



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(ZOOLOGIA)**

**DEFAUNAÇÃO EM UMA ÁREA CONTÍNUA DE MATA ATLÂNTICA E
CONSEQUÊNCIAS PARA O SUB-BOSQUE FLORESTAL**

CARLOS RODRIGO BROCARDO

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas – Zoologia.

Agosto - 2011



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(ZOOLOGIA)**

**DEFAUNAÇÃO EM UMA ÁREA CONTÍNUA DE MATA ATLÂNTICA E
CONSEQUÊNCIAS PARA O SUB-BOSQUE FLORESTAL**

CARLOS RODRIGO BROCARDO

Orientador: Mauro Galetti Rodrigues

Dissertação apresentada ao
Instituto de Biociências do Campus
de Rio Claro, Universidade
Estadual Paulista, como parte dos
requisitos para obtenção do título
de Mestre em Ciências Biológicas -
Zoologia

Agosto - 2011

574.5 Brocardo, Carlos Rodrigo
B863d Defaunação em uma área contínua de Mata Atlântica e
consequências para o sub-bosque florestal / Carlos Rodrigo
Brocardo. - Rio Claro : [s.n.], 2011
70 f. : il., figs., gráfs., tabs., fots., mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
Instituto de Biociências de Rio Claro
Orientador: Mauro Galetti Rodrigues

1. Ecologia. 2. Síndrome das florestas vazias. 3.
Transectos lineares. 4. Armadilhas fotográficas. 5. Tayassu
pecari. 6. Tratamento de exclusão. I. Título.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CAMPUS DE RIO CLARO
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE RIO CLARO

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: Defaunação em uma área contínua de Mata Atlântica e consequências para o sub-bosque florestal

AUTOR: CARLOS RODRIGO BROCARDI

ORIENTADOR: Prof. Dr. MAURO GALETTI RODRIGUES

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de MESTRE EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (ZOOLOGIA), pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. MAURO GALETTI RODRIGUES

Departamento de Ecologia / Instituto de Biociências de Rio Claro

Prof. Dr. ADRIANO GARCIA CHIARELLO

Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras / USP de Ribeirão Preto

Prof. Dr. MILTON CEZAR RIBEIRO

Departamento de Ecologia / Instituto de Biociências de Rio Claro

Data da realização: 03 de agosto de 2011.

Aos meus pais e aos meus avós



Trecho de Mata Atlântica no Parque Estadual Carlos Botelho, Serra do Paranapiacaba (SP)

*“El arroyo de la sierra
Me complace mas que el mar”*

(Julián Orbón, adaptação dos versos
de José Martí)

*“O mais insidioso tipo de extinção é
a extinção das interações
ecológicas”.*

(Daniel H. Janzen, 1974)

AGRADECIMENTOS

Inicialmente gostaria de agradecer as pessoas que me auxiliaram para ingressar no mestrado: ao Prof. José Flávio Cândido Jr, por ter me orientado na graduação, oportunizando o trabalho com conservação em campo, graças a sua indicação consegui um estágio no projeto de doutorado de Gledson V. Bianconi, hoje um amigo e profissional que admiro. Foi o Gledson quem me apresentou ao Prof. Mauro, e a partir daí passamos a discutir o projeto de mestrado. Ainda na fase pré-mestrado, sou grato a Carolina Lima Neves e a Fabiana Rocha Mendes, por terem possibilitado estagiar em seus projetos, ligados a temática de defaunação.

Já na fase mestrado, sou muito grato ao Prof. Mauro Galetti, que admiro pelo entusiasmo e dedicação à ciência. Desde o contato inicial, sempre foi extremamente atencioso e disponível para sancionar dúvidas, e auxiliar no desenvolvimento do projeto e da pesquisa. Durante o mestrado me propiciou oportunidades ímpares para o melhoramento de minha formação, seja na forma de cursos ou de discussões com cientistas renomados.

Ao CNPq pela bolsa, e a FAPESP (BIOTA – FAPESP 2007/03392-6) pelo suporte financeiro do projeto.

A UNESP pelo acolhimento e suporte técnico, e aos inúmeros funcionários, em especial ao pessoal do Departamento de Ecologia, da Secretaria de Pós-graduação, Biblioteca e da Portaria, pela disponibilidade constante.

Aos professores e colegas de pós-graduação, pelos conhecimentos e experiências repassadas, e agora também pela amizade da maioria dos quais tive maior contato.

Ao Departamento de Zoologia, pela oportunidade didática, e aos alunos dos cursos de Ecologia e Ciências Biológicas, minhas “cobaias”, pela atenção e respeito durante as aulas.

À direção e a todos os funcionários do Parque Estadual Carlos Botelho, pela cordialidade, disponibilidade e amizade.

À Fundação Florestal-SP por permitir a realização do trabalho.

Ao povo paulista, especialmente às cidades de Rio Claro e São Miguel Arcanjo, pelo espírito de fraternidade e hospitalidade para com este “pé vermelho”.

A todos que me auxiliaram na realização do projeto e dissertação, aos quais sou eternamente grato:

- Henrique S. Gonçalves, Sérgio Nazareth, Danilo Ferreira e João Covre, na montagem das parcelas.

- Henrique, Danilo e Luana Hortenci, na marcação dos transectos.

- A Rafael da S. Bueno, por indicar os melhores locais para instalação das parcelas, e por permitir o uso de parte de seus dados de censo.

- Para coleta de dados nas parcelas tive o auxílio de Valesca B. Zipparro, Henrique, Fábio M. Labecca, Alexandra Sanches, Lígia A. Galbiati, Édipo F. V. da Silva, “Toninho” e Renato A. F. de Lima.

- Valesca e Renato, também me deram auxílio imprescindível na identificação das plântulas e regenerantes.

- A Sérgio Nazareth e Carlos Sanches pelas corridas até São Miguel Arcanjo.

- A Roger Guevara e Abraão B. Leite pelo auxílio na estatística, e na “desmistificação” do programa R.

- A Darren Norris, pelas dicas sobre o uso do programa Quantum GIS.

- A Fernando Muñoz, pelas dicas sobre uso do programa EndNote.

- A Fernanda Michalski, parecerista do meu projeto junto à pós-graduação, pelos comentários e críticas que serviram para melhorar a qualidade desse trabalho.

- A Fábio M. Labecca, pelas impressões e corridas até a Secretaria de Pós-graduação.

- A Valesca, por cuidar da parte financeira do projeto.

- Às pessoas que gentilmente fizeram a leitura, sugerindo alterações e correções pertinentes nessa dissertação: Fabiana Rocha Mendes, Christine S. São Bernardo, Luana Hortenci, Rubiane Brandolim, Valesca B. Zipparro, Gabriela Schmaedecke e Rodrigo S. B. Gavira.

- Aos professores Adriano G. Chiarello e Milton C. Ribeiro pela participação na banca, pelas sugestões e comentários.

- E ao Prof. Mauro novamente, pela confiança na execução dessa parte do projeto temático, pela orientação e sugestões ao longo dessa caminhada.

Agradeço a todos os amigos do LaBiC (são muitos para nomear todos!), pelo convívio profissional e momentos de descontração juntos. Tenho certeza, que uma das grandes conquistas do mestrado foi a amizade dessas valorosas pessoas.

Aos companheiros de república, pela convivência nos últimos dois anos. Em especial à amizade e conselhos de Arnaldo F. da Costa e Rodrigo S. B. Gavira, amigos que considero muito.

Aos vários professores, desde a pré-escola à graduação, meus grandes ídolos, que me inspiraram e demonstraram ser possível fazer educação pública com qualidade.

A meus pais, Amarildo e Diana, por continuamente terem me amado, apoiado e incentivado. Posso dizer que cada linha escrita nessa dissertação, é sem dúvida uma co-autoria deles.

Aos meus irmãos, Daniele e David, pela alegria e estímulo.

Ao meu nono João, e em memória a nona Lúcia, nona Dilva e nono Delci, pilares de minha formação humana. Agradeço a dedicação e os puxões de orelha: “*Varda, che ti si un bauco propio!*”.

Aos demais familiares, e em especial ao tio Gilmar, por me inspirar com seu amor à natureza, o que sem dúvida contribuiu muito para a escolha da biologia como profissão.

E a minha *principessa* Daiane, por me entender e apoiar, e, sobretudo por me amar.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	xi
LISTA DE TABELAS.....	xiii
RESUMO GERAL.....	1
ABSTRACT.....	2
CAPÍTULO I - Densidade e abundância de mamíferos de uma área contínua da Mata Atlântica: um caso de floresta defaunada?.....	3
Resumo.....	4
Abstract.....	5
1. Introdução.....	6
2. Material e métodos.....	7
2.1 Área de estudo.....	7
2.2 Coleta de dados e análises.....	8
3. Resultados.....	11
4. Discussão.....	15
4.1 Riqueza de espécies.....	15
4.2 Abundância, densidade e biomassa.....	15
4.3 Implicações para conservação.....	21
5. Referências bibliográficas.....	22
CAPÍTULO II - Efeitos da defaunação sobre o sub-bosque de uma floresta tropical.....	32
Resumo.....	33
Abstract.....	34
1. Introdução.....	35
2. Material e métodos.....	36
2.1 Área de estudo.....	36
2.2 Desenho amostral.....	38

2.3 Riqueza, diversidade e grupos funcionais de regenerantes.....	39
2.4 Variáveis de micro habitat.....	40
2.5 Análises estatísticas.....	42
3. Resultados.....	43
4. Discussão.....	46
5. Referências bibliográficas.....	52
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	61
ANEXOS.....	62

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

Figura 1. Localização do Parque Estadual Carlos Botelho (PECB) na porção sul da Mata Atlântica brasileira (a, b); destaque para a localização do PECB no *Continuum* do Paranapiacaba, estado de São Paulo (c); e área amostrada, delimitação pela linha vermelha tracejada (d)..... 08

Figura 2. A) Densidade de primatas em onze áreas contínuas de FOD (Galetti *et al*, em prep.). B) Biomassa (kg/km²) de primatas em onze áreas contínuas de FOD (densidade x peso médio = kg/km², peso médio apresentado na Tab. 1). PE= Parque Estadual, B= base, N= núcleo, PESM= Parque Estadual Serra do Mar, PETAR= Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira, EE= Estação Ecológica, PECB= Parque Estadual Carlos Botelho..... 17

