes também contribuem para a regeneração da floresta (Guariguata e Ostertag, 2001). Depois de algumas décadas deve começar a chegada de sementes maiores para finalizar a sucessão da comunidade de plantas, isso se existirem antigas florestas adjacentes e grandes vertebrados dispersores de sementes maiores (Costa et al., 2012).

A diversidade de espécies dispersas também é influenciada pela plasticidade alimentar de um dado dispersor, a exemplo dos primatas, que geralmente alternam o consumo de espécies de plantas e dispersam uma grande diversidade de espécies (Chapman, 1987, 1989, 1995; Chapman et al., 2002; Poulsen et al., 2002). Deste modo, os primatas podem influenciar a estrutura florística de uma floresta tropical aumentando ou reduzindo a heterogeneidade, e a distribuição espacial de espécies por meio de padrões de dispersão de sementes relacionados ao uso do espaço (Janson et al., 1986; Oftedal et al., 1991; Fuentes, 2000; Chapman et al., 2003 a, b), comportamento alimentar e fisiológico (Julliot, 1997; Di Fiore, 2004).

Os frugívoros dominam as comunidades florestais dos trópicos (Terborgh, 1986), e os primatas representam a maior biomassa desses frugívoros em florestas tropicais (Terborgh, 1986; Chapman, 1995; Garber e Lambert, 1998 a, b), correspondendo a uma faixa de 25 a 50% dessa biomassa (Eisenberg e Thorington, 1973; Terborgh, 1983; Garber e Lambert, 1998 a, b). São nessas florestas que cerca de 75% das espécies de árvores produzem frutos carnosos adaptados à zoocoria ou dispersão pela fauna (Howe e Smallwood, 1982; Jordano, 2000), como frutos carnosos, coloridos, doces e/ou calóricos (Terborgh, 1983; Motta-Junior et al., 2002; Lapenta e Procópio, 2009).

A escolha e consumo de frutos por primatas pode ser baseada na sua morfologia e na composição química de nutrientes (Leighton, 1993; Chapman e Russo, 2005). Apesar da plasticidade na dieta, os primatas forrageiam baseados nas características como a cor e tamanho dos frutos e sementes, que são a base para descrever a “síndrome primata” de dispersão de sementes (Van der Pijl, 1982; Gautier-Hion et al., 1985; Regan et al., 2000). Os traços ecológicos dos frutos das espécies consumidas por primatas podem refletir as coadaptações entre árvores frutíferas e dispersores, determinando assim a efetividade de um dispersor (Chapman e Onderdonk, 1998; Regan et al., 2000).

Geralmente, o porte do dispersor determina o tamanho das sementes que podem ser engolidas (Leighton, 1993), e como existe uma grande variação no tamanho corpóreo entre os primatas junto à dietas variadas, esse grupo realiza um serviço de dispersão que abrange um grande espectro de tamanhos de sementes de florestas tropicais (Chapman e Russo, 2005). Ainda, como grandes primatas têm intestinos maiores, o tempo de passagem das sementes no trato digestório destes animais também pode ser longo, possibilitando a dispersão à longas distâncias (Kay e Davies, 1994; Lambert, 1998; Nunn e Barton, 2000).

A efetividade de um frugívoro no processo de dispersão de sementes também pode variar com características extrínsecas ao animal, como os ciclos reprodutivos naturais da espécie de planta e sua oferta de frutos, com características morfológicas e químicas do fruto, com estrutura do habitat,

condições abióticas, com o padrão de visitação dos demais frugívoros, além disso, a efetividade varia com a distribuição espacial das árvores frutíferas e locais de deposição de sementes (Schupp et al., 2010).

Segundo Schupp (1993) a efetividade da dispersão de sementes é idealmente medida como o número de novos adultos produzidos pelas atividades de dispersão de um dispersor, medida através do produto de dois componentes: o quantitativo e o qualitativo. O componente quantitativo é o produto do número de visitas de um dispersor e o número de sementes dispersas por visita, ou seja, determina o grau da frugivoria nas espécies visitadas pelo dispersor. O componente qualitativo corresponde à qualidade do tratamento da semente pelo dispersor na boca e no trato digestivo, junto à probabilidade da semente dispersa ser viável, sobreviver, germinar e produzir um novo adulto, ou seja, a proporção de sementes que sobrevivem à manipulação pelo frugívoro, ingestão e posterior defecação das sementes em estado viável (Schupp et al., 2010). A probabilidade da semente recrutar depende fortemente do habitat onde a semente foi depositada e, por consequência, ao efeito das características do micro-sítio, predação e competição entre os indivíduos mais próximos.

A efetividade da deposição em termos espaciais é determinada por fatores extrínsecos e intrínsecos, que podem interagir de forma complexa e imprevisível (Rey e Manzaneda, 2007). Fatores extrínsecos tem relação com a composição da assembléia de plantas, a estrutura do habitat local e aos sítios de frutificação (Jordano, 1994, 1995; Fuentes et al., 2001; García et al., 2001; Saracco et al., 2005; Carlo et al., 2007; Rey e Manzaneda, 2007). Os fatores intrínsecos incluem traços ecológicos dos frutos e das sementes (Jordano, 1995; Saracco et al, 2005; Carlo et al, 2007; Rey e Manzaneda, 2007). Mesmo sendo grande preditor de efetividade, a distribuição espacial das defecações de sementes por primatas não é considerado pela maioria dos estudos (Peres e Baidar, 1997; Yasuda et al., 2000; Forget, e Vander Wall, 2001), mesmo sendo crucial para avaliar se a dispersão de sementes para habitats ou micro-habitats são viáveis (Janzen, 1971).

Já a remoção da polpa e descarte das sementes sob a árvore mãe, ou descarte de frutos intactos através da movimentação dos primatas na copa durante a alimentação, determina uma probabilidade inferior de germinação e viabilidade de sementes não removidas (Traveset, 1998). A síndrome de dispersão depende amplamente das respostas das diferentes espécies de frugívoros para os traços ecológicos nos frutos, em parte, devido à variabilidade na composição florística de seus habitats e nas interações interespecíficas (Gautier-Hion et al. 1993; Chapman e Chapman 2002; Chapman e Russo, 2005). Dessa forma, as sementes descartadas sob a árvore matriz lidarão certamente com interações unitróficas como a competição de mudas intraespecífica e interespecíficas, além de relações bitróficas como a predação por vertebrados e patógenos, e o parasitismo (Janzen, 1970; 1971; Terborgh, 2002; Levi e Peres, 2013).

Entretanto, esse descarte de frutos pode ser positivo quando há presença de dispersores secundários. Estes podem remover e depositar as sementes longe da árvore matriz do mesmo modo que dispersores primários, além disso, sementes defecadas por dispersores podem ser removidas, por exemplo, por besouros coprófagos e roedores que escondem sementes (Chapman e Russo, 2005). As sementes tratadas (ou dispersas) geralmente são menos predadas por insetos, fungos, patógenos, pequenos mamíferos e aves, já que o tratamento acelera sua germinação, diminuindo o tempo de exposição a ataques à semente (Estrada e Coates-Estrada, 1984; Nunes, 1995; Garber e Lambert, 1998a). Pesquisar detalhadamente os padrões de frugivoria de uma espécie é imprescindível para a compreensão dos processos ecológicos envolvidos nas relações interespecíficas da comunidade (Carvalho et al., 1999; Bronson, 1989, Rode et al., 2006).

As comunidades que perdem frugívoros funcionalmente, seja por extinção local ou pela redução severa da abundância populacional (extinção funcional), podem ter a regeneração natural afetada pela alteração dos principais componentes do processo de dispersão: evasão, colonização e recrutamento de plantas (Holbrook e Loiselle, 2009; Anderson et al., 2011). Num primeiro momento a perda de um dispersor deve levar a uma redução

líquida nos aspectos quantitativos e qualitativos da dispersão, ou seja, uma diminuição significativa no número total de sementes removidas com sucesso de germinação e com dispersão distante da planta mãe, principalmente nas espécies com sementes grandes (Meehan et al., 2002; Bizerril et al., 2005; Peres e Van Roosmalen, 2002; Silva e Tabarelli, 2001). Em segundo lugar, no caso de os dispersores serem de médio e grande porte pode haver grande impacto na distribuição demográfica e na distribuição espacial da comunidade de plantas (Chapman e Russo, 2005), já que entre 87 a 90% das espécies com sementes grandes ou protegidas dependem da dispersão por vertebrados (Peres e van Roosmalen, 2002; Tabarelli e Peres, 2002).

Portanto, com a extinção funcional de grandes frugívoros os frutos e sementes grandes podem experimentar mudanças evolutivas dentro de escalas de tempo ecológico, devido a restrições de fluxo gênico via dispersão de sementes que gera perda da diversidade gênica (Pacheco e Simonetti, 2000; Galletti et al., 2013; Bittencourt, 2013). Entre as consequências esperadas após extirpação de uma fração substancial de grandes dispersores de seus habitats naturais, estão as mudanças na seleção fenotípica e alterações nos resultados de seleção (Galletti et al., 2013).

Guimarães e colaboradores (2008) dizem que a persistência a longo prazo da maioria das espécies de frutos de grandes frugívoros extintos precisa de uma explicação. O autor acredita que elas podem contar também com síndromes de dispersão secundária ou dispersão primária esporádica de maneira menos efetiva, ou possivelmente por frugívoros pouco caçados, com comportamento e dieta generalista. Se esta tendência continuar, a Mata Atlântica do nordeste brasileiro possivelmente será dominada por espécies de árvores dispersas por agentes abióticos e por espécies de árvores com frutos pequenos (Silva e Tabarelli, 2000).

***Sapajus xanthosternos*: primata endêmico e frugívoro de médio porte no sul da Bahia**

Sapajus xanthosternos é um primata frugívoro/onívoro da Família Cebidae, tem porte médio e peso entre 1.9 a 4.0 kg (Paglia et al., 2012), consiste em uma espécie com populações pouco abundantes no sul da Bahia, devido a destruição de seus habitats, intensa pressão de caça, e por captura para uso como animal de estimação (Kierulff et al., 2005a; Canale et al., 2012). A espécie tem pequena distribuição geográfica, dentre os limites da parte norte do estado de Minas Gerais, ao norte e oeste pelo rio São Francisco e ao sul pelo rio Jequitinhonha no estado da Bahia e o estado de Sergipe (Coimbra-Filho et al., 1991 a, b; Oliver e Santos, 1991; Kierulff et al., 2005a) (Figura 1). Na região oeste da distribuição da espécie, algumas populações já foram dizimadas pela perda de habitat e fragmentação florestal, impedindo o intercâmbio de indivíduos entre populações (Kierulff et al., 2005a). Segundo a IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources) e a lista da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (Machado et al., 2005; Machado et al., 2008), esse primata foi listado entre os 25 primatas mais ameaçados do mundo em mais de 6 anos (2000-2006) pela Comissão de Sobrevivência IUCN / Espécies (SSC) Primate Specialist Group (Mittermeier et al., 2009), e continua no status “criticamente em perigo” com populações tendendo ao declínio (IUCN, 2014).

Persistindo em ambientes modificados no mosaico florestal da região sul da Bahia, *Sapajus xanthosternos* usa áreas cobertas por florestas em diferentes estágios de regeneração, cabucas, seringais (*Hevea brasiliensis*), antigos cultivos de espécies exóticas como dendê (*Elaeais guineensis*) e jaca (*Artocarpus heterophyllus*) (Gouveia, 2009; Canale et al., 2013), percorre bordas de seringais e pastos, atravessa estradas e rios quando há conexão arbórea (Letícia Leite Ferrão, obs. pessoal).

Atravessar fronteiras entre habitats naturais e modificados evidencia a sua flexibilidade comportamental e plasticidade alimentar, que segundo Lee (1991) essa plasticidade é adaptativa para lidar com mudanças ambientais. A família Cebidae possui um cérebro relativamente grande quando comparado

ao seu tamanho corporal (Reader e MacDonald, 2003), característica preditiva de uma maior capacidade cognitiva de lidar com alterações ambientais (Sabbatini et al., 2007). Assim a plasticidade adaptativa confere aos primatas a atuação na chuva de sementes através do seu serviço de dispersar sementes entre florestas antropizados e naturais quando interligados, e conseqüentemente pode aumentar a probabilidade das sementes serem levadas à locais viáveis (Fragaszy et al., 2004; Wehncke et al., 2004; Moura e Mcconkei, 2007), promovendo assim a regeneração e manutenção florestal (Oliveira e Ferrari, 2000).



Figura 1- Distribuição geográfica do macaco-prego-do-peito-amarelo (*Sapajus xanthosternos*) na Floresta Atlântica, e em destaque as áreas protegidas (em marrom) existentes dentro da área de ocorrência da espécie.

Fonte: IUCN (International Union for Conservation of Nature) - Red List of Threatened Species, 2014.



OBJETIVO

Objetivo geral

Neste contexto, o objetivo do presente trabalho é de avaliar o papel de uma espécie de primata de médio porte ameaçado de extinção, no processo ecológico de dispersar sementes efetivamente em um mosaico com florestas remanescentes e florestas antrópicas de Una, sul da Bahia.

Objetivos específicos

- Avaliar a variação do componente quantitativo (visitação por indivíduos, tempo de visita e probabilidade da endozoocoria) e qualitativo (sucesso da germinação de sementes defecadas) da dispersão de sementes pelo primata entre os tipos florestais;
- Comparar a efetividade do primata na endozoocoria de espécies em cada tipo florestal;
- Determinar como as espécies nativas diferem das exóticas quanto aos componentes quantitativos da efetividade da dispersão de sementes;

Capítulo 1

O macaco-prego-do-peito-amarelo e a dispersão de sementes na Mata Atlântica: um velho protagonista conduzindo um novo ecossistema.

The capuchin monkey-do-breasted yellow and seed dispersal in the Atlantic Forest: an old protagonist leading a new ecosystem.



Letícia L. Ferraco^{1, 2, *}, Marina C. Côrtes³, Mauro Galetti³, Milton C. Ribeiro³, Deborah Faria^{2, 4}

1 Programa de Pós-graduação em Zoologia, Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC, Brazil

2 Rede de Pesquisa em Funcionamento Ecológico de Paisagens Florestais – Projeto SISBIOTA

3 Departamento de Ecologia, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - UNESP, Brazil

4 Laboratório de Ecologia Aplicada à Conservação, Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC, Brazil

* Autora para correspondência: e-mail: leticialeitferraco@gmail.com

Artigo a ser submetido: PlosOne

RESUMO

Remanescentes florestais geralmente compreendem em pequenas manchas isoladas, que são perturbadas continuamente quando próximas a ambientes antropizados, tal como em um mosaico florestal. Florestas antrópicas influenciam a dinâmica dos remanescentes principalmente quando possuem espécies exóticas, pois seu fluxo no ecossistema ocorre se a planta tem potencial em atrair frugívoros, que podem alterar padrões de consumo de espécies nativas. A antropização também influencia na perda de fauna em processos ecológicos associados ao funcionamento da floresta, como o fluxo eficiente de sementes nativas entre habitats nativos e antrópicos. Primatas frugívoros protagonizam a regeneração florestal pois geralmente dispersam efetivamente grande diversidade florística, e também pela plasticidade em alterações na dieta e no habitat. Os primatas medianos e grandes atuam diferentemente na eficácia da dispersão de sementes pequenas até grandes, e protegidas. Com esse estudo avaliamos os componentes quantitativos, qualitativos e espaciais da efetividade da dispersão de espécies nativas e exóticas consumidas por primata de médio porte (*Sapajus xanthosternos*) em mosaico de florestas nativas e antrópicas de Una, sul da Bahia. Também determinamos a média de diâmetro das sementes de espécies presentes na endozoocoria, e caracterizamos as sementes e frutos dispersos pelo primata. Um grupo de 33 macacos-prego foram monitorados em árvores frutíferas através do focal, estas foram georreferenciadas assim como as defecações com sementes. Os primatas dispersaram sementes de 81 espécies e predaram 12, de 93 espécies consumidas em nove meses de observação. As espécies mais consumidas foram as exóticas e uma pioneira em florestas secundárias e cabruças. Nestes tipos florestais o primata visita e deposita sementes de muitas espécies nativas com alto sucesso de germinação, e que sobrepõe-se às fruteiras exóticas consumidas. Esses ambientes têm grande número de sementes, plântulas e mudas das espécies exóticas e da pioneira, ambas podem influenciar a viabilidade das nativas dispersas. Um total de 57% das espécies dispersas possuem sementes com diâmetro pequeno (0 a 0.9 cm), 36% são médias (0.91 a 1.49 cm), e 7% são grandes (> 1.49 cm). Frutos grandes e protegidos são dificilmente acessados por pequenos frugívoros, mas o macaco-prego manipula, consome e carrega essas sementes a curtas distâncias. Os resultados indicam grandes implicações ecológicas para a dinâmica reprodutiva e conservação da alta diversidade de plantas nativas da região. Pois avaliando o nível de invasão de espécies exóticas nas florestas nativas, embasa-se os tomadores de decisão para um manejo apropriado. Devemos priorizar esforços na pesquisa e conservação das espécies de nativas com sementes grandes da região, pois perderam seus potenciais dispersores mais efetivos. Nessas florestas, o controle da caça previne a perda de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção essenciais para o funcionamento do ecossistema, tal como o macaco-prego e as plantas desta comunidade. Portanto, com a conservação dessas espécies garantimos a manutenção da dinâmica florística de espécies nativas em florestas maduras, e a recuperação de florestas secundárias e cabruças de áreas protegidas da região.

Palavras-chave: Mosaico florestal; primata de médio porte; efetividade de dispersão de sementes; espécies exóticas; regeneração florestal.

ABSTRACT

Forest remnants usually comprise in small isolated patches, which are continually disturbed when near anthropogenic environments, such as in a forest mosaic. Anthropogenic forests influence the dynamics of forests remnants, especially when there are exotic species as their flow in the ecosystem occurs if the plant has the potential to attract frugivores, that can change consumption patterns of native species. Influence of environmental anthropization includes the loss of wildlife in ecological processes involved in the functioning of the forest, as the efficient flow of native seeds between native and anthropized habitats. Frugivorous primates protagonists forest regeneration because it usually disperse effectively great floristic diversity and also for plasticity changes in diet and habitat. The medium and large primates work differently on the effectiveness of the dispersion of small to large seeds and protected. In this study, we evaluated the quantitative, qualitative and spatial components of the effectiveness of the dispersion of native and exotic species consumed by primate midsize (*Sapajus xanthosternos*) in the mosaic of native and anthropic forests in Una, southern Bahia. We also determined the average diameter of the seed species present in endozoochory and the fruit and seeds characteristics dispersed by primates. A group of 33 capuchin monkeys were monitored for fruit trees through the focal, these were georeferenced well as defecations with seeds. Primates dispersed seeds of 81 species and preyed 12, of the 93 species consumed in nine months of observation. The most consumed species were exotic and a pioneer in secondary forests and cabruças. In these forest types, primate visits and deposits seeds of many native species with high germination success, and that overlaps the exotic fruit consumed. These environments have large number of seeds, seedlings and saplings of exotic species and of the pioneer, both can influence the viability of native dispersed. A total of 57% of dispersed species seeds have small diameter (0 to 0.9 cm), 36% are medium (0.91 to 1.49 cm), and 7% are large (> 1.49 cm). Large and protected fruits are rarely accessed by small frugivores, but the capuchin monkey handles, uses, and carries these seeds over short distances. The results indicate major ecological implications for reproductive dynamics and conservation of the high diversity of native plants of the region. For assessing the level of invasion of exotic species in native forests, underlies be the decision makers for appropriate management. We must prioritize efforts in research and conservation of native species with large seeds in the region, because they have lost their most effective potential dispersers. In these forests, hunting control prevents the loss of endemic and endangered species extinction essential for the functioning of the ecosystem, such as monkeys and plants of this community. Therefore, with the conservation of these species ensures the maintenance of floristic dynamics of native species in mature forests, and the recovery of secondary forests and cabruças of protected areas in the region.

Keywords: Mosaic Forest; Primate Midsize; Effectiveness of Dispersal Seeds; Exotic Species; Forest Regeneration.

INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é um dos 25 *hotspots* de biodiversidade mundiais (Myers et al., 2000; Galindo-Leal e Câmara, 2003). Em sua parte costeira (tabuleiros e florestas tropicais), mas especificamente no nordeste, é onde há menor cobertura florestal original se comparada às demais regiões e formações do bioma (Câmara, 2003). Quando antropizadas, as florestas compõem um nova combinação de espécies de fauna e flora nativa, mas também exótica (Tabarelli et al., 2012).

Espécies exóticas podem levar à formação de um novo ecossistema se há fluxo efetivo de propágulos das espécies entre florestas conectadas (Sanderson et al., 2002; Hobbs et al., 2006). Populações florestais que possuem permeabilidade e o uso do ecossistema, podem elevar a composição e complexidade do novo ecossistema (Baum et al., 2004; Schroth et al., 2004 a, b), se o fluxo é de espécies nativas. Deste modo, amplia-se significativamente a conectividade funcional e evita-se extinções locais (Laurance e Gascon, 1997; Silva e Tabarelli, 2000; Bierregaard et al., 2001).

Mas se o fluxo é de espécies exóticas, as invasões biológicas e o seu nível podem gerar redução da riqueza de espécies em várias escalas espaciais (Laurance et al., 2006; Santos et al., 2010; Tabarelli et al., 2010; Blackburn et al., 2014), que leva a um colapso da diversidade funcional das assembléias de árvores tardias, principalmente dos sistemas zoocoria especializada (Silva e Pontes, 2008; Dick et al., 2013; Arroyo-Rodríguez et al., 2013), e por fim a (3) convergência taxonômica e funcional das assembléias de árvores em habitats alterados (Santos et al., 2008; Aguiar e Tabarelli, 2010; Lôbo et al., 2011; Tabarelli et al. 2008, 2012; Arroyo-Rodríguez et al., 2013).

No nordeste brasileiro, a região cacaueria do sul da Bahia é considerada um *hotspot* de diversidade, pois há maior quantidade de cobertura florestal na costa dessa região (Galindo-Leal e Câmara, 2003; Ribeiro et al., 2009; Faria et al., 2009; Canale et al., 2012). A região é representada por 30% de remanescentes florestais nativos, 40% por cabucas (*Theobroma cacao* sombreado) (May e Rocha, 1996), e o restante é composto por seringais,

pequenos cultivos de espécies exóticas como o dendê (*Elaeis guineensis*) e a jaca (*Artocarpus heterophyllus*). Essas espécies também encontram-se em meio a florestas secundárias, e nas cabruças (Canale et al., 2013) para o sombreamento do agrossistema (Correia, 1975; BRASIL, 1994).

Essas exóticas são recursos amplamente consumidos pelo macaco-prego-do-peito-amarelo (*Sapajus xanthosternos*) nas florestas do mosaico florestal de Una, sul da Bahia (Lernould et al., 2012; Canale et al., 2013). Um primata endêmico com porte médio e está entre os 25 primatas mais ameaçados do mundo (Mittermeier et al., 2009), em status “criticamente em perigo” de extinção (IUCN, 2014), mas persiste nas florestas nativas e antropizadas de Una (Canale et al., 2013). Atravessa seringais, estradas e o rio Maruim, além de percorrer bordas de florestas (Letícia Leite Ferraço, obs. pessoal). Isso evidencia sua flexibilidade comportamental e plasticidade em se alimentar em ambientes antropizados (Oliveira e Ferrari, 2000), característica da família Cebidae (Reader e MacDonald, 2003; Sabbatini et al., 2007).

Primatas com dieta flexível e que alternam o consumo de espécies de plantas, podem dispersar uma grande diversidade de espécies (Chapman, 1987, 1989, 1995; Chapman et al., 2002; Poulsen et al., 2002; Andresen, 2002). Adicionalmente, primatas tem grande variação no tamanho corpóreo e isso pode promover um serviço de dispersão que abrange um grande espectro de tamanhos de sementes de florestas tropicais (Chapman e Russo, 2005). A dispersão de muitas espécies e com tamanhos variados podem influenciar a estrutura florística de uma floresta tropical, aumentando ou reduzindo a heterogeneidade, e a distribuição espacial dessas espécies por meio de padrões de dispersão de sementes relacionados ao uso do espaço (Janson et al., 1986; Oftedal et al., 1991; Fuentes, 2000; Chapman et al., 2003 a, b), comportamento alimentar e fisiológico (Julliot, 1997; Di Fiore, 2004).

A maioria das pesquisas com dispersão por primatas calculam a efetividade de um dispersor medida pelos componentes quantitativos do consumo (número de sementes ingeridas das espécies), e pelos componentes qualitativos da deposição de sementes (probabilidade das sementes dispersas em germinar), como sugerido por Schupp et al., 1993 e 2010. Entretanto,

poucos estudos determinam a efetividade de primatas na endozoocoria de espécies no fluxo de sementes entre ambientes (Stevenson, 2000; Guariguata e Ostertag, 2001; Kaplin e Lambert, 2002; Wehncke et al., 2003, 2004; Martins, 2006; Valenta e Fedigan, 2009). Mais escassos ainda são os que investigam a efetividade de primatas para a chuva de sementes em florestas altamente antropizados (Chaves et al., 2011).

Assim, avaliamos nessa pesquisa o papel de *Sapajus xanthosternos*, primata de porte médio e ameaçado de extinção, no processo ecológico de dispersar sementes efetivamente em um mosaico com florestas remanescentes e florestas antrópicos do sul da Bahia, Brasil. Os objetivos foram: 1- Avaliar a variação do componente quantitativo (visitação por indivíduos, tempo de visita e probabilidade da endozoocoria) e qualitativo (sucesso da germinação de sementes defecadas) da dispersão de sementes pelo primata entre os tipos florestais do mosaico; 2- Comparar a efetividade do primata na endozoocoria de espécies em cada tipo florestal; 3- Determinar como as espécies nativas diferem das exóticas quanto aos componentes quantitativos da efetividade de dispersão de sementes. Considerando a plasticidade adaptativa do *S. xanthosternos* em florestas antrópicas e a sua persistência à pressão da caça, é esperado que a dispersão principalmente de sementes médias, grandes e/ou protegidas seja altamente beneficada pela presença do primata, pois pode ser um das poucas espécies ainda existentes a dispersar essas sementes mais efetivamente na área.

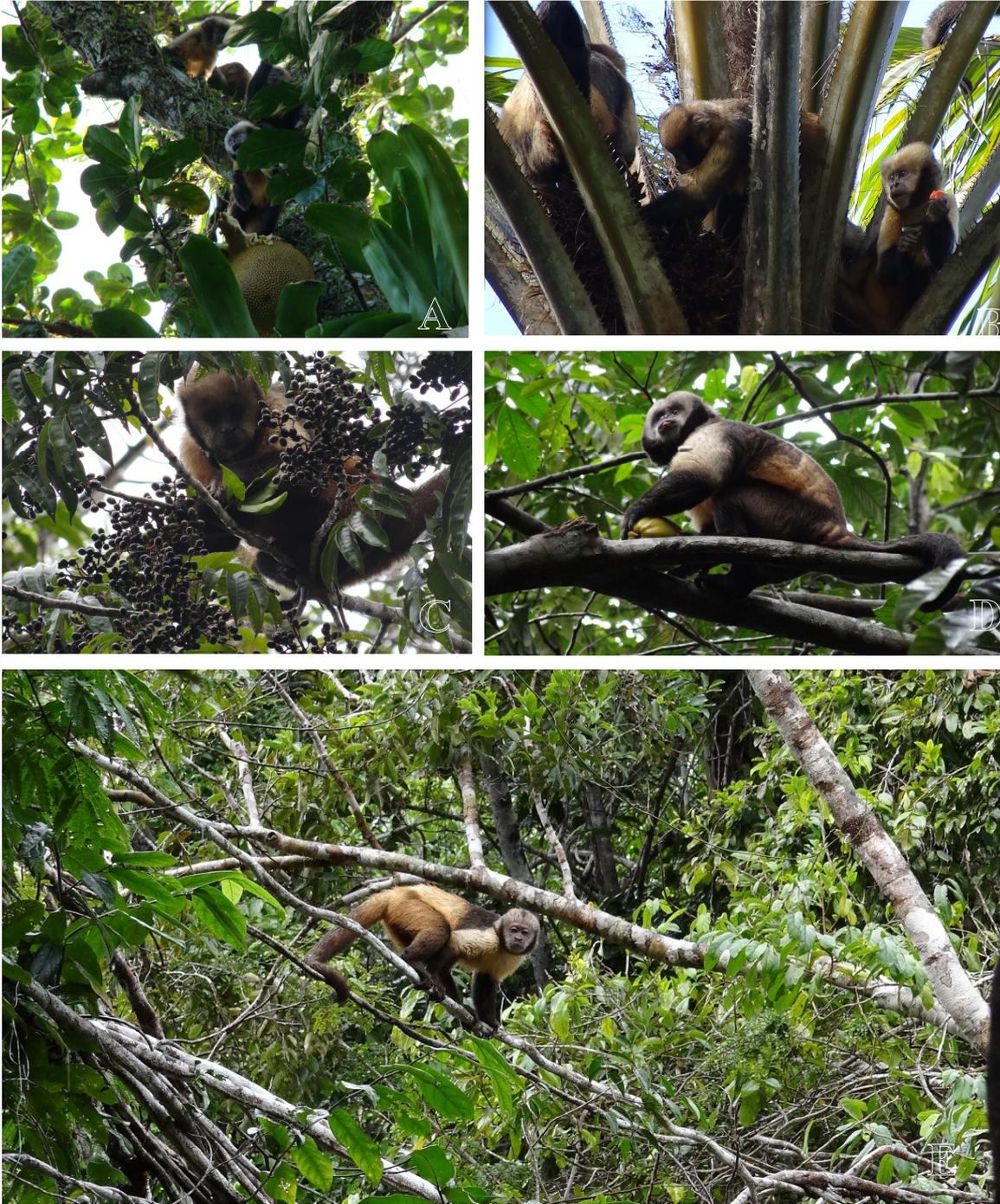


Figura 2. Primata *Sapajus xanthosternos* da Mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil: consumo de frutos de *Artocarpus heterophyllus* (A), *Elaeais guineensis* (B), *Tapirira guienensis* (C), *Theobroma cacao* (D), e macho sub-adulto se deslocando. Fotos de: Letícia Leite Ferrazzo (A) e Anderson Durão Viana (B, C, D, E).

Área de estudo

Este estudo foi realizado na Reserva Biológica de Una, Rebio-Una ($15^{\circ} 17'S$, $39^{\circ}04'W$), no município de Una, sul da Bahia, Brasil (Figura 3). A Unidade de Conservação abrange 18.515 ha de um mosaico florestal que representa um dos maiores remanescentes contínuos da porção norte da Mata Atlântica. A floresta original pode ser classificada como floresta de várzea tropical (Oliveira-Filho e Fontes, 2000), com uma vegetação caracterizada claramente por uma alta estratificação de dossel (25 a 35 m) e com camadas emergentes (até 40 m). A região abriga grande diversidade e alto grau de endemismo de espécies de árvores, e assembléia abundante de epífitas, como samambaias, bromélias e lianas (Thomas et al., 1998).

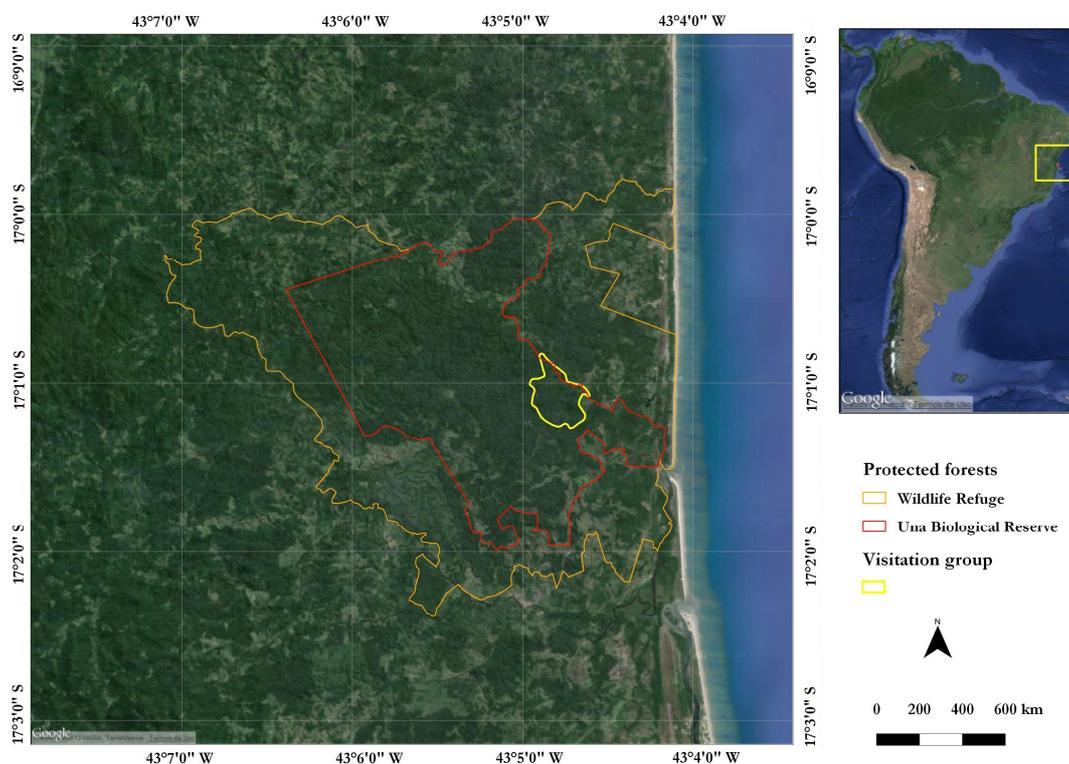


Figura 3- Localização geográfica da área de estudo, município de Una, mostrando o contorno da Reserva Biológica de Una (Rebio-Una) no sul da Bahia, Brasil.
Fonte: Google Earth® 2013.

A área amostrada é composta por basicamente três tipos florestais distintos (Figura 4):

- Floresta madura: ocupa grande área no local e tem grande diversidade biológica, sendo os efeitos das ações antrópicas mínimos, a ponto de não afetar significativamente suas características originais de estrutura e de espécies (BRASIL, 1994). As plantas mais abundantes nesse ambiente são das famílias Myrtaceae (24%), Sapotaceae (19%), Euphorbiaceae (10%) e Chrysobalanaceae (8%) (Gouveia, 2009). Segundo Pessoa (2008), em áreas parcialmente modificadas na porção oeste da REBio, existem também as famílias Lauraceae, Lecythidaceae, Leguminosaceae, Meliaceae e Annonaceae, em menor abundância. Além disso, nesse tipo florestal foram encontradas poucos indivíduos de espécies exóticas frutificando, elas são *Elaeais guineensis* (N= 1) e *Artocarpus heterophyllus* (N= 1) (Letícia Leite Ferraço, obs. pessoal).
- Floresta secundária: floresta em estágio inicial de regeneração, média ou avançada, resultante dos processos naturais de sucessão após supressão total ou parcial da vegetação primária por ações antrópicas ou causas naturais, podendo ocorrer árvores remanescentes da vegetação primária (BRASIL, 1994). Nas áreas de florestas secundárias utilizadas pelo grupo há a presença de espécies exóticas como o dendezeiro (*Elaeais guineensis*), que compõem uma formação fechada, que anteriormente constituía um pequeno cultivo doméstico e pastagem (IBAMA/MMA, 1997). *Elaeais guineensis* vem permeando as florestas secundárias em diferentes estágios de regeneração, inclusive um antigo pasto. Neste ambiente também há as jaqueiras (*Artocarpus heterophyllus*) distribuídas de forma esparsa, mas também possui uma aglomeração em propriedade privada. As jaqueiras parecem ser bem antigas pois possuem DAP entre 30,7 a 180 cm (Letícia Leite Ferraço, obs. pessoal), e indivíduos adultos geralmente produzem grande quantidade de frutos que atraem a comunidade de frugívoros (Oliveira et al., 2011; Canale et al., 2013). As espécies exóticas foram inseridas no

sul da Bahia por influência africana desde a época colonial (Zeven, 1965), as jacas já eram conhecidas pelos africanos, mas originaram-se em florestas tropicais da Índia (De Candolle, 1886). As famílias mais abundantes nesse tipo de ambiente são Lecytidaceae (23%), Melastomataceae (11%), Euphorbiaceae (10%) e Anacardiaceae (8%) (Gouveia, 2009). São acrescentadas por Pessoa (2008) também as famílias Leguminosaceae e Sapotaceae. As plantações de seringa (*Hevea brasiliensis*) foram agrupadas neste tipo florestal, por ter sido um ambiente visitado apenas para consumo de *Tapirira guianensis* na borda e em meio ao cultivo.

- Cabruca: são tradicionais plantações de cacau (*Theobroma cacao*) dessa região, em que os arbustos de cacau substituem o sub-bosque nativo e algumas espécies de dossel permanecem para o sombreamento (Faria et al., 2009). Para sombrear também são cultivadas outras espécies exóticas após o estabelecimento da cabruca, como a jaca (*A. heterophyllus*) (Correia, 1975) e o dendê (*E. guineensis*) (BRASIL, 1994). Alguns estudos mostram que a jaca está sempre presente em cabruças (Hummel, 1995), sendo a terceira em densidade média nesse ambiente (Alvim e Pereira, 1965), devido à produção de frutos muito apreciados pelos trabalhadores rurais, ótima capacidade reprodutiva ao agrossistema e crescimento relativamente rápido. As famílias de plantas nativas mais abundantes na cabruca são: Solanaceae (14%), Cecropiaceae (10%) e Sapotaceae (8%) (Gouveia, 2009). Apesar de não ser utilizada para sombrear a cabruca a Moraceae *Tapirira guianensis* é abundante na borda desse ambiente (Letícia Leite Ferraço, obs. pessoal).

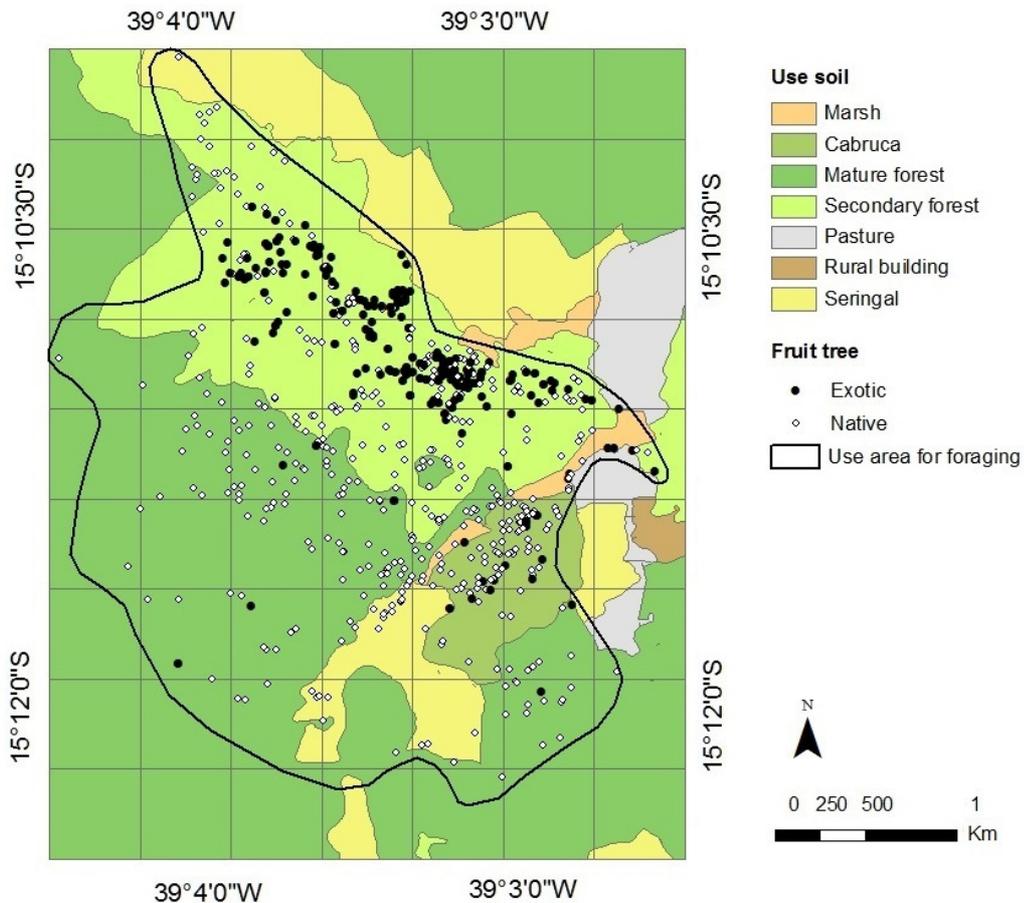


Figura 4- Cobertura e uso do solo da área utilizada por *Sapajus xanthosternos* de Una, Bahia, com destaque para a localização de árvores fruteiras nativas e exóticas utilizadas pelo primata.

A região de Una é considerada defaunada devido à extinções locais e alterações gerais nos padrões de riqueza e abundância de espécies da assembléia de mamíferos. Entre as espécies de frugívoros com baixa abundância estão *Agouti paca*, *Percari tajacu*, *Sapajus xanthosternos* e *Callicebus melanochir*, sendo particularmente abundantes as espécies *Callithrix kuhlii*, *Leontopithecus chrysomelas*, *Nasua nasua*, *Eira barbara*, *Cerdocyon thous* e *Dasyprocta leporina* (Kieruff et al., 2005; Pardini et al., 2009; Cassano et al., 2012). A espécie estritamente arborícola *Potos flavus* não tem registro publicado na área, mas tem sido detectada adundantemente por pesquisadores (Letícia Leite Ferraço, obs. pessoal). Os grandes mamíferos como *Tayassu pecari*, *Tapirus terrestris* e *Brachyteles hypoxanthus* são extintos localmente (Kieruff et al., 2005; Pardini et al., 2009; Cassano et al., 2012).

O clima da área é caracterizado por temperatura média anual em torno de 24° C e a precipitação média 1.500 milímetros/ano e sem sazonalidade definida. Embora, em um período de 1 a 3 meses não há chuva, desde o mês de dezembro até março (Mori et al., 1983) (ANEXO 1).

Grupo de primatas estudado

Um grupo de 33 indivíduos (ANEXO 2) de *S. xanthosternos* foi acompanhado de 8 a 12 dias por mês entre os meses de novembro de 2011 a agosto de 2012. Foram feitas tentativas de capturar um segundo grupo restrito a áreas de floresta madura raramente utilizada pelo grupo monitorado (Figura 4) para caracterizar a dispersão de sementes em uma área controle. No entanto, os macacos desse segundo grupo não puderam ser capturados. O grupo que foi amostrado era encontrado na floresta por meio de rádio-telemetria e monitorado do despertar do dia em suas árvores de dormida, até a chegada às árvores onde o grupo adormeceria após o entardecer. O grupo utilizou intensivamente para consumo de frutos uma área que inclui a Rebio e também algumas pequenas propriedades do seu entorno, perfazendo um tamanho de 778 hectares (ou 7780 m²). Esse grupo tem sido estudado desde 2003, e anteriormente foram habituados à presença de pesquisadores os acompanhando durante o dia, o que facilitou o desenvolvimento do presente estudo.

Monitoramento

Componente Quantitativo: caracterização do consumo e dos recursos.

Para estudar o padrão de forrageamento dos macacos nas fruteiras foi utilizado o método “*Feeding tree focal samples*” (Strier, 1989; Izar, 2004), que consiste em registrar continuamente o primeiro contato de mais de um indivíduo com o fruto de uma mesma espécie, quando isto se dava por mais de 1 minuto, até o consumo de frutos pelo último macaco presente nesta fruteira.

Cada fruteira usada pelos primatas foi georreferenciada para compor a análise de distribuição espacial das espécies consumidas por *S. xanthosternos*. Para cada visita do grupo de macacos às árvores frutíferas foram registrados: o tempo de uso, número de indivíduos que se alimentaram e os comportamentos alimentares.

Os tipos de comportamentos alimentares foram anotados para cada indivíduo de macaco se alimentando na fruteira, independente do número de comportamentos em cada fruto removido da fruteira. Eles foram classificados segundo Wehncke et al. (2004), Martins (2006), Valenta e Fedigan (2009) e Chaves et al. (2011) em comportamentos de ingestão (ingestão da polpa e da semente), cuspir (ingestão da polpa e descarte da semente sob a árvore-mãe) e derrubar (sem ingestão da polpa e descarte da semente sob a árvore mãe). Mas os tipos de comportamento tiveram modificações cabíveis à espécie e ao local de descarte da semente, que consistem em: a) Dispersor ativo (DA) quando o macaco se desloca horizontalmente com o fruto para consumo em outra árvore; b) Dispersor passivo (DP) quando engole a semente; c) Roubador de polpa (RP) quando consome a polpa e descarta a sementes sob a árvore-mãe; d) Derrubador de frutos (DF) quando descarta a semente sob a árvore-mãe ter consumido a polpa; e) Predador (PR) quando tritura a semente na boca.

Foram coletados frutos e sementes maiores que 3 milímetros das árvores visitadas, a fim de caracterizá-los através de medidas de comprimento, diâmetro e peso. Para as espécies de frutos que não puderam ser caracterizadas, foi utilizado o banco de dados da Dra. Eliana Cazetta (UESC), além das médias da bibliografia: Fontoura et al. (2010), Lorenzi (1998 a, b, c, 2010), Galetti et al. (2010), Sobral e Couto (2006).

Apesar de ter sido muito defecada, a espécie *Theobroma cacao* não teve as fruteiras visitadas marcadas devido a um comportamento peculiar dos macacos na cabruca. Cada indivíduo coleta um fruto no cacaeiro e se desloca verticalmente às árvores do dossel que sombreiam a cultura, ou seja, os macacos não permanecem na fruteira se alimentando. Da mesma forma, a espécie *Manilkara maxima* teve sua polpa e resquícios de sementes

registradas nas fezes em grande quantidade (N= 129 fezes) de janeiro a abril, porém devido à baixa disponibilidade de frutos em cada copa, e por serem bastante crípticos em meio às folhas. Assim, a detecção dos primatas nessas espécies foi dificultada, acarretando a marcação de poucas fruteiras dessas espécies bastante consumidas ao longo da amostragem de campo.

Componente Qualitativo: deposição espacial das fezes com sementes e germinação.

Durante o acompanhamento foram também registradas informações referentes às fezes depositadas pelos macacos na região estudada, sendo dada particular atenção para as amostras com sementes. As defecações foram georreferenciadas e anotado o tipo florestal em que ocorreu a deposição. Para todas as amostras de fezes foram identificadas e quantificadas suas sementes. Isto ocorreu com base na caracterização dos frutos das árvores de alimentação, sendo somente consideradas as sementes maiores que 3 mm de comprimento. Parte das sementes defecadas (N= 2417 sementes) foram encaminhadas às estações de germinação (N= 1735 sementes) alocadas nos tipos florestais. As sementes foram levadas para estações no mesmo tipo florestal de onde foi depositado. Estas estavam dispostas em locais fixos na Floresta Madura (N= 336 sementes), Floresta Secundária (N= 1018 sementes) e na Cabruca (N= 381 sementes). Na Floresta Secundária foi localizada o maior número de sementes, pois os primatas passaram maior tempo nesse ambiente consumindo frutos. As estações foram dispostas aleatoriamente nos tipos florestais que haviam: ausência, ocorrência e/ou predominância de espécies exóticas. No entanto, 3 metros é a menor distância entre uma estufa e um adulto de espécie exótica. As estações foram confeccionadas com arame e tela transparente (35 x 25 x 20 cm). Em cada uma, a terra foi revolvida e embaixo foram colocadas as sementes defecadas dispostas em 3 fileiras (35 cm de comprimento). As sementes foram vistoriadas semanalmente para a detecção da germinação, perfazendo 16 meses de vistoria, no entanto as últimas sementes monitoradas tiveram o tempo mínimo de vistoria de sete meses.

Efetividade de dispersão de sementes

Segundo Schupp (1993) a efetividade da dispersão de sementes é idealmente medida como o número de novos adultos produzidos pelas atividades de dispersão de um dispersor. A fórmula da efetividade proposta por Schupp (1993) está apresentada a seguir:

$$\text{Efetividade} = \text{CQt (Componente Quantitativo)} \times \text{CQI (Componente Qualitativo)}$$

O componente quantitativo (CQt) é o número de sementes dispersas, e o qualitativo (CQI) é a probabilidade que uma semente dispersa produza um novo adulto reprodutivo.

Componente quantitativo

Para avaliar quantitativamente a efetividade do primata na dispersão de espécies em cada tipo florestal e por origem, ou seja, o quanto *S. xanthosternos* praticou endozoocoria de espécies nativas e exóticas que compõem os ambientes amostrados, foi usada a seguinte relação:

$$\text{CQt (Componente Quantitativo)} = \text{PE (Probabilidade da Endozoocoria)} \times \text{TTU (Tempo Total Uso)}$$

O sub-componente probabilidade da endozoocoria (PE) representa a probabilidade de que o animal engula a semente e a disperse efetivamente para longe da planta-mãe. O PE foi calculado através do número de eventos dos comportamentos alimentares que propiciam a endozoocoria, em relação a todos os outros comportamentos alimentares registrados para a espécie:

$$\text{PE (Probabilidade da Endozoocoria)} = \frac{\text{DP}}{\text{DP} + \text{DA} + \text{RP} + \text{DF} + \text{PR}}$$

Para analisar se o tamanho da semente influencia a probabilidade da endozoocoria (PE), esse sub-componente foi relacionado com o diâmetro

médio das sementes das espécies de plantas utilizadas por *S. xanthosternos*. Essa análise foi realizada por regressão logística do tipo GLM, com PE como variável resposta e diâmetro como variável explanatória, sendo utilizada distribuição binomial de resíduos.

Baseado em estudos e no porte dos mamíferos frugívoros existentes na área de estudo (ANEXO 3) (Motta-Junior et al., 1994; Alves-Costa e Eterovick, 2007; Bueno et al., 2013), foram ordenadas categorias que determinam o diâmetro médio de sementes que podem ser engolidas por eles. As sementes dispersas pelo macaco serão enquadradas nessas categorias, sendo elas: a) Sementes pequenas: possuem de 0 a 0.9 cm de diâmetro e podem ser dispersas por frugívoros de pequeno, médio e grande porte; b) Sementes médias: possuem de 0.91 a 1.49 cm de diâmetro e podem ser dispersas por frugívoros de médio e grande porte; e c) Sementes grandes: têm a partir de 1.50 cm de diâmetro e podem ser dispersas apenas por frugívoros de grande porte.

O sub-componente tempo total de uso (TTU) corresponde ao tempo total gasto pelos indivíduos de *S. xanthosternos* em plantas frutíferas. Esse sub-componente é utilizado como um indicador da frequência de consumo de frutos, considerando-se que o número de frutos removidos é proporcional ao tempo de duração da visita (Schupp, 1993; 2010). O sub-componente tempo total de uso para cada espécie de planta foi calculado como:

$$TTU_{\text{(Tempo Total Uso)}} = \sum_{\text{frutíferas}} (\text{n}^{\circ} \text{ de animais no grupo visitante} \times \text{tempo gasto pelo grupo})$$

Foi testado se o tempo médio dispendido pelos macacos nas fruteiras e número de visitas em cada fruteira variou em função dos tipos florestais. Para tanto, foi utilizada uma análise de variância (ANOVA) com modelos generalizados lineares (GLM). O teste de razão de verossimilhança (*likelihood ratio test*) foi aplicado para comparar os modelos do número de visitas e tempo médio em função da variável explanatória tipo florestal com os modelos nulos (modelo de ausência de efeito, ou seja, sem a variável explanatória). A

distribuição adotada para o modelo incluindo tempo médio foi Normal e para o número de visitas foi Poisson.

Componente qualitativo

O componente qualitativo foi calculado como a proporção das sementes encontradas nas fezes de *S. xanthosternos* que germinaram para cada espécie em cada tipo florestal, já que logisticamente não avaliamos a transição da semente para fases adultas da planta. Comparou-se a proporção de sementes germinadas entre os tipos florestais utilizando-se de uma análise de variância (ANOVA) com modelos generalizados lineares (GLM) e distribuição binomial.

A relação dos componentes quantitativo e qualitativo com a efetividade de dispersão de sementes das espécies por tipo florestal foi representada visualmente por gráficos de dispersão com isolinhas, representando os valores de efetividade de dispersão de sementes como proposto por Schupp e colaboradores (2010). Todas as análises foram realizadas utilizando o programa R versão 3.0 (R Core Team, 2013).

Distribuição espacial da deposição de sementes

A densidade de sementes depositadas e o tempo gasto pelos macacos em cada fruteira monitorada foram mapeados utilizando curvas de densidade Kernel. A intensidade pontual de número de sementes e tempo gasto foram plotados por meio de interpolação utilizando um raio de busca de 100 m a partir de cada ponto central do pixel. O raio de 100 m foi escolhido por ser aproximadamente o dobro da moda das distâncias entre pontos aleatórios da paisagem e as árvores frutíferas e fezes. Essas superfícies foram feitas no programa ArcGis, pacote *Spatial Analyst*. Os valores de densidade de semente e tempo de duração de visita para cada célula do gride (definido pelo pixel de 5 x 5 m) foram extraídos.

Para avaliar se o número de sementes depositadas é espacialmente correlacionado com o tempo de uso por indivíduos de *S. xanthosternos* foi feito um modelo *generalized least squares* (GLS) utilizando-se o pacote nlme do R (Pinheiro et al., 2013). Esse modelo permite incluir uma estrutura de correlação espacial dos erros. A estrutura que melhor permitiu a modelagem dos dados foi a *corRatio* (*rational quadratics spatial correlation*). Devido ao número grande de dados, foram geradas 100 sub-amostras de tamanho N= 1000 pixels. A sub-amostragem foi feita apenas para os pixels contendo dados (dados faltantes foram excluídos da análise). Os modelos foram rodados para cada uma das 100 sub-amostras de maneira que foram extraídos os valores médios, desvio padrão e intervalo de confiança dos parâmetros intercepto, inclinação da reta e dos valores de AIC. Esses valores foram comparados aos valores extraídos de 100 modelos nulos (sem a variável explanatória tempo de uso).

RESULTADOS

Os macacos visitaram 627 indivíduos de árvores com frutos de 93 espécies (ANEXO 4), perfazendo um total de 808 visitas (Tabela 1). O número de visitas variou muito entre as espécies, sendo que as mais visitadas foram *Elaeis guineensis* (N= 233), *Tapirira guianensis* (N= 91), *Artocarpus heterophyllus* (N= 67), *Pourouma mollis* (N= 52), *Miconia cinnamomifolia* (N= 28), *Myrcia racemosa* (N= 26) e *Micropholis guyanenses* (N=25) (ANEXO 5). A predação ocorreu em 12 espécies, totalizando 48 visitas em busca de sementes. As espécies mais predadas por *S. xanthosternos* foram: *Eschweilera ovata* (N= 11), *Parinari alvimii* (N= 10), *Dalechampia ilheotica* (N= 7) e *Pera glabrata* (N= 5).

Tabela 1. Características da dispersão de sementes por *Sapajus xanthosternos* no mosaico florestal de Una, sul da Bahia.

Característica da frugivoria	N amostral
Número de indivíduos de fruteiras	627
Visitas de grupos em fruteiras	808
Espécies de fruteiras	93
Número de defecações	779
Número de sementes defecadas > 3 mm de comprimento	5728
Número de espécies de sementes defecadas	81
Número de sementes defecadas > 3 mm de comprimento utilizadas no experimento de germinação	1735
Número de sementes defecadas > 3 mm de comprimento utilizadas no experimento que germinou	1162
Número de espécies defecadas no experimento	75
Número de espécies defecadas > 3 mm de comprimento*	61
Diâmetro médio das sementes das espécies defecadas (mm)	0.2 a 1.49
Comprimento médio das sementes das espécies defecadas (mm)	0.3 a 3.05

* Espécies em que Componente Qualitativo não é nulo, ou seja, as sementes que tem sucesso de germinação igual ou superior a 1 (CQI \geq 1).

Componente Quantitativo

Os gráficos desse componente (Figura 5) têm um padrão similar entre os tipos florestais, com presença de um pico de espécies com maiores componentes quantitativos de forma diferenciada na floresta secundária e na cabruca (ANEXO 6). O tempo demandado pelos macacos (ANEXO 7) e a quantidade de eventos de endozoocoria (ANEXO 8) por espécie determinaram a variação do componente entre os tipos florestais. Por exemplo, *Tapirira guianensis* é a espécie responsável pelos picos do componente quantitativo entre florestas secundárias (CQt= 10737) e cabruças (CQt= 8481) (ANEXO 6), no entanto os valores do componente diferem bastante entre os tipos florestais. Vale acrescentar que a exótica *Artocarpus heterophyllus* na floresta secundária vem após a *T. guianensis* com o grande valor de componente quantitativo (CQt= 8598), que na cabruca foi nulo (CQt= 0). Já na floresta madura, a espécie com maior componente quantitativo foi *Pourouma mollis* (CQt= 3796), da mesma forma, o componente quantitativo dessa espécie na floresta secundária (CQt= 225) e na cabruca (CQt= 41) são bem inferiores (ANEXO 9).

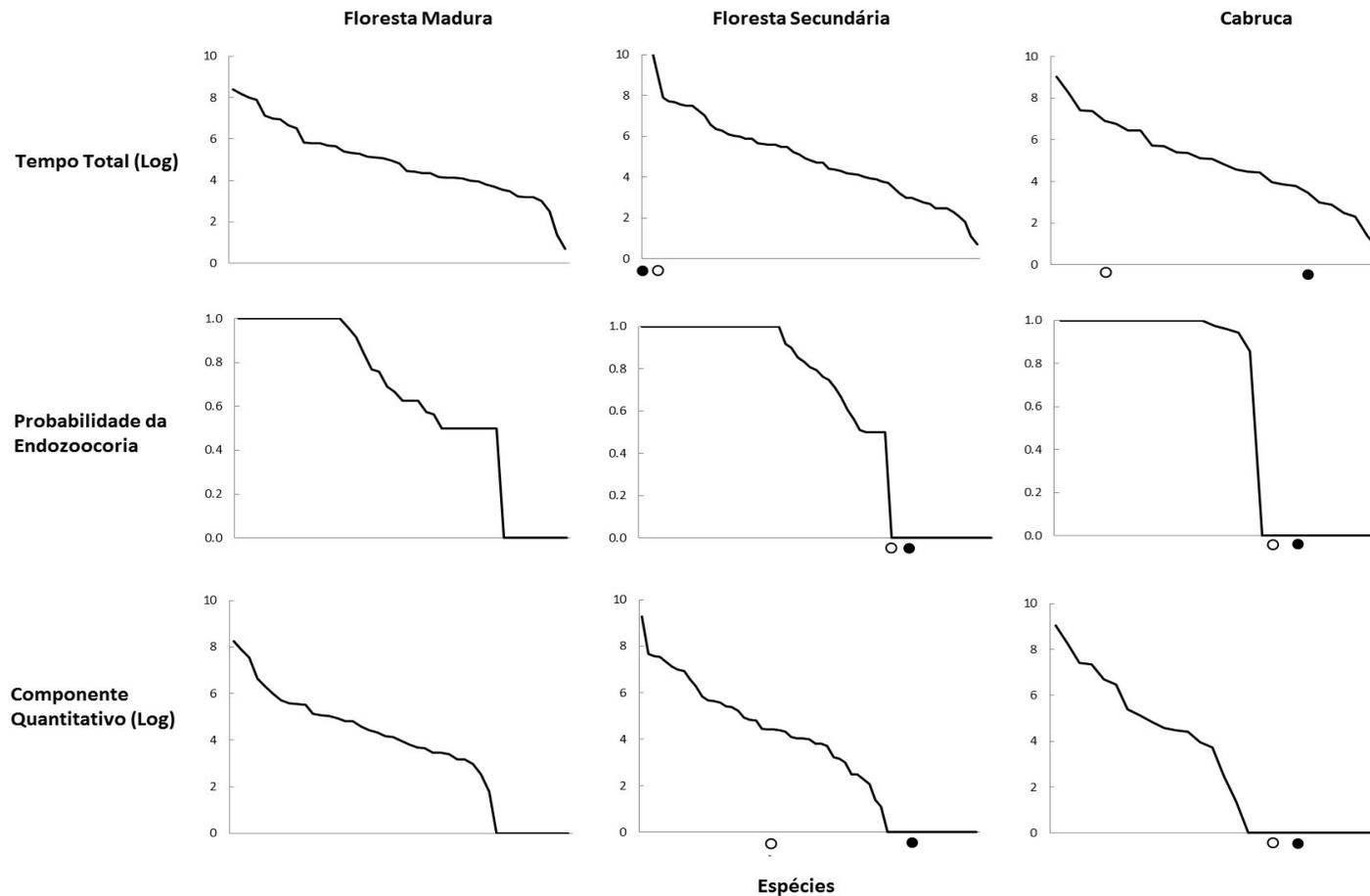


Figura 5- Variação de componentes quantitativos e sub-componentes probabilidade da endozooecoria e tempo total nos tipos florestais de espécies consumidas por *Sapajus xanthoseranos* em Una, sul da Bahia, Brasil.

Legenda da espécies exóticas: (●) *Elaeis guineensis* e (○) *Artocarpus heterophyllus*. A ordem de todas espécies no eixo horizontal é do maior CQt ou sub-componentes para o menor.

Tempo Total

As espécies que os macacos passaram mais tempo consumindo frutos foram duas espécies exóticas (47%), em *Elaeis guineensis* a proporção de uso de é 27% (3607 min) e em *Artocarpus heterophyllus* é 20% (2655 min) (ANEXO 5). Em seguida as espécies nativas mais consumidas foram: *Tapirira guianensis* com proporção de uso de 11% (1421 min), *Pourouma mollis* com 4.44% (588 min), *Virola officinalis* com 3% (407 min), *Miconia cinnamomifolia* com 3.06% (405 min), *Micropholis guyanenses* com 2% (329 min), e *Myrcia racemosa* com 2% (328 min) (ANEXO 10).

O sub-componente quantitativo tempo total de uso, teve pouca variação gráfica entre os tipos florestais (Figura 5) (ANEXO 7). As espécies exóticas tiveram maior tempo total de consumo na floresta secundária, e na cabruca houve menos minutos. A espécie *Tapirira guianensis* presente em florestas antropizadas contribuiu para o pico de tempo gasto com consumo de frutos, e na cabruca essa espécie foi a primeira com maior tempo gasto pelo grupo.

O tipo florestal não influenciou o tempo de permanência dos primatas em cada espécie frutífera ($\chi^2= 1.3408$, $df= 2$, $P= 0.7005$) (Tabela 2). Mas o número de visitas nas espécies foi influenciado pelo tipo de floresta visitado pelos macacos ($\chi^2=198.83$, $df= 2$, $P< 0.0002$), sendo a Floresta Secundária o ambiente onde houve maior número de visitas em frutíferas (N= 566 visitas), em seguida Floresta Madura (N= 160 visitas) e por fim a Cabruca (N= 65 visitas) (ANEXO 11).

Tabela 2. Variáveis analisadas por testes da razão de verossimilhança para comparar modelos em função dos tipos florestais utilizados por *Sapajus xanthosternos* no mosaico de Una, Brasil.

Variável	Floresta Madura		Floresta Secundária		Cabruca		Teste de razão de verossimilhança
	N (%)	média±SD	N (%)	média±SD	N (%)	média±SD	
N° visitas	180 (22)	4.16±7.53	552 (68)	9.68±32.89	76 (9)	2.67±3.71	$\chi^2=198.83$ $df= 2$ $P<0.0002$
Tempo médio	2475 (18)	106.08±109.23	9497 (70)	161.67±357.02	1646 (12)	211.96±312.15	$\chi^2= 1.3408$ $df= 2$ $P=0.7005$
N° fezes	227 (29)	-	450 (58)	-	94 (12)	-	-
N° sementes defecadas	857 (14)	3±12.91	4177 (70)	8±21.08	859 (14)	8±9.19	-
Sucesso de germinação das sementes	206 (61)	0.58±0.40	709 (69)	0.49±0.38	247 (65)	0.55±0.39	$\chi^2= 7.2759$ $df= 2$ $P= 0.02631$

Probabilidade da Endozoocoria

Sapajus xanthosternos consome frutos de ampla variação de tamanhos entre 0.13 g e 30.0 kg (ANEXO 4). Dispersa sementes de frutos muito pequenos, como *Miconia cinnamomifolia*, e outros que não consegue engolir as sementes, mas é capaz carregar as sementes à curtas distâncias, como a espécie *Attalea funifera* (ANEXO 8).