Figura 3. A) Comparação da densidade de primatas no PECB (Parque Estadual Carlos Botelho) com a densidade média encontrada em áreas contínuas de FOD (Floresta Ombrófila Densa), fragmentos de FES (Floresta Estacional Semidecidual) e fragmentos de FOD. B) Comparação da densidade de três espécies diurnas no PECB com a densidade média encontrada em áreas contínuas de FOD, fragmentos de FES e fragmentos de FOD (médias obtidas a partir de: ¹ Galetti *et al*. em prep.; ² Cullen-Jr *et al*. 2001, Bernardo & Galetti 2002, Martins 2005; ³ Chiarello 2000, Araújo *et al*. 2008)..... 18

CAPÍTULO II

Figura 1. Localização do Parque Estadual Carlos Botelho (PECB) na porção sul da Mata Atlântica brasileira (a, b); destaque para a localização do PECB no *Continuum* do Paranapiacaba, estado de São Paulo (c); e localização dos pares de parcela (letra P seguida do número do par correspondente) (d)..... 37

Figura 2. Riqueza média (erro padrão) (A) e diversidade média (erro-padrão) (B) de espécies de regenerantes florestais, nos quadrantes do tratamento de exclusão (fechado) e do controle (aberto), durante 18 meses de amostragem no Parque Estadual Carlos Botelho..... 43

Figura 3. “Mortalidade” de plântulas artificiais em 18 meses, entre os tipos de parcela (aberta e fechada), no Parque Estadual Carlos Botelho entre julho/2009 e janeiro/2011... 45

Figura 4. Densidade média de regenerantes (regenerantes/m²) de grupos funcionais segundo: dispersão das sementes (A, B), tamanho das sementes (C) e defesa foliar contra herbivoria (D), nos quadrantes das parcelas abertas (ab) e fechadas (fe), durante 18 meses de amostragem..... 47

ANEXOS

Figura I. A) Esquema da parcela de exclusão, subparcelas “D”, “E” e “F” utilizadas para medir diversidade, riqueza e densidades de grupos funcionais de regenerantes florestais; subparcelas “A”, “B” e “C” utilizadas para medir a mortalidade de plântulas artificiais. B) Parcela de exclusão. C) Plântulas artificiais. D) Plântula de *Euterpe edulis* marcada..... 63

Figura II. Espécies capturadas com armadilha fotográfica no PECB (set/2009 – dez/2010). A) *N. nasua*, captura com uso de isca (frutos de *E. edulis*); B) *E. barbara*, captura sem isca; C) *L. pardalis* fêmea, captura sem isca; D) *T. terrestris* captura sem isca; E) *C. paca*, sem isca; F) *P. cancrivorus*, com isca (urina de lince); G) *P. concolor*, sem isca; H) *L. pardalis* macho, sem isca..... 64

Figura III. Espécies capturadas com armadilha fotográfica no PECB (set/2009 – dez/2010). A) *C. thous*, captura em local aonde vinha depositando fezes; B) *N. squamipes*, com isca (sardinha); C) *G. ingrami*, com isca (sementes de *A. dubia*); D) *D. aurita*, com isca (frutos de *C. mandioccana*); E) *Mazama* sp, com isca (frutos de *E. edulis*); F) *L. wiedii*, com isca (sementes de *E. edulis*, que atraíram muitos roedores); G) *T. iheringi*, sem isca; H) *P. frenatus*, sem isca..... 65

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1. Mamíferos registrados no PECB, Base de São Miguel Arcanjo, entre julho de 2009 e janeiro de 2011 (massa média calculada com base em Reis <i>et al.</i> 2006; Einsenberg & Redford 1999; Margarido & Braga 2004).....	12
Tabela 2. Abundância relativa de mamíferos obtida por meio de armadilhamento fotográfico no presente estudo, comparada com outros estudos na Mata Atlântica (abundância= capturas independentes/10 armadilhas.dia).....	13
Tabela 3. Abundância de mamíferos obtida por meio de transectos lineares no PECB no presente estudo, e comparação com outros estudos na Mata Atlântica.....	14
Tabela 4. Densidade (Ind./km ²) e Biomassa (kg/km ²) de mamíferos do PECB, e MLET utilizada.....	14
Tabela 5. Comparação da abundância (ind./10 km) de espécies no Parque Estadual Carlos Botelho (PECB) com diferentes formações da Mata Atlântica (adaptada de Galetti <i>et al.</i> , 2009).....	16

CAPÍTULO II

Tabela 1. Valores obtidos através de GLMM, seguido de uma ANOVA para riqueza e diversidade de regenerantes florestais no Parque Estadual Carlos Botelho.....	44
Tabela 2. Resultados para o tratamento exclusão de mamíferos (tipo parcela+tempo) para os grupos funcionais (para cada Grupo Funcional foi gerado uma GLMM, com resultados resumidos nessa tabela).....	46

ANEXOS

Tabela I. Espécies ou morfoespécies de regenerantes florestais encontrados nas parcelas amostrais (abertas e fechadas) no Parque Estadual Carlos Botelho, entre julho de 2009 e janeiro de 2011 (P= pequeno, M= Médio, G= Grande; NV= Não vertebrado, A+Ch=	
---	--

Aves+Chiroptera, Ma= Mammalia, Zoo= Zoocórico; S anti-herb.= sem anti-herbivoria,
 anti-herb.= anti-herbivoria; indet.= indeterminado)..... 66

RESUMO GERAL

Mamíferos florestais, sobretudo as espécies de maior porte têm sofrido impactos decorrentes da perda, fragmentação e alteração de habitats. Porém, mesmo em florestas intactas ocorre a redução ou perda das populações dessas espécies, devido a sobrecaça, resultando no processo conhecido como defaunação. Como consequências da defaunação, há a quebra ou relaxamento das interações animal-planta, interferindo na dinâmica florestal, o que tem sérias implicações sobre a manutenção dos ecossistemas. Nesta Dissertação de Mestrado, dividida em dois capítulos buscou-se primeiro, verificar qual é o estado de conservação da comunidade de mamíferos de médio e grande porte de uma floresta contínua (Capítulo I: **Densidade e abundância de mamíferos de uma área contínua da Mata Atlântica: um caso de floresta defaunada?**); e segundo entender quais são as consequências da perda de mamíferos de maior porte sobre o sub-bosque florestal (Capítulo II: **Efeitos da defaunação sobre o sub-bosque de uma floresta tropical**), com dados coletados entre julho de 2009 e janeiro de 2011. Através de amostragens em transectos lineares e armadilhas fotográficas, ficou demonstrado que a área de estudo apresenta redução substancial na população da maioria das espécies de mamíferos cinegéticos, com a extinção local de *Tayassu pecari* (Capítulo I). Por meio da comparação entre parcelas de exclusão (defaunação induzida) e parcelas controle (abertas para todos os animais), não foram observadas alterações significativas no sub-bosque na ausência de mamíferos de médio e grande porte, o que provavelmente esteja ligado à necessidade de maior tempo para respostas estruturais serem observadas; ou ainda ao desbalanço nas taxas de herbivoria, pisoteio e predação de sementes causadas pela defaunação que a área sofre (Capítulo II).

Palavras-chave: Síndrome das florestas vazias, transectos lineares, armadilhas fotográficas, *Tayassu pecari*, tratamento de exclusão.

ABSTRACT

Forest mammals, especially the larger species, have been impacted for loss, fragmentation and alteration of habitats. However, even in intact forests occurs loss or reduction of the populations of these species, due to overhunting, resulting in the process known as defaunation. Such process causes the breaking or relaxation of the animal-plant interactions, interfering in forest dynamic, which has serious implications for ecosystems maintenance. In this Master's dissertation, divided into two chapters, we aimed firstly to ascertain the conservation status of the large and medium mammals community in a continuous area of Atlantic Forest (Chapter I: **Density and abundance of mammals in a continuous site of Atlantic Forest: is that a case of defaunated forest?**), and second understand what are the consequences of the larger mammals loss on the forest understory (Chapter II: **Effects of defaunation on understory of a tropical Forest**), with data collected between July 2009 and January 2011. Through sampling on line transects and camera trapping, we verified that the study area presents substantial reduction in most game mammal population, with local extinction of *Tayassu pecari* (Chapter I). By comparing exclusion plots (defaunation induced) and control plots (open to all animals), we have not found significant changes in the understory in the absence of large and medium mammals, which is probably linked to the need of more time to found these structural responses, or to the imbalance in rates of herbivory, seed predation and trampling caused by defaunation that the study area suffers (Chapter II).

Key-words: Empty forest syndrome, line transect, camera trapping, *Tayassu pecari*, exclusion treatment.

CAPÍTULO I

Densidade e abundância de mamíferos de uma área contínua da Mata Atlântica:
um caso de floresta defaunada?

Resumo

Densidade e abundância de mamíferos de uma área contínua da Mata Atlântica: um caso de floresta defaunada?

Padrões populacionais de mamíferos estão ligados a características próprias das espécies e a aspectos estruturais de seus habitats, porém podem ser fortemente alterados por distúrbios provocados pela ação antrópica. Dentro da Mata Atlântica, principalmente fragmentos têm sido amostrados em relação à abundância e densidade de mamíferos, enquanto os maiores remanescentes ainda estão pouco amostrados. Neste trabalho foram realizadas amostragens por meio de transectos lineares e armadilhamento fotográfico em uma área contínua de Mata Atlântica, a fim de determinar a composição, densidade, biomassa e a abundância de mamíferos de médio e grande porte, e verificar se a área sofre com o processo de defaunação. Obteve-se abundância e densidade alta para primatas, espécies não caçadas na região de estudo, enquanto espécies cinegéticas tiveram uma abundância baixa, sendo possível que *Tayassu pecari* esteja extinto a nível local. Os resultados deixam claro que mesmo áreas contínuas da Mata Atlântica sofrem com a perda de fauna, tornando urgente o aumento nos esforços para combater a caça. Assegurar a preservação das populações de mamíferos, por sua vez, garante que estas espécies continuem desempenhando suas funções ecológicas na manutenção dos ecossistemas.

Palavras-chave: Defaunação, Transectos lineares, armadilhas fotográficas, *Continuum* florestal do Paranapiacaba.

Abstract

Density and abundance of mammals in a continuous site of Atlantic Forest: is that a case of defaunated forest?