A probabilidade de dispersão foi grande para frutos com sementes de tamanho pequeno e médio, ou seja, com até 1.49 cm de diâmetro (Figura 6) e/ou com característica de ariolo delgado, facilitando o comportamento alimentar de engolir as sementes em qualquer tipo florestal. Sementes maiores, com diâmetro igual ou superior a 1.5 cm possuem uma baixa probabilidade de endozoocoria pelo primata, mas pode carregar o fruto para consumo em árvores próximas. As espécies das sementes grandes que foram carregadas horizontalmente são: *Elaeis guineensis*, *Artocarpus heterophyllus*, *Attalea funifera* e *Virola officinalis* (ANEXO 8). A composição florística e/ou abundância das espécies visitadas são diferenciadas entre os ambientes amostrados

(ANEXO 12), e isso pode explicar a variação das curvas de probabilidade da endozoocoria entre os tipos florestais (Figura 5).

As sementes das espécies consumidas por *S. xanthosternos* que foram categorizadas de acordo com o diâmetro médio de suas sementes, apresentaram as seguintes proporções de consumo: 57% das sementes são pequenas, 36% das sementes são medianas, e 7% das sementes são grandes. *Sapajus xanthosternos* consumiu e dispersou um maior número de sementes pequenas, mas tanto elas quanto as sementes médias (até 1.49 cm de diâmetro) tem maior probabilidade de serem dispersadas pelo primata ($\chi^2=0.085$, $df= 1$, $P<0.0002$) se comparada à sementes grandes.

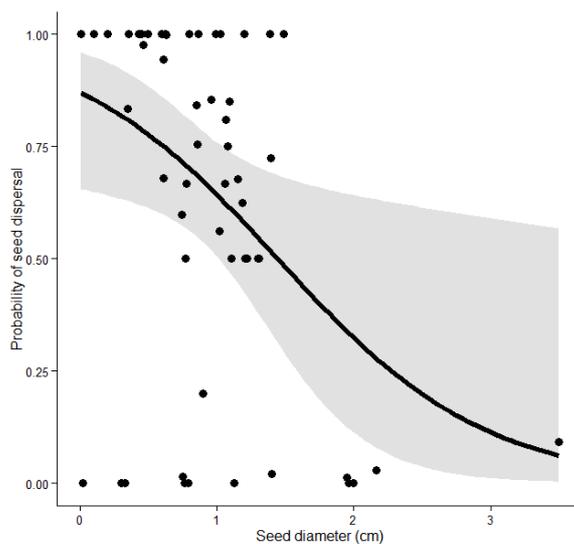


Figura 6- Relação entre probabilidade de dispersão e o diâmetro médio das sementes de espécies consumidas pelo grupo de *Sapajus xanthosternos* em Una, Bahia.

Componente Qualitativo

Foram localizadas 779 defecações, sendo que 66% continham sementes (Tabela 1). Foi registrada uma média de 62 sementes (0 a 543)

dispersas por dia de amostragem, e de 649 sementes (95 a 1981) dispersas por mês. Os macacos dispersaram em cada amostra fecal até 300 sementes (média: 11.07), em um número máximo de cinco espécies diferentes. Um total de 81 espécies de sementes foi identificado nas fezes, dentre essas 75 espécies tiveram sementes (comprimento > 3 mm) contadas (N=5728) e utilizadas no experimento de germinação (N= 1735). O tipo florestal com a maior quantidade de sementes defecadas encontradas foi a floresta secundária (N= 4177), mas a densidade de sementes nesse ambiente é igual a 12.7 sementes/m² com a área de seringal inclusa, e 15.6 sementes/m² excluindo a extensão territorial pouco usada do seringal. O número de sementes depositadas localizadas da cabruca (N= 859) é menor que a do ambiente anterior, mas a densidade de sementes na cabruca é maior que da floresta secundária, com 16.3 sementes/m². E por fim a floresta madura com número de sementes próximo ao da cabruca (N= 857), mas com densidade inferior e igual a 2.3 sementes/m².

O componente qualitativo nos tipos florestais foi grande para a maioria das espécies, incluindo apenas as espécies com número de sementes monitoradas maior ou igual a 5 (ANEXO 13). Tratando-se dos tipos florestais visitados, a proporção de germinação das sementes defecadas por *S. xanthosternos* é nitidamente influenciada pelo ambiente da deposição ($\chi^2= 7.2759$, $df= 2$, $P= 0.02631$) (Tabela 2). Analisando os componentes qualitativos de cada espécie individualmente, observamos que há variação entre esses valores se os comparamos entre tipos florestais, sendo a floresta secundária o tipo florestal que claramente se sobressai sobre os demais ambientes (ANEXO 14).

Das espécies que germinaram com sucesso superior a 65% do total de sementes monitoradas e com componente qualitativo não nulo (CQI \neq 0), na floresta secundária ocorreu a germinação de 61% das espécies (N= 17) defecadas nesse ambiente, na floresta madura 63% espécies (N= 12), e na cabruca 67% espécies (N= 6) tem esse sucesso.

Considerando a influência da germinação das sementes (N > 5 sementes) por tipos florestais (ANEXO 13 e 14), a floresta secundária

apresentou grande sucesso das espécies *Inga* sp. 4 (100%), seguida de *Annona salzmanii* (100%), *Pourouma molis* (100%), *Myrcia racemosa* (96%), *Inga edulis* (95%), *Inga subnuda* (93%), *Theobroma cacao* (88%) e *Tapirira guianensis* (88%). Na floresta madura a espécie com maior taxa de germinação foi a pioneira *Tapirira guianensis* (98%), seguida de *Pourouma molis* (95%), *Guapira opposita* (88%) e *Campomanesia dichotoma* (80%). Independente do tipo florestal, as espécies com maiores probabilidades de germinação (N>5 sementes) foram: *Inga edulis* (95%), *Pourouma molis* (94%), *Inga subnuda* (93%), *Theobroma cacao* (91%), *Annona salzmanii* (87%), e *Tapirira guianensis* (84%).

Efetividade da dispersão de sementes

De acordo com o produto dos componentes, a efetividade do macaco como dispersor pode variar dentro da espécie dependendo do tipo florestal de ingestão e de deposição de sementes. O padrão mais claro representado na figura de superfície de efetividade de dispersão de sementes (Figura 7) é a predominante variação no componente qualitativo entre tipos florestais. Apenas três espécies apresentaram grande variação no componente quantitativo entre tipos florestais (*Tapirira guianensis*, *Pourouma mollis* e *Myrcia racemosa*), o que indica que o maior limitante na efetividade da dispersão é a probabilidade das sementes germinarem em cada tipo florestal.

A espécie com maior valor de efetividade floresta secundária é a *Tapirira guianensis* (SDE= 9464.03), em seguida *Anomospermum reticulatum* (SDE= 937.32), *Micropholis venulosa* (SDE= 660.49), *Solanum rupunicola* (SDE= 297.28), *Guapira opposita* (SDE= 241.33), *Pourouma mollis* (SDE= 225.90), *Myrcia racemosa* (SDE= 76.52), *Helicostylis tomentosa* (SDE= 62.74), *Micropholis guyanenses* (SDE= 42), e *Passiflora haematostigma* (SDE= 15). As espécies na floresta madura com maior efetividade foram *Pourouma mollis* (SDE= 3663.56), *Myrcia racemosa* (SDE= 2266.97), *Micropholis guyanenses* (SDE= 463.65), *Guapira opposita* (SDE= 346.21), *Solanum rupunicola* (SDE= 114.96), *Anomospermum reticulatum* (SDE= 104.94), *Passiflora*

haematostigma (SDE= 9.6). E por fim, na cabruca as espécies *Tapirira guianensis* (SDE= 6327.79) e *Pourouma mollis* (SDE= 38.4), com valores inferiores de efetividade comparados com a floresta secundária e floresta madura, respectivamente.

A espécie *Tapirira guianensis* apresentou maior valor de componente quantitativo na floresta secundária comparado a todas as outras espécies independente do tipo florestal. A mesma espécie na cabruca teve a efetividade menor que na floresta secundária, e apesar da ausência de consumo dessa espécie na floresta madura, esta espécie pioneira foi defecada nesse ambiente com uma altíssima probabilidade de germinação (CQI= 0.986).

Consumida em todos os tipos florestais, *Pourouma mollis* apresentou ampla variação na efetividade de dispersão possivelmente devido à diferença na abundância da espécie entre os tipos florestais (ANEXO 12). A efetividade da dispersão de sementes desta espécie na floresta madura foi grande (SDE= 3663.56) por ter sido mais consumida (CQt= 3830.09) que nos outros ambientes. Mesmo com o consumo inferior nas florestas secundarizadas (CQt= 225.90) e na cabruca (CQt= 48.00), a efetividade da dispersão desta espécie é grande por que suas sementes quando defecadas são altamente viáveis (CQI= 0.8 e CQI=1.0, respectivamente). Outra espécie com ampla variação na efetividade da dispersão de sementes nos ambientes foi a *Myrcia racemosa*, entretanto a maior taxa de viabilidade das sementes defecadas (CQI= 0,95) foi na floresta em que ela foi menos consumida (floresta secundária), já na floresta em que ela foi mais consumida (floresta madura) ela foi qualitativamente pouco inferior (CQI= 0,8). Assim, a efetividade da dispersão dessa espécie foi melhor na floresta madura (SDE= 2266.97) do que na floresta secundária (SDE= 76.52).

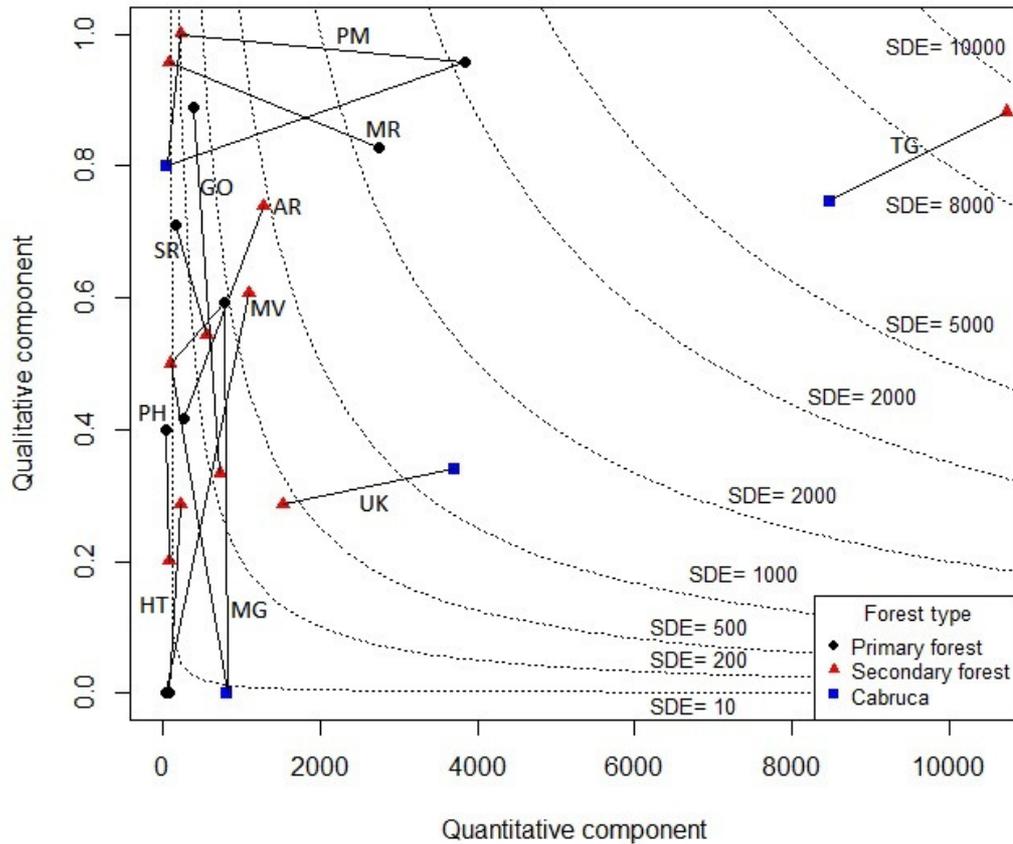


Figura 7- Efetividade da dispersão de sementes por *Sapajus xanthosternos*, com enfoque nas espécies de frutos consumidos (CQt) e de sementes defecadas germinadas (CQI) em mais de um tipo florestal.

Legenda das espécies: (TG) *Tapirira guianensis*, (UK) Unknown 01, (PM) *Pourouma mollis*, (MG) *Micropholis guyanenses*, (MR) *Myrcia racemosa*, (GO) *Guapira opposita*, (SR) *Solanum rupicola*, (AR) *Anomospermum reticulatum*, (PH) *Passiflora haematostigma*, (MV) *Micropholis venulosa*, (HT) *Helicostylis tomentosa*.

Distribuição espacial

O fluxo de sementes através da endozoocoria dos macacos tem um padrão demonstrando que todos os tipos florestais ofertaram sementes que foram removidas ou ingeridas pelos macacos, essas sementes são levadas e depositadas em sua maioria nos ambientes antropizados. Englobando todas as espécies, estimamos que com o número de sementes ingeridas é possível observar que 54% (N= 1594) das sementes foram removidas da Floresta Secundária, a outra metade corresponde a 29% (N= 866) da Floresta Madura e

17% (N= 508) da Cabruca. Essas sementes são depositadas 70% (N= 4177) das vezes na Floresta Secundária, 14% (N= 857) na Floresta Madura e 14% (N= 859) na Cabruca (Figura 8). Mas ao observar cada espécie separadamente, observamos que a proporção de sementes consumidas estimada e de sementes depositadas em cada tipo florestal varia. Cada espécie em particular tem um padrão de fluxo, ou seja, existe um ou mais tipos florestais onde suas sementes geralmente são removidas, e os tipos florestais que essas sementes são comumente depositadas (ANEXO 15).

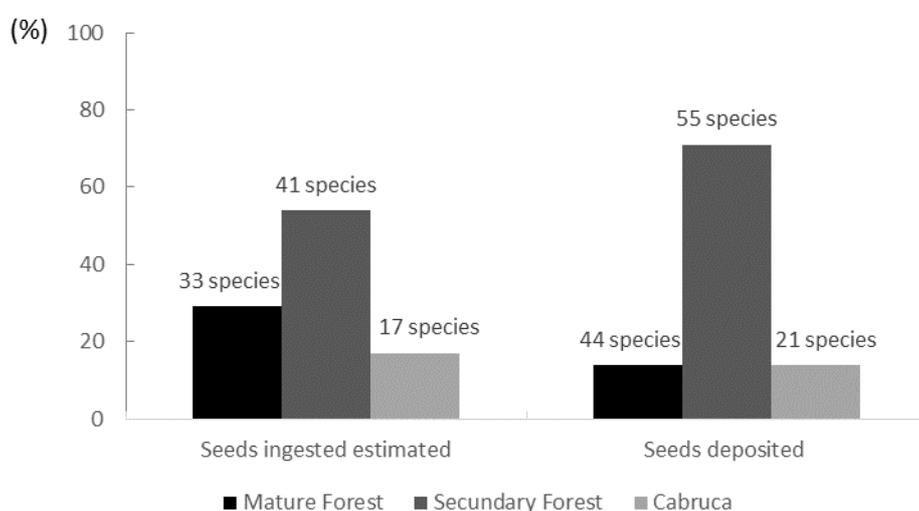


Figura 8- Proporção de sementes removidas estimada e de sementes depositadas por *Sapajus xanthosternos* que indicam fluxo de sementes entre os tipos florestais. Nas colunas, o número de espécies detectadas no consumo e na deposição de sementes nos tipos florestais de Una, Bahia.

Através do *Kernel* gerado para o número de sementes nos sítios de deposição de fezes (Figura 9a), foi possível observar que existem áreas com agregação de sementes em florestas secundárias e nas cabrucas. Os sítios de defecções estão espacialmente sobrepostos aos locais onde há os maiores valores de tempo médio das visitas do grupo em árvores frutíferas (Figura 9b). No entanto, nessas áreas nucleares onde há maior concentração de sementes depositadas e de tempo de visita, está a maior concentração de fruteiras de espécies exóticas, como o dendê (*Elaeais guineensis*) e a jaca

(*Artocarpus heterophyllus*).

Foi encontrada uma correlação positiva entre número de sementes e o tempo de uso pelos indivíduos de *S. xanthosternos* na área de estudo (Média do intercepto = 0.00047; desvio padrão = 0.000039; média da inclinação da reta = 0.0066, desvio padrão = 0.0017). Geralmente o modelo é escolhido como o mais adequado quando ele é menor (em pelo menos 2 unidades) do que modelo alternativo ($\Delta AIC = AIC$ do modelo alternativo menos o menor AIC). O modelo sem a variável explanatória tempo de uso apresentou um $\Delta AIC = 27$ unidades, indicando que o modelo com a variável tempo de uso (AIC médio = - 10465.28; desvio padrão = 223.4) foi mais adequado para explicar a deposição de sementes em comparação ao modelo nulo (AIC = -10438.31; desvio padrão = 215,5).

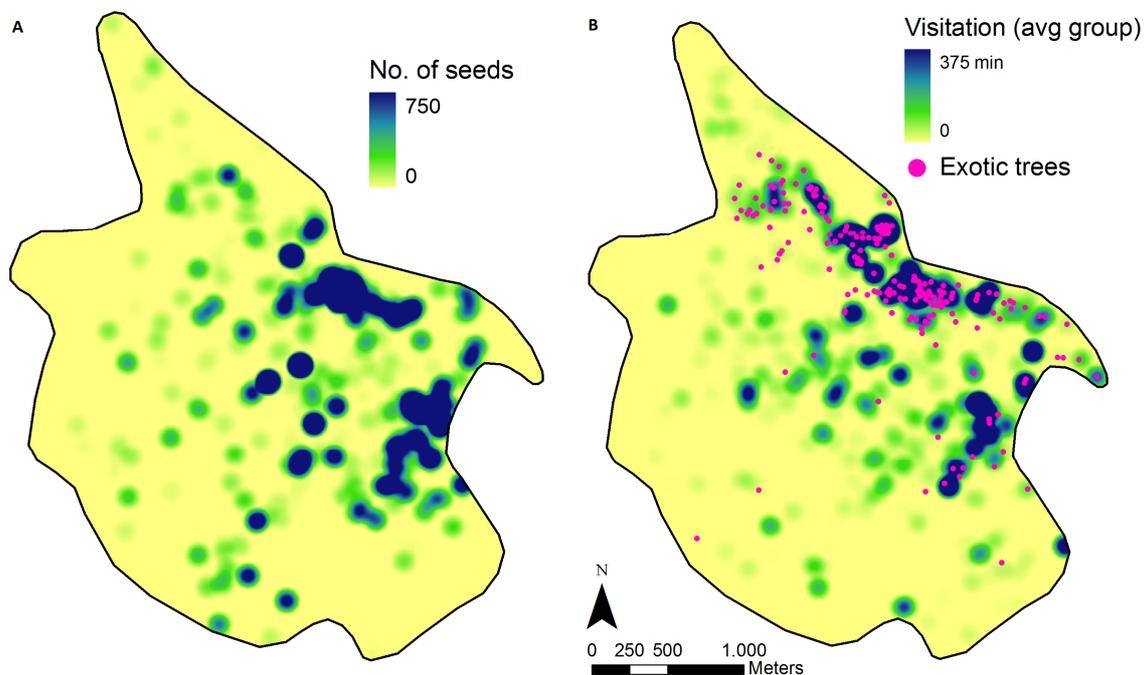


Figura 9- Distribuição espacial da frequência de sementes dispersadas (A) por *Sapajus xanthosternos*, e tempo médio demandado pelo grupo na visitação de árvores para consumo de frutos (B) da Mata Atlântica, Bahia, Brasil.

DISCUSSÃO

Sapajus xanhosternos pode ser definido como um dispersor de sementes efetivo na área de estudo, tanto em termos quantitativos quanto qualitativos, seguindo a definição de Schupp (1993) e Schupp et al. (2010) para avaliar a efetividade de um dispersor de sementes. Durante o período de amostragem o grupo de *S. xanhosternos* consumiu e dispersou um grande número de sementes (N= 5728) de muitas espécies (N= 81), visitando tanto habitats naturais (floresta madura) quanto modificados (floresta secundária e cabruca). Além disso, o grupo atravessou áreas como seringais, estradas e até um rio (Rio Maruim) a fim de explorar recursos em ambientes espacialmente distantes, embora a chuva de sementes nestes ambientes seja menor devido à baixa frequência de sementes depositadas por *S. xanhosternos*. Os primatas também apresentaram um variado repertório comportamental que viabilizou a dispersão de sementes de uma grande amplitude de tamanhos, que resultou em efeito positivo sobre a germinação de sementes da maioria das espécies (81%). Além disso, sementes que não germinaram e que não estavam danificadas até o final do monitoramento do experimento (2%), poderiam germinar caso fossem acompanhadas por mais tempo.

Apesar de apresentarem uma dieta bastante diversa (93 espécies) houve uma clara concentração em visitas e tempo dispendido por *S. xanhosternos* a apenas três espécies, sendo duas exóticas (*Elaeis guineensis*, *Artocarpus heterophyllus*) e uma pioneira (*Tapirira guianensis*). Todas elas são espécies comuns e de ampla distribuição nas paisagens antropizadas da região. As espécies mais visitadas tiveram frutos consumidos em períodos diferentes, permitindo que eles alternassem a dieta de acordo com a variação mensal da disponibilidade de frutos das espécies (ANEXO 7). Desta forma, o grupo visitou as mesmas árvores em dias e/ou semanas consecutivas até que os frutos findassem sob a copa, o que caracteriza este primata como dispersor de sementes prevalente (Andresen, 2002; Duncan et al., 2002; Albert et al., 2013).

A presença em comum e em abundâncias diferentes (ANEXO 12) das espécies exóticas *Elaeis guineensis* e *Artocarpus heterophyllus*, e da pioneira *Tapirira guianensis* na floresta secundária e na cabruca, determinou a presença de elevado número de visitas e de um pico gráfico do tempo total de uso (Figura 5) nesses ambientes. As demais espécies consumidas tiveram uma demanda de tempo parecida entre ambientes, portanto essas espécies tem o tempo em um ambiente compensado pela ausência da mesma em outro ambiente, esse ambiente por sua vez tem presença única de uma segunda espécie, e assim por diante.

Segundo Duncan et al. (2002), sementes de espécies pioneiras dispersas em florestas secundarizadas são importantes para desencadear o processo de sucessão ecológica de espécies médias e tardias. A pioneira *T. guianensis* foi muito consumida nas florestas secundárias e cabruças, possivelmente devido a baixa oferta de frutos de outras espécies quando ela esteve disponível em grande quantidade (junho e julho) (ANEXO 7). O grupo de *S. xanthosternos* consumiu e depositou sementes principalmente de *T. guianensis* em bordas de ambientes como florestas secundárias, cabruças, seringais e pastos. O comportamento alimentar do primata de dispersor passivo nesta espécie resultou em uma proporção de germinação dentre 74 a 98% nos ambientes, o que indica que os macacos devem ter um grande impacto sobre a manutenção das florestas tropicais e na regeneração de áreas degradadas.

A grande maioria das sementes engolidas pelos macacos possuem sementes de tamanho relativamente pequeno ou menor que 0.9 cm de diâmetro (56.35%), indicando a alta remoção dessas sementes por *S. xanthosternos*. Aves e mamíferos de todos os portes presentes na área (ANEXO 3) devem remover as sementes pequenas, mas pequenos primatas como o *Leontopithecus chrysomelas*, pode engolir sementes de até 0.9 cm de diâmetro (Cardoso et al., 2011), e os primatas *Callithrix kuhlli* e o *Callithrix penicillata* também devem ser dispersores dessas sementes. As sementes médias foram amplamente dispersas por *S. xanthosternos* (36.48%), sendo essas as sementes que podem ser dispersas por aves e outros mamíferos de portes

médio e grande. Uma das espécies é *Nasua nasua* que engole sementes com até 1.8 cm de diâmetro (Alves-Costa e Eterovick, 2007), e outra é *Cerdocyon thous* que pode engolir sementes com até 2.5 cm de diâmetro (Motta-Junior et al, 1994). Os frugívoros de médio porte como *Potos flavus*, *Eira barbara* e o primata *Callicebus melanochir* devem ser dispersores de sementes pequenas e médias na área amostrada.

Algumas espécies da comunidade de plantas consumidas por *S. xanthosternos* em Una possui sementes protegidas ou de tamanhos maiores, que alguns dispersores compensatórios não conseguiriam dispersar. Essas sementes que não foram engolidas pelo *S. xanthosternos* e tiveram a dispersão ativa como comportamento do grupo (6.76%), é um grupo de espécies de sementes que geralmente possuem baixa diversidade de dispersores em uma área (Kitamura et al., 2002). De fato, *Tayassu tajacu* e *Cerdocyon thous* são os poucos frugívoros de grande porte que conseguiriam engolir essas sementes, no entanto é preciso definir o potencial dessa e da maioria das espécies existentes na área para engolir ou triturar sementes.

A espécie *Virola officinalis* possui frutos e sementes grandes (Tabela S-1) muito consumidos por *S. xanthosternos* na floresta madura. Nessa espécie de fruteira alguns macacos coletam frutos nas extremidades da copa e se deslocam à árvores próximas para o consumo. Da mesma forma, na *Attalea funifera* que possui frutos e sementes maiores que a anterior (ANEXO 4), e tem similar probabilidade de ser dispersa devido ao deslocamento do macaco com a semente a curtas distâncias, mas essa última espécie não é carregada pelos macacos com a mesma frequência devido ao tamanho. O deslocamento dos macacos com sementes dessas espécies a curtas distâncias ocorre quando se locomovem para consumir o fruto fora do campo de visão dos demais membros do grupo. Embora o descarte de sementes sob a copa da árvore-mãe seja menos vantajoso para o sucesso reprodutivo das espécies em geral, em curtas distâncias seu recrutamento seria menos competitivo entre co-específicos. Mesmo que dispersa a curtas distâncias por *S. xanthosternos*, para essas espécies tal dispersão poderia ser mais efetiva, caso as sementes fossem levadas a locais mais distantes ainda.

Em florestas pristinas grandes frugívoros como *Tapirus terrestris*, *Brachyteles hypoxanthus* e *Tayassu pecari*, podem consumir os frutos de difícil acesso, engolir sementes grandes, e se deslocam a longas distâncias, defecando as sementes em ambientes adequados para a sua sobrevivência e germinação (Andresen e Levey, 2004; Schupp et al. 2010). Embora frugívoros como *T. terrestris*, *B. hypoxanthus* e *T. pecari* possam dispersar essas sementes mais efetivamente (Fragoso e Huffman, 2000; Bueno et al., 2013), esses grandes frugívoros já estão extintos localmente (Cassano et al., 2012; Canale et al., 2012). De fato, mesmo que as espécies terrestres de grande porte (i.e. *T. terrestris* e *T. pecari*) estivessem presentes em Una, seria preciso que os frutos continuassem sendo derrubados por animais arborícolas, para posterior consumo e dispersão pelos grandes frugívoros terrestres. No entanto, com a presença de um frugívoros arborícola de grande porte (*B. hypoxanthus*), as sementes grandes teriam uma dispersão mais efetiva através da endozoocoria e poderiam ser levadas para locais mais distantes, já que essas sementes não podem ser engolidas e dispersas de forma mais efetiva por *S. xanthosternos*.

As sementes com média de diâmetro maior que 1.49 cm, como a medidas das espécies exóticas detectadas em Una, medida determinante para limitar a ingestão por *S. xanthosternos*, embora tenham sido ativamente dispersas por eles. No caso da jaqueira que possui frutos e sementes grandes (ANEXO 4), o consumo é demorado devido a grande rotatividade de macacos visitando o mesmo fruto. A dispersão ativa ocorre quando os macacos de escala hierárquica inferior (submissos) se deslocam para outras árvores para consumir os gomos, enquanto outros macacos de escala hierárquica superior (dominantes), consomem a polpa e descartam as sementes sob a árvore mãe. O dendezeiro também é um fruto com semente grande, que durante o consumo os macacos se comportam de forma similar. As infrutescências por dendezeiro adulto (média de 1 a 3 unidades) se localizam no centro da palmeira e os macacos ficam mais próximos uns dos outros. Desse modo, o padrão de forrageio de *S. xanthosternos* nestas duas espécies exóticas favorece bastante o descarte de sementes sob a árvore mãe, e a dispersão ativa promovida pelos macacos submissos ocorre em menor frequência.

Esses frutos são derrubados e descartados pelo grupo sem nenhum consumo ou com consumo apenas da parte basal da polpa (ou parte que se fixa à infrutescência) respectivamente. Esses comportamentos viabilizam a atração de dispersores secundários da fauna terrestre ainda existentes nessa área (ANEXO 3), como *Pecari tajacu*, *Cerdocyon thous*, *Dasyprocta agouti* e *Agouti paca*. Durante o trabalho de campo foi observado indivíduos de *P. tajacu* alimentando-se sob dendezeiros na floresta secundária, enquanto os macacos se alimentavam na copa.

Nesta floresta secundarizada com concentração do dendê e da jaca foi observado que todas elas têm altas taxas de recrutamento de plântulas e mudas (Letícia Leite Ferraço, obs. pessoal), podendo ser dominante em número e biomassa de indivíduos em muitas áreas (Abreu e Rodrigues, 2005; Cunha et al., 2006) e tem sido consideradas espécies invasoras em algumas regiões do Brasil (Abreu e Rodrigues, 2010; Horus, 2010; Zenni e Ziller, 2011). Espécies exóticas invasoras podem causar extinção de espécies nativas (Cassey et al., 2005), em alguns casos levam a homogeneização da biota (McKinney e Lockwood, 1999; Tabarelli et al., 2012). Além disso, impactos nos habitats naturais tais como a fragmentação e perda de habitat, podem favorecer a disseminação de uma espécie exótica (Davis et al., 2001; Fine, 2002; Abreu e Rodrigues, 2010).

Mas as espécies exóticas da cabruca tiveram o componente quantitativo nulo, e isso pode ser explicado pela abundância destas espécies ser inferior, comparada à floresta secundária. Os indivíduos de espécies exóticas estão dispostos de forma aleatória na cabruca, e os frutos são consumidos pelos macacos que chegam primeiro na árvore. Deste modo, comem a polpa e descartam as sementes sob a copa da árvore de forma rápida, sem se deslocar para consumir os frutos em árvores adjacentes (dispersão ativa). A também exótica *Theobroma cacao* presente apenas na cabruca, foi grandemente consumida e encontrado um número considerável de sementes (N= 65) nas defecações (N= 29) em todos ambientes amostrados. Os macacos conseguem manipular esse fruto com facilidade, engolem grande quantidade de sementes, e cada indivíduo geralmente consome mais de um fruto (Número médio de

sementes por fruto= 35 ± 9.75). O consumo e a deposição de sementes dessa espécie se deu apenas entre os meses de maio e agosto, período no qual houve maior manejo e coleta dos frutos das cabruças por parte dos proprietários.

O manejo da cabruca através da coleta de frutos de *T. cacao* reduz a sua disponibilidade se comparada à quantidade frutos que estariam disponíveis para a dispersão caso não houvesse coleta. Ao contrário do que acontece com o controle do sub-bosque da cabruca, que pode limitar o recrutamento e/ou proliferação de novos indivíduos desta exótica e outras espécies existentes ou que chegam no agrossistema através da dispersão de sementes. Quando dispersas nos outros tipos florestais as sementes de *T. cacao* também tem alto sucesso de germinação, mas a viabilidade dessa espécie em ambientes diferentes de uma cabruca varia com os fatores extrínsecos (composição da assembléia de plantas, a estrutura do habitat local e os sítios de frutificação) da efetividade do padrão espacial de deposição de sementes defecadas. A floresta madura é um bom ambiente para a germinação (CQI Floresta Madura= 1.0), que podemos associar ao sombreamento existente nesse tipo florestal, mas a competição dessa espécie com espécies clímax e tardias existentes pode ser um fator limitante para o desenvolvimento do cacau até o estágio adulto. Na floresta secundária também houve grande germinação de sementes do cacau (CQI Floresta Secundária= 0.8), mas a competição das também exóticas dendê e jaca pode limitar o desenvolvimento do cacau neste ambiente.