Patterns of mammal populations are related to species characteristics and structural aspects of their habitats, although may be significantly altered by human disturbances. In the Atlantic forest, especially forest fragments have been sampled in relation to the abundance and density of mammals, while the largest forests remaining are still sub-sampled. In this work, through line transects and camera trapping, we sampled large and medium mammal community, in order to determine richness, density, abundance and biomass of species in a continuous Atlantic forest site, and verify if that area suffers with defaunation process. It was obtained high abundance and density of primates (unhunted species in the study area), whereas the gamest species have low abundance, and *Tayassu pecari* may be locally extinct. Results indicate that even continuous areas of Atlantic Forest suffer with the wildlife loss, what makes essential an increase in the efforts to combat hunting. Assure the preservation of mammal populations, in turn, ensures that these species continue to play their ecological functions in the ecosystems maintenance.

Key-words: Defaunation, line transects, camera trapping, Paranapiacaba forest *Continuum*.

1. Introdução

A abundância de mamíferos tropicais é determinada por fatores naturais como a produtividade, disponibilidade de recursos, relevo e tipo de vegetação (Emmons 1984, Peres 2000, Haugaasen & Peres 2005, Norris *et al.* 2011); por relações ecológicas como a competição e pressão de predadores (Wright *et al.* 1994, Peres & Dolman 2000); e características intrínsecas, como tamanho corporal, requerimento de habitat e ciclo de vida das espécies (Fowler 1981, Peters & Raelson 1984, Silva & Downing 1995, Fa & Purvis 1997). Contudo as populações de mamíferos estão sujeitas a alterações decorrentes de perturbações antrópicas, como a caça e a fragmentação de habitats (Peres 1990, Cullen-Jr *et al.* 2000, Peres 2000, Peres 2001, Peres & Palacios 2007, Mborá & Meike 2004, Michalski & Peres 2007, Galetti *et al.* 2009).

O conhecimento de padrões como a densidade e abundância de populações naturais permite inferências sobre o estado de preservação das comunidades e dos ambientes em que vivem, e dessa forma, pode-se direcionar melhor os esforços para conservação (East 1981, Chiarello 2000, Cullen-Jr *et al.* 2000, Galetti *et al.* 2009). Assegurar que as populações de mamíferos estejam “ecologicamente saudáveis” é fundamental para os ecossistemas, já que muitas dessas espécies estão envolvidas na regulação e manutenção dos ambientes em que vivem, seja dispersando ou predando sementes, controlando o crescimento de plantas através de herbivoria, ou ainda atuando como predadores controlando as populações de presas (Wright *et al.* 1994, Hulme 1996, Post *et al.* 2002, Wright 2003, Kissui & Packer 2004, Beck 2007, Bourbeau-Lemieux *et al.* 2011).

Na Mata Atlântica em especial, estudos têm focado esforços para determinar padrões de populações de mamíferos em fragmentos florestais (Chiarello 1999; 2000, Cullen-Jr *et al.* 2000; 2001, Bernardo & Galetti 2004, Martins 2005, Negrão & Valladares-Pádua 2006), demonstrando perdas e reduções de populações decorrentes do processo de fragmentação e problemas associados, como a caça. Porém é menor o número de estudos realizados com esse enfoque em áreas contínuas no bioma (González-Sólis *et al.* 2002, Galetti *et al.* 2009, Rocha-Mendes 2010).

Estudos em áreas contínuas são importantes, pois permitem avaliar melhor o tamanho natural das populações sem a influência dos efeitos gerados pela fragmentação florestal.

Entretanto mesmo em áreas contínuas, mamíferos têm sofrido reduções populacionais significativas devido à sobrecaça (Bordmer *et al.* 1997, Peres 2000, Fa *et al.* 2002, Peres & Palacios 2007), gerando o processo de defaunação diferenciada (Dirzo & Miranda 1991), ou seja ambientes empobrecidos em espécies e biomassa de vertebrados.

Dentro do bioma Mata Atlântica restam apenas sete áreas com mais de 100.000 ha (Ribeiro *et al.* 2009), e que provavelmente são as que melhor apresentam condições de manter as populações das espécies grandes de mamíferos no longo prazo (Gurd *et al.* 2001). Um desses últimos remanescentes é o *Continuum* Florestal da Serra do Paranapiacaba, onde nesse estudo através de armadilhamento fotográfico e amostragens diurnas em transectos lineares foram medidas a densidade, abundância e biomassa de mamíferos de médio e grande porte, e confeccionada uma lista das espécies com esses e outros métodos complementares, com objetivo de avaliar seu estado de conservação em uma área não fragmentada, e verificar se o ambiente sofre com o processo de defaunação.

2. Material e métodos

2.1 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido no Parque Estadual “Carlos Botelho” (PECB) (24°06’ e 24°14’S; 47°47’ e 48°07’O), localizado no sudeste do estado de São Paulo, Brasil (Fig. 1). O PECB possui uma área de 37.644 ha, formados por Floresta Ombrófila Densa (FOD, Mata Atlântica *stricto sensu*) e trechos muito pequenos de reflorestamento com pinheiro-do-Paraná (*Araucaria angustifolia*) (Instituto Florestal, 2008). O PECB está diretamente ligado ao Parque Estadual Intervales, que por sua vez faz limites com o Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira e a Estação Ecológica de Xitué. Estas Unidades de Conservação (UC), juntamente com áreas particulares do entorno, formam o *Continuum* Florestal da Serra do Paranapiacaba, uns dos maiores remanescentes de Mata Atlântica, com cerca de 460.000 ha (Fig. 1c). O *Continuum* do Paranapiacaba está inserido no grande bloco florestal formado pela Serra do Mar, que tem início no estado do Rio de Janeiro, atravessa os estados de São Paulo e Paraná, indo até Santa Catarina, com mais de um milhão de hectares (Fig. 1b).

A amplitude altitudinal nesta UC vai de 50 a 975 m, sendo o presente estudo desenvolvido na parte alta do parque (Base de São Miguel Arcanjo, Fig. 1d), com altitude

variando de 720 a 850 m. A temperatura média anual na área amostrada varia de 15 a 19 °C, e a precipitação anual 1.700 a 2.000 mm, sem estação seca definida (Instituto Florestal, 2008).

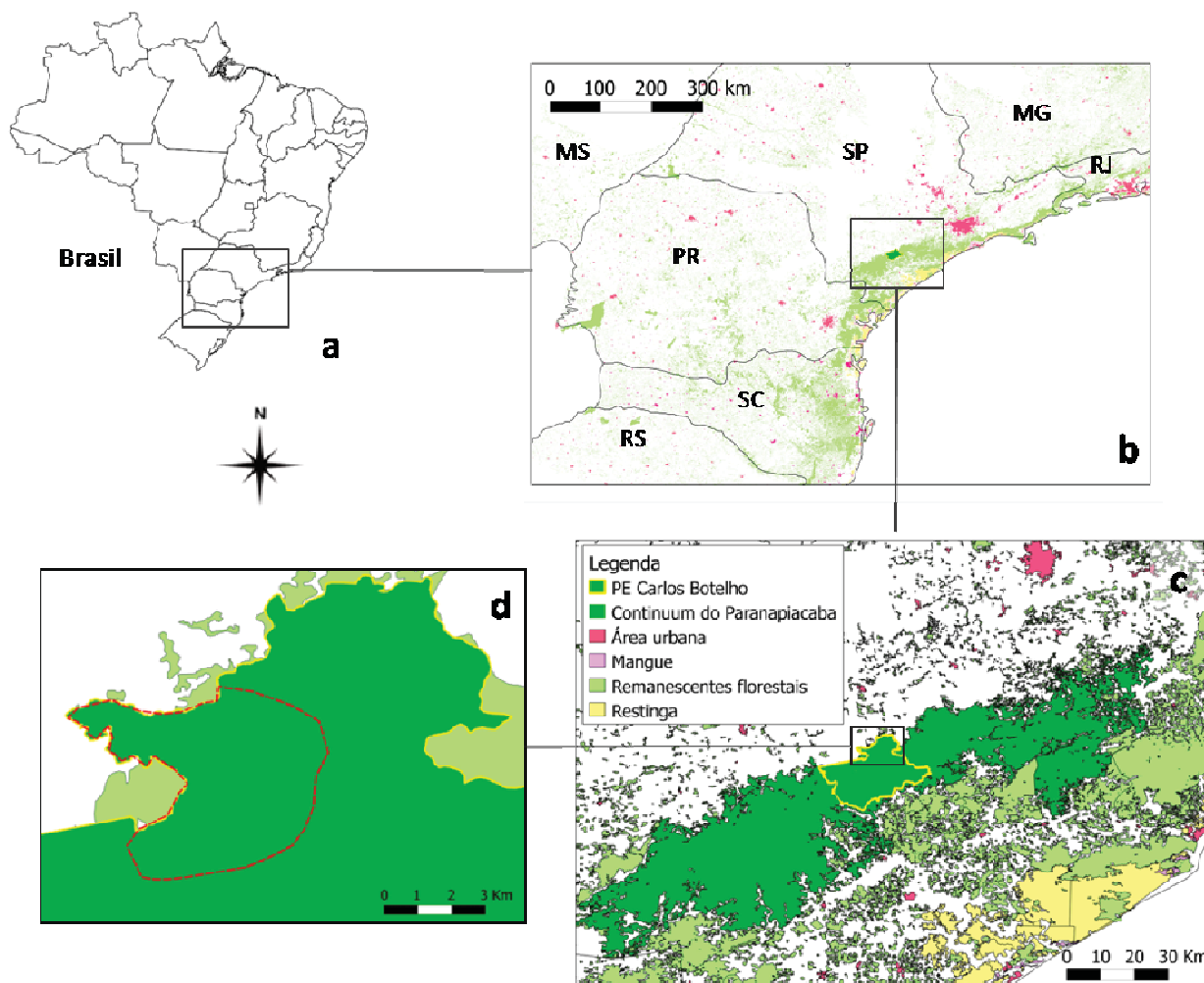


Figura 1. Localização do Parque Estadual Carlos Botelho (PECB) na porção sul da Mata Atlântica brasileira (a, b); destaque para a localização do PECB no *Continuum* do Paranapiacaba, estado de São Paulo (c); e área amostrada, delimitação pela linha vermelha tracejada (d).