Quantitativamente os tipos florestais assumem um padrão gráfico similar (Figura 5), mas a composição e abundância de espécies nos tipos florestais amostrados explica a mudança suave de padrões nas visitas entre esses ambientes. No geral, um grande número de espécies de sementes foram engolidas e dispersas passivamente (N= 81) no local amostrado. Comparado a outros estudos, a riqueza de espécies consumidas por *S. xanthosternos* é superior às pesquisas com *Sapajus libidinosus* (Moura e McConkey, 2007; Freitas et al., 2008), e *Sapajus apella* (Galetti e Pedroni, 1994). Mesmo considerando que o sub-gênero *Cebus* seja mais frugívoro que *Sapajus* (Alfaro et al., 2012), esse estudo relatou riqueza similar a encontrada em estudo com

Cebus capucinus (Wehncke et al., 2003), mas riqueza superior comparado a outros estudos com *Cebus capucinus* (Chapman, 1989; Chapman e Fedigan, 1990; Valenta e Fedigan, 2009, 2010; Wehncke et al., 2004) e *Cebus albifrons versicolor* (Ortega, 2013). Poucas espécies de sementes foram predadas (N= 12) por *S. xanthosternos*, apesar de terem sido bastante consumidas durante a alterância de seus períodos de frutificação.

O grupo utilizou diversos tipos florestais, defecando um grande número de sementes e diversidade de espécies nativas em florestas antropizadas. Embora a deposição das sementes tenha ocorrido em toda a área visitada pelo grupo, houve uma nítida concentração da chuva de sementes nos ambientes mais perturbados, como floresta secundária e cabruca. Essas florestas teoricamente são carentes quanto ao recrutamento de mudas altamente diversas, além da inserção de espécies nativas que podem ser ausentes nesses ambientes, o que contribui para o avanço sucessional destas áreas. No entanto, a localização espacial da chuva de sementes depende do contexto da área (Schupp 1993, 2007), e no presente estudo foi observado que as sementes defecadas estão distribuídas espacialmente em meio às fruteiras de espécies exóticas. A chuva de sementes por defecações se mostrou correlacionada com o tempo de uso de fruteiras, e foi mais agregada ao redor das plantas exóticas em florestas antropizadas. As exóticas são grandes responsáveis pela maior concentração de forrageamento dos macacos, mas também de outros frugívoros com grande variação alimentar ocorrentes nesse ambiente. Demonstrando assim que neste estudo a distribuição espacial das fruteiras de exóticas estabelecidas nas florestas secundárias determinam os padrões espaciais predominantes da chuva de sementes de espécies exóticas e também das nativas.

O elevado número e predominância de plântulas e jovens de espécies exóticas entre seus indivíduos adultos (Letícia Leite Ferraço, obs. pessoal) demonstra que a dispersão destas espécies para dentro das florestas nativas pode estar sendo influenciada por algum dispersor primário de sementes de porte médio presente na área, como *Nasua nasua*, *Potos flavus*, *Eira barbara* e *Callicebus melanochir*, e/ou por dispersores secundários terrestres como

Pecari tajacu, *Cerdocyon thous*, *Dasyprocta agouti* e *Agouti paca*, além da grande quantidade de frutos e sementes que não são removidos e que permanecem sob a matriz. Nesse contexto, os agregados de espécies exóticas frutíferas podem agir como drenos que retêm as sementes nativas que chegam desse mosaico florestal. Essas sementes podem ser removidas por dispersores secundários ou ficam retidas nesse ambiente até a germinação. As plântulas nativas competirão por recursos com as abundantes exóticas, que provavelmente resultará na morte das espécies nativas. Elas têm valor agregado de diversidade de espécies e um banco genético irrecuperável, caso a competição entre elas e as espécies exóticas determine o sucesso das invasivas.

Essas sementes nativas mostraram um grande sucesso de germinação, principalmente na floresta secundária. Entretanto, ao considerar que depois de germinadas estas sementes provavelmente competirão por espaço, e sofrerão pressões de agentes bióticos e diferentes condições microclimáticas, em um microhabitat é homogêneo em termos de riqueza e abundância de espécies, ou seja, lidarão com um novo ecossistema em funcionamento. É preciso compreender até que ponto estas características locais e principalmente a competição com plântulas das próprias exóticas influenciam a probabilidade de recrutamento das espécies nativas que chegam nesse ambiente repleto de novas interações. Portanto, apesar dos primatas terem se mostrado importantes vetores de transporte de sementes nativas para florestas secundárias com exóticas, esse ambiente tem que conter características que viabilizem o desenvolvimento efetivo das sementes em adultos, assim o primata atuará sinergicamente na regeneração destas florestas. Mas certamente o papel desse primata como regenerador de florestas antrópicas com presença de exóticas depende do potencial que estas áreas têm de recrutar as espécies nativas.

Outra possibilidade é que esses primatas também estariam favorecendo através da dispersão secundária, o estabelecimento de espécies exóticas nas florestas secundárias e nas maduras através da dispersão secundária. Certamente estes dois processos não são mutuamente exclusivos, porém o

papel destes primatas na dinâmica da floresta depende da importância relativa destes processos mencionados, e da importância relativa que deve ser dada a cada um. Estas informações levantadas pela pesquisa serão essenciais para compreender de maneira mais clara se estes primatas conseguem contribuir efetivamente para a regeneração de florestas secundárias que tem a presença de espécies com potencial de homogeneizar habitats, e o quanto dessas exóticas é disponibilizado no chão dos frutos descartados pelos primatas, e pode estar sendo disperso em florestas nativas.

Sob o ponto de vista dos primatas estudados, as florestas secundárias representam uma importante fonte de recurso alimentar disponível ao longo de todo o ano, provavelmente pela grande concentração local das espécies exóticas e pioneiras. De fato estes ambiente secundários, fornecem recursos e mantem populações de variadas espécies da fauna não abordada neste estudo. Ações de manejo que, por exemplo, foquem no controle de espécies exóticas como jaca e dendê na área de estudo – considerando-se que se trata de uma Reserva Biológica e, portanto com plano de manejo – certamente deverão interferir na oferta de recursos alimentares para uma grande parcela dos frugívoros locais, incluindo a *S. xanthosternos*. No caso desta espécie, a redução destas frutíferas poderia causar a redução do tamanho do grupo (perda de indivíduos por migrações), já que foi constatada a entrada de outros macacos no grupo monitorado.

Segundo Lee (1991), a plasticidade comportamental é adaptativa para lidar com mudanças ambientais. Espécies da família Cebidae tem um cérebro muito grande, mais que o esperado baseado em seu tamanho corporal (Reader e MacDonald, 2003), e apoiado no experimento de Sabbatini e colaboradores (2007), o tamanho do cérebro dessa família teve relação com mudanças que venham a acontecer no meio ambiente. Portanto, com a aptidão adaptativa à mudanças no ambiente junto à sua dieta generalista, *S. xanthosternos* permite a incorporação de outros itens à sua dieta de forma gradativa, permitindo que esses primatas explorem outros ambientes e outros recursos de florestas nativas existentes, caso as exóticas fossem manejadas.

Vale ressaltar que do sub-gênero *Sapajus*, as espécies *S. apella* (Izawa, 1980; Terbog, 1983; Peres, 1993; Zhang, 1995; Spironello, 2001) e *S. nigritus* (Izar, 1999; Di Bitetti, 2001; Rímoli, 2001) possuem tamanhos de grupos que variam entre 10 a 27 indivíduos por grupo, que comparado ao grupo de *S. xanthoternos* deste estudo, tem o número de indivíduos superior (N= 33) aos demais. A grande disponibilidade de recursos de espécies exóticas nessa área usadas por *S. xanthoternos*, parece estar atraindo novos indivíduos de grupos adjacentes de Una, compondo deste modo um grande grupo desses primatas. Como existe fluxo de indivíduos entre grupos é possível que com a incorporação de novos membros advindos de grupos adjacentes deve influenciar na persistência da população *S. xanthoternos* em Una. A grande disponibilidade de recursos de exóticas pode estar inflando a população desse primata em Una, o que pode influenciar na sua persistência, seja proporcionando variabilidade genética e viabilidade da população através do fluxo de macacos que evadem, ou propiciando o aumento da densidade desse primata na área a ponto de torna-lo uma espécie invasora.

Struhsaker (1999) e McGraw (2007) observaram que espécies de primatas com grande plasticidade no uso de hábitat têm respostas comportamentais para evitar a caça e podem vir a dominar uma comunidade de primatas submetidos a essa pressão. Estes generalistas ecológicos usam táticas anti-predador para evitar serem detectados por caçadores ou para fugirem rapidamente quando humanos se aproximam, podendo ser as últimas espécies a serem eliminados nas florestas com caça (Linder e Oates, 2011).

A área amostrada vem sofrendo com a defaunação e conseqüentemente os efeitos em cascata trófica (Canale et al., 2012), e esse contexto foi observado durante o trabalho de campo, através da presença de outras pessoas na floresta (exceto a dos pesquisadores) ou próximas ao grupo, que gerou nos macacos comportamentos que apontam para essa tática. Talvez seja por essas características mencionadas acima - táticas anti-predador, plasticidade comportamental e no uso de recursos – que *S. xanthoternos* ainda pode ser encontrado em bandos com densidades razoáveis em toda a região de Una. *Sapajus xanthoternos* consiste em uma das maiores espécies de vertebrados

frugívoros e está entre os maiores arborícolas desta área, capazes de dispersar um grande espectro de sementes.

Canale e colaboradores (2012) avaliando a extinção local em florestas no nordeste com tamanhos entre 0.17 a 194 ha, observaram que apenas três táxons de primatas (*Callithrix* spp., *Callicebus* spp. e *Sapajus xanthosternos*) podem ser suficientemente resistentes para persistir em mais de 40% dos fragmentos florestais que amostraram. Estes autores detectaram que a perda de habitat por si só pode ser um bom preditor de extinções de espécies ameaçadas e endêmicas em *hotspots* de biodiversidade, sem levar em conta os efeitos sinérgicos, incêndios florestais e outros impactos antrópicos em populações isoladas, que elevam muito mais as taxas de extinção. No entanto, embora a região de Una ainda possua grandes extensões de floresta incluindo porções maduras ou tardias, a caça excessiva é provavelmente o fator que melhor explica a extinção local de vários vertebrados de médio e grande porte (Pardini, 2009, Cassano et al., 2012). De fato, Pardini et al (2009) sugere que a perda de mamíferos pela atividade de caça na região explica a redução da riqueza de espécies de árvores tolerantes à sombra – típicas de interior de florestas maduras – observada em diferentes estratos florestais, mas principalmente em fragmentos menores amostrados na região de Una. Este mesmo padrão é encontrado em outras áreas defaunadas da Mata Atlântica, sugerindo que mesmo que parte da assembléia de frugívoros seja mantida, a capacidade compensatória do serviço de dispersão é limitada.

É possível que *S. xanthosternos* represente um dos poucos frugívoros a realizar de forma efetiva a dispersão de sementes médias e grandes, cujos dispersores originais foram localmente extintos pela caça. No entanto o nível de defaunação da região é provavelmente tão grande que dificilmente essa espécie sozinha ou com os demais dispersores relictuais da área, regenerem as florestas ou mesmo mantenham a dinâmica de florestas maduras. Ainda que, essa espécie estudada tenha resistido a pressão de caça, é preciso ressaltar que esta atividade de fato aumenta ainda mais a vulnerabilidade de populações isoladas em determinados tipos florestais, agravando ainda mais o risco de extinção local (Laurance e Cochrane, 2011).

A pesquisa apontou o papel de *Sapajus xanthosertnos* no processo funcional de dispersão de sementes em áreas florestais nativas e exóticas, a exemplo de outras áreas na Mata Atlântica que vem sofrendo com o processo de defaunação. Embora o primata resista a pressão a caça pelo menos nesta área protegida, é possível prever que sua eventual extinção leve a um empobrecimento da chuva de sementes, limitando a dispersão de muitas espécies de plantas, principalmente aquelas com sementes médias e grandes e que atualmente parecem depender de maneira dominante destes primatas, ou de outras poucas espécies para sua dispersão.



REFERÊNCIAS

- Abreu, R. C. R.; Rodrigues, P. J. F. P. 2005. Estrutura de populações de jaqueiras, subsídios para manejo e conservação da Mata Atlântica. In: I Simpósio Brasileiro Sobre Espécies Exóticas Invasoras. Categoria 1: trabalhos científicos completos. Brasília. 14p.
- Abreu, R. C.; Rodrigues, P. J. 2010. Exotic tree *Artocarpus heterophyllus* (Moraceae) invades the Brazilian Atlantic Rainforest. *Rodriguesia*, 61: 677-688.
- Aguiar, A.V.; Tabarelli, M. 2010. Edge effects and seedling bank depletion: the role played by the early successional palm *Attalea oleifera* (Arecaceae) in the Atlantic forest. *Biotropica*, 42: 158-166.
- Albert, A.; Hambuckers, A.; Culot, L.; Savini, T.; Huynen, M. C. 2013. Frugivory and seed dispersal by northern pigtailed macaques (*Macaca leonina*), in Thailand. *International Journal of Primatology*, 34: 170–193.
- Alfaro, J. W. L.; Silva Jr, J. de S.; Rylands, A. B. 2012. How Different Are Robust and Gracile Capuchin Monkeys? An Argument for the Use of *Sapajus* and *Cebus*. *American Journal of Primatology*, 74: 273–286.
- Alves-Costa, C. P.; Eterovick, P. C. 2007. Seed dispersal services by coatis (*Nasua nasua*, Procyonidae) and their redundancy with other frugivores in southeastern Brazil. *Acta oecologica*, 32(1): 77-92.
- Alvim, P. de T.; Pereira, C. P. 1965. Sombra e espaçamento nas plantações de cacau no Estado da Bahia. Relatório Anual do CEPEC. Ilhéus, CEPLAC. p. 18-19.
- Andresen, E. 2002. Primary seed dispersal by red howler monkeys and the effect of defecation patterns on the fate of dispersed seeds. *Biotropica*, 34(2): 261–272.
- Andresen, E., Levey, D. J. 2004. Effects of dung and seed size on secondary dispersal, seed predation, and seedling establishment of rain forest trees. *Oecologia*, 139: 45–54.
- Arroyo-Rodríguez, V.; Rös, M.; Escobar, F.; Melo, F. P.; Santos, B. A.; Tabarelli, M.; Chazdon, R. 2013. Plant β -diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. *Journal of Ecology*, 101(6): 1449-1458.
- Baum, K. A.; Haynes, K. J.; Dilleuth, F. P.; Cronin, J. T. 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology*, 85(10): 2671-2676.
- Bierregaard, Jr. R. O.; Gascon, C.; Lovejoy, T. E.; Mesquita, R. 2001. Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest. Yale University Press, New Haven, EUA.
- Blackburn, T. M.; Essl, F.; Evans, T.; Hulme, P. E.; Jeschke, J. M.; Kühn, I.; Bacher, S. 2014. A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. *PLoS Biology*, 12(5): e1001850.
- Bonvicino, C. R.; Oliveira, J. A.; D'Andrea, P. S. 2008. Guia dos Roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. Rio de Janeiro: Centro Pan-Americano de Febre Aftosa - OPAS/OMS, 2008.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n. 5, de 04 de maio de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica em cumprimento ao disposto no artigo 6º do Decreto 750, de 10 de fevereiro de 1993, na Resolução CONAMA n. 10, de 01 de

outubro de 1993, e a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais no Estado da Bahia. Disponível em: http://ww.mp.ba.gov.br/atuacao/ceama/legislacoes/ambiental/flora/resol_conama_04_94.pdf. Acesso em: 25 set. 2011.

Bueno, R. S.; Guevara, R.; Ribeiro, M. C.; Culot, L.; Bufalo, F. S. 2013. Functional Redundancy and Complementarities of Seed Dispersal by the Last Neotropical Megafrugivores. *Plos One*, 8(2): e56252. DOI:10.1371/journal.pone.0056252.

Câmara, I. G. 2003. Brief history of conservation in the Atlantic forest. In: Galindo-Leal, C.; Câmara, I. G. (eds.). *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Center for Applied Biodiversity Science e Island Press, Washington. D.C.: 31-42.

Canale, G. R.; Peres, C. A.; Guidorizzi, C. E.; Gatto, C. A. F.; Kierulff, M. C. M. 2012. Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. *Plos One*, 7(8): e41671. DOI:10.1371/journal.pone.0041671.

Canale, G. R.; Kierulff, M. C. M.; Chivers, D. J. 2013. A Critically Endangered Capuchin Monkey (*Sapajus xanthosternos*) Living in a Highly Fragmented Hotspot. In *Primates in Fragments*. Springer New York, 299-311.

Cardoso, N. A.; Le Pendu, Y.; Lapenta, M. J.; Raboy, B. E. 2011. Frugivory patterns and seed dispersal by golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in Una Biological Reserve, Bahia, Brazil. *Mammalia*, 75(4): 327-337.

Cassano, C. R.; Barlow, J.; Pardini, R. 2012. Large mammals in an agroforestry mosaic in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 44(6): 818-825.

Cassey, P.; Blackburn, T. M.; Duncan, R. P. e Chown, S. L. 2005. Concerning invasive species: reply to Brown and Sax. *Austral Ecology*, 30: 475-480.

Chapman, C. A. 1987. Flexibility in diets of three species of Costa Rican primates. *Folia Primatology*, 49: 90-105.

Chapman, C. A. 1989. Primate seed dispersal; the fate of dispersal seeds. *Biotropica*, 21: 154-158.

Chapman, C. A.; Fedigan, L. M. 1990. Dietary differences between neighboring *Cebus capucinus* groups: local traditions, food availability or responses to food profitability? *Folia Primatologica*, 54(3-4), 177-186.

Chapman, C. 1995. Primate seed dispersal: coevolution and conservation implications. *Evolutionary Anthropology. Issues News and Reviews*, 4(3): 74-82.

Chapman, C. A.; Onderdonk, D. A. 1998. Forests Without Primates: Primate/Plant Codependency. *American Journal of Primatology*, 45:127-141.

Chapman, C. A.; Chapman, L. J.; Gillespie, T. R. 2002. Scale issues in the study of primate foraging: red colobus of Kibale National Park. *American Journal of Physical Anthropology*, 117: 349-363.

Chapman, C. A., Chapman, L. J., Rode, K. D., Hauck, E. M.; Mcdowell, L. R. 2003a. Variation in the nutritional value of primate foods: among trees, time periods and areas. *International Journal of Primatology*, 24: 317-333.

- Chapman, C. A.; Chapman, L. J.; Vulinec, K.; Zanne, A. E.; Lawes, M. J. 2003b. Fragmentation and alteration to seed dispersal processes: an initial evaluation of dung beetles, seed fate, and seedling diversity. *Biotropica*, 35: 382–393.
- Chapman, C. A.; Russo, S. E. 2005. Primate seed dispersal: linking behavioral ecology with forest community structure. In: Campbell, C. J.; Fuentes, A. F.; MacKinnon K. C.; Panger, M.; Bearder, S. (eds). *Primates in perspective*. Oxford University Press, Oxford, UK: 510-525.
- Chaves, O. M.; Stone, K. E.; Arroyo-Rodríguez, V.; Estrada, A. 2011. Effectiveness of Spider Monkeys (*Ateles geoffroyi vellerosus*) as Seed Dispersers in Continuous and Fragmented Rain Forests in Southern Mexico. *Int Journal Primatology*, 32: 177-192. DOI 10.1007/s10764-010-9460-0.
- Corlett, R. e Hau, B. C. H. 2000. Seed dispersal and forest restoration. In S. Elliott, J. Kerby, D. Blakesley, K. Hardwick, K. Woods, e V. Anusarnsunthorn (Eds.), *Forest restoration for wildlife conservation* (pp. 317–325). Chiang Mai, Thailand: International Tropical Timber Organisation and The Forest Restoration Research Unit, Chiang Mai University.
- Correia, P. M. 1975. *Dicionário de plantas úteis do Brasil e das exóticas cultivadas*. Ministério da Agricultura/IBDF, Rio de Janeiro, pp. 4200.
- Costa, J. B.; Melo, F. P.; Santos, B. A.; Tabarelli, M. 2012. Reduced availability of large seeds constrains Atlantic forest regeneration. *Acta Oecologica*, 39: 61-66.
- Cunha, A. A.; Vieira, M. V.; Grelle, C. E. V. 2006. Preliminary observations on habitat, support use and diet in two non-native primates in an urban Atlantic forest fragment: the capuchin monkey (*Cebus* sp.) and the common marmoset (*Callithrix jacchus*) in the Tijuca forest, Rio de Janeiro. *Urban Ecosystems*, 9: 351–359.
- Davis, M. A.; Thompson, K.; Grime, J. P. 2001. Charles S. Elton and the dissociation of invasion ecology from the rest of ecology. *Diversity and Distributions*, 7: 97-102.
- De Candolle, A. P. 1886. *Evergreen Orchards*. 2nd ed. Henry Kimpton, London.
- Di Bitetti, M. S. 2001. Home-range use by the tufted capuchin monkey (*Cebus apella nigrilus*) in a subtropical rainforest of Argentina. *Journal Zoology London*, 253: p. 33-45.
- Di Fiore, A. 2004. Diet and feeding ecology of woolly monkeys in a western Amazonian rainforest. *International Journal Primatology*, 24: 767–801.
- Dick, J. T.; Gallagher, K.; Avlijas, S.; Clarke, H. C.; Lewis, S. E.; Leung, S.; Ricciardi, A. 2013. Ecological impacts of an invasive predator explained and predicted by comparative functional responses. *Biological invasions*, 15(4), 837-846.
- Duncan, R. S.; Chapman, C. A.; Levey, D. J.; Silva, W. R.; Galetti, M. 2002. Limitations of animal seed dispersal for enhancing forest succession on degraded lands. *Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation*, 437-450.
- Eisenberg J. F.; Redford K. H. 1999. *Mammals of the Neotropics - The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil*. University Chicago Press, Chicago, 624.
- Faria, D.; Mariano-Neto, E.; Martini, A. M. Z.; Ortiz, J. V.; Montingelli, R.; Rosso, S.; Paciencia, M. L. B.; Baumgarten, J. 2009. Forest structure in a mosaic of rainforest sites: The effect of fragmentation and recovery after clear cut. *Forest Ecology and Management*, 257: 2226–2234. DOI:10.1016/j.foreco.2009.02.032.

- Fine, P. V. A. 2002. The invasibility of tropical forests by exotic plants. *Journal of Tropical Ecology*, 18: 687-705.
- Fontoura, T.; Cazetta, E.; Nascimento, W.; Catenacci, L.; de Vleeschouwer, K.; Raboy, B. E. Diurnal frugivores on the Bromeliaceae *Aechmea depressa* L. B. Sm. from Northeastern Brazil: the prominent role taken by a small forest primate. *Biota Neotrop.* 10(4): <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?short-communication+bn02710042010>.
- 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.
- Freitas, C. H. de; Setz, E. Z. F.; Araújo, A. R. B.; Gobbi, N. 2008. Agricultural crops in the diet of bearded capuchin monkeys, *Cebus libidinosus* Spix (Primates: Cebidae), in forest fragments in southeast Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25 (1): 32–39.
- Fuentes, M. 2000. Frugivory, seed dispersal and plant community ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 15(12): 487-488.
- Galetti, M. e Pedroni, F. 1994. Seasonal diet of capuchin monkeys (*Cebus apella*) in a semideciduous forest in south-east Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 10: 27-39.
- Galetti, M.; Pizo, M. A.; Morellato, L. P. C. 2010. Diversity of functional traits of fleshy fruits in a species-rich Atlantic rain forest. *Biota Neotrop.* 11(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn02811012011>.
- Galindo-Leal, C.; Câmara, I. D. G. 2003. Atlantic Forest hotspot status: an overview. *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*: 3-11.
- Gouveia, P. S. 2009. Padrão de atividades, dieta e uso do espaço de um grupo de *Cebus xanthosternos* (Wied-Neuwied, 1820) (Primates, Cebidae), na Reserva Biológica de Una, Bahia, Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus – Bahia.
- Guariguata, R. M.; Ostertag, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology Management*, 148: 185-206.
- Hobbs, R. J.; Arico, S.; Aronson, J.; Baron, J. S.; Bridgewater, P.; Cramer, V. A.; Epstein, P. R.; Ewel, J. J.; Klink, C. A.; Lugo, A. E.; Norton, D.; Ojima, D.; Richardson, D. M.; Sanderson, E. W.; Valladares, F.; Vilà, M.; Zamora, R.; Zobel, M. 2006. Novel ecosystems: Theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15, 1–7.
- Horus - Institute of Development and Environmental Conservation. 2010. Institute of Development and Environmental Conservation, Florianópolis. Disponível em: <http://www.institutohorus.org.br>.
- Hummel, M. 1995. Botanical analysis of the shade tree population in two cabruca cocoa plantations in southern Bahia, Brazil. Thesis for the Diploma in Agricultural Biology, University of Stuttgart, Stuttgart.
- IBAMA/MMA. 1997. Plano de Manejo - Reserva Biológica de Una, Fase I. Programa Nacional Meio Ambiente.
- IUCN. 2014: The IUCN red list of threatened species. Gland, Switzerland, and Cambridge, UK: IUCN. [http:// www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).

- Izar, P. 1999. Aspectos de ecologia e comportamento de um grupo de macacos-prego (*Cebus apella*) em área de Mata Atlântica. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, p. 144.
- Izar, P. 2004. Female social relationship of *Cebus apella nigrinus* in a Southeastern Atlantic forest: an analysis through ecological models of primate social evolution. 2004. Behaviour, 141: 71-99.
- Izawa, K. 1980. Social behavior of wild black-capped capuchin (*Cebus apella*). Primates, 21(4): 443-467.
- Janson, C. H.; Stiles, E. W.; White, D. W. 1986. Selection on plant fruiting traits by brown capuchin monkeys: a multivariate approach. In: Frugivores and seed dispersal. Springer Netherlands, pp. 83-92.
- Julliot, C. 1997. Impact of seed dispersal by red howler monkeys *Alouatta seniculus* on the seedling population in the understory of tropical rain forest. Journal Ecology, 85: 431-440.
- Kaplin, B. A.; Lambert, J. E. 2002. Effectiveness of seed dispersal by Cercopithecus monkeys: Implications for seed input into degraded areas. In: Levey, D. J.; Silva, W. R.; and Galetti, M. (Eds.). Seed dispersal and frugivory: Ecology, evolution and conservation. Oxon, UK. CABI Publishing: 351-364.
- Kierulff, M. C. M.; Canale, G. R.; Suscke, P. G. 2005. Monitoring the Yellow-Breasted Capuchin Monkey (*Cebus xanthosternos*) with radiotelemetry: Choosing the best radiocollar. Neotropical Primates, 13 (1): 32-33.
- Kitamura, S.; Yumoto, T.; Poonswad, P.; Chuailua, P.; Plongmai, K.; Maruhashi, T. 2002. Interactions between fleshy fruits and frugivores in a tropical seasonal forest in Thailand. Oecologia, 133(4): 559-572.
- Laurance, W. F.; Gascon, C. 1997. How to creatively fragment a landscape. Conservation Biology, 11: 577-579.
- Laurance, W. F.; Cochrane, M. A. 2001. Synergistic effects in fragmented landscapes. Conservation Biology, 15: 1488-1489.
- Laurance, W. F.; Nascimento, H. E. M.; Laurance, S. G.; Andrade, A.; Ribeiro, J. E. L. S.; Giraldo, G. P.; Lovejoy, T. E.; Condit, R.; Chave, J.; Harms, K. E.; D'Ángelo, S. 2006. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. Proceedings of the National Academy of Sciences, 103(50): 19010-19014.
- Lee, P. L. 1991. Adaptations to environmental change: an evolutionary perspective. In: Box, H. O. editor. Primate responses to environmental change. London.: Chapman and Hall: 39-56.
- Lernould, J. M.; Kierulff, M. C. M.; Canale, G. 2012. Yellow-breasted capuchin *Cebus xanthosternos*: support by zoos for its conservation—a success story. International Zoo Yearbook, 46(1): 71-79.
- Linder, J. M.; Oates, J. F. 2011. Differential impact of bushmeat hunting on monkey species and implications for primate conservation in Korup National Park, Cameroon. Biological Conservation, 144: 738-745.
- Lôbo, D.; Leão, T.; Melo, F. P. L.; Santos, A. M. M.; Tabarelli, M. 2011. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. Diversity Distributions, 17: 287-296.

Lorenzi, H. 1949a. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil. Instituto Plantarum, vol 1, ed 5. Nova Odessa, SP.

Lorenzi, H. 1949b. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil. Instituto Plantarum, vol. 2, ed. 3. Nova Odessa, SP.

Lorenzi, H. 1949c. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil. Instituto Plantarum, vol. 3, ed. 1. Nova Odessa, SP.

Lorenzi, H.; Noblick, L. R.; Kahn, F.; Ferreira, E. 2010. Flora Brasileira: Arecaceae (Palmeiras). Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum.

Martins, M. M. 2006. Comparative Seed Dispersal Effectiveness of Sympatric *Alouatta guariba* and *Brachyteles arachnoides* in Southeastern Brazil. *Biotropica* 38(1): 57–63. DOI: 10.1111/j.1744-7429.2006.00100.x.

May, P. H.; Rocha, R. B. 1996. O sistema agrossilvicultural do cacau cabruca. In: Lopes, I. V.; Filho, G. S. B.; Biller, D. (eds) *Gestão Ambiental no Brasil: experiência e sucesso*. Editora Fundação Getúlio Vargas, São Paulo: 35–61.

McGraw, W. S. 2007. Vulnerability and conservation of the Tai monkey fauna. In: McGraw, W.S., Zuberbühler, K., Noë, R. (Eds.) *Monkeys of the Tai Forest: An African Primate Community*. Cambridge. Cambridge University Press: 290–316.

McKinney, M. L.; Lockwood, J. L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*, 14 (11): 450-453.

Mittermeier, R. A.; Wallis, J.; Rylands, A. B. ; Ganzhorn, J. U.; Oates, J. F.; Williamson, E. A.; Palacios, E.; Heymann, E. W.; Kierulff, M. C. M.; Yongcheng, L.; Supriatna, J.; Roos, C.; Walker, S.; Cortés-Ortiz, L.; Schwitzer, C. 2009. Primates in peril: the world's 25 most endangered primates 2008–2010. Table 6, page 10. Arlington, VA: Conservation International (CI), with the IUCN/SSC Primate Specialist Group (PSG) and the International Primatological Society (IPS). Mori, S. A.; Boom, B. M.; Carvalho, A. M. V.; Santos, T. S. 1983. Southern Bahian moist forests. *Botanical Review*, 49: 155– 232.

Mori, S. A.; Boom, B. B.; Carvalho, A. M.; Santos, T. S. 1983. Southern Bahian moist forests. *Botanical Review*, 49: 155-232.

Motta-Junior, J. C.; Lombardi, J. A.; Talamoni, S. A. 1994. Notes on Crab-eating fox (*Dusicyon thous*): seed dispersal and food habits in southeastern Brazil. *Mammalia*, 58: 156–159.

Moura, A. C. D. A.; McConkey, K.R. 2007. The Capuchin, the Howler, and the Caatinga: Seed dispersal by monkeys in a threatened Brazilian forest. *American Journal of Primatology*, 69: 220-226.

Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B.; Kent, J. 2000. Biodiversityhotspots for conservationpriorities. *Nature*, 403: 853-858.

Oftedal, O. T.; Whiten, A.; Southgate, D. A. T.; Van Soest, P. 1991. The Nutritional Consequences of Foraging in Primates: The Relationship of Nutrient Intakes to Nutrient Requirements and Discussion. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 334(1270): 161-170.

Oliveira, A. C. M.; Ferrari, S. F. 2000. Seed dispersal by black-handed tamarins, *Saguinus midas niger* (Callitrichinae, Primates): implications for the regeneration of degraded forest habitats in eastern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology*, 16(05): 709-716.

Oliveira, L. C.; Neves, L. G. Raboy, B. E.; Dietz, J. M. 2011. Abundance of jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) affects group characteristics and use of space by golden-headed lion Tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in cabruca agroforest. *Environmental Management*, 48: 248–262. DOI 10.1007/s00267-010-9582-3.

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.

Ortega, A. C. 2013. Patrones de actividad, dieta y dispersión de semillas por los monos cariblanos (*Cebus albifrons versicolor*) en un fragmento de bosque en San Juan de Carare, Santander. Doctoral dissertation.

Paglia, A. P.; Fonseca, G. A. B. da; Rylands, A. B.; Herrmann, G.; Aguiar, L. M. S.; Chiarello, A. G.; Leite, Y. L. R.; Costa, L. P.; Siciliano, S.; Kierulff, M. C. M.; Mendes, S. L.; Tavares, V. da C.; Mittermeier, R. A.; Patton J. L. 2012. Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2 ed. Occasional Papers in Conservation Biology, No. 6. Conservation International: 76.

Pardini, R.; Faria, D.; Accacio, G. M.; Laps, R. R.; Mariano-Neto, E.; Paciencia, M. L.; Baumgarten, J. 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*, 142(6): 1178-1190.

Peres, C. A. 1993. Structure and spatial organization of an Amazonian terra firme forest primate community. *Journal of Tropical Ecology*, 9(3): p. 259-276.

Pessoa, M. de S. 2008. Comparação da comunidade arbórea e fenologia reprodutiva de duas fisionomias em Floresta Atlântica no Sul da Bahia, Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Santa Cruz.

Pinheiro, J.; Bates, D.; DebRoy, S.; Sarkar, D. 2013. R Development Core Team: linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-110.

Poulsen, J. R.; Clark, C. J.; Connor, E. F.; Smith, T.B. 2002. Differential resource use by primates and hornbills: Implications for seed dispersal. *Ecology*, 83: 228-240.

R Core Team. 2013. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.R-project.org>.

Reader, S. M.; MacDonald, K. 2003. Environmental variability and primate behavioral flexibility. In: Reader, S. M. e Laland, K. N. editors. *Animal innovation*. Oxford: Oxford University Press: 83–116.

Ribeiro, M. C.; Metzger, J. P.; Martensen, A. C.; Ponzoni, F. J.; Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*. DOI: 142:1141-1153.

Rímoli, J. Ecologia de um grupo de macacos-prego (*Cebus apella nigratus*, Goldfuss, 1809; Primates, Cebidae) na Estação Biológica de Caratinga (MG): Implicações para a Conservação de Fragmentos de Floresta Atlântica. 2001. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Pará.

Sabbatini, G.; Stamatii, M.; Tavares, M. C. H.; Visalberghi, E. 2007. Response Toward Novel Stimuli in a Group of Tufted Capuchins (*Cebus libidinosus*) in Brasília National Park, Brazil. *American Journal of Primatology*, 69: 457–470.

Sanderson, E. W.; Jaiteh, M.; Levy, M. A.; Redford, K. H.; Wannebo, A. V.; Woolmer, G. 2002. The human footprint and the last of the wild. *Bioscience*, 52, 891–904.

- Santos, B. A.; Arroyo-Rodríguez, V.; Moreno, C. E.; Tabarelli, M. 2010. Edge-related loss of tree phylogenetic diversity in the severely fragmented Brazilian Atlantic forest. *PLoS One*, 5(9): e12625.
- Santos, B. A.; Peres, C. A.; Oliveira, M. A.; Grillo, A.; Alves-Costa, C. P.; Tabarelli, M. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biology Conservation*, 141: 249-260.
- Schroth, G.; Harvey, C. A.; Vincent, G. 2004a. Complex agroforests: their structure, diversity, and potential role in landscape conservation. In: Schroth, G.; Fonseca, G.; Gascon, C.; Vasconcelos, H.; Izac, A. M.; Harvey, C. (eds). *Agroforestry and Conservation of Biodiversity in Tropical Landscapes*. Island Press, Washington: 227–260.
- Schroth, G.; Fonseca, G. A. B.; Harvey, C. A.; Gascon, C.; Vasconcelos, H. L.; Izac, A. M. N. 2004b. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Island Press, Washington, DC: 523.
- Schupp, E. W. 1993. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. *Vegetatio*, 107/108: 15–29.
- Schupp, E. W. 2007. The suitability of a site for seed dispersal is contextdependent. In: Dennis, A. J.; Schupp, E. W.; Green, R.J.; Westcott, D. A. eds. *Seed dispersal: theory and its application in a changing world*. Wallingford, UK: CAB International, pp. 445-462.
- Schupp, E. W.; Jordano, P.; Gómez, J. M. 2010. Seed dispersal effectiveness revisited a conceptual review. *New Phytologist*. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2010.03402.x.
- 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, A. P.; Pontes, A. R. M. 2008. The effect of a mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, North-Eastern Brazil. *Biodiversity Conservation*, 17: 1455-1464.
- Sobral, M.; Couto, F. 2006. Four new Myrtaceae from eastern Brazil. *Novon: A Journal for Botanical Nomenclature*, 16(4), 520-529.
- Spironello, W. R. 2001. The brown capuchin monkey (*Cebus apella*): ecology and home range requirements in Central Amazônia. Bierregaard, R. O. Jr; Gascon, C.; Lovejoy, T. E.; Mesquita, R. *Lessons from Amazônia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. New Haven: Yale University Press, 271–283.
- Stevenson, P. R. 2000. Seed dispersal by woolly monkeys (*Lagothrix lagothricha*) at Tinigua National Park, Colombia: Dispersal distance, germination rates, and dispersal quantity. *American Journal of Primatology*, (50): 275-289.
- Stevenson, P. R., Quinones, M. J.; Ahumada, J. A. 2000. Influence of Fruit Availability on Ecological Overlap among Four Neotropical Primates at Tinigua National Park, Colombia. *Biotropica*, 32(3): 533-544.
- Strier, K. B. Effects of patch size on feeding associations in muriquis (*Brachyteles arachnoides*). 1989. *Folia Primatologica*, 52: 70-77.
- Struhsaker, T. T. 1999. Primate communities in Africa: the consequence of long term evolution or the artifact of recent hunting. In: Fleagle, J. G.; Janson, C.; Reed, K. E. (eds.). *Primate Communities*. Cambridge University Press, Cambridge, 289–294.

- Tabarelli, M.; Lopes, A. V.; Peres, C. A. 2008. Edge-effects drive Tropical Forest fragments towards an early-successional system. *Biotropica* 40, 657–661.
- Tabarelli, M.; Aguiar, A. V.; Ribeiro, M. C.; Metzger, J. P.; Peres, C. A. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*, 143: 2328–2340.
- Tabarelli, M.; Peres, C. A.; Melo, F. P. 2012. The ‘few winners and many losers’ paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation*, 155: 136–140.
- Terborgh, J. 1983. *Five New World Monkeys: a study in comparative ecology*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, p. 260.
- Terborgh, J.; Pitman, M.; Silman, H.; Schichter, P.; Nunez, V. 2002. Maintenance of tree diversity in tropical forests. In: Levey, D.; Silva, W.; Galetti, M. Eds. *Seed dispersal and frugivory: Ecology, evolution and conservation*. Wallingford: CABI Publishing, 1–18.
- Thomas, W. W.; Carvalho, A. M.; Amorim, A. M.; Garrison, J.; Arbeláez, A.L. 1998. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. *Biodiversity Conservation*, 7:311–322.
- Valenta, K.; Fedigan, L. M. 2007. How much is a lot? Seed dispersal by white-faced capuchins and implications for disperser-based studies of seed dispersal systems. *Primates*, 49: 169-175.
- Valenta, K.; Fedigan, L. M. 2009. Effects of Gut Passage, Feces, and Seed Handling on Latency and Rate of Germination in Seeds Consumed by Capuchins (*Cebus capucinus*). *American Journal of Physical Anthropology*, 138: 486-492.
- Valenta, K.; Fedigan, L. M. 2010. Spatial patterns of seed dispersal by white-faced capuchins in Costa Rica: evaluating distant-dependent seed mortality. *Biotropica*, 42(2): 223-228.
- Wehncke, E. V.; Hubbell, S. P.; Foster, R. B.; J. Dalling, W. 2003. Seed dispersal patterns produced by white-faced monkeys: Implications for the dispersal limitation of neotropical tree species. *Journal of Ecology*, 91: 677–685.
- Wehncke, E. V.; Valdez, C. N.; Domínguez, C. A. 2004. Seed dispersal and defecation patterns of *Cebus capucinus* and *Alouatta palliata*: Consequences for seed dispersal effectiveness. *Journal of Tropical Ecology*, 20: 535–543.
- Zenni, R. D.; Ziller, S. R. 2011. An overview of invasive plants in Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, 34(3): 431-446.
- Zeven, A. C. 1965. The origin of the oil palm (*Elaeis guinnensis*): a summary. *Journal of Nigerian, Institute for Oil Palm Research*, 4(15): 216-50.
- Zhang, S. 1995. Sleeping habits of brown capuchin monkeys (*Cebus apella*) in French Guiana. *American Journal of Primatology*, 36: 327-335.

CONCLUSÃO GERAL

- *Sapajus xanthosternos* são importantes vetores no transporte das sementes nativas com grande diversidade de espécies em florestas em regeneração da área;
- Grande parte das sementes nativas tiveram alto sucesso na germinação;
- O padrão geral da dispersão de sementes mostra uma direção de dispersão de muitas sementes vindas de florestas maduras para florestas secundárias;
- O padrão espacial da chuva de sementes é conjugado com a distribuição das fruteiras de espécies exóticas e pioneiras;
- As espécies exóticas são fontes de alimentação para os frugívoros de pequeno, médio e grande portes da área, e elas estão presentes em maior quantidade nas florestas secundárias;
- É preciso saber se o estabelecimento das sementes nativas em meio às espécies exóticas é possível, a fim de afirmar com veracidade como é o recrutamento destas. Caso contrário, as espécies exóticas representam sumidouros de sementes nativas levadas por *Sapajus xanthosternos*;
- Além disso, o comportamento de forrageio de *Sapajus xanthosternos* facilita a dispersão secundária das espécies exóticas para outros tipos florestais, de modo indireto o primata pode estar interrompendo a regeneração da floresta secundária;
- Para inferir que *Sapajus xanthosternos* são os grandes responsáveis pela regeneração das secundárias através do transporte de sementes nativas, depende de saber como as sementes nativas transportadas estão se estabelecendo em meio às exóticas;
- Também é necessário inferir se *Sapajus xanthosternos* são responsáveis pela secularização das florestas maduras através da viabilização da dispersão secundária de espécies exóticas, que depende de saber se a comunidade de

plantas nativas está sofrendo com o avanço das espécies exóticas nas florestas maduras;

- *Sapajus xanthosternos* estão sendo os únicos a fazer este transporte de modo primário para algumas as espécies de sementes médias e até as grandes, cobrindo parte da função perdida pela extinção dos médios e grandes mamíferos.



BIBLIOGRAFIA

- Abreu, R. C.; Rodrigues, P. J. 2010. Exotic tree *Artocarpus heterophyllus* (Moraceae) invades the Brazilian Atlantic Rainforest. *Rodriguesia*, 61: 677-688.
- Accácio G. M. 2004. Comunidades de Borboletas Frugívoras em Mosaico de Ambientes Florestais na Região de Una, Bahia. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo, SP, Brazil.
- Aguiar, A.V.; Tabarelli, M. 2010. Edge effects and seedling bank depletion: the role played by the early successional palm *Attalea oleifera* (Arecaceae) in the Atlantic forest. *Biotropica*, 42: 158-166.
- Alves, M. C. 1990. The Role of Cacao Plantations in the Conservation of the Atlantic Forest of Southern Bahia, Brazil. Tese de mestrado. University of Florida, Gainesville.
- Alvim, P. de T.; Pereira, C. P. 1965. Sombra e espaçamento nas plantações de cacau no Estado da Bahia. Relatório Anual do CEPEC. Ilhéus, CEPLAC: 18-19.
- Anderson, S. H.; Kelly, D.; Ladley, J. J.; Molloy, S.; Terry, J. 2011. Cascading effects of bird functional extinction reduce pollination and plant density. *Science*, 331(6020): 1068-1071.
- Araújo, M.; Alger K.; Rocha, R.; Mesquita, C. A. B. 1998. A Mata Atlântica do sul da Bahia: situação atual, ações e perspectivas. Reserva da Biosfera da Mata Atlântica – MAB – UNESCO, 8: 1-36.
- Argôlo A. J. S. 2004. As serpentes dos Cacauais do Sudeste da Bahia. Editora da UESC, Ilhéus, Brazil.
- Arnold, A. E.; Asquith, N. M. 2002. Herbivory in a fragmented tropical forest: patterns from islands at Lago Gatun, Panama. *Biodiversity Conservation*, 11: 1663-1680.
- Arroyo-Rodríguez, V.; Rös, M.; Escobar, F.; Melo, F. P.; Santos, B. A.; Tabarelli, M.; Chazdon, R. 2013. Plant β -diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. *Journal of Ecology*, 101(6): 1449-1458.
- Baum, K. A.; Haynes, K. J.; Dilleuth, F. P.; Cronin, J. T. 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology*, 85(10): 2671-2676.
- Bhagwat, S. A.; Willis, K. J.; Birks, H. J. B.; Whittaker, R. J. 2008. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? *Trends in Ecology & Evolution*, 23 (5): 261-267.
- Bierregaard, Jr. R. O.; Gascon, C.; Lovejoy, T. E.; Mesquita, R. 2001. Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest. Yale University Press, New Haven, EUA.
- Bittencourt, F. 2013. Estrutura genética de *Virola officinalis* Warb. (Myristicaceae) em fragmentos florestais imersos em paisagens com diferentes porcentagens de cobertura vegetal. Dissertação de Mestrado. Ilhéus, Bahia, Brazil.
- Bizerril, M. X. A.; Rodrigues, F. H. G.; Hass, A. 2005. Fruit consumption and seed dispersal of *Dimorphandra mollis* Benth (Leguminosae) by the lowland tapir in the cerrado of Central Brazil. *Brazilian Journal Biology*, 65: 407-413.

Blackburn, T. M.; Essl, F.; Evans, T.; Hulme, P. E.; Jeschke, J. M.; Kühn, I.; Bacher, S. 2014. A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. *PLoS Biology*, 12(5): e1001850.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n. 5, de 04 de maio de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica em cumprimento ao disposto no artigo 6º do Decreto 750, de 10 de fevereiro de 1993, na Resolução CONAMA n. 10, de 01 de outubro de 1993, e a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais no Estado da Bahia. Disponível em: http://ww.mp.ba.gov.br/atuacao/ceama/legislacoes/ambiental/flora/resol_conama_04_94.pdf. Acesso em: 25 setembro 2011.

Bronson, F. H. 1989. *Mammalian reproductive biology*. Chicago: University of Chicago Press, p. 325.

Câmara, I. G. 2003. Brief history of conservation in the Atlantic forest. In: Galindo-Leal, C.; Câmara, I. G. (eds.). *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Center for Applied Biodiversity Science e Island Press, Washington. D.C.: 31-42.

Canale, G. R.; Peres, C. A.; Guidorizzi, C. E.; Gatto, C. A. F.; Kierulff, M. C. M. 2012. Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. *Plos One*, 7(8): e41671. DOI: 10.1371/journal.pone.0041671.

Canale, G. R.; Kierulff, M. C. M.; Chivers, D. J. 2013. A Critically Endangered Capuchin Monkey (*Sapajus xanthosternos*) Living in a Highly Fragmented Hotspot. In *Primates in Fragments*. Springer New York, 299-311.

Cardoso, N. A.; Le Pendu, Y.; Lapenta, M. J.; Raboy, B. E. 2011. Frugivory patterns and seed dispersal by golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in Una Biological Reserve, Bahia, Brazil. *Mammalia*, 75(4): 327-337.

Carlo, T. A.; Aukema, J. E.; Morales, J. M. 2007. Plant–frugivore interactions as spatially explicit networks: integrating frugivore foraging with fruiting plant spatial patterns. In: Dennis, A. J.; Schupp, E. W.; Green, R. J.; Westcott, D. A. (eds). *Seed dispersal: theory and its application in a changing world*. Wallingford - UK. CAB International: 369–390.

Carvalho, F. M. V.; Pinheiro, P. S.; Fernandez, F. A. S.; Nessimian, J. L. 1999. Diet of small mammals in Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoociências*, n°1, 1: 91-101.

Cassano, C. R.; Barlow, J.; Pardini, R. 2012. Large mammals in an agroforestry mosaic in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 44(6): 818-825.

Catenacci, L. S.; De Vleeschouwer, K. M.; Nogueira-Filho, S. L. 2009. Seed Dispersal by Golden-headed Lion Tamarins *Leontopithecus chrysomelas* in Southern Bahian Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica*, 41(6): 744-750.

Catford, J. A.; Vesk, P. A.; Richardson, D. M.; Pyšek, P. 2012 Quantifying levels of biological invasion: towards the objective classification of invaded and invisable ecosystems. *Global Change Biology*, 18: 44-62.

Chapman, C. A. 1987. Flexibility in diets of three species of Costa Rican primates. *Folia Primatology*, 49: 90–105.

Chapman, C. A. 1989. Primate seed dispersal; the fate of dispersal seeds. *Biotropica*, 21: 154-158.

- Chapman, C. A.; Onderdonk, D. 1998. Forests without primates: primate/plant codependency. *American Journal of Primatology*, 45: 127-141.
- Chapman, C. 1995. Primate seed dispersal: coevolution and conservation implications. *Evolutionary Anthropology. Issues News and Reviews*, 4(3): 74-82.
- Chapman, C. A., Chapman, L. J., Rode, K. D., Hauck, E. M.; Mcdowell, L. R. 2003a. Variation in the nutritional value of primate foods: among trees, time periods and areas. *International Journal of Primatology*, 24: 317-333.
- Chapman, C. A.; Chapman, L. J. 2002. Plant–animal coevolution: is it thwarted by spatial and temporal variation in animal foraging? In: Levey, D. J., Silva, W. R., and Galetti, M. (eds.), *Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution, and Conservation*. CABI Publishing, New York: 275-290.
- Chapman, C. A.; Chapman, L. J.; Gillespie, T. R. 2002. Scale issues in the study of primate foraging: red colobus of Kibale National Park. *American Journal of Physical Anthropology*, 117: 349–363.
- Chapman, C. A.; Chapman, L. J.; Vulinec, K.; Zanne, A. E.; Lawes, M. J. 2003b. Fragmentation and alteration to seed dispersal processes: an initial evaluation of dung beetles, seed fate, and seedling diversity. *Biotropica*, 35: 382–393.
- Chapman, C. A.; Russo, S. E. 2005. Primate seed dispersal: linking behavioral ecology with forest community structure. In: Campbell, C. J.; Fuentes, A. F.; MacKinnon K. C.; Panger, M.; Bearder, S. (eds). *Primates in perspective*. Oxford University Press, Oxford, UK: 510-525.
- Chebez, J. C.; Hilgert, N. 2003. Brief history of conservation in the Paraná Forest. In: Galindo-Leal, C.; Câmara, I. G. (eds.). *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook*. Island Press, Washington, DC: 141–159.
- Coimbra-Filho, A. F.; Rocha e Silva, R.; Pissinatti, A. 1991a. Acerca da distribuição geográfica original de *Cebus apella xanthosternos* Wied, 1820 (Cebidae, Primates). *A Primatologia no Brasil*, 3: 215-224.
- Coimbra-Filho, A. F.; Rylands, A. B.; Pissinatti, A.; Santos, I.B. 1991b. The distribution and status of the buff-headed capuchin monkey, *Cebus xanthosternos* Wied 1820, in the Atlantic Forest of Eastern Brazil. *Primate Conservation*, 12/13: 24-30.
- Correia, P. M. 1975. *Dicionário de plantas úteis do Brasil e das exóticas cultivadas*. Ministério da Agricultura/IBDF, Rio de Janeiro, pp. 4200.
- Costa, J. B.; Melo, F. P.; Santos, B. A.; Tabarelli, M. 2012. Reduced availability of large seeds constrains Atlantic forest regeneration. *Acta Oecologica*, 39: 61-66.
- Di Fiore, A. 2004. Diet and feeding ecology of woolly monkeys in a western Amazonian rainforest. *International Journal Primatology*, 24: 767–801.
- Dick, J. T.; Gallagher, K.; Avlijas, S.; Clarke, H. C.; Lewis, S. E.; Leung, S.; Ricciardi, A. 2013. Ecological impacts of an invasive predator explained and predicted by comparative functional responses. *Biological invasions*, 15(4), 837-846.
- Dietz J. M.; Sousa S. N.; Billerbeck R. 1996. Population dynamics of golden-headed lion tamarins *Leontopithecus chrysomelas* in Una Reserve, Brazil. *Dodo Journal Wildlife Preservation Trusts*, 32: 115-122.

- Eisenberg, J. F.; Thorington Jr, R. W. 1973. A preliminary analysis of a neotropical mammal fauna. *Biotropica*, 150-161.
- Elevitch, C. R.; Manner, H. I. 2006. *Artocarpus heterophyllus* (jackfruit). Species Profiles for Pacific Island Agroforestry.
- Estrada, A.; Coates-Estrada, R. 1984. Fruit eating and seed dispersal by howling monkeys (*Alouatta palliata*) in the tropical rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. *American Journal of Primatology*, 6: 77–91.
- Estrada, A.; Coates-Estrada, R.; Meritt, D. Jr. 1993a. Bat species richness and abundance in tropical rain forest fragments and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, México. *Ecography*, 16: 309–318.
- Estrada, A.; Coates-Estrada, R.; Meritt, D. Jr.; Montie, S.; Curiel, D. 1993b. Patterns of frugivore species richness and abundance in forest islands and agricultural habitats at Los Tuxtlas, México. *Vegetatio*, 107/108: 245-257.
- Estrada, A.; Coates-Estrada, R.; Meritt, D. 1994. Non flying mammals and landscape changes in the tropical rain forest region of Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography*, 17(3): 229-241.
- Estrada, A.; Coates-Estrada, R. 2002. Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biology Conservation*, 103: 237-245.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 34: 487-515.
- FAO - Food And Agriculture Organization Of The United Nations. 2009. State of the World's Forest. FAO, Rome, Italy.
- Faria, D.; Laps, R. R.; Baumgarten, J.; Cetra, M. 2006. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity & Conservation*, 15(2): 587-612.
- Faria, D.; Paciencia, M. L. B.; Dixo, M.; Laps, R. R.; Baumgarten, J. 2007. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 16(8): 2335-2357.
- Faria, D.; Mariano-Neto, E.; Martini, A. M. Z.; Ortiz, J. V.; Montingelli, R.; Rosso, S.; Paciencia, M. L. B.; Baumgarten, J. 2009. Forest structure in a mosaic of rainforest sites: The effect of fragmentation and recovery after clear cut. *Forest Ecology and Management*, 257: 2226–2234. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.02.032.
- Forget, P. M.; Vander Wall, S. B. 2001. Scatter-hoarding rodents and marsupials: convergent evolution on diverging continents. *Trends in Ecology and Evolution*, 16(2): 65-67.
- Fragaszy, D. M.; Visalberghi, E.; Fedigan, L. M. 2004. *The Complete Capuchin – the biology of the genus Cebus*. Cambridge University Press, p. 339.
- Fuentes, M. 2000. Frugivory, seed dispersal and plant community ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 15(12): 487-488.
- Fuentes, M.; Guitián, J.; Guitián, P.; Bermejo, T.; Larrinaga, A.; Amézquita, P.; Bongiorno, S. 2001. Small-scale spatial variation in the interactions between *Prunus mahaleb* fruit-eating birds. *Plant Ecology*, 157: 69-75.

- 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(2): 294-301.
- Galetti, M.; Guevara, R.; Côrtes, M. C.; Fadini, R.; Von Matter, S.; Leite, A. B.; Jordano, P. 2013. Functional Extinction of Birds Drives Rapid Evolutionary Changes in Seed Size. *Science*, 340 (6136): 1086-1090.
- Galindo-Leal, C.; Câmara, I. D. G. 2003. Atlantic Forest hotspot status: an overview. *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*: 3-11.
- Garber, P. A.; Lambert, J. 1998b. Primate as seed dispersers: ecological processes and directions for future research. *American Journal of Primatology*, 45: 3-8.
- Garber, P. A.; Lambert, J. E. 1998a. Introduction to primate seed dispersal. Primate as seed dispersers: ecological processes and directions for future research. *American journal of Primatology*, 45 (1): 3-8.
- García, D.; Zamora, R.; Gómez, J. M.; Hódar, J. A. 2001. Frugivory at *Juniperus communis* depends more on population characteristics than on individual attributes. *Journal of Ecology*, 89: 639-647.
- Gardener, M. R.; Bustamante, R. O.; Herrera, I.; Durigan, G.; Pivello, V. R.; Moro, M. F.; Flores, S. 2012. Plant invasions research in Latin America: fast track to a more focused agenda. *Plant Ecology & Diversity*, 5(2): 225-232.
- Gardner, T. A.; Barlow, J.; Chazdon, R. L.; Ewers, R.; Harvey, C. A.; Peres, C. A.; Sodhi, N. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*, 12: 561-582.
- Gascon, C.; Lovejoy, T. E.; Bierregaard Jr., R. O.; Malcolm, J. R.; Stouffer, P. C.; Vasconcelos, H.; Laurance, W. F.; Zimmerman, B.; Tocher, M.; Borges, S. 1999. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, 91: 223-230.
- Gascon, C.; Fonseca, G. A. B.; Sechrest, W.; Billmark, K. A.; Sanderson, J. 2004. Biodiversity conservation in deforested and fragmented landscapes: an overview. In: Schroth, G.; Fonseca, G. A. B.; Harvey, C. A.; Gascon, C.; Vasconcelos, H. L.; & Isac, A. M. N. (eds.). *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Island Press, Washington, D.C.: 15-32.
- Gautier-Hion, A.; Duplantier, J. M.; Quris, R.; Feer, F.; Sourd, C.; Decous, J. P.; Doubost, G.; Emmons, L.; Erard, C.; Hecketsweiler, P.; Mounqazi, A.; Roussilhon, C.; Thiollay, J. M. 1985. Fruit characters as a basis of fruit choice and seed dispersal in a tropical forest vertebrate community. *Oecologia*, 65: 324–337.
- Gautier-Hion, A.; Gautier, J. P.; Maisels, F. 1993. Seed dispersal versus seed predation: an intersite comparison of two related African monkeys. *Vegetation*, 107/108: 237–244.
- Girão, L. C.; Lopes, A. V.; Tabarelli, M.; Bruna, E. M. 2007. Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic Forest landscape. *Plos One*, e908.
- Gouveia, P. S. 2009. Padrão de atividades, dieta e uso do espaço de um grupo de *Cebus xanthosternos* (Wied-Neuwied, 1820) (Primates, Cebidae), na Reserva Biológica de Una, Bahia, Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus – Bahia.
- Greenberg, R.; Bichier, P.; Angon, A. C.; Sterling, J. 1997. Bird populations in rustic and planted coffee plantations of Eastern Chiapas, México. *Biotropica*, 29: 501–514.

- Guariguata, R. M.; Ostertag, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology Management*, 148: 185-206.
- Guimarães, P. R. Jr; Galetti, M.; Jordano, P. 2008. Seed Dispersal Anachronisms: Rethinking the Fruits Extinct Megafauna Ate. *Plos One* 3(3): e1745. doi:10.1371/journal.pone.0001745.
- Heiduck, S. 1997. Food choice in masked titi monkeys (*Callicebus personatus melanochir*): selectivity or opportunism? *International Journal of Primatology*, 18: 487–502.
- Hobbs, R. J.; Arico, S.; Aronson, J.; Baron, J. S.; Bridgewater, P.; Cramer, V. A.; Epstein, P. R.; Ewel, J. J.; Klink, C. A.; Lugo, A. E.; Norton, D.; Ojima, D.; Richardson, D. M.; Sanderson, E. W.; Valladares, F.; Vilà, M.; Zamora, R.; Zobel, M. 2006. Novel ecosystems: Theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15, 1–7.
- Holbrook, K. M.; Loiselle, B. A. 2009. Dispersal in a Neotropical tree, *Virola flexuosa* (Myristicaceae): Does hunting of large vertebrates limit seed removal? *Ecology*, 90(6): 1449-1455.
- Howe, H. F.; Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13: 201-228.
- Huang, C. Q.; Kim, S.; Altstatt, A.; Townshend, J. R. G.; Davis, P.; Song, K.; Tucker, C. J.; Rodas, O.; Yanosky, A.; Clay, R.; Musinsky, J. 2007. Rapid loss of Paraguay's Atlantic Forest and the status of protected areas – a landsat assessment. *Remote Sensing of Environment*, 106: 460–466.
- Huang, C. Q.; Kim, S.; Song, K.; Townshend, J. R. G.; Davis, P.; Altstatt, A.; Rodas, O.; Yanosky, A.; Clay, R.; Tucker, C. J.; Musinsky, J. 2009. Assessment of Paraguay's Forest cover change using landsat observations. *Global and Planetary Change*, 67: 1–12.
- Hummel, M. 1995. Botanical analysis of the shade tree population in two cabruca cocoa plantations in southern Bahia, Brazil. Thesis for the Diploma in Agricultural Biology, University of Stuttgart, Stuttgart.
- IUCN. 2014: The IUCN red list of threatened species. Gland, Switzerland, and Cambridge, UK: IUCN. [http:// www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).
- Janson, C. H.; Stiles, E. W.; White, D. W. 1986. Selection on plant fruiting traits by brown capuchin monkeys: a multivariate approach. In: *Frugivores and seed dispersal*. Springer Netherlands, pp. 83-92.
- Janzen, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forest. *The American Naturalist*, 104 (904): 501-528.
- Janzen, D. H. 1971. Seed predation by animals. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2(26): 465-492.
- Jordano, P. 1994. Spatial and temporal variation in the avian-frugivore assemblage of *Prunus mahaleb*: patterns and consequences. *Oikos*, 71: 479-491.
- Jordano P. 1995. Frugivore-mediated selection on fruit and seed size: birds and St Lucie's cherry, *Prunus mahaleb*. *Ecology*, 76: 2627-2639.
- Jordano, P. 2000. Fruits and frugivory. *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, 2: 125-166.

- Julliot, C. 1997. Impact of seed dispersal by red howler monkeys *Alouatta seniculus* on the seedling population in the understory of tropical rain forest. *Journal Ecology*, 85: 431–440.
- Kaplin, B. A.; Lambert, J. E. 2002. Effectiveness of Seed Dispersal by *Cercopithecus*. *Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution, and conservation*, p. 351.
- Kay, R. N.; Davies, A. G. 1994. Digestive physiology. In: Davies, A. G., and Oates, J. F. (eds.), *Colobine Monkeys: Their Ecology, Behaviour and Evolution*. Cambridge University Press, Cambridge: 229–249.
- Kierulff, M. C. M.; Canale, G. R.; Suscke, P. G. 2005b. Monitoring the Yellow-Breasted Capuchin Monkey (*Cebus xanthosternos*) with radiotelemetry: Choosing the best radiocollar. *Neotropical Primates*, 13 (1): 32-33.
- Kierulff, M. C. M.; Santos, G. R.; Cassano, C. R.; Canale, G.; Guidorizzi, C. E.; Gatto, C. A. R. F.; Gouveia, P. S. 2005a. Avaliação das populações do macaco-pregodo-peito-amarelo (*Cebus xanthosternos*) e propostas de estratégias para manejo e conservação da espécie. Relatório Final PROBIO/MMA, não publicado.
- Lambert, J. E. 1998. Primate digestion: interactions among anatomy, physiology, and feeding ecology. *Evolutionary Anthropology*, 7: 8–20.
- Lapenta, M. J.; Procópio-de-Oliveira, P. 2009. The Fate of Seeds Dispersed by Golden Lion Tamarins (*Leontopithecus rosalia*) in an Atlantic Forest Fragment, Brazil. *Tropical Conservation Science*, 2 (3): 266-281.
- Laps, R. R.; Cordeiro, P. H. C.; Kajiwara, D.; Ribon, R.; Rodrigues, A. A. F.; Uejima, A. M. K. 2003. Aves. In: Rambaldi, D. M. and Oliveira D. A. S. (eds), *Fragmentação de Ecossistemas. Causas, Efeitos Sobre a Diversidade e Recomendações de Políticas Públicas*. MMA/SBF, Brasília: 153–181.
- Laurance, W. F.; Bierregaard, R. O. Jr. 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Laurance, W. F.; Gascon, C. 1997. How to creatively fragment a landscape. *Conservation Biology*, 11: 577–579.
- Laurance, W. F. 2001. Fragmentation and plant communities: synthesis and implications for landscape management. In: Bierregaard, R. O.; Jr., Gascon, C.; Lovejoy, T. E.; Mesquita, R. (eds.). *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press, New Haven-EUA: 158-168.
- Laurance, W. F.; Nascimento, H. E. M.; Laurance, S. G.; Andrade, A.; Ribeiro, J. E. L. S.; Giraldo, G. P.; Lovejoy, T. E.; Condit, R.; Chave, J.; Harms, K. E.; D'Ângelo, S. 2006. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(50): 19010-19014.
- Lee, P. L. 1991. Adaptations to environmental change: an evolutionary perspective. In: Box, H. O. editor. *Primate responses to environmental change*. London: Chapman and Hall, pp. 39–56.
- Leighton, M. 1993. Modeling dietary selectivity by *Bornean orangutans*: evidence for integration of multiple criteria in fruit selection. *International Journal Primatology*, 14: 257-313.
- Lernould, J. M.; Kierulff, M. C. M.; Canale, G. 2012. Yellow-breasted capuchin *Cebus xanthosternos*: support by zoos for its conservation—a success story. *International Zoo Yearbook*, 46(1): 71-79.