2.2 Coleta de dados e análises

Para estimar a abundância e a densidade de mamíferos foram utilizadas duas metodologias: armadilhamento fotográfico (câmeras “trap”) e amostragem em transectos lineares.

O armadilhamento fotográfico foi feito de setembro de 2009 a junho de 2010, com seis câmeras Reconyx © (modelo RC55 RapideFire, www.reconyx.com), configuradas com nível

de sensibilidade muito alta e sem intervalo de espera. As armadilhas fotográficas eram disponibilizadas mensalmente, a distâncias mínimas de 200 metros uma em relação a outra, instaladas em trilhas para maximizar as capturas, totalizando 15 unidades amostrais (UA), não sendo utilizado nenhum atrativo.

Como o número de máquinas era limitado, houve alternância na disponibilização das máquinas, porém o esforço por UA foi equivalente tanto em amostragem quanto ao período do ano amostrado. O esforço total foi de 497 armadilhas.dia (número de armadilhas x dias amostrados [1d= 24 horas]), com a média de monitoramento de 33 dias por UA.

Para estimar a abundância relativa para cada espécie utilizou-se a seguinte equação (adaptada de Srbeck-Araújo & Chiarello 2005):

$$A_r = \left(\frac{Ci}{Ea} \right) 10$$

Sendo,

A_r = Abundância relativa, dada pelo número de capturas pelo esforço amostral (a cada 10 armadilhas.dia).

Ci = Capturas independentes; fotos retiradas com intervalos mínimos de 30 minutos para cada máquina, quando não foi possível a individualização do animal e de 12 horas quando foi possível a individualização.

Ea = esforço amostral (armadilhas.dia).

O armadilhamento fotográfico foi utilizado, sobretudo, para abranger espécies noturnas e/ou elusivas (Trolle 2003, Srbeck-Araújo & Chiarello 2005, Trolle *et al.* 2008). Já para estimar a densidade e a abundância de espécies diurnas, como primatas foram conduzidas amostragens em transectos lineares (Peres 1999, Chiarello 2000).

Durante as amostragens em transectos lineares as premissas metodológicas foram seguidas, para permitir a estimativa de densidade através de amostragens de distância

(*Sampling distance*) (Peres 1999, Buckland *et al.* 2001, Cullen-Jr & Rudran 2006). As amostragens foram conduzidas mensalmente de agosto de 2009 a junho de 2010, em quatro transectos: 1,2 km, 3,85 km, 4 km e 5 km de comprimento. Os transectos utilizados eram trilhas já estabelecidas, e foram percorridos em horários que iam das 05:30 h ao meio-dia e das 13:30 até as 19:00 h, a velocidade média de 1 km/h.

Como o número de avistamentos foi inferior ao mínimo recomendado (Buckland *et al.*, 2001), foram usados os dados (na função de detecção) obtidos durante os projetos BIOTA-FAPESP 2001/14463-5 e BIOTA-FAPESP 2007/03392-6 (Galetti *et al.* em prep.) para gerar a Meia Largura Efetiva de Trilha (MLET) para cada espécie, assim diminuiu-se o coeficiente de variação (CV).

Para estimativa de densidade para o PECB, além das observações obtidas no presente estudo, também foram usados os dados disponibilizados por Rafael S. Bueno, coletados durante 2004 e 2005 (Bueno 2005) (que seguiu os mesmos protocolos do estudo atual), para obtenção de um menor CV na densidade. Para espécies sociais, o tamanho do grupo foi estimado pela média dos grupos observados ou pela regressão de viés de tamanho do grupo, quando significativo (nível $\alpha \leq 0,15$).

Obteve-se para a amostragem em transectos o esforço de 430,35 km durante o período de agosto de 2009 e junho de 2010, somando-se a este esforço, mais 237 km realizados entre outubro de 2004 e outubro de 2005 (Bueno 2005), tendo-se um total de 667,35 km.

Todas as análises envolvendo amostragem de distância foram desenvolvidas no programa Distance 6.0 (<http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>). Quando necessário o filtro de dados foi ajustado para obtenção de valores altos e significativos de GOF Chi-p (*Goodness-of-fit chi-square test probability*; bondade de ajuste na probabilidade do teste do qui-quadrado). Foi escolhida como função de detecção, o modelo que obteve o menor AIC (Akaike Information Criterion; Critério de informação Akaike), ou em alguns casos o que obteve menores CVs na MLET e densidade, mas que igualmente possuíam baixos AIC em relação aos demais (Buckland *et al.* 2001).

Para estimar a abundância relativa de espécies através de amostragem em transectos lineares, foi usada a taxa de encontro (Te) de animais (ind) a cada 10 quilômetros percorridos (onde km_t = quilometragem total percorrida):

$$T_e = \frac{ind}{\left(\frac{km_t}{10}\right)}$$

A biomassa animal (kg/km²) foi obtida pela multiplicação da massa corpórea média das espécies (Tab. 1) pela densidade obtida.

Para a obtenção de riqueza de espécies de mamíferos do PECB, além das armadilhas fotográficas e dos transectos lineares, foram utilizados como métodos complementares o registro de vestígios (rastros, tocas, fezes) e observações casuais fora do censo. Também se usou armadilhas fotográficas com iscas (urina de lince, sementes de *Attalea dubia*, frutos de *Euterpe edulis*, banana, laranja e sardinha) em áreas fora das UAs, entretanto esses registros não foram utilizados para cálculo da abundância relativa de espécies. O registro de riqueza foi realizado de julho de 2009 a janeiro de 2011.

3. Resultados

Obteve-se a riqueza total de 25 espécies, e três registros discriminados em nível de gênero apenas (Tab. 1). Com algumas espécies registradas por uma única metodologia.

As espécies encontradas estão distribuídas em oito ordens e 18 famílias. A ordem com o maior número de registros foi Carnivora, com nove espécies e um registro de gênero, distribuídas em quatro famílias distintas. Dentro de Carnivora também foi encontrada a família com maior número de registros, Felidae, com cinco.

A ordem Rodentia foi a que esteve representada pelo maior número de famílias, com seis, e cada família com uma espécie confirmada.

Tabela 1. Mamíferos registrados no PECB, Base de São Miguel Arcanjo, entre julho de 2009 e janeiro de 2011 (massa média calculada com base em Reis *et al.* 2006; Einsenberg & Redford 1999; Margarido & Braga 2004).

Ordem/Família	Espécie	Forma de registro	Massa média (kg)
Artiodactyla/Cervidae	<i>Mazama</i> spp	P, F*	25
Artiodactyla/Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	P	24
Carnivora/Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	P, F*	7,4
Carnivora/Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	P, F, F*	11,85
	<i>Leopardus</i> spp	P, F	2,5
	<i>Leopardus wiedii</i>	F*	2,0
	<i>Panthera onca</i>	P	90
	<i>Puma concolor</i>	P, F, Fe	46
Carnivora/Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	T, P, F	3,9
	<i>Lontra longicaudis</i>	P, Fe	9,5
Carnivora/Procyonidae	<i>Nasua nasua</i>	T, F*	6,35
	<i>Procyon cancrivorus</i>	P, F, F*	6,25
Cingulata/Dasyopodidae	<i>Cabassous</i> aff. <i>tatouay</i>	P, F	6,2
	<i>Dasyopus</i> spp	P	2,8
Didelphimorphia/Didelphidae	<i>Didelphis aurita</i>	F, F*, V	1,3
	<i>Metachirus nudicaudis</i>	V, F	0,29
	<i>Philander frenatus</i>	T, F	0,45
Perissodactyla/Tapiridae	<i>Tapirus terrestris</i>	P, Fe, V, Vo, F, F*, T, Ca	225
Pilosa/Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	P	32
Primates/Atelidae	<i>Alouatta guariba</i>	V, T, Vo	6,4
	<i>Brachyteles arachnoides</i>	V, T, Vo	10,75
Primates/Cebidae	<i>Cebus nigrinus</i>	V, T, Vo	3,1
Rodentia/Cricetidae	<i>Nectomys squamipes</i>	F*	0,25
Rodentia/Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	P, Ca, F, F*	9,35
Rodentia/Dasyproctidae	<i>Dasyprocta azarae</i>	T, V	2,9
Rodentia/Echimyidae	<i>Trinomys iheringi</i>	F, F*	0,2
Rodentia/Erethizontidae	<i>Sphiggurus</i> aff. <i>villosus</i>	T	1,2
Rodentia/Sciuridae	<i>Guerlinguetus ingrani</i>	V, T, F, F*	0,17

V= visual fora da amostragem em transectos, T= visual na amostragem em transectos, Vo= vocalização, P= pegada, F = armadilha fotográfica nas UAs, F*= armadilha fotográfica com isca, Ca= carreiro, Fe= fezes.

Houve 115 capturas independentes de mamíferos por meio de armadilhas fotográficas. A espécie com maior número de registros foi a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), e o menor número de capturas ocorreu para a irara (*Eira barbara*) e gatos-do-mato (*Leopardus* spp) (Tab. 2).

Tabela 2. Abundância relativa de mamíferos obtida por meio de armadilhamento fotográfico no presente estudo, comparada com outros estudos na Mata Atlântica (abundância= capturas independentes/10 armadilhas.dia).

Espécies	Presente estudo		Abundância		
	Capturas	Abundância	PECB ¹	PESM ²	EBSL ³
<i>Leopardus pardalis</i>	30	0,60	0,09	0,04	0,14
<i>Tapirus terrestris</i>	17	0,34	0,33	0,08	-
Cricetidae (Ratos-silvestres)	14	0,28	-	-	-
<i>Trinomys iheringi</i>	13	0,26	-	-	-
<i>Guerlinguetus ingrami</i>	6	0,12	0,04	-	0,02
<i>Metachirus nudicaudis</i>	6	0,12	0,01	-	0,11
<i>Procyon cancrivorus</i>	6	0,12	0,06	-	0,10
<i>Puma concolor</i>	6	0,12	0,15	0,08	0,07
Didelphidae (Cuícas não identificadas)	4	0,08	-	-	-
<i>Cabassous aff. tatouay</i>	3	0,06	0,002	-	0,03
<i>Cuniculus paca</i>	3	0,06	0,06	0,04	0,12
<i>Didelphis aurita</i>	3	0,06	0,21	0,01	0,33
<i>Philander frenatus</i>	2	0,04	0,15	-	0,01
<i>Eira barbara</i>	1	0,02	0,02	0,03	0,02
<i>Leopardus spp*</i>	1	0,02	0,02	0,05	0,01

¹ Parque Estadual Carlos Botelho, estudo anterior Beisiegel 2009; ² Parque Estadual Serra do Mar - contínuo, Rocha-Mendes 2010; ³ Estação Ecológica Santa Lúcia - fragmento, Srbeck-Araújo & Chiarello 2005. Para os três estudos apenas apresentados os valores das espécies em comum com o estudo atual. * Capturas de *L. tigrinus* e/ou *L. wiedii*.