- Levi, T.; Peres, C. A. 2013. Dispersal vacuum in the seedling recruitment of a primate-dispersed Amazonian tree. *Biological Conservation*, 163: 99-106.
- Lôbo, D.; Leão, T.; Melo, F. P. L.; Santos, A. M. M.; Tabarelli, M. 2011. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. *Diversity Distributions*, 17: 287-296.
- Lopes, A. V.; Girão, L. C.; Santos, B. A.; Peres, C. A.; Tabarelli, M. 2009. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. *Biology Conservation* 142: 1154–1165.
- Machado, A. B. M., Martins, C. S.; Drummond, G. M. 2005. Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção: incluindo as espécies quase ameaçadas e deficientes em dados – Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, p. 160.
- Machado, A. B. M.; Drummond, M. G.; Paglia, A. P. 2008. Livro vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de extinção – Brasília: Ministério do Meio Ambiente; Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, vol. II, p. 906.
- May, P. H.; Rocha, R. B. 1996. O sistema agrossilvicultural do cacau cabruca. In: Lopes, I. V.; Filho, G. S. B.; Biller, D. (eds) *Gestão Ambiental no Brasil: experiência e sucesso*. Editora Fundação Getúlio Vargas, São Paulo: 35–61.
- Meehan, H. J.; McConkey, K. R.; Drake, D. R. 2002. Potential disruptions to seed dispersal mutualisms in Tonga, Western Polynesia. *Journal Biogeographic*, 29: 695-712.
- Melo, F. P. L.; Dirzo, R.; Tabarelli, M. 2006. Biased seed rain in forest edges: evidence from the Brazilian Atlantic forest. *Biology Conservation*, 132: 50-60.
- Melo, F. P. L.; Lemire, D.; Tabarelli, M. 2007. Extirpation of large-seeded seedlings from the edge of a large Brazilian Atlantic forest fragment. *Ecoscience*, 14: 124-129.
- Mittermeier, R. A.; Gill, P. R.; Hoffmann, M.; Pilgrim, J.; Brooks, J.; Mittermeier, C. J.; Lamourux, J.; Fonseca, G. A. B. 2005. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. CEMEX, Washington, DC.
- Mittermeier, R. A.; Wallis, J.; Rylands, A. B. ; Ganzhorn, J. U.; Oates, J. F.; Williamson, E. A.; Palacios, E.; Heymann, E. W.; Kierulff, M. C. M.; Yongcheng, L.; Supriatna, J.; Roos, C.; Walker, S.; Cortés-Ortiz, L.; Schwitzer, C. 2009. Primates in peril: the world's 25 most endangered primates 2008–2010. Table 6, page 10. Arlington, VA: Conservation International (CI), with the IUCN/SSC Primate Specialist Group (PSG) and the International Primatological Society (IPS).
- Moguel, P.; Toledo, V. M. 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of México. *Conservation Biology*, 13: 11–21.
- Mori, S. A.; Boom, B. B.; Carvalho, A. M.; Santos, T. S. 1983. Southern Bahian moist forests. *Botanical Review*, 49: 155-232.
- Motta-Junior, J. C.; Lombardi, J. A. 2002. Ocorrência de zoocoria em florestas-de-galeria no Complexo do Cerrado, Brasil. *Biotemas*, 15 (1): 59-81.
- Moura, A. C. A.; McConkey, K. R. 2007. The Capuchin, the Howler, and the Caatinga: Seed Dispersal by Monkeys in a Threatened Brazilian Forest. *Journal of Primatology*, 69: 220-226.
- Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B.; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.

- Naaf, T.; Wulf, M. 2010. Habitat specialists and generalists drive homogenization and differentiation of temperate forest plant communities at the regional scale. *Biological Conservation*, 143: 848-855.
- Nunes, A. 1995. Um teste de germinação em sementes dispersas por macacos-aranha em Maracá, Roraima; Brasil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 30(1): 31-36.
- Nunn, C. L.; Barton, R. A. 2000. Allometric slopes and independent contrasts: a comparative test of Kleiber's law in primate ranging patterns. *The American Naturalist*, 156: 519-5.
- Oftedal, O. T.; Whiten, A.; Southgate, D. A. T.; Van Soest, P. 1991. The Nutritional Consequences of Foraging in Primates: The Relationship of Nutrient Intakes to Nutrient Requirements and Discussion. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 334(1270): 161-170.
- Olden, J. D. 2006. Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. *Journal of Biogeography*, 33(12): 2027-2039.
- Oliveira, A. C. M.; Ferrari, S. F. 2000. Seed dispersal by black-handed tamarins, *Saguinus midas niger* (Callitrichinae, Primates): implications for the regeneration of degraded forest habitats in eastern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology*, 16(05): 709-716.
- Oliveira, M. A.; Grillo, A. S.; Tabarelli, M. 2004. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. *Oryx*, 38: 389-394.
- Oliveira, M. A.; Santos, A. M. M.; Tabarelli, M. 2008. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. *Forest Ecology and Management*, 256(11): 1910-1917.
- Oliveira, L. C.; Neves, L. G.; Raboy, B. E.; Dietz, J. M. 2011. Abundance of jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) affects group characteristics and use of space by golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in cabruca agroforest. *Environmental management*, 48(2): 248-262.
- Oliver, W. L. R.; Santos, I. B. 1991. Threatened endemic mammals of the Atlantic forest region of south-east Brazil. Jersey Wildlife Preservation Trust, Special Scientific Report, 4: 1-126.
- Pacheco, L. F.; Simonetti, J. A. 2000. Genetic structure of a mimosoid tree deprived of its seed disperser, the spider monkey. *Conservation Biology*, 14: 1766-1775.
- Paglia, A. P.; Fonseca, G. A.; Rylands, A. B.; Herrmann, G.; Aguiar, L. M.; Chiarello, A. G.; Patton, J. L. 2012. Annotated Checklist of Brazilian Mammals. *Occasional Papers in Conservation Biology*, (2): 6.
- Pardini, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic forest landscape. *Biodiversity Conservation*, 13: 2567-2586.
- Pardini, R.; Faria, D.; Accácio, G. M.; Laps, R. R.; Mariano-Neto, E.; Paciencia, M. L.; Baumgarten, J. 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*, 142(6): 1178-1190.
- Parry, L.; Barlow, J.; Peres, C. A. 2009. Hunting for sustainability in tropical secondary forests. *Conservation Biology*, 23: 1270-1280.

- Peres, C. A.; Baider, C. 1997. Seed dispersal, spatial distribution and population structure of Brazil nut trees (*Bertholletia excelsa*) in Southeastern Amazonia. *Journal Tropical Ecology*, 13: 595–616.
- Peres, C. A.; van Roosmalen, M. 2002. Primate frugivory in two species-rich neotropical forests: implication for the demography of large-seeded plants in overhunted areas. In: Levey, D. J.; Silva, W. R.; Galetti, M. eds 2002. *Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation*. CABI Publishing, Wallingford: 407-421.
- Perfecto I.; Rice R. A.; Greenberg, R.; van der Voot, M. E. 1996. Shade coffee: a disappearing refuge for biodiversity. *BioScience*, 46: 598–608.
- Pimentel, D.; Stachow, U.; Takacs, D. A.; Brubaker, H. W.; Duma, A. R.; Meaney, J. J.; O’Neil, J. A. S.; Onsi, D. E.; Corzilius, D. B. 1992. Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *Bioscience*, 42: 354–362.
- Pivello, V. R., Carvalho, V. M. C., Lopes, P. F., Peccinini, A. A., Rosso, S. 1999a. Abundance and distribution of native and alien grasses in a “cerrado” (Brazilian savanna) biological reserve. *Biotropica*, 31:71–82.
- Pivello, V. R., Shida, C. N., Meirelles, S. T. 1999b. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 8: 1281-1294.
- Poulsen, J. R.; Clark, C. J.; Connor, E. F.; Smith, T. B. 2002. Differential resource use by primates and hornbills: implications for seed dispersal. *Ecology*, 83: 228–240.
- Reader, S. M.; MacDonald, K. 2003. Environmental variability and primate behavioral flexibility. In: Reader, S. M.; Laland, K. N. editors. *Animal innovation*. Oxford: Oxford University Press, pp. 83–116.
- Regan, B. C.; Julliot, C.; Simmen, B.; Vienot, F.; Charles-Dominique, P.; Mollon, J. D. (2001). Fruits, foliage and the evolution of primate colour vision. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B*, 356 (1407): 229.
- Rey, P. J.; Manzaneda, A. J. 2007. Geographical variation in the determinants of seed dispersal success of a myrmecochorous herb. *Journal of Ecology*, 95(6): 1381-1393.
- Ribeiro, M. C.; Metzger, J. P.; Martensen, A. C.; Ponzoni, F. J.; Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*, 142(6): 1141-1153.
- Rice R. A.; Greenberg R. 2000. Cacao cultivation and the conservation of biological diversity. *Ambio*, 29: 167–173.
- Ricketts, T. H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*, 158(1): 87-99.
- Rode, K. D.; Chapman, C. A.; McDowell, L. R.; Stickler, C. 2006. Nutritional Correlates of Population Density Across Habitats and Logging Intensities in Redtail Monkeys (*Cercopithecus ascanius*). *Biotropica*, 38: 625-634.
- Rolim S. G.; Chiarello A. G. 2004. Slow death of Atlantic forest trees in cocoa agroforestry in southeastern Brazil. *Biodiversity Conservation*, 13: 2679-2694.
- Sabbatini, G.; Stamatii, M.; Tavares, M. C. H.; Visalberghi, E. 2007. Response Toward Novel Stimuli in a Group of Tufted Capuchins (*Cebus libidinosus*) in Brasilia National Park, Brazil. *American Journal of Primatology*, 69: 457–470.

- Sambuichi R. H. R. 2002. Fitossociologia e diversidade de espécies arbóreas em cabruca (Mata Atlântica raleada sobre plantação de cacau) na região sul da Bahia, Brasil. *Acta Botânica Brasilica*, 16: 89–101.
- Sanderson, E. W.; Jaiteh, M.; Levy, M. A.; Redford, K. H.; Wannebo, A. V.; Woolmer, G. 2002. The human footprint and the last of the wild. *Bioscience*, 52, 891–904.
- Sanderson, J.; Alger, K.; Fonseca, G. A. B.; Galindo-Leal, C.; Inchausti, V. H.; Morrison, K. 2003. Biodiversity conservation corridors: planning, implementing, and monitoring sustainable landscapes. Center for Applied Biodiversity Science, Conservation International, Washington, D.C.
- Santos, B. A.; Peres, C. A.; Oliveira, M. A.; Grillo, A.; Alves-Costa, C. P.; Tabarelli, M. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biology Conservation*, 141: 249-260.
- Santos, B. A.; Arroyo-Rodríguez, V.; Moreno, C. E.; Tabarelli, M. 2010. Edge-related loss of tree phylogenetic diversity in the severely fragmented Brazilian Atlantic forest. *PLoS One*, 5(9): e12625.
- Santos, M. A. dos. 2013. A influência da espécie exótica invasora *Artocarpus heterophyllus* (jaqueira) sobre a comunidade de anuros de serrapilheira em uma área de mata Atlântica no sudeste do Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual do Rio de Janeiro, RJ.
- Saracco, J. F.; Collazo, J. A.; Groom, M. J.; Carlo, T. A. 2005. Crop size and fruit neighborhood effects on bird visitation to fruiting *Schefflera morototoni* trees in Puerto Rico. *Biotropica*, 37: 81–87.
- Scariot, A. 2001. Weedy and secondary palm species in central amazonian forest Fragments. *Acta Botanica Brasilica*, 15(2): 272-280.
- Schindler, D.; Hilborn, R.; Chasco, B.; Boatright, C. P.; Quinn, T. P.; Rogers, L. A.; Webster, M. S. 2010. Population diversity and the portfolio effect in an exploited species. *Nature*, 465: 609-613.
- Schroth, G.; Krauss, U.; Gasparotto, L.; Duarte Aguilar, J. A.; Vohland, K. 2000. Pests and diseases in agroforestry systems of the humid tropics. *Agroforestry Systems*, 50: 199–241.
- Schroth, G.; Harvey, C. A.; Vincent, G. 2004a. Complex agroforests: their structure, diversity, and potential role in landscape conservation. In: Schroth, G.; Fonseca, G.; Gascon, C.; Vasconcelos, H.; Izac, A. M.; Harvey, C. (eds). *Agroforestry and Conservation of Biodiversity in Tropical Landscapes*. Island Press, Washington: 227–260.
- Schroth, G.; Fonseca, G. A. B.; Harvey, C. A.; Gascon, C.; Vasconcelos, H. L.; Izac, A. M. N. 2004b. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Island Press, Washington, DC: 523.
- Schupp, E. W. 1993. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. *Vegetatio*, 107/108: 15–29.
- Schupp, E. W.; Jordano, P.; Gómez, J. M. 2010. Seed dispersal effectiveness revisited: a conceptual review. *New Phytologist*. doi: 10.1111/j.1469-8137.2010.03402.x.
- Sherry, T. W. 2000. Shade coffee: A good brew even in small doses. *The Auk*, 117: 563–568.

Shyamamma, S.; Chandra, S. B. C.; Hegde, M.; Naryanswamy, P. 2008. Evaluation of genetic diversity in jackfruit (*Artocarpus heterophyllus* Lam.) based on amplified fragment length polymorphism markers. *Genetics and Molecular Research*, 7(3), 645-656.

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, 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 Oecology International Journal Ecologu*, 22: 259–268. Silva, A. P.; Pontes, A. R. M. 2008. The effect of a mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, North-Eastern Brazil. *Biodiversity Conservation*, 17: 1455-1464.

Simberloff, D.; Martin, J. L.; Genovesi, P.; Maris, V.; Wardle, D. A. 2013. Impact of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends Ecol Evol* 28: 58–66.

Tabarelli, M.; Peres, C. A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biological Conservation*, 106(2): 165-176.

Tabarelli, M.; Silva, J. M. C.; Gascon, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation*, 13: 1419-1425.

Tabarelli, M.; Gascon, C. 2005. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 19(3): 734-739.

Tabarelli, M.; Lopes, A. V.; Peres, C. A. 2008. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. , 40: 657-661.

Tabarelli, M.; Aguiar, A. V.; Ribeiro, M. C.; Metzger, J. P.; Peres, C. A. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*, 143(10): 2328-2340.

Tabarelli, M.; Peres, C. A.; Melo, F. P. 2012. The 'few winners and many losers' paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation*, 155: 136-140.

Terborgh, J. 1983. *Five New World Primates: a Study in comparative Ecology*. Princeton University Press, Princeton.

Terborgh, J. 1986. Community aspects of frugivory in tropical forests. In: Estrada, A. & Fleming, T. H. (eds.). *Frugivores and seed dispersal*. Dr. W. Publishers. Dordrecht: 371-384.

Terborgh, J.; Pitman, M.; Silman, H.; Schichter, P.; Nunez, V. 2002. Maintenance of tree diversity in tropical forests. In: Levey, D.; Silva, W.; Galetti, M. Eds. *Seed dispersal and frugivory: Ecology, evolution and conservation*. Wallingford: CABI Publishing: 1-18.

Traveset, A. 1998. Effect of seed passage through vertebrate frugivores' guts on germination: a review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 1: 151-190.

Valladares, F.; Vila, M.; Zamora, R.; Zobel, M. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology & Biogeography*, 15: 1-7.

Van der Pijl, L. 1982. *Principles of Dispersal in Higher Plants*. Springer-Verlag, Berlin.

Wehncke, E. V.; Valdez, C. N.; Dominguez, C. A. 2004. Seed dispersal and defecation patterns of *Cebus capucinus* and *Alouatta palliata*: consequences for seed dispersal effectiveness. *Journal of Tropical Ecology*, 20: 535-543.

Williamson, M. 1996. *Biological invasions*. Chapman & Hall, 244p.

Wirth, R.; Meyer, S. T.; Leal, I. R.; Tabarelli, M. 2008. Plant herbivore interactions at the forest edge. In *Progress in Botany* (pp. 423-448). Springer Berlin Heidelberg. Wright, S. J. 2003. The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 6(1): 73-86.

Yasuda, M.; Miura, S.; Hussein, N. A. 2000. Evidence for food hoarding behavior in terrestrial rodents in Pasoh Forest Reserve, a Malaysian Lowland Rain Forest. *Journal of Tropical Forest Science*, 12(1): 164-173.

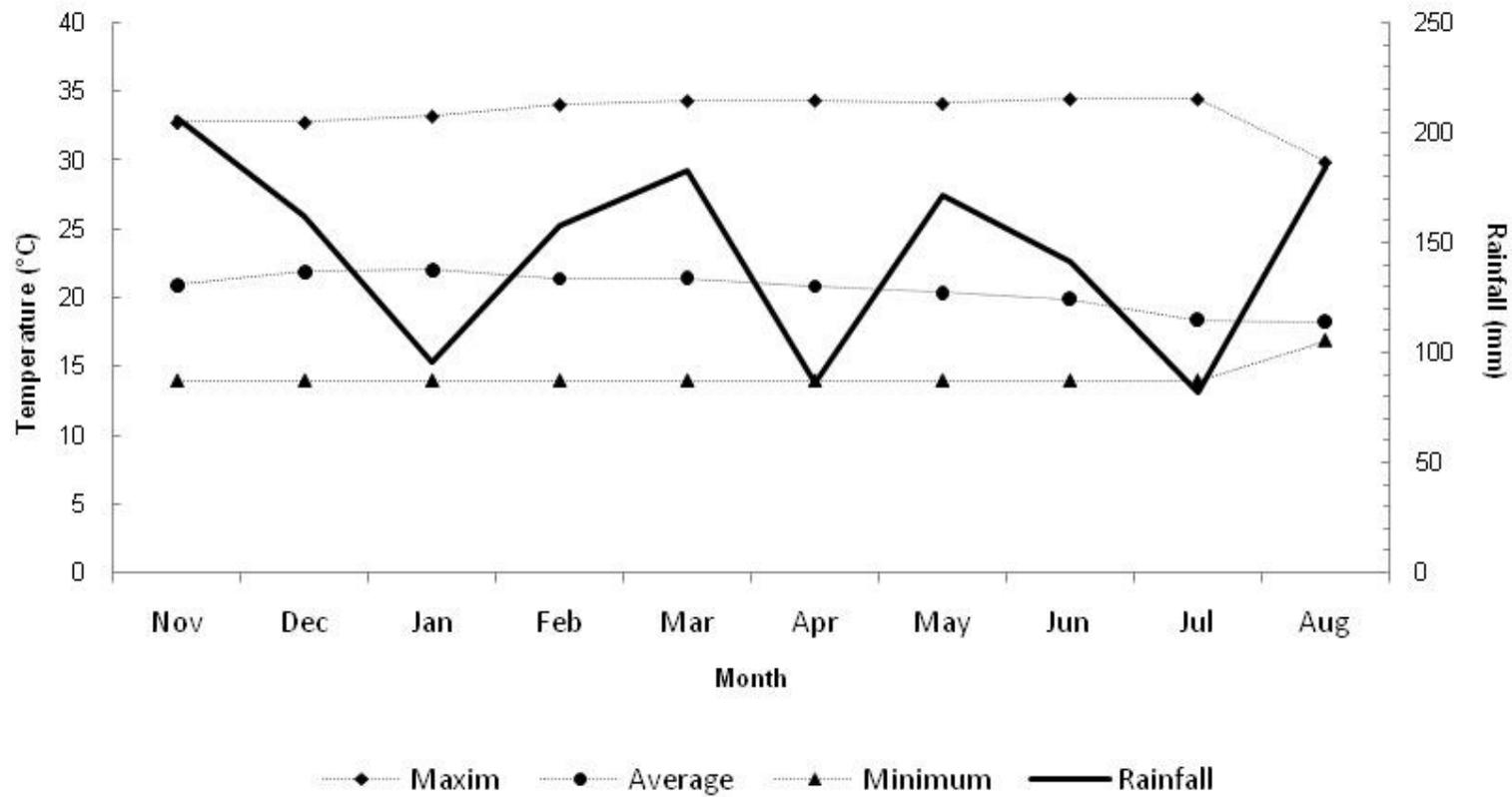
Zeven, A. C. 1965. The origin of the oil palm (*Elaeis guinnensis*): a summary. *Journal of Nigerian, Institute for Oil Palm Research*, 4(15): 216-50.

ANEXOS



ANEXO 1

Monitoramento de pluviosidade e temperaturas mínimas e máximas média, coletadas durante entre novembro de 2011 e agosto de 2012 em Una, Bahia, Brasil.



ANEXO 2

Composição do grupo de *Sapajus xanthosternos* monitorado na área de Una, Bahia, Brasil.

Classes sexo-etária	N° de indivíduos
Macho adulto	5
Fêmea adulta	10
Macho sub-adulto	4
Jovem	14
Total de indivíduos	33

ANEXO 3

Mamíferos de pequeno, médio e grande porte com dieta frugívora da região de Una, Bahia, Brasil.

Espécie	Hábito	Porte*	Dieta
<i>Callithrix kuhlii</i>	arborícola	230 - 400 g	Frugívoro-gomívoro-insetívoro
<i>Callithrix penicilata</i>	arborícola	350 - 500 g	Frugívoro-gomívoro-insetívoro
<i>Leontopithecus chrysomelas</i>	arborícola	500 - 700 g	Frugívoro-gomívoro-insetívoro
<i>Callicebus melanochir</i>	arborícola	1.3 kg	Frugívoro-folívoro
<i>Dasyprocta agouti</i>	terrestre	2.1 - 3.2 kg	Frugívoro-granívoro
<i>Potos flavus</i>	arborícola	3 kg	Frugívoro-nectarívoro
<i>Sapajus xanthosternos</i>	arborícola	1.9 - 4.8 kg	Frugívoro-onívoro
<i>Nasua nasua</i>	semi-arborícola	5.1 kg	Frugívoro-onívoro
<i>Cerdocyon thous</i>	terrestre	6.5 kg	Insetívoro-onívoro
<i>Eira barbara</i>	semi-arborícola	4 - 10 kg	Frugívoro-onívoro
<i>Agouti paca</i>	terrestre	9.3 kg	Frugívoro-herbívoro-pastador
<i>Pecari tajacu</i>	terrestre	15 - 25 kg	Frugívoro-herbívoro

*O hábito, o peso e a dieta dos mamíferos segue as bibliografias: Eisenberg e Redford 1999; Bonvicino et al., 2008; Paglia et al., 2012.

ANEXO 4

Lista de espécies e características de frutos consumidos por *Sapajus xanthosternos* em Una- Bahia, Brasil.

Família	Especie	Peso fruto		Diâmetro Fruto (cm)		Diâmetro Semente (cm)		Número sementes/fruto		Número visitas	Síndrome de dispersão	Hábito	Estágio de maturação
		Media	DP	Media	DP	Media	DP	Media	DP				
Bromeliaceae	<i>Aechmea conifera</i>	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1	zoocoria	epífita	maduro
Bromeliaceae	<i>Aechmea depressa</i>	NA	NA	4.00	NA	0.20	0.0000	NA	NA	1	zoocoria	epífita	maduro
Bromeliaceae	<i>Aechmea</i> sp. 1	1.30	0.2000	1.90	0.0000	0.10	0.0000	41.00	0.0000	1	zoocoria	epífita	maduro
Bromeliaceae	<i>Aechmea</i> sp. 2	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1	zoocoria	epífita	maduro
Bromeliaceae	<i>Aechmea</i> sp. 3	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1	zoocoria	epífita	maduro
Poaceae	<i>Alvimia gracilis</i>	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1	zoocoria	liana	maduro
Annonaceae	<i>Annona salzmanii</i>	425.00	NA	4.72	NA	0.86	0.1885	80.00	NA	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Hippocrateaceae	<i>Anomospermum reticulatum</i>	4.84	2.1947	2.08	0.3472	1.39	0.3052	1.00	0.0000	13	zoocoria	liana	maduro; imaturo
Tiliaceae	<i>Apeiba tibourbou</i>	30.17	16.5800	4.86	0.3000	0.02	NA	NA	NA	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Arecaceae	<i>Arecaeae</i> sp. 1	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Arecaceae	<i>Arecaeae</i> sp. 2	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1	zoocoria	arbóreo	maduro; imaturo
Moraceae	<i>Artocarpus heterophyllus</i>	30.00	NA	NA	NA	1.74	NA	115.00	NA	67	zoocoria	arbóreo	maduro; imaturo
Arecaceae	<i>Attalea funifera</i>	142.850	NA	6.94	NA	3.50	NA	3.00	NA	13	zoocoria	arbóreo	maduro; imaturo
Moraceae	<i>Brosimum rubescens</i>	NA	NA	2.36	0.3927	1.40	NA	2.00	NA	5	zoocoria	arbóreo	maduro
Combretaceae	<i>Buchenavia hoehneana</i>	4.50	0.5000	1.62	0.1250	1.02	0.0750	1.00	0.0000	2	zoocoria	arbóreo	maduro
Combretaceae	<i>Buchenavia</i> sp.	NA	NA	NA	NA	1.06	0.1019	1.00	0.0000	3	zoocoria	arbóreo	maduro
Myrtaceae	<i>Campomanesia dichotoma</i>	5.05	0.0000	2.30	0.0000	0.80	0.0000	11.00	0.0000	2	zoocoria	arbóreo	maduro
Myrtaceae	<i>Campomanesia guaviroba</i>	9.01	0.0000	2.60	0.0000	0.77	0.0510	5.00	0.0000	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Menispermaceae	<i>Chondrodendron microphyllum</i>	2.26	0.2456	1.36	0.1003	1.06	0.0711	1.00	0.0000	3	zoocoria	liana	maduro
Vitaceae	<i>Cissus stipulata</i>	32.98	6.9297	3.73	0.4560	1.38	0.4218	1.00	0.0000	5	zoocoria	liana	maduro; imaturo
Euphorbiaceae	<i>Dalechampia ilheotica</i>	NA	NA	NA	NA	NA	NA	3.00	NA	7	anemocoria	liana	imaturo
Ebenaceae	<i>Diospyros hispida</i>	NA	NA	5.33	NA	1.21	NA	8.00	NA	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Arecaceae	<i>Elaeis guineensis</i>	8.10	1.0764	2.21	0.1795	1.95	0.4262	1.00	0.0000	233	zoocoria	arbóreo	maduro; imaturo
Lecythidaceae	<i>Eschweilera ovata</i>	NA	NA	4.25	NA	1.96	NA	4.00	NA	11	zoocoria	arbóreo	imaturo
Malpighiaceae	<i>Estigmaphylum</i> sp.	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2.00	NA	1	zoocoria	liana	imaturo
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp.	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1.00	0.0000	2	zoocoria	arbóreo	maduro
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i>	0.13	0.0080	1.26	0.0380	1.13	0.0340	1.00	0.0000	1	zoocoria	arbóreo	imaturo
Rubiaceae	<i>Faramea</i> cf. <i>nocturna</i>	0.58	0.1000	1.03	0.0440	0.99	0.030	1.00	0.0000	1	zoocoria	arbóreo	maduro

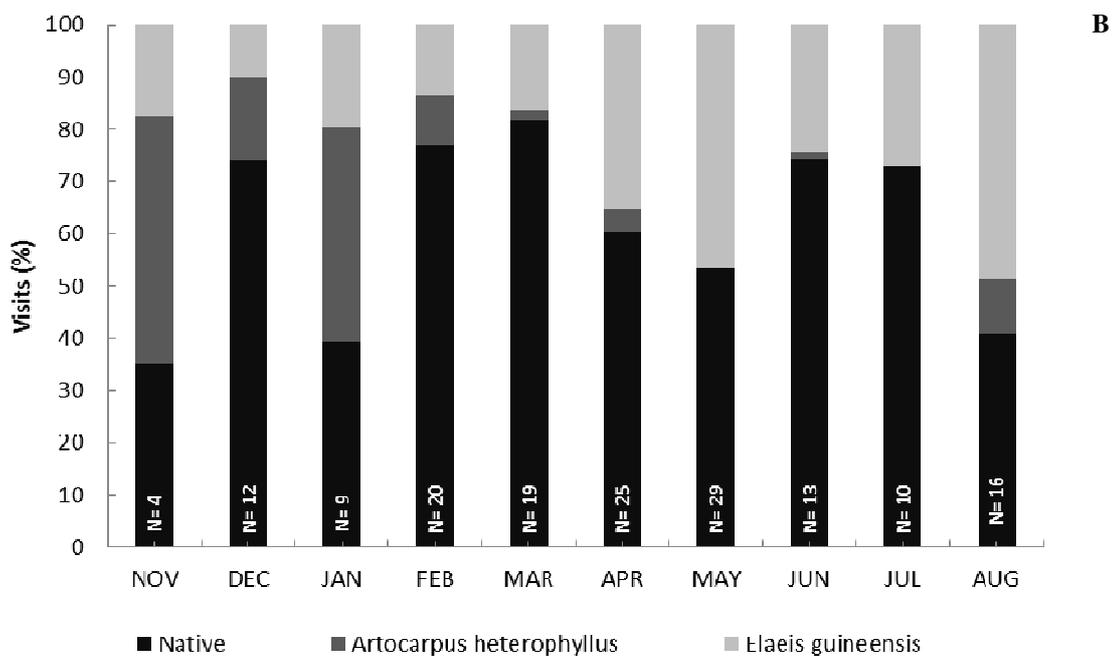
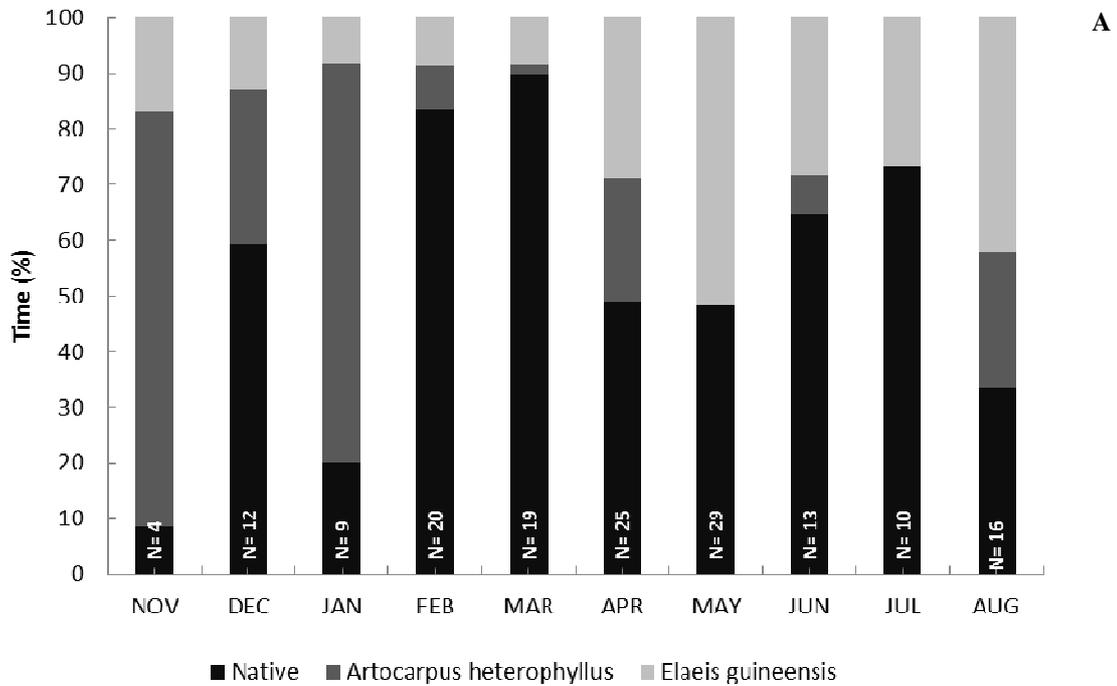
Nyctagenaceae	<i>Guapira opposita</i>	0.24	0.1262	0.55	0.0594	0.35	0.0913	1.00	0.0000	17	zoocoria	arbóreo	maduro
Rubiaceae	<i>Guettarda viburnoides</i>	1.65	0.6083	1.58	0.2085	1.15	0.1907	1.00	0.0000	3	zoocoria	arbóreo	maduro
Moraceae	<i>Helicostylis tomentosa</i>	6.22	1.2413	2.39	0.1921	0.61	0.1240	5.10	0.9433	11	zoocoria	arbóreo	maduro
Melastomataceae	<i>Henriettea succosa</i>	2.78	0.0480	1.70	0.1050	0.01	NA	NA	NA	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Fabaceae	<i>Inga edulis</i>	31.85	16.2565	1.45	0.2386	0.96	0.2409	16.15	3.6456	15	zoocoria	arbóreo	maduro
Fabaceae	<i>Inga</i> sp. 1	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Fabaceae	<i>Inga</i> sp. 2	NA	NA	3.75	NA	0.89	0.0471	NA	NA	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Fabaceae	<i>Inga</i> sp. 3	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	3	zoocoria	arbóreo	maduro
Fabaceae	<i>Inga</i> sp. 4	NA	NA	NA	NA	0.70	0.0000	23.00	0.0000	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Fabaceae	<i>Inga</i> sp. 5	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Fabaceae	<i>Inga</i> sp. 6	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Fabaceae	<i>Inga subnuda</i>	31.20	0.0000	2.00	0.0000	0.45	0.0000	8.00	0	2	zoocoria	arbóreo	maduro
Apocinaceae	<i>Macoubea guianenses</i>	191.13	12.5384	8.25	0.0707	0.62	0.0249	62.66	8.0138	2	zoocoria	arbóreo	maduro
Sapotaceae	<i>Manilkara longifolia</i>	NA	NA	2.23	0.1632	0.70	NA	NA	NA	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Sapotaceae	<i>Manilkara maxima</i>	NA	NA	2.80	NA	0.89	NA	1.00	NA	2	zoocoria	arbóreo	maduro; imaturo
Sapotaceae	<i>Manilkara salzmanii</i>	NA	NA	2.48	NA	0.86	NA	2.00	NA	2	zoocoria	arbóreo	maduro
Sapotaceae	<i>Manilkara</i> sp. 1	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Myrtaceae	<i>Marlierea regeliana</i>	7.00	NA	2.30	NA	1.20	NA	NA	NA	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Acantaceae	<i>Mendoncia bahiensis</i>	2.00	0.3162	1.50	0.1789	1.11	0.3774	1.00	0.0000	1	zoocoria	liana	maduro
Melastomataceae	<i>Miconia cinnamomifolia</i>	NA	NA	2.45	NA	0.10	NA	NA	NA	28	zoocoria	arbóreo	maduro
Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp.	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Sapotaceae	<i>Micropholis</i> cf. <i>guyanenses</i>	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Sapotaceae	<i>Micropholis guyanenses</i>	1.21	0.3642	1.18	0.1025	0.78	0.2373	1.00	0.0000	25	zoocoria	arbóreo	maduro
Sapotaceae	<i>Micropholis venulosa</i>	1.15	0.3327	1.16	0.1093	0.74	0.1465	1.00	0.0000	11	zoocoria	arbóreo	maduro
Myrtaceae	<i>Myrcia</i> cf. <i>fallax</i>	NA	NA	0.45	0.0316	0.36	0.0374	1.00	0.0000	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Myrtaceae	<i>Myrcia</i> cf. <i>ilheosensis</i>	NA	NA	1.04	0.0987	0.50	0.0000	NA	NA	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Myrtaceae	<i>Myrcia racemosa</i>	1.25	0.5231	1.34	0.1836	1.02	0.1154	1.15	0.3608	26	zoocoria	arbóreo	maduro
Myrtaceae	<i>Myrcia</i> sp.	3.42	0.4571	1.96	0.1241	1.49	0.0860	1.40	0.0000	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Myrtaceae	<i>Myrciaria</i> cf. <i>pilosa</i>	NA	NA	1.00	NA	0.60	NA	NA	NA	2	zoocoria	arbóreo	maduro
Myrtaceae	<i>Myrciaria floribunda</i>	NA	0.0600	0.94	NA	0.46	NA	1.00	0.0000	2	zoocoria	arbóreo	maduro
Myrtaceae	Myrtaceae sp. 1	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Myrtaceae	Myrtaceae sp. 2	1.00	0.0000	1.40	0.0000	0.85	0.0000	1.00	0.0000	2	zoocoria	arbóreo	maduro
Myrtaceae	Myrtaceae sp. 3	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Myrtaceae	Myrtaceae sp. 4	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Myrtaceae	Myrtaceae sp. 5	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Nyctagenaceae	<i>Neea madeirana</i>	NA	NA	1.11	NA	NA	NA	1.00	0.0000	3	zoocoria	arbóreo	maduro

Chrysobalanaceae	<i>Parinari alvimii</i>	NA	NA	1.35	NA	0.75	NA	1.00	0.0000	10	zoocoria	liana	imaturu
Passifloraceae	<i>Passiflora haematostigma</i>	4.85	1.6793	2.28	0.4045	0.60	0.0458	10.84	3.5579	5	zoocoria	liana	maduro
Euphorbiaceae	<i>Pera glabrata</i>	NA	NA	1.09	NA	0.33	NA	NA	NA	5	zoocoria	arbóreo	imaturu
Euphorbiaceae	<i>Pogonophora schomburgkiana</i>	NA	NA	0.93	NA	0.30	NA	NA	NA	2	zoocoria	arbóreo	imaturu
Rubiaceae	<i>Posoqueria latifolia</i>	76.75	36.9468	5.11	1.0371	1.02	0.1250	NA	NA	3	zoocoria	arbóreo	maduro
Moraceae	<i>Pourouma mollis</i>	1.21	0.7629	1.35	0.2818	1.09	0.5184	1.00	0.0000	52	zoocoria	arbóreo	maduro
Moraceae	<i>Pourouma velutina</i>	1.07	0.8171	1.33	0.2293	1.08	0.3530	1.00	0.0000	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Sapotaceae	<i>Pouteria</i> sp.	NA	NA	4.85	NA	1.57	NA	3.00	NA	6	zoocoria	arbóreo	maduro
Sapotaceae	<i>Pradosia lactescens</i>	NA	NA	1.97	NA	1.22	NA	1.00	0.0000	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Burseraceae	<i>Protium aracouchini</i>	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Burseraceae	<i>Protium warmingiana</i>	8.00	0.0000	2.65	0.0000	1.20	0.0000	3.00	0.0000	2	zoocoria	arbóreo	maduro
Myrtaceae	<i>Psidium</i> cf. <i>myrtoides</i>	NA	NA	4.41	NA	0.6143	NA	NA	NA	2	zoocoria	arbóreo	maduro
Myrtaceae	<i>Psitium</i> sp.	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1.00	0.0000	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Eleocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i>	NA	NA	2.70	NA	0.76	NA	NA	NA	2	autocoria	arbóreo	imaturu
Solanaceae	<i>Solanum rupincola</i>	28.81	8.3147	3.71	0.3585	0.43	0.0517	102.90	54.9222	11	zoocoria	liana	maduro; imaturu
Loganiaceae	<i>Strychnos</i> sp.	4.43	0.8005	1.94	0.1356	1.31	0.0490	1.40	0.4898	1	zoocoria	liana	maduro
Arecaceae	<i>Syagrus botryophora</i>	NA	NA	2.90	NA	2.00	NA	1.00	0.0000	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Sapindaceae	<i>Talisia esculenta</i>	NA	NA	2.25	NA	1.40	NA	1.00	0.0000	5	zoocoria	arbóreo	maduro
Sapindaceae	<i>Talisia machophylla</i>	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1.00	0.0000	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i>	0.52	0.1285	0.88	0.1057	0.63	0.1084	1.00	0.0000	91	zoocoria	arbóreo	maduro
Anacardiaceae	<i>Tapirira</i> sp.	3.30	0.4000	1.60	0.0548	1.19	0.0663	1.00	0.0000	6	zoocoria	arbóreo	maduro
Combretaceae	<i>Terminalia kuhlmanni</i>	NA	NA	3.62	NA	0.79	NA	1.00	0.0000	2	anemocoria	arbóreo	imaturu
Sterculiaceae	<i>Theobroma cacao</i>	542.26	214.8774	8.64	0.5143	1.20	0.1188	42.43	9.7520		zoocoria	arbóreo	imaturu/maduro
	Unknown 1	2.12	0.4146	1.28	0.0740	0.86	0.1474	1.00	0.0000	5	zoocoria	arbóreo	maduro
	Unknown 2	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1	zoocoria	arbóreo	maduro
	Unknown 3	4.85	0.0000	1.85	0.0000	1.30	0.0000	1.00	0.0000	1	zoocoria	arbóreo	maduro
Myristicaceae	<i>Virola officinalis</i>	NA	NA	2.3733	NA	2.16	NA	1.00	0.0000	15	zoocoria	arbóreo	maduro
Annonaceae	<i>Xylopia sericea</i>	1.00	0.0000	0.95	0.0000	0.45	0.0000	5.00	0.0000	7	zoocoria	arbóreo	maduro

- Legenda: NA= Nenhuma amostragem.

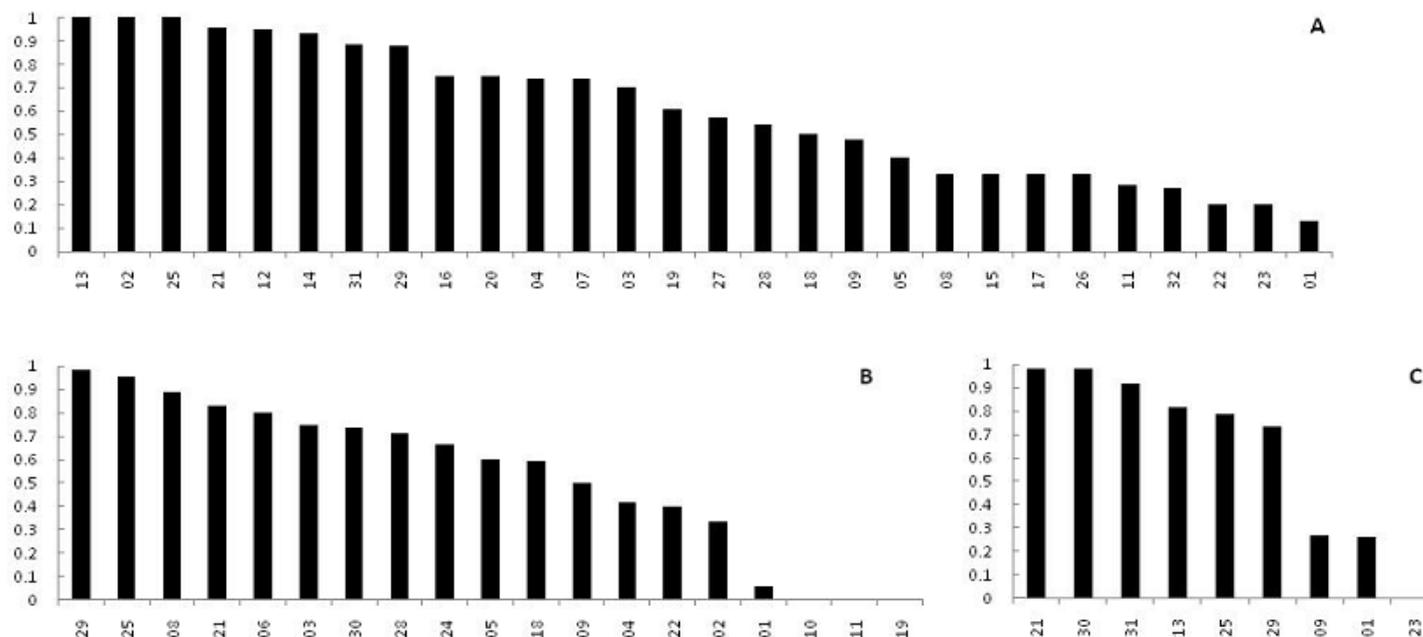
ANEXO 5

Proporção de tempo de uso (A) e número de visitas (B) de *Sapajus xanthosternos* nas fruteiras de espécies nativas e das exóticas, com número de espécies consumidas (base das colunas) em Una, Bahia.



ANEXO 6

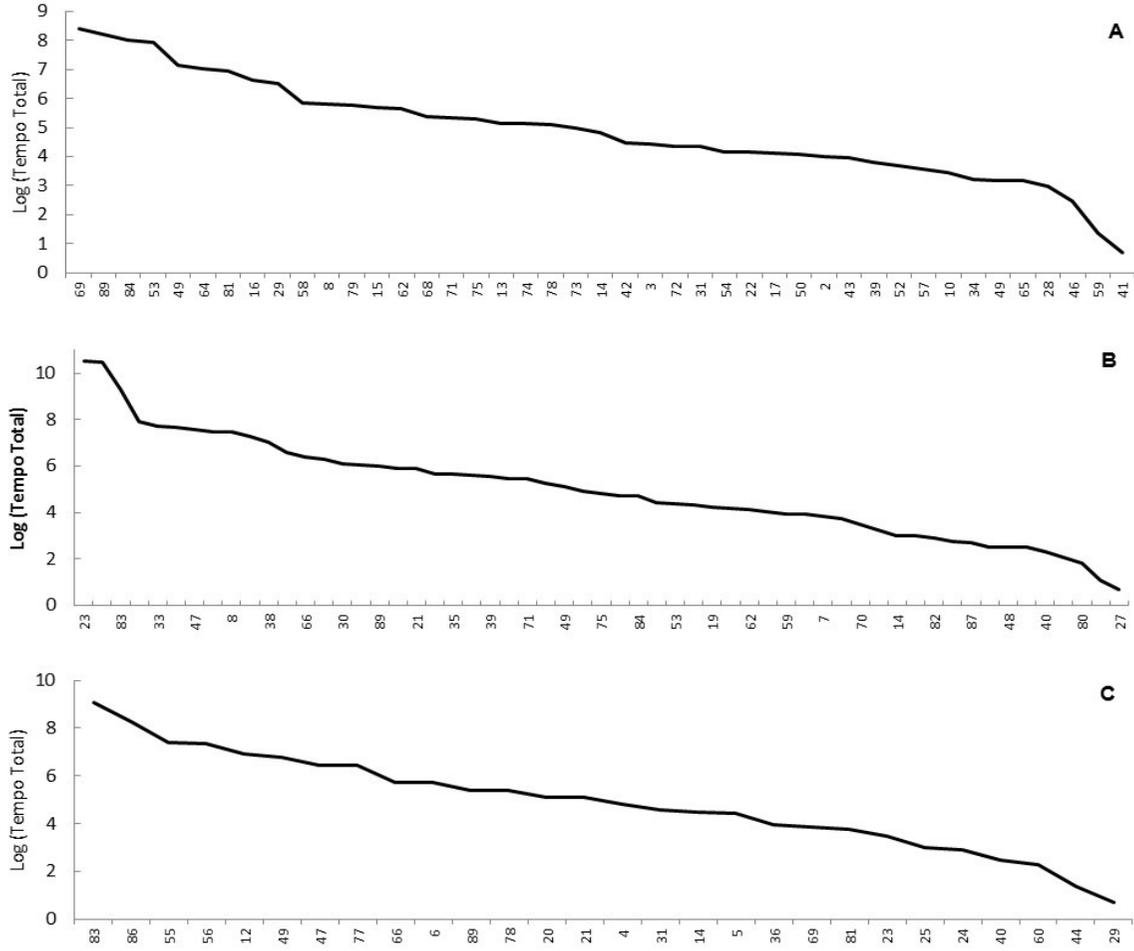
Componente Qualitativo das espécies nos tipos florestais: Floresta Secundária (A), Floresta Madura (B) e Cabruca (C).



Legenda das espécies: (1) *Aechmea* sp. 4, (2) *Annona salzmanii*, (3) *Annona* sp., (4) *Anomospermum reticulatum*, (5) *Buchenavia hoehneana*, (6) *Campomanesia dichotoma*, (7) *Chondrodendron microphyllum*, (8) *Guapira opposita*, (9) *Guettarda viburnoides*, (10) *Heisteria raddiana*, (11) *Helicostylis tomentosa*, (12) *Inga edulis*, (13) *Inga* sp. 4, (14) *Inga subnuda*, (15) *Macoubea guianenses*, (16) *Mendoncia bahiensis*, (17) *Microphilis* cf. *guianenses*, (18) *Microphilis guyanenses*, (19) *Microphilis venulosa*, (20) *Myrcia neobullata*, (21) *Myrcia racemosa*, (22) *Passiflora haematostigma*, (23) *Philodendron scandens*, (24) *Posoqueria latifolia*, (25) *Pourouma mollis*, (26) *Pourouma velutina*, (27) *Psitium* sp., (28) *Solanum rupincola*, (29) *Tapirira guianensis*, (30) *Tapirira* sp., (31) *Theobroma cacao*, (32) *Xylopia sericea*.

ANEXO 7

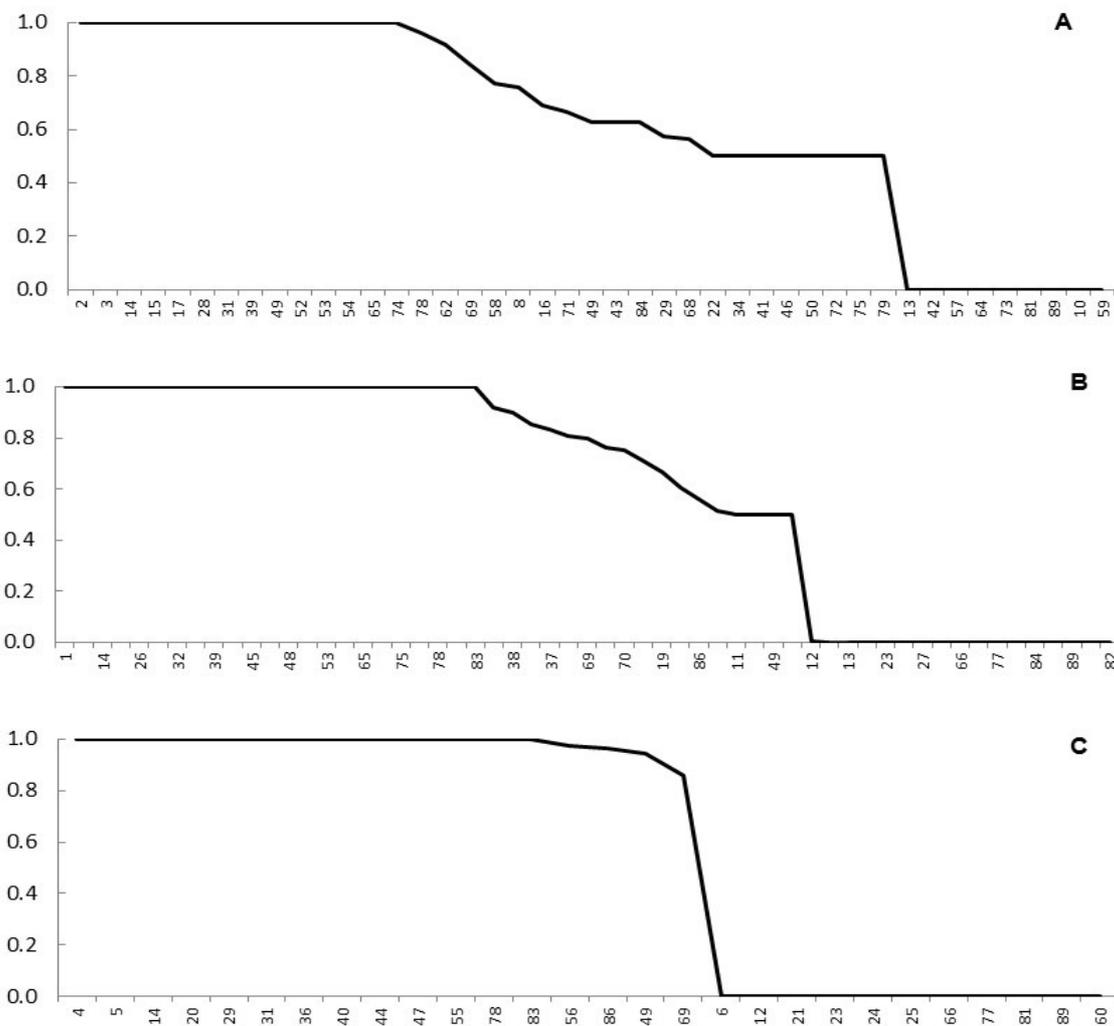
Sub-Componente Quantitativo Tempo Total de consumo das espécies nos tipos florestais (A: Floresta Madura, B: Floresta Secundária C: Cabruca) pelos macacos.



Legenda das espécies: (1) *Aechmea conifera*, (2) *Aechmea depressa*, (3) *Aechmea* sp. 1; (4) *Aechmea* sp. 2, (5) *Aechmea* sp. 3, (6) *Alvimia gracilis*, (7) *Annona salzmanii*, (8) *Anomospermum reticulatum*, (9) *Apeiba tibourbou*, (10) *Arecaeae* sp. 1, (11) *Arecaeae* sp. 2, (12) *Artocarpus heterophyllus*, (13) *Attalea funifera*, (14) *Brosimum rubescens*, (15) *Buchenavia hoehneana*, (16) *Buchenavia* sp., (17) *Campomanesia dichotoma*, (18) *Campomanesia guaviroba*, (19) *Chondrodendron microphyllum*, (20) *Cissus stipulata*, (21) *Dalechampia ilheotica*, (22) *Diospyros hispida*, (23) *Elaeis guineensis*, (24) *Eschweilera ovata*, (25) *Estigmaphylum* sp., (26) *Eugenia* sp., (27) *Euterpe edulis*, (28) *Faramea* cf. *nocturna*, (29) *Guapira opposita*, (30) *Guettarda viburnoides*, (31) *Helicostylis tomentosa*, (32) *Henriettea succosa*, (33) *Inga edulis*, (34) *Inga* sp. 1, (35) *Inga* sp. 3, (36) *Inga* sp. 4, (37) *Inga* sp. 5, (38) *Inga* sp. 6, (39) *Inga subnuda*, (40) *Macoubea guianenses*, (41) *Manilkara longifolia*, (42) *Manilkara maxima*, (43) *Manilkara salzmanii*, (44) *Manilkara* sp., (45) *Marlierea regeliana*, (46) *Mendoncia bahiensis*, (47) *Miconia cinnamomifolia*, (48) *Miconia* sp., (49) *Micropholis guyanenses*, (50) *Micropholis venulosa*, (51) *Myrcia* cf. *fallax*, (52) *Myrcia* cf. *ilheosensis*, (53) *Myrcia racemosa*, (54) *Myrcia* sp., (55) *Myrciaria* cf. *pilosa*, (56) *Myrciaria floribunda*, (57) *Myrtaceae* sp. 1, (58) *Myrtaceae* sp. 2, (59) *Myrtaceae* sp. 3, (60) *Myrtaceae* sp. 4, (61) *Myrtaceae* sp. 5, (62) *Neea madeirana*, (63) *Orthomene* cf. *shomburgkii*, (64) *Parinari alvimii*, (65) *Passiflora haematostigma*, (66) *Pera glabrata*, (67) *Pogonophora schomburgkiana*, (68) *Posoqueria latifolia*, (69) *Pourouma mollis*, (70) *Pourouma velutina*, (71) *Pouteria* sp. 1, (72) *Pradosia lactescens*, (73) *Protium aracouchini*, (74) *Protium warmingiana*, (75) *Psidium* cf. *myrtoides*, (76) *Psitium* sp., (77) *Sloanea guianensis*, (78) *Solanum rupincola*, (79) *Strychnos* sp., (80) *Syagrus botryophora*, (81) *Talisia esculenta*, (82) *Talisia machophylla*, (83) *Tapirira guianensis*, (84) *Tapirira* sp., (85) *Terminalia kuhlmanni*, (86) Unknown 01, (87) Unknown 02, (88) Unknown 03, (89) *Virola officinalis*, (90) *Xylopiya sericea*.

ANEXO 8

Sub-Componente Quatitativo Probabilidade da Endozoocoria das espécies consumidas nos tipos florestais (A: Floresta Madura, B: Floresta Secundária C: Cabruca) pelos macacos.

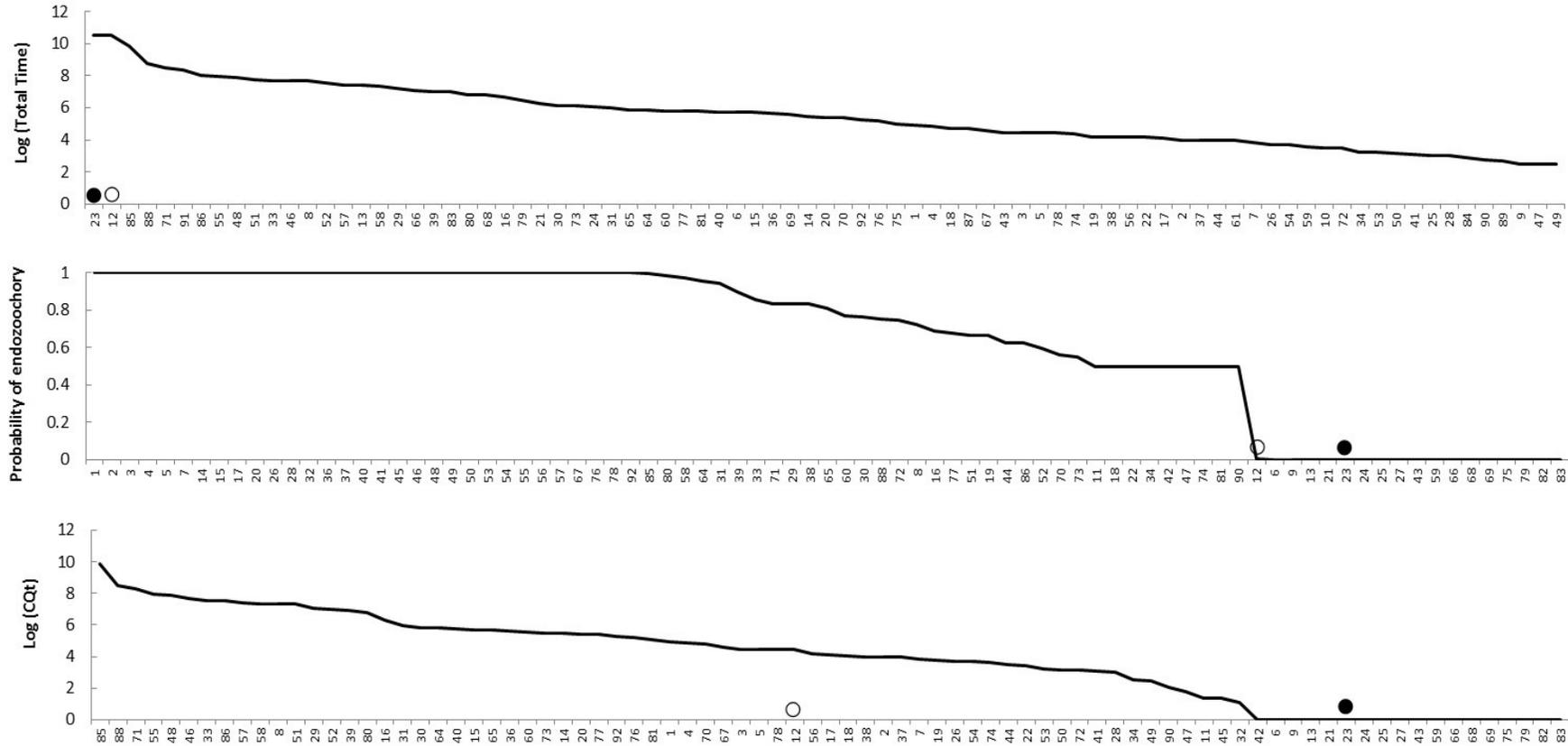


Legenda das espécies: (1) *Aechmea conifera*, (2) *Aechmea depressa*, (3) *Aechmea* sp. 1; (4) *Aechmea* sp. 2, (5) *Aechmea* sp. 3, (6) *Alvimia gracilis*, (7) *Annona salzmanii*, (8) *Anomospermum reticulatum*, (9) *Apeiba tibourbou*, (10) *Arecaeae* sp. 1, (11) *Arecaeae* sp. 2, (12) *Artocarpus heterophyllus*, (13) *Attalea funifera*, (14) *Brosimum rubescens*, (15) *Buchenavia hoehneana*, (16) *Buchenavia* sp., (17) *Campomanesia dichotoma*, (18) *Campomanesia guaviroba*, (19) *Chondrodendron microphyllum*, (20) *Cissus stipulata*, (21) *Dalechampia ilheotica*, (22) *Diospyros hispida*, (23) *Elaeis guineensis*, (24) *Eschweilera ovata*, (25) *Estigmaphylum* sp., (26) *Eugenia* sp., (27) *Euterpe edulis*, (28) *Faramea* cf. *nocturna*, (29) *Guapira opposita*, (30) *Guettarda viburnoides*, (31) *Helicostylis tomentosa*, (32) *Henriettea succosa*, (33) *Inga edulis*, (34) *Inga* sp. 1, (35) *Inga* sp. 3, (36) *Inga* sp. 4, (37) *Inga* sp. 5, (38) *Inga* sp. 6, (39) *Inga subnuda*, (40) *Macoubea guianenses*, (41) *Manilkara longifolia*, (42) *Manilkara maxima*, (43) *Manilkara salzmanii*, (44) *Manilkara* sp., (45) *Marlierea regeliana*, (46) *Mendoncia bahiensis*, (47) *Miconia cinnamomifolia*, (48) *Miconia* sp., (49) *Micropholis guyanenses*, (50) *Micropholis venulosa*, (51) *Myrcia* cf. *fallax*, (52) *Myrcia* cf. *ilheosensis*, (53) *Myrcia racemosa*, (54) *Myrcia* sp., (55) *Myrciaria* cf. *pilosa*, (56) *Myrciaria floribunda*, (57) *Myrtaceae* sp. 1, (58) *Myrtaceae* sp. 2, (59) *Myrtaceae* sp. 3, (60) *Myrtaceae* sp. 4, (61) *Myrtaceae* sp. 5, (62) *Neea madeirana*, (63) *Orthomene* cf. *shomburgkii*, (64) *Parinari alvimii*, (65) *Passiflora haematostigma*, (66) *Pera glabrata*, (67) *Pogonophora schomburgkiana*, (68)

Posoqueria latifolia, (69) *Pourouma mollis*, (70) *Pourouma velutina*, (71) *Pouteria* sp. 1, (72) *Pradosia lactescens*, (73) *Protium aracouchini*, (74) *Protium warmingiana*, (75) *Psidium* cf. *myrtoides*, (76) *Psidium* sp., (77) *Sloanea guianensis*, (78) *Solanum rupicola*, (79) *Strychnos* sp., (80) *Syagrus botryophora*, (81) *Talisia esculenta*, (82) *Talisia machophylla*, (83) *Tapirira guianensis*, (84) *Tapirira* sp., (85) *Terminalia kuhlmanni*, (86) Unknown 01, (87) Unknown 02, (88) Unknown 03, (89) *Virola officinalis*, (90) *Xylopia sericea*.

ANEXO 9

Componente Quantitativo e sub-componentes das espécies nativas e exóticas (○ *Artocarpus heterophyllus*, ● *Elaeis guineensis*) consumidas por *Sapajus xanthosternos* em Una, Bahia.