Através de transectos lineares obteve-se o registro de dez espécies, das quais foi obtida a abundância relativa (Tab. 3). As espécies sociais e/ou diurnas (primatas, *Guerlinguetus ingrami*, *Nasua nasua*) foram as mais abundantes, enquanto espécies noturnas e/ou solitárias foram menos abundantes.

Apesar do registrado de dez espécies na amostragem em transectos, apenas seis espécies obtiveram número de observações recomendáveis para gerar a MLET (mesmo utilizando um banco de dados maior), e assim a densidade e biomassa para o PECB (Tab. 4). Os primatas foram as espécies que apresentaram a maior densidade e biomassa, com destaque para *Brachyteles arachnoides*, com biomassa (kg/km²) superior as outras duas espécies somadas.

Tabela 3. Abundância de mamíferos obtida por meio de transectos lineares no PECB no presente estudo, e comparação com outros estudos na Mata Atlântica.

Espécie	Número	Tamanho	Indivíduos/10 km e/ou (grupos/10 km)				
	de registros*	médio de grupo *	Este estudo	Chiarello 1999 ^a	Cullen <i>et al.</i> 2001 ^b	Araújo <i>et al.</i> 2008 ^c	Rocha-Mendes 2010 ^d
<i>Alouatta guariba</i> ^{1, 3}	17	2,94	0,75 (0,25)	(0,06)	(0,70)	(0,91)	0,24 (0,09)
<i>Brachyteles arachnoides</i> ¹	40	5,05	3,03 (0,59)	-	-	-	-
<i>Cebus nigrinus</i> ¹	43	5,16	3,32 (0,64)	(1,51)	(1,24)	(1,04)	0,96 (0,25)
<i>Dasyprocta azarae</i> ⁴	1	2	0,03 (0,01)	1,96	0,52	0,26	0,03
<i>Eira barbara</i>	1	1	0,01	0,06	-	-	0,03
<i>Guerlinguetus ingrami</i> ¹	33	1,09	0,54 (0,49)	6,61	0,33	-	1,86 (1,44)
<i>Philander frenatus</i>	1	1	0,01	-	-	-	-
<i>Nasua nasua</i> ²	7	4	0,42 (0,10)	(0,35)	(0,16)	-	0,20
<i>Sphiggurus</i> aff. <i>villosus</i> ⁵	1	1	0,01	0,07	-	-	-
<i>Tapirus terrestris</i>	2	1	0,03	0,06	0,10	-	-

* Presente estudo, Floresta Ombrófila Densa (FOD) submontana, área contínua. Em todos os estudos apenas apresentadas as espécies em comum com o estudo atual: ^a Média encontrada em fragmentos de FOD Montana; ^b Média encontrada em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual; ^c Média encontrada em fragmentos de FOD de baixada; ^d Média encontrada entre duas áreas contínuas de FOD submontana. ¹ tamanho do grupo calculado para o presente estudo pela média dos grupos observados, e ² tamanho do grupo calculado por regressão do grupo esperado ($\alpha \leq 0,15$); ³ Para Cullen –Jr *et al.* 2001 valores de *A. caraya*; ⁴ para Chiarello 1999, Araújo *et al.* 2008 e Rocha-Mendes 2010 valores de *D. leporina*; ⁵ para Chiarello 1999 apresentado o valor de *S. insidiosus*.

Tabela 4. Densidade (Ind./km²) e Biomassa (kg/km²) de mamíferos do PECB, e MLET utilizada.

Espécies	Densidade $\pm$ erro padrão	IC de 95 %	Biomassa $\pm$ erro padrão	Nº registro total ¹	MLET (m)	CV % MLET	GOF Chi-p
<i>A. guariba</i>	2, 86 $\pm$ 0,72	1,72-4,76	18,3 $\pm$ 4,6	86	13,06	12,32	0,766
<i>B. arachnoides</i>	7,6 $\pm$ 2,0	4,4-13,16	81,7 $\pm$ 21,5	47	19,9	12,7	0,382
<i>C. nigrinus</i>	10,5 $\pm$ 2,4	6,67-16,52	32,5 $\pm$ 7,4	106	15,85	12,4	0,861
<i>Dasyprocta</i> ²	0,25 $\pm$ 0,18	0,06-1,03	0,72 $\pm$ 0,52	303	5,93	5,9	0,694
<i>G. ingrami</i>	4,3 $\pm$ 0,63	3,15- 5,8	0,73 $\pm$ 0,1	153	6,3	6,25	0,478
<i>N. nasua</i>	2,78 $\pm$ 1,46	0,96-8,03	17,6 $\pm$ 9,3	66	7,52	9,74	0,446

¹ Número de registros obtidos por Galetti *et al.* (em prep.), incluindo os registro do PECB, para gerar a MLET. ²

Os dados utilizados para gerar a MLET incluem *D. leporina*; no PECB a espécie observada foi *D. azarae*. (IC= Intervalo de Confiança para densidade).

4. Discussão

4.1 Riqueza de espécies

O PECB abriga a maioria das espécies com distribuição natural na região que está inserido, com a presença espécies raras e ameaçadas como a onça-pintada (*P. onca*), o cachorro-vinagre (*Speothos venaticus*), o veado-bororó (*Mazama bororo*), a anta (*Tapirus terrestris*) e o mono-carvoeiro (*B. arachnoides*) (Chiarello *et al.* 2008, Beisiegel 2009, Galetti *et al.* 2009, Vogliotti & Duarte 2009). Até o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), espécie mais comum em formações abertas, contudo limitando-se às áreas de borda. Entretanto o queixada (*Tayassu pecari*) não possui registros recentes (Bueno 2005, Beisiegel 2009, Silveira *et al.* 2010, este estudo), nem mesmo por funcionários e moradores do entorno da UC, que apontam seu desaparecimento da área para a metade final da década de 1980 (C. R. Brocardo, com. pess.).

Queixadas são mamíferos de grande porte diurnos, vivendo em grupos numerosos, e caracterizados por deixarem grande quantidade de vestígios, o que permite facilmente o seu registro (Borges & Tomás 2004, Tiepolo & Tomas 2011). A espécie também é conhecida por ser seminômade (Mayer & Wetzel 1987, Altrichter *et al.* 2001, Keuroghlian *et al.* 2004), contudo a seus hábitos sazonais não pode ser atribuída à falta de registro. O presente estudo conta com 18 meses de amostragem, que somados a 39 meses previamente monitorados por Silveira *et al.* (2010), resulta para o PECB quase cinco anos sem registro, sugerindo que, pelo menos dentro da área amostrada, *Tayassu pecari* esteja localmente extinto.

4.2 Abundância, densidade e biomassa

No armadilhamento fotográfico, as espécies noturnas como meso predadores e a anta (*T. terrestris*) foram mais abundantes. Apesar da falta de um protocolo comum, que muitas vezes impede a comparação com dados nesse tipo de amostragem (Kelly 2008), a comparação com outros três estudos na Mata Atlântica, um no próprio PECB, demonstrou que a abundância de espécies comuns nos estudos foi semelhante ou superior no PECB. Apenas *Didelphis aurita* e *Cuniculus paca* apresentaram abundância maior na área EBSL (fragmento). *D. aurita*, é uma espécie generalista, sendo favorecida pela fragmentação devido

à perda de competidores e predadores (Fonseca & Robinson 1990), enquanto *C. paca* é mais susceptível à caça que própria a fragmentação de habitats (Margarido & Braga 2004, Oliveira & Bonvicino 2006).

A abundância obtida em transectos lineares foi semelhante à apresentada por Galetti *et al.* (2009) para a Floresta Ombrófila Densa Submontana, formação amostrada no PECB, porém inferior a outras áreas da Mata Atlântica (Tab. 3 e Tab. 5).

Tabela 5. Comparação da abundância (ind./10 km) de espécies no Parque Estadual Carlos Botelho (PECB) com diferentes formações da Mata Atlântica (adaptada de Galetti *et al.*, 2009).

Táxon	Formações Florestais da Mata Atlântica				PECB
	Baixada	Submontana	Montana	Semidecídua	
<i>Alouatta</i> spp	1,33 ± 1,00	0,62 ± 0,49	4,80 ± 2,48	4,98 ± 3,95	0,75
<i>Brachyteles</i> spp	0,3	1,47 ± 1,60	0,08 ± 0,16	4,47 ± 1,37	3,03
<i>Cebus</i> spp	8,20 ± 4,86	1,48 ± 1,81	5,78 ± 2,23	8,44 ± 5,40	3,32
<i>Nasua nasua</i>	1,07 ± 0,63	0,70 ± 0,45	1,05	1,52 ± 1,58	0,42
<i>Eira barbara</i>	0,18 ± 0,05	0,05 ± 0,01	0,29	0,10 ± 0,06	0,01
<i>Guerlinguetus</i> spp	3,42 ± 3,62	0,36 ± 0,31	3,25 ± 0,50	1,11 ± 2,30	0,54
<i>Dasyprocta</i> spp	1,46 ± 2,05	0,19 ± 0,18	P	0,51 ± 0,53	0,03
<i>Tapirus terrestris</i>	P	0,16	P	0,14 ± 0,03	0,03

P = presente, mas não visto nos transectos lineares.

Seguindo o padrão de outras florestas tropicais (Emmons 1984, Chiarello 2000, Lopes & Ferrari 2000), as espécies que se destacaram entre as mais abundantes foram os primatas. O PECB tem a segunda maior densidade de primatas (Fig. 2A) dentre outras dez áreas contínuas de FOD (Galetti *et al.* em prep.). Quando aspectos como biomassa são comparados entre essas áreas contínuas de FOD, o PECB possui a maior biomassa de primatas, graças à alta densidade de *B. arachnoides* (Tab. 4, Fig. 2B). A densidade, biomassa e abundância de primatas estão ligadas a fatores como produtividade e relevo (Emmons 1984, Peres & Dolman 2000, Stevenson 2001, Haugaasen & Peres 2005, Norris *et al.* 2011), mas também à competição inter-específica (Peres & Dolman 2000). Como o PECB apresenta valores relativamente altos para as três espécies, é provável que estas populações apresentem um equilíbrio maior do que outras áreas de FOD (Fig. 2A).

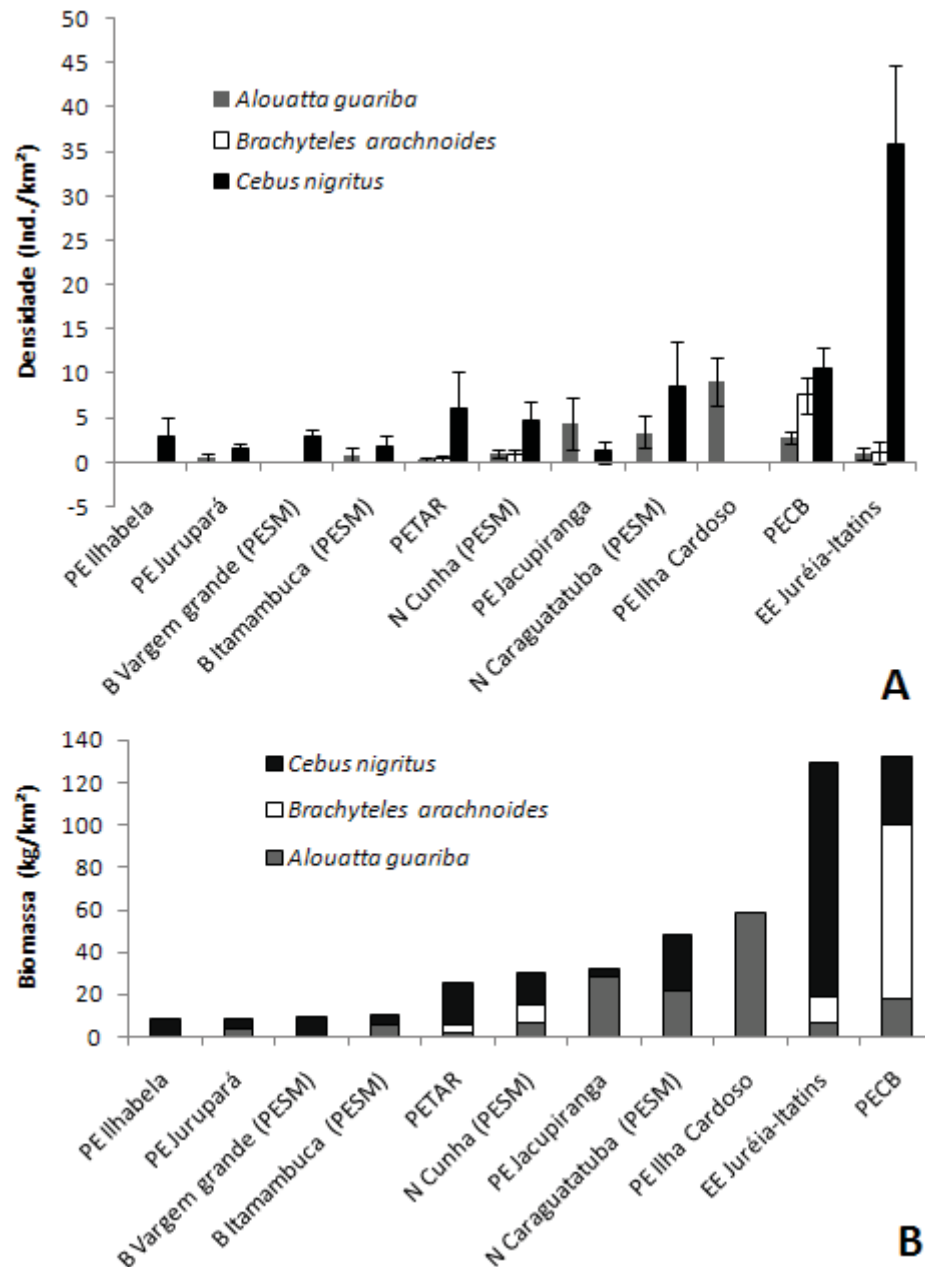


Figura 2. A) Densidade de primatas em onze áreas contínuas de FOD (Galetti *et al.*, em prep.). B) Biomassa (kg/km²) de primatas em onze áreas contínuas de FOD (densidade x peso médio = kg/km², peso médio apresentado na Tab. 1). PE= Parque Estadual, B= base, N= núcleo, PESM= Parque Estadual Serra do Mar, PETAR= Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira, EE= Estação Ecológica, PECB= Parque Estadual Carlos Botelho.

Apesar da densidade de primatas no PECB ser maior que a média encontrada em outras áreas contínuas de FOD, é inferior a encontrada em fragmentos de FOD e de Floresta Estacional Semidecidual (FES) (Fig. 3A). É sabido que fragmentos podem apresentar abundâncias e densidades mais altas para determinadas espécies, devido à perda de competidores e de predadores (Chiarello 1999, Crooks & Soulé 1999, Cullen-Jr *et al.* 2000,

Lopes & Ferrari 2000, Terborgh *et al.* 2001), sobretudo para espécies pouco caçadas, caso dos primatas na região Sudeste do Brasil (Cullen-Jr *et al.* 2000, 2001).

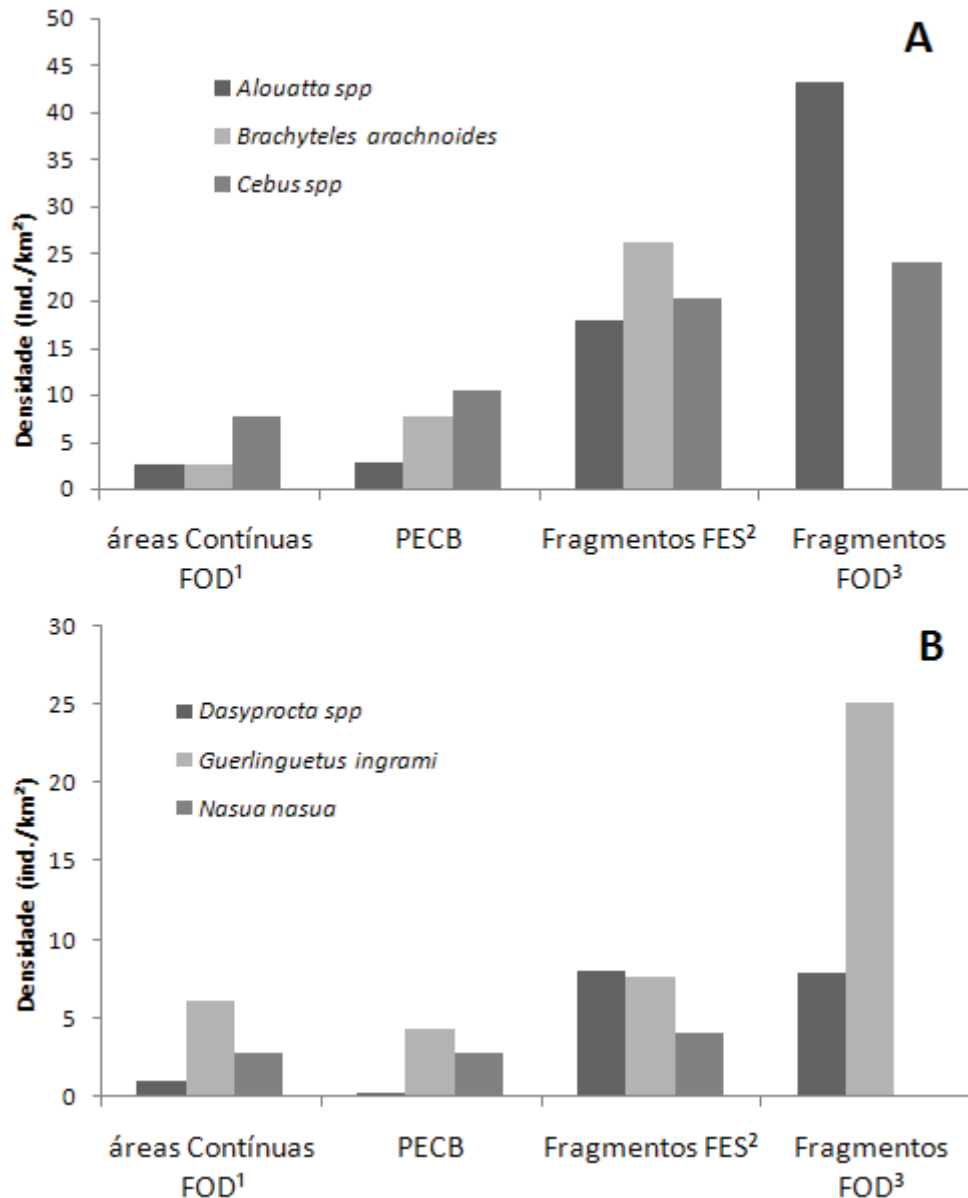


Figura 3. A) Comparação da densidade de primatas no PECB (Parque Estadual Carlos Botelho) com a densidade média encontrada em áreas contínuas de FOD (Floresta Ombrófila Densa), fragmentos de FES (Floresta Estacional Semidecidual) e fragmentos de FOD. B) Comparação da densidade de três espécies diurnas no PECB com a densidade média encontrada em áreas contínuas de FOD, fragmentos de FES e fragmentos de FOD (médias obtidas a partir de: ¹ Galetti *et al.* em prep.; ² Cullen-Jr *et al.* 2001, Bernardo & Galetti 2002, Martins 2005; ³ Chiarello 2000, Araújo *et al.* 2008).

Além dos os primatas, outras três espécies diurnas permitiram a estimativa de densidade e biomassa (Tab. 4). A densidade de *Guerlinguetus ingrami* (serelepe) e *Nasua nasua* (quati), estiveram próximas da média de áreas contínuas de FOD, mas inferior a áreas fragmentadas (Fig. 3B). Da mesma forma que primatas essas duas espécies não são comumente caçadas na Mata Atlântica, e respondem a perturbações ambientais, sendo mais altas em fragmentos, e em áreas alteradas ou com menor abundância de predadores (Chiarello 2000, Cullen-Jr *et al.* 2001, Negrão & Valladares-Pádua 2006, Bovendorp & Galetti 2007, Rocha-Mendes 2010).