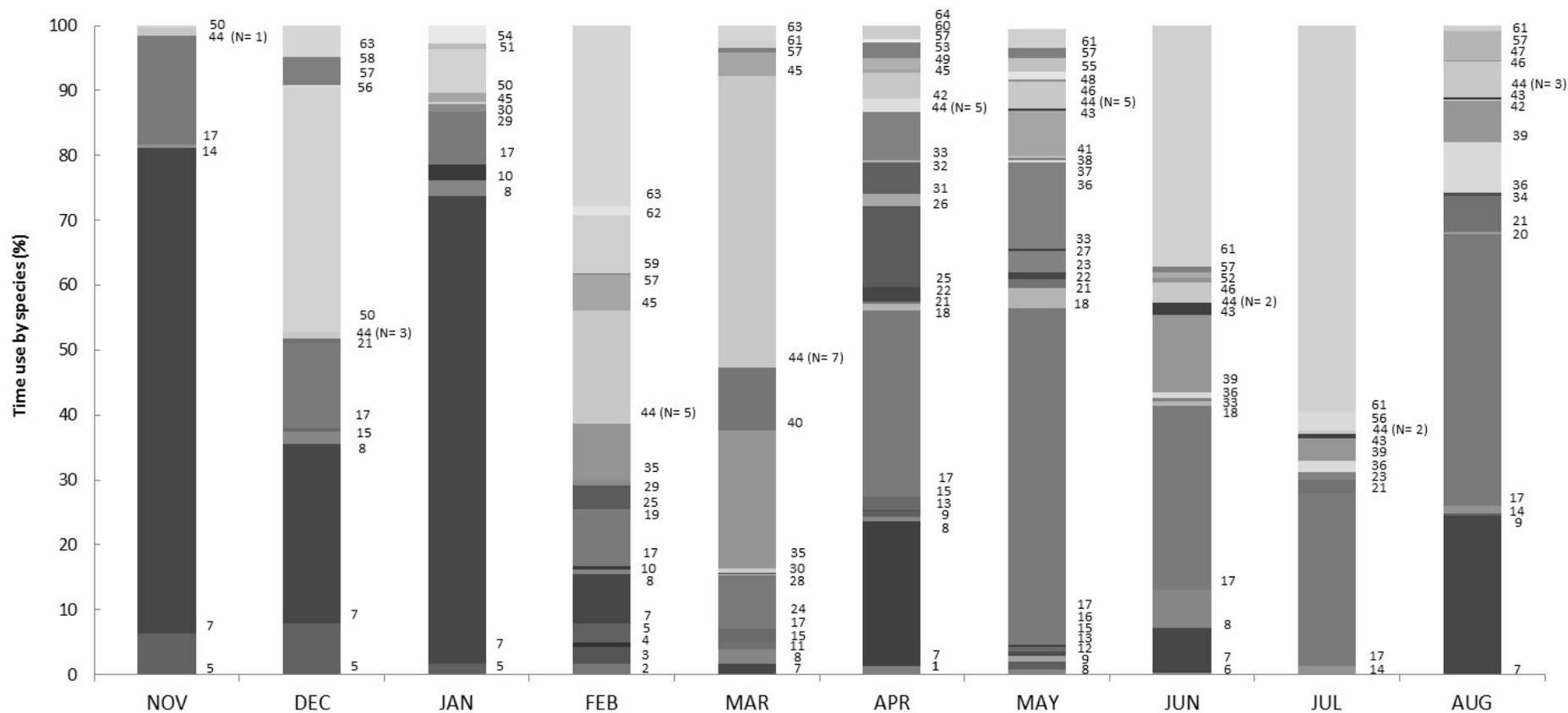


Legenda das espécies: (1) *Aechmea conifera*, (2) *Aechmea depressa*, (3) *Aechmea* sp. 1; (4) *Aechmea* sp. 2, (5) *Aechmea* sp. 3, (6) *Alvimia gracilis*, (7) *Annona salzmanii*, (8) *Anomospermum reticulatum*, (9) *Apeiba tibourbou*, (10) *Arecaeae* sp. 2, (11) *Artocarpus heterophyllus*, (12) *Attalea funifera*, (13)

Brosimum rubescens, (14) *Buchenavia hoehneana*, (15) *Buchenavia* sp., (16) *Campomanesia dichotoma*, (17) *Campomanesia guaviroba*, (18) *Chondrodendron microphyllum*, (19) *Cissus stipulata*, (20) *Dalechampia ilheotica*, (21) *Diospyros hispida*, (22) *Elaeis guineensis*, (23) *Eschweilera ovata*, (24) *Estigmaphylum* sp., (25) *Eugenia* sp., (26) *Euterpe edulis*, (27) *Faramea* cf. *nocturna*, (28) *Guapira opposita*, (29) *Guettarda viburnoides*, (30) *Helicostylis tomentosa*, (31) *Henriettea succosa*, (32) *Inga edulis*, (33) *Inga* sp. 1, (34) *Inga* sp. 3, (35) *Inga* sp. 4, (36) *Inga* sp. 5, (37) *Inga* sp. 6, (38) *Inga subnuda*, (39) *Macoubea guianenses*, (40) *Manilkara longifolia*, (41) *Manilkara maxima*, (42) *Manilkara salzmanii*, (43) *Manilkara* sp., (44) *Marlierea regeliana*, (45) *Mendoncia bahiensis*, (46) *Miconia cinnamomifolia*, (47) *Miconia* sp., (48) *Microphilis* cf. *guyanenses*, (49) *Micropholis guyanenses*, (50) *Micropholis venulosa*, (51) *Myrcia* cf. *fallax*, (52) *Myrcia* cf. *ilheosensis*, (53) *Myrcia racemosa*, (54) *Myrcia* sp., (55) *Myrciaria* cf. *pilosa*, (56) *Myrciaria floribunda*, (57) Myrtaceae sp. 1, (58) Myrtaceae sp. 2, (59) *Neea madeirana*, (60) *Orthomene* cf. *shomburgkii*, (61) *Parinari alvimii*, (62) *Passiflora haematostigma*, (63) *Pera glabrata*, (64) *Pogonophora schomburgkiana*, (65) *Posoqueria latifolia*, (66) *Pourouma mollis*, (67) *Pourouma velutina*, (68) *Pouteria* sp. 1, (69) *Pradosia lactescens*, (70) *Protium aracouchini*, (71) *Protium warmingiana*, (72) *Psidium* cf. *myrtoides*, (73) *Psidium* sp., (74) *Sloanea guianensis*, (75) *Solanum rupicola*, (76) *Strychnos* sp., (77) *Syagrus botryophora*, (78) *Talisia esculenta*, (79) *Tapirira guianensis*, (80) *Tapirira* sp., (81) *Terminalia kuhlmanni*, (82) *Virola officinalis*, (83) *Xylopia sericea*.

ANEXO 10

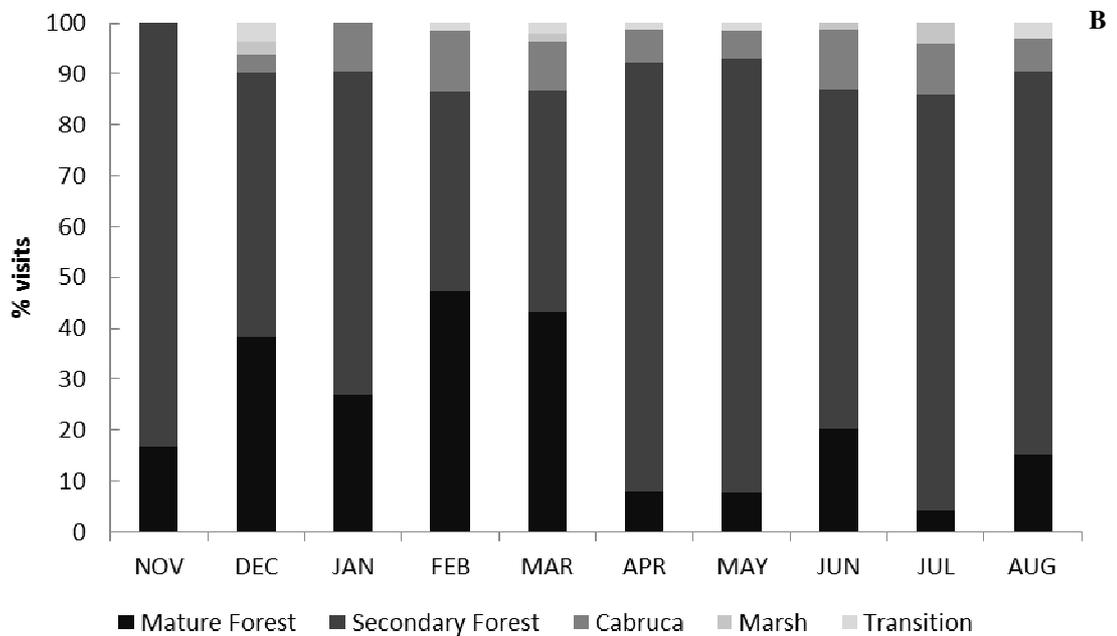
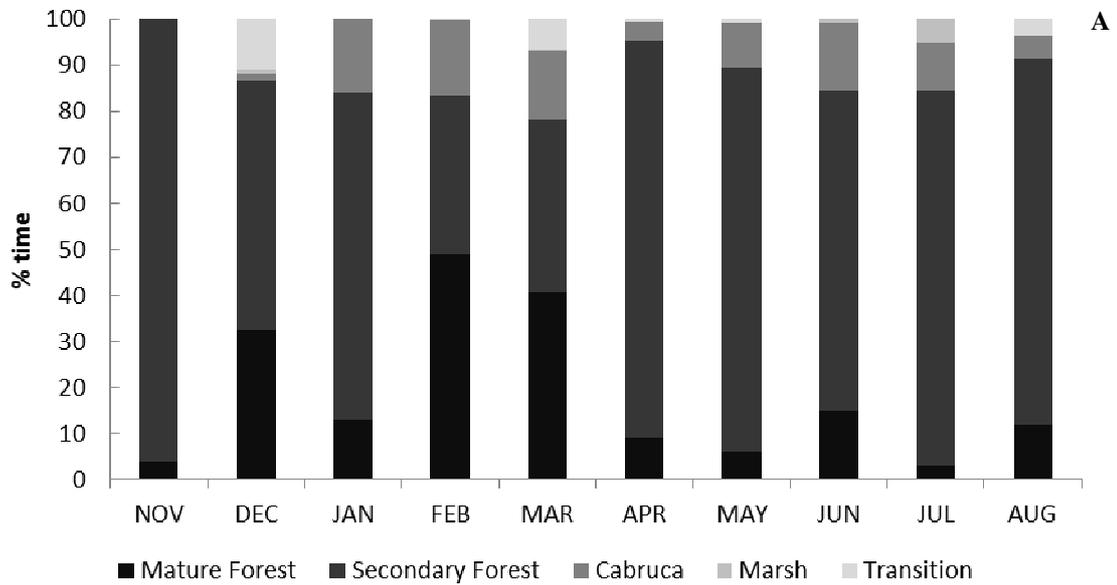
Proporção de tempo mensal de uso nas espécies de árvores frutíferas por *Sapajus xanthosternos* no mosaico florestal de Una, Bahia.



Legenda das espécies: (1) *Aechmea conifera*, (2) *Aechmea depressa*, (3) *Alvimia gracilis*, (4) *Annona salzmanii*, (5) *Anomospermum reticulatum*, (6) *Apeiba tibourbou*, (7) *Artocarpus heterophyllus*, (8) *Attalea funifera*, (9) *Brosimum rubescens*, (10) *Buchenavia hoehneana*, (11) *Campomanesia dichotoma*, (12) *Campomanesia guaviroba*, (13) *Chondrodendron microphyllum*, (14) *Cissus stipulata*, (15) *Dalechampia ilheotica*, (16) *Diospyros hispida*, (17) *Elaeis guineensis*, (18) *Eschweilera ovata*, (19) *Euterpe edulis*, (20) *Faramea cf. nocturna*, (21) *Guapira opposita*, (22) *Guettarda viburnoides*, (23) *Helicostylis tomentosa*, (24) *Henriettea succosa*, (25) *Inga edulis*, (26) *Inga subnuda*, (27) *Macoubea guianenses*, (28) *Manilkara longifolia*, (29) *Manilkara maxima*, (30) *Manilkara salzmanii*, (31) *Marlierea regeliana*, (32) *Mendoncia bahiensis*, (33) *Miconia cinnamomifolia*, (34) *Microphilis cf. guianenses*, (35) *Microphilis guyanenses*, (36) *Microphilis venulosa*, (37) *Myrcia cf. fallax*, (38) *Myrcia cf. ilheosensis*, (39) *Myrcia racemosa*, (40) *Myrciaria cf. pilosa*, (41) *Myrciaria floribunda*, (42) *Neea madeirana*, (43) *Orthomene cf. schomburgkii*, (44) *Outras*, (45) *Parinari alvimii*, (46) *Passiflora haematostigma*, (47) *Pera glabrata*, (48) *Pogonophora schomburgkiana*, (49) *Posoqueria latifolia*, (50) *Pourouma mollis*, (51) *Pourouma velutina*, (52) *Pradosia lactescens*, (53) *Protium aracouchini*, (54) *Protium warmingiana*, (55) *Psidium cf. myrtoides*, (56) *Sloanea guianensis*, (57) *Solanum rupincola*, (58) *Syagrus botryophora*, (59) *Talisia esculenta*, (60) *Talisia machophylla*, (61) *Tapirira guianensis*, (62) *Terminalia kuhlmanni*, (63) *Virola officinalis*, (64) *Xylopia sericea*.

ANEXO 11

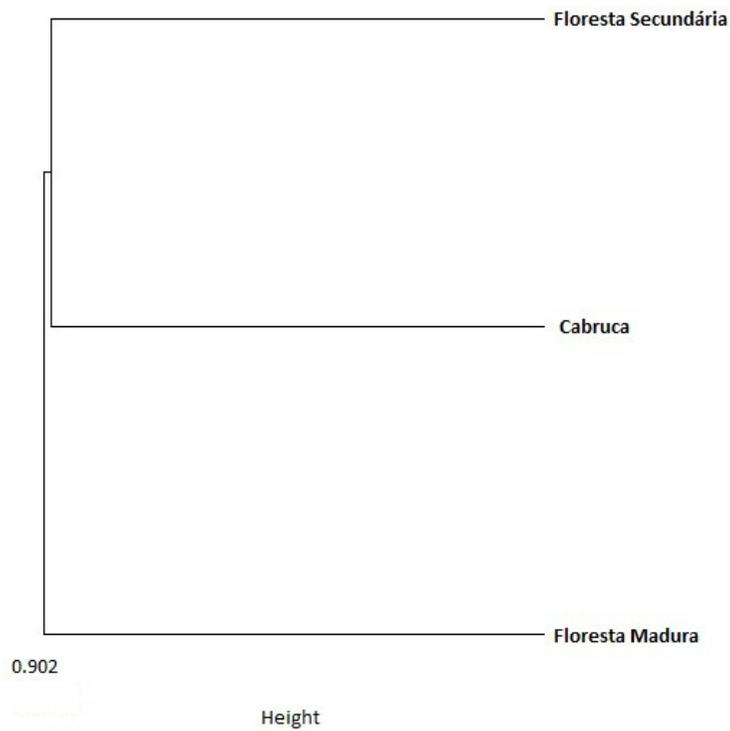
Proporção de tempo de uso (A) e número de visitas (B) de *Sapajus xanthosternos* nas fruteiras nos tipos de florestas na área de Una, Bahia.



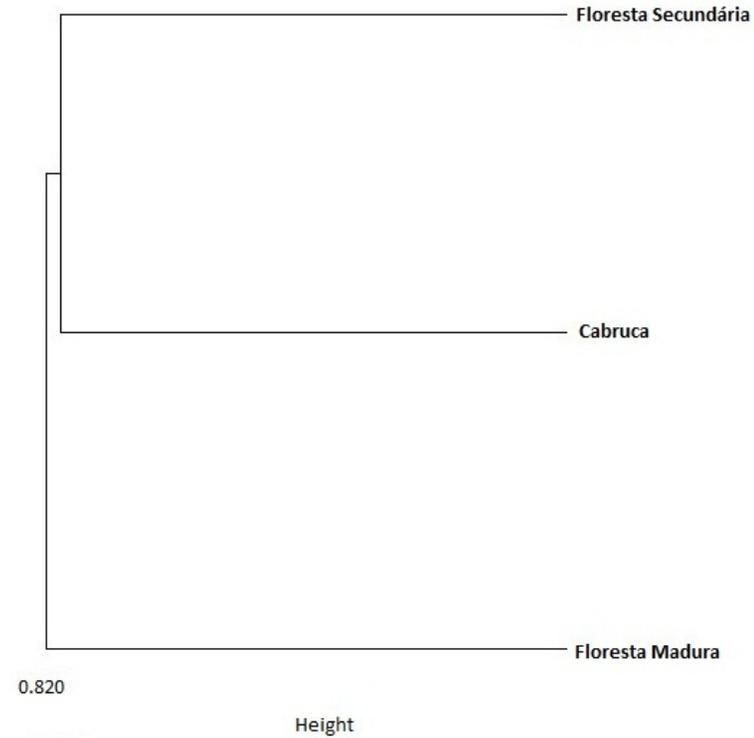
ANEXO 12

Dendrogramas de índice de similaridade de Jaccard (riqueza de espécies) e de dissimilaridade Bray-Curtis (abundância de espécies) de árvores frutíferas visitadas pelos macacos em cada tipo florestal em Una, Bahia.

Dendrograma de similaridade de Jaccard

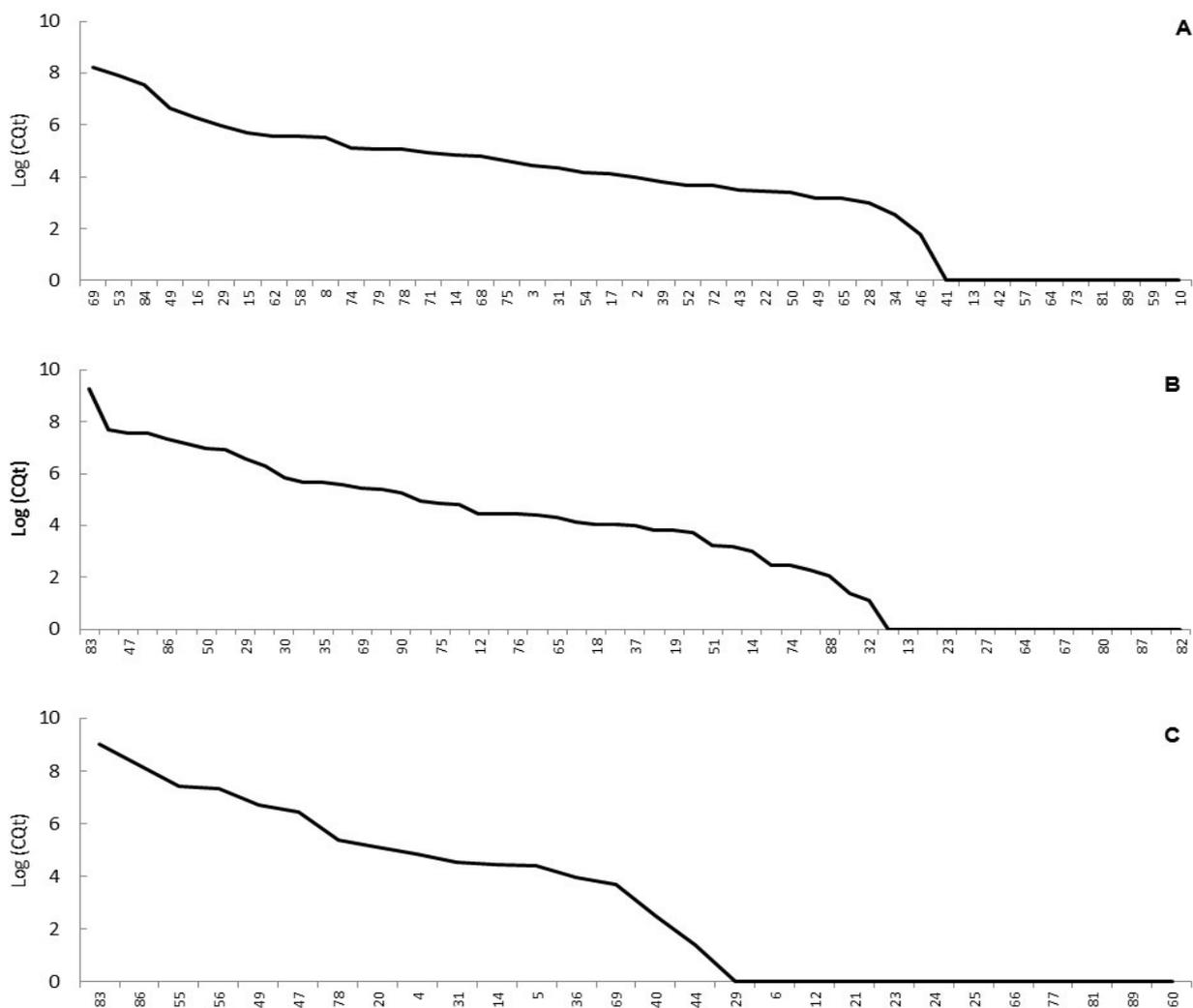


Dendrograma de dissimilaridade de Bray-Curtis



ANEXO 13

Componente Quantitativo das espécies consumidas nos tipos florestais (A: Floresta Madura, B: Floresta Secundária C: Cabruca) pelos macacos.

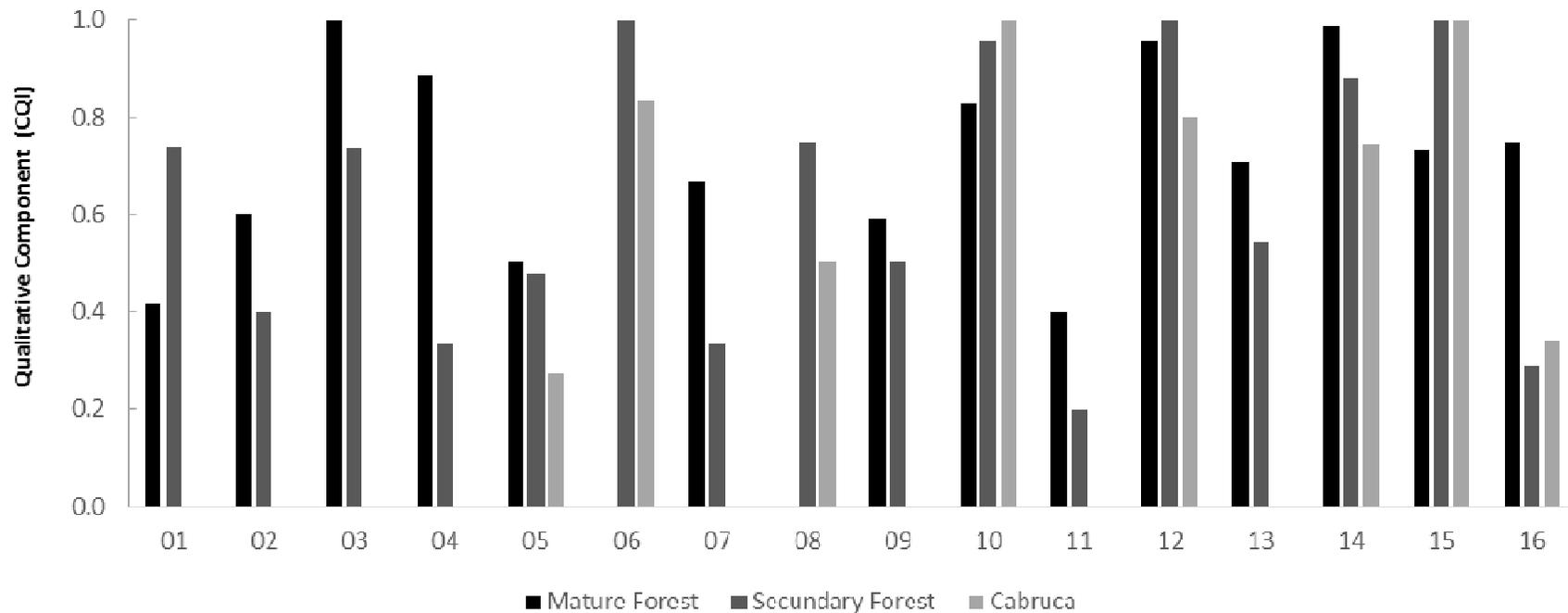


Legenda das espécies: (1) *Aechmea conifera*, (2) *Aechmea depressa*, (3) *Aechmea* sp. 1; (4) *Aechmea* sp. 2, (5) *Aechmea* sp. 3, (6) *Alvimia gracilis*, (7) *Annona salzmanii*, (8) *Anomospermum reticulatum*, (9) *Apeiba tibourbou*, (10) *Arecaeae* sp. 2, (11) *Artocarpus heterophyllus*, (12) *Attalea funifera*, (13) *Brosimum rubescens*, (14) *Buchenavia hoehniana*, (15) *Buchenavia* sp., (16) *Campomanesia dichotoma*, (17) *Campomanesia guaviroba*, (18) *Chondrodendron microphyllum*, (19) *Cissus stipulata*, (20) *Dalechampia ilheotica*, (21) *Diospyros hispida*, (22) *Elaeis guineensis*, (23) *Eschweilera ovata*, (24) *Estigmaphylum* sp., (25) *Eugenia* sp., (26) *Euterpe edulis*, (27) *Faramea* cf. *nocturna*, (28) *Guapira opposita*, (29) *Guettarda viburnoides*, (30) *Helicostylis tomentosa*, (31) *Henriettea succosa*, (32) *Inga edulis*, (33) *Inga* sp. 1, (34) *Inga* sp. 3, (35) *Inga* sp. 4, (36) *Inga* sp. 5, (37) *Inga* sp. 6, (38) *Inga subnuda*, (39) *Macoubea guianenses*, (40) *Manilkara longifolia*, (41) *Manilkara maxima*, (42) *Manilkara salzmanii*, (43) *Manilkara* sp., (44) *Marlierea regeliana*, (45) *Mendoncia bahiensis*, (46) *Miconia cinnamomifolia*, (47) *Miconia* sp., (48) *Microphilis* cf. *guyanenses*, (49) *Microphilis guyanenses*, (50) *Microphilis venulosa*, (51) *Myrcia* cf. *fallax*, (52) *Myrcia* cf. *ilheosensis*, (53)

Myrcia racemosa, (54) *Myrcia* sp., (55) *Myrciaria* cf. *pilosa*, (56) *Myrciaria floribunda*, (57) Myrtaceae sp. 1, (58) Myrtaceae sp. 2, (59) *Neea madeirana*, (60) *Orthomene* cf. *shomburgkii*, (61) *Parinari alvimii*, (62) *Passiflora haematostigma*, (63) *Pera glabrata*, (64) *Pogonophora schomburgkiana*, (65) *Posoqueria latifolia*, (66) *Pourouma mollis*, (67) *Pourouma velutina*, (68) *Pouteria* sp. 1, (69) *Pradosia lactescens*, (70) *Protium aracouchini*, (71) *Protium warmingiana*, (72) *Psidium* cf. *myrtoides*, (73) *Psidium* sp., (74) *Sloanea guianensis*, (75) *Solanum rupicola*, (76) *Strychnos* sp., (77) *Syagrus botryophora*, (78) *Talisia esculenta*, (79) *Tapirira guianensis*, (80) *Tapirira* sp., (81) *Terminalia kuhlmanni*, (82) *Virola officinalis*, (83) *Xylopia sericea*.

ANEXO 14

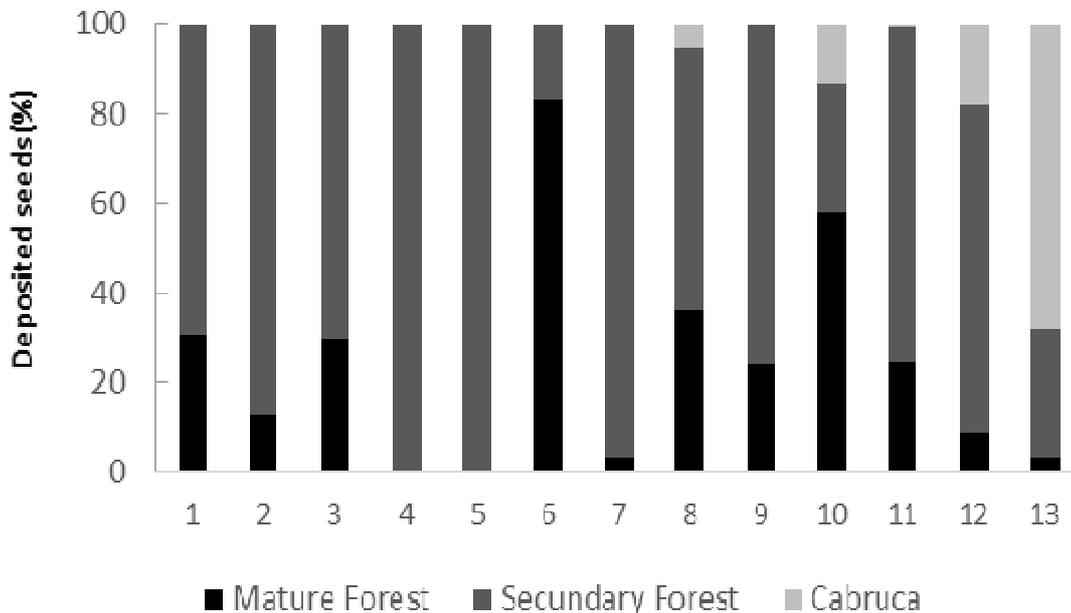
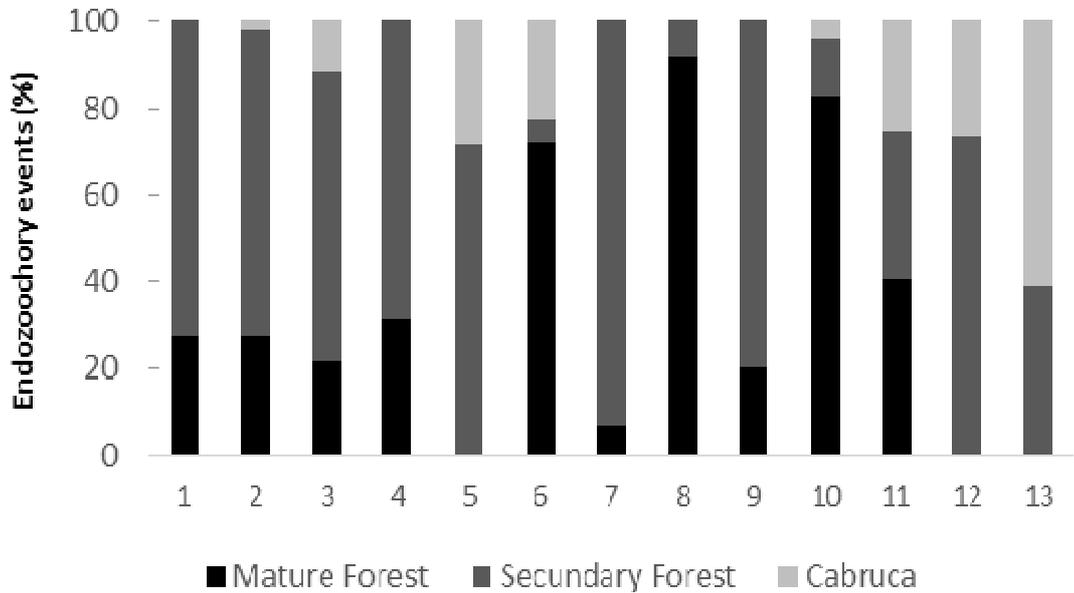
Comparativo do componente qualitativo (CQI) ou sucesso de germinação de sementes das espécies que foram depositadas em mais de um tipo florestal por *Sapajus xanthosternos* em Una, Bahia.



Legenda das espécies: (1) *Anomospermum reticulatum*, (2) *Buchenavia hoehneana*, (3) *Chondrodendron microphyllum*, (4) *Guapira opposita*, (5) *Guettarda viburnoides*, (6) *Inga* sp. 4, (7) *Macoubea guianenses*, (8) *Mendoncia bahiensis*, (9) *Micropholis guyanenses*, (10) *Myrcia racemosa*, (11) *Passiflora haematostigma*, (12) *Pourouma mollis*, (13) *Solanum rupicola*, (14) *Tapirira guianensis*, (15) *Tapirira* sp., (16) Unknown 01.

ANEXO 15

Varição das espécies no número de sementes removidas (ou eventos de endozoocoria) (A) e sementes depositadas (B) em cada tipo florestal.



Legenda das espécies: (1) *Anomospermum reticulatum*, (2) *Guapira opposita*, (3) *Helicostylis tomentosa*, (4) *Inga subnuda*, (5) *Macoubea guianenses*, (6) *Micropholis guyanenses*, (7) *Micropholis venulosa*, (8) *Myrcia racemosa*, (9) *Passiflora haematostigma*, (10) *Pourouma mollis*, (11) *Solanum rupincola*, (12) *Tapirira guianensis*, (13) Unknown 01.