Já a densidade e abundância de cutias (*Dasyprocta azarae*) apresentaram-se baixas na área de estudo, com valores inferiores a média de áreas de FOD (Tab. 5, Fig. 3B). A abundância e densidade foram ainda bem menores que a média encontrada em fragmentos (Tab. 3 e Fig. 3 B). No PECB a densidade de 0,25 ind./km² é cerca de cem vezes menor que a encontrada por Chiarello (2000) em alguns fragmentos de FOD (até 24,54 ind./km²) e por Cullen-Jr *et al.* (2001) na formação Estacional Semidecidual (até 26,8 ind./km²).

Espécies do gênero *Dasyprocta* respondem a pressão de caça, onde tendem a ter menores densidades (Chiarello 2000, Cullen-Jr *et al.* 2001, Peres & Palacios 2007). Contudo, a caça não deve ser a única responsável pela baixa densidade de cutias em áreas contínuas de FOD, em relação a áreas fragmentadas de FOD e FES, já que os fragmentos também sofriam pressão de caça (Chiarello 2000, Cullen-Jr *et al.* 2001, Araújo *et al.* 2008). A densidade mais alta em fragmentos pode estar relacionada à ausência ou baixa abundância de predadores (Terborgh *et al.* 2001). Na Ilha Anchieta, por exemplo, onde não existem predadores naturais, e não há caça, a densidade de cutias é muito alta, com quase 200 animais por quilometro quadrado (Bovendorp & Galetti 2007).

No PECB a presença de grandes predadores como a onça-pintada (*P. onca*), suçuarana (*P. concolor*), e alta abundância de mesopredadores podem manter a população de cutias estável, e a caça pode contribuir para diminuir a densidade destes animais. Na região do PECB, assim como no *Continuum* do Paranapiacaba como um todo, atividades ilegais como a caça e a extração de palmitos (*Euterpe edulis*) ainda são comuns (Galetti & Fernández 1998, Carvalho *et al.* 2002, Pianca 2004).

A anta (*T. terrestris*), também uma espécie cinegética, apresentou-se mais abundante no PECB, com valor maior que o encontrado no PESM (Tab. 3). A densidade obtida para

espécie por meio de dados moleculares no PECB é estimada em cerca de 1,0 ind./km² (Sanches *et al.* dados não pub.), sendo superior a densidade encontrada em fragmentos de FES (Cullen-Jr *et al.* 2001), e semelhante a encontrada em áreas com pouca caça da Amazônia (Peres & Palacios 2007). *T. terrestris* é mais raramente caçada na região (Pianca 2004), segundo funcionários e vizinhos do PECB, devido principalmente a pouca preferência por sua carne, e pelo tamanho que dificulta o seu transporte, o que pode expor os infratores.

Outras espécies cinegéticas na região estudada como espécies de Cervidae e Tayassuidae (Pianca 2004), parecem ser pouco abundantes no PECB, e nem mesmo obtiveram registros nos métodos adotados para medir abundância.

Características ambientais podem estar envolvidas na raridade das espécies cinegéticas em relação a outras formações florestais da Mata Atlântica, mas parece improvável que por si só expliquem abundâncias tão baixas. O PECB apresenta uma vegetação quase que totalmente primária ou secundária em estágio avançado de regeneração, com alta diversidade de plantas e grande produção de frutos (Dias 2005, Nakai 2007). Assim parece não haver limitação de recursos ou de habitats favoráveis para espécies frugívoro-herbívoras como cutias, veados e porcos-do-mato. E, livre de efeitos de fragmentação, pode se admitir que o histórico de perturbação (caça) que a área vem sofrendo ao longo do tempo seja a principal responsável pelas baixas abundâncias de espécies cinegéticas, tal como tem sido observado em estudos para outras áreas florestais do Neotrópico (Peres 1990, Hill *et al.* 1997, Bodmer *et al.* 2007, Peres 2000, Jerozolinski & Peres 2003, Hill *et al.* 2003).

Espécies de mamíferos grandes estão entre as espécies preferidas por caçadores, tanto indígenas quanto não indígenas (Redford 1992, Cullen-Jr *et al.* 2001, Rocha-Mendes *et al.* 2005), contudo são as que apresentam ciclo de vidas mais longos, e consequentemente são mais susceptíveis a caça (Bodmer *et al.* 1997). Em especial, *T. pecari*, sem registro nesse estudo, apresenta densidades muito baixas em áreas com forte pressão de caça, sendo uma das primeiras espécies a desaparecer (Peres 1996, Roldán & Simonetti 2001, Altrichter & Almeida 2002, Altrichter 2005, Peres & Palacios 2007). Nas regiões Sul e Sudeste do Brasil a espécie está criticamente ameaçada, sobretudo pela caça e fragmentação de habitats (Margarido & Braga 2004, Chiarello *et al.* 2008, Tiepolo & Tomas 2011), e já é considerada extinta em outras áreas contínuas da Mata Atlântica, como o Parque Nacional do Iguaçu (Paraná) (Azevedo & Conforti 2008).

4.3 Implicações para conservação

O PECB é considerado uma área de extrema prioridade para conservação de mamíferos dentro da Mata Atlântica, por abrigar populações de espécies ameaçadas como o mono-carvoeiro, e estar inserido em uns dos últimos grandes remanescentes desse Bioma (Mateos *et al.* 2002, Galetti *et al.* 2009, Ribeiro *et al.* 2009). Os resultados obtidos nesse estudo, sobretudo pela densidade e biomassa alta de primatas e pelo registro de espécies ameaçadas na região Sudeste, como a onça-pintada, tamanduá-bandeira e a anta (Chiarello *et al.* 2008), reforçam o papel desta UC na conservação de mamíferos de médio e grande porte.

A amostragem em uma área contínua permitiu verificar parâmetros de populações de mamíferos em uma área livre de efeitos da fragmentação dentro do Bioma Mata Atlântica, porém não livres do impacto de outras atividades antrópicas predatórias como a caça. A área amostrada apresenta perda e baixas abundâncias de espécies cinegéticas, sofrendo com o processo de defaunação (Dirzo & Miranda 1991, Redford 1992). A perda de espécies não implica apenas na redução da biodiversidade, mas também ameaça a manutenção dos ecossistemas (Hansen & Galetti 2009). Os mamíferos são responsáveis pela dispersão e/ou predação de sementes, pisoteio e consumo de plântulas, ou são predadores que controlam a população de suas presas (Redford 1992, Dirzo & Miranda 1991, Wright *et al.* 1994, Wright 2003, Wright *et al.* 2007, Bourbeau-Lemieux *et al.* 2011).

No PECB o processo de dispersão deve seguir normalmente, já que até mesmo as grandes sementes têm sua dispersão garantida pela alta densidade de mono-carvoeiros e de antas (Bueno 2010). Porém, a extinção local de *Tayassu pecari* (queixada) é extremamente preocupante. Na Mata Atlântica têm se observado que a densidade média de queixadas é de cerca de 6 ind./km² (Cullen-Jr *et al.* 2001, Galetti *et al.* em prep.), com a perda da espécie, há então a redução da ordem 200 kg/km² de biomassa de vertebrados de grande porte, o que tem sérias implicações para o ambiente. A espécie tem sido apontada como “engenheira” dos ecossistemas em que vive (Silman *et al.* 2003, Wyatt & Silman, 2004, Antonik 2005, Beck 2006; 2007, Keuroghlian & Eaton 2009). *Tayassu pecari* também é umas das principais presas da onça-pintada, tendo influências nas populações desse predador (Seymour 1989, Garla *et al.* 2001, Weckel *et al.* 2006, Paviolo *et al.* 2007).

A Mata Atlântica como um todo, tem sofrido processos de defaunação, sobretudo pela fragmentação e caça (Chiarello 1999; 2000, Cullen-Jr *et al.* 2000; 2001, Rocha-Mendes *et al.* 2005, Galetti *et al.* 2006, Negrão & Valladares-Pádua 2006, Rocha-Mendes 2010). O que

torna o combate a atividades ilegais como a caça, uma ação prioritária na gestão desse Bioma (Cullen-Jr *et al.* 2001, Galetti *et al.*, 2009). A garantia de que grandes remanescentes, como o *Continuum* Florestal da Serra do Paranapiacaba, mantenham suas comunidades mastofaunísticas completas é essencial para manutenção da biodiversidade e dos processos ecológicos. Grandes reservas, principalmente se protegidas sob forma de UCs, que sofram níveis mínimos de caça são apontadas como as mais capazes de assegurar populações viáveis de mamíferos de médio e grande porte no longo prazo (Chiarello 2000, Bruner *et al.* 2001, Gurd *et al.* 2001, Ceballos *et al.* 2005, Costa *et al.* 2005, Brito *et al.* 2008).

5. Referências bibliográficas

- Altrichter, M.; Carrillo, E.; Sáenz, J. & Fuller, T. K. 2001. White-lipped peccary (*Tayassu pecari*, Artiodactyla: Tayassuidae) diet and fruit availability in a Costa Rican rain forest. **Rev. Biol. Trop.**, 49 (3-4): 1183-1192.
- Altrichter, M. & Almeida, R. 2002. Exploitation of white-lipped peccaries *Tayassu pecari* (Artiodactyla: Tayassuidae) on the Osa Peninsula, Costa Rica. **Oryx**, 36(2): 126–132.
- Altrichter, M. 2005. The sustainability of subsistence hunting of peccaries in the Argentine Chaco. **Biological Conservation**, 126(3): 351-362.
- Antonik, M. M. 2005. Population dynamics of *Mauritia flexuosa*: measuring the impact of white-lipped peccary foraging on plant community structure in a tropical forest. Dissertação de Mestrado. Nova Iorque: State University of New York.
- Araújo, R. M.; Souza, M. B. & Ruiz-Miranda, C. R. 2008. Densidade e tamanho populacional de mamíferos cinegéticos em duas Unidades de Conservação do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, 98(3): 391-396.
- Azevedo, F. C. C. & Conforti, V. R. A. 2008. Decline of peccaries in a protected subtropical forest of Brazil: toward conservation issues. **Mammalia**, 72 (2): 82-88.
- Beisiegel, B. M. 2009. First camera trap record of bush dog in the state of São Paulo, Brazil. **Canid news**, 12.5 (online). Disponível em:

http://www.canids.org/canidnews/12/Bush_dogs_in_Sao_Paulo.pdf, acessado em 03/03/2010.

- Beck, H. 2006. A review of peccary–palm interactions and their ecological ramifications across the Neotropics. **Journal of Mammalogy**, 87 (3): 519–530.
- Beck, H. 2007. Synergistic impacts of ungulates and falling palm fronds on saplings in the Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, 23: 599–602.
- Bernardo, C. S. S. & Galetti, M. 2004. Densidade e tamanho populacional de primatas em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 21 (4): 827-832
- Bodmer, R. E.; Eisenberg, J. F. & Redford, K. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. **Conservation Biology**, 11(2): 460-466.
- Bovendorp, R. S. & Galetti, M. 2007. Density and population size of mammals introduced on a land-bridge island in southeastern Brazil. **Biological Invasions**, 9: 353–357.
- Borges, P. A. L. & Tomás, W. M. 2004. **Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do Pantanal**. Corumbá: Embrapa, pp. 148.
- Bourbeau-Lemieux, A.; Festa-Bianchet, M.; Gaillard, J. & Pelletier, F. 2011. Predator-driven component Allee effects in a wild ungulate. **Ecology Letters**, 14: 358–363.
- Brito, D.; Grelle, C. & Boulbi, J. F. 2008. Is the Atlantic Forest protected area network efficient in maintaining viable populations of *Brachyteles hypoxanthus*? **Biodiversity and Conservation**, 17: 3255-3268.
- Bruner, A.G.; Gullison, R.E.; Rice, R.E. & da Fonseca, G.A.B. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. **Science**, 291: 125–128.
- Buckland, S.; Tanderon, D. R.; Burnham, K.P.; Laake, J. L.; Borchers, D. L. & Thomas, L. 2001. **Introduction to distance sampling**: Estimating abundance of biological populations. Oxford: Oxford University Press.
- Bueno, R. S. 2005. Densidade e tamanho populacional de mamíferos e aves cinegéticos no Parque Estadual Carlos Botelho, SP. Trabalho de Conclusão de Curso em Ecologia. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”.

- Bueno, R. S. 2010. Frugivoria e efetividade de dispersão de sementes dos últimos grandes frugívoros da Mata Atlântica: a anta (*Tapirus terrestris*) e o muriqui (*Brachyteles arachnoides*). Dissertação de Mestrado. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”.
- Carvalho, M.P.; Cezare, C.H.G.; Costa, C.G.; Cunha, R.G.T.; Dornelles, S.S.; Fialho, M. S *et al.* 2002. Description of the study areas. In: Mateos, E.; Guix, J. C.; Serra, A. & Pisciotta, K. (Eds). **Censuses of vertebrates in a Brazilian Atlantic rain Forest area**: The Paranapiacaba fragment. Barcelona: Universitat de Barcelona, pp. 27-48.
- Ceballos, G.; Ehrlich, P. R.; Soberón, J.; Salazar, I. & Fay, J. P. 2005. Global mammal conservation: What must we manage? **Science**, 309: 603-606.
- Chiarello, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, 89: 71-82.
- Chiarello, A. G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. **Conservation Biology**, 14 (6): 1649-1657.
- Chiarello, A. G.; Aguiar, L. M. S.; Cerqueira, R.; Melo, F. R.; Rodrigues, F. H. G. & Silva, V. M. F. 2008. Mamíferos. In: Machado, A. B. M.; Drummond, G. M. & Paglia, A. P. (Eds.). **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**, 2 v., 1.ed. - Brasília: MMA; Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, pp. 681-874.
- Costa, L. P.; Leite, Y. L. R.; Mendes, S. L. & Ditchfield, A. D. 2005. Mammal conservation in Brazil. **Conservation Biology**, 19 (3): 672-679.
- Crooks, K. R. & Soulé, M. E. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. **Nature**, 400: 563-556.
- Cullen Jr, L.; Bodmer, R.E. & Pádua, C. V. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic Forest, Brazil. **Biological Conservation**, 95: 49-56.
- Cullen Jr, L.; Bodmer, R.E. & Pádua, C. V. 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic Forest patches, São Paulo, Brazil. **Oryx**, (35): 137-144.
- Cullen Jr, L. & Rudran, R. 2006. Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. In: Cullen-Jr, L.; Rudran, R. & Valladares-Paduá, C.

- (Eds.). **Método de estudos em Biologia da Conservação & Manejo da vida silvestre**. 2 ed. Curitiba: Ed. UFPR, pp. 169-179.
- Dias, A. C. 2005. Composição florística, fitossociologia, diversidade de espécies arbóreas e comparação de métodos de amostragem na Floresta Ombrófila Densa do Parque Estadual Carlos Botelho/SP-Brasil. Tese de doutorado, Piracicaba: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- Dirzo, R. & Miranda, A. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. In: Price, P. W.; Lewinsohn, T. M.; Fernádes, G. W. & Benson, W. W. (Eds.). **Plant-Animal interactions: Evolutionary ecology in tropical and temperate regions**. Nova Iorque: John Wiley and Sons Inc., pp.273-287.
- East, R. 1981. Species-area curves and populations of large mammals in African savanna reserves. **Biological Conservation**, 21(2): 111-126.
- Eisenberg, J. F. & Redford, K. H. 1999. **Mammals of the Neotropics: The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil**. Chicago: The University of Chicago.
- Emmons, L. H. 1984. Geographic variation in densities and diversities of non-flying mammals in Amazonia. **Biotropica**, 16 (3): 210-222.
- Fa, J. E. & A. Purvis .1997. Body size, diet and population density in Afrotropical Forest mammals: A Comparison with Neotropical species. **Journal of Animal Ecology**, 66 (1): 98-112.
- Fonseca, G. A. B. & Robinson J. G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. **Biological Conservation**, 53: 265–294.
- Fowler, C. W. 1981. Density dependence as related to life history strategy. **Ecology**, 62(3): 602-610.
- Galetti, M. & Fernadez, J. C. 1998. Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic Forest: Changes in industry struture and the ilegal trade. **Journal of Applied Ecology**, 35: 294-301.

- Galetti, M.; Donatti, C. I.; Pires, A. S.; Guimarães, P. R. & Jordano, P. 2006. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. **Botanical Journal of the Linnean Society**, 151: 141-149.
- Galetti, M.; Giacomini, H. C.; Bueno, R. S.; Bernardo, C. S. S.; Marques, R. M.; Bovendorp, R. S. *et al.* 2009. Priority areas for conservation of Atlantic Forest large mammals. **Biological Conservation**, 142: 1229-1241.
- Galetti, M.; Begotti, R. A.; Bernardo, C. S. S.; Bovendorp, R. S.; Brocardo, C. R.; Bueno, R. S. *et al.*. Density of large and medium mammals in continuous areas of Atlantic forest. Em preparação.
- González-Solís, J.; Guix, J. C.; Mateos, E. & Llorens, L. 2002. Density estimates, group size and habitat use of monkeys (Mammals: Cebidae). In: Mateos, E.; Guix, J. C.; Serra, A. & K. Pisciotta (Eds). **Censuses of vertebrates in a Brazilian Atlantic Rain Forest area: The Paranapiacaba fragment**. Barcelona: Universitat de Barcelona, p. 111-125.
- Gurd, D. B.; Nudds, T. D. & Rivard, D. H. 2001. Conservation of mammals in eastern north american wildlife reserves: How small is too small? **Conservation Biology**, 15(5): 1355-1363.
- Hansen, D. M. & Galetti, M. 2009. The forgotten megafauna. **Science**, 324: 42-43.
- Haugaasen, T. & Peres, C.A. 2005. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. **Journal of Tropical Ecology**, 21: 133–145.
- Hill, K.; Padwe, J.; Bejyvgi, C.; Bepurangi, A.; Jakugi, F.; Tykuarangi, R.; & Tykuarangi, T. 1997. Impact of hunting on large vertebrates in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. **Conservation Biology**, 11 (6): 1339–1353.
- Hill, K.; McMillan, G. & Farina, R. 2003. Hunting-related changes in game encounter rates from 1994 to 2001 in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. **Conservation Biology**, 17: 1312–1323.
- Hulme, P. E. 1996. Herbivory, plant regeneration, and species coexistence. **Journal of Ecology**, 84(4): 609-615.
- Instituto Florestal. 2008. **Parque Estadual Carlos Botelho: plano de manejo**. São Paulo: Instituto Florestal. CD-rom.

- Jerozolinski, A. & Peres, C. A. 2003. Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. **Biological Conservation**, 111: 415–425.
- Kelly, M. J. 2008. Design, evaluate, refine: camera trap studies for elusive species. **Animal Conservation**, 11(3): 182-184.
- Keuroghlian, A.; Eaton, D.P. & Longland, W.S. 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. **Biological Conservation**, 120: 411–425.
- Keuroghlian, A. & Eaton, D. P. 2009. Removal of palm fruits and ecosystem engineering in palm stands by white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) and other frugivores in an isolated Atlantic Forest fragment. **Biodiversity and Conservation**. 18: 1733-1750.
- Kissui, B. M. & Packer, C. 2004. Top-down population regulation of a top predator: lions in the Ngorongoro Crater. **Proceedings of Royal Society of London B**, 271: 1867–1874.
- Lopes, M. A. & Ferrari, S. F. 2000. Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in Eastern Brazilian Amazonia. **Conservation Biology**, 14 (6): 1658-166.
- Margarido, T. C. C. & Braga, F. G. 2004. Mamíferos. In: Mikich, S. B. & Bérnils, R. S. (Eds.) **Livro vermelho da fauna ameaçada no Estado do Paraná**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná.
- Martins, M. M. 2005. Density of primates in four Semi-deciduous Forest fragments of São Paulo, Brazil. **Biodiversity and Conservation** 14: 2321-2329.
- Mateos, E.; Guix, J. C.; Serra, A. & Pisciotta, K. (Eds.). 2002. **Censuses of vertebrates in a Brazilian Atlantic rain Forest area: The Paranapiacaba fragment**. Barcelona: Universitat de Barcelona, 217p.
- Mayer, J. J. & Wetzel, R. M. 1987. *Tayassu pecari*. **Mammalian Species**, 293: 1-7.
- Mbora, D. N. M. & Meikle, D. B. 2004. Forest fragmentation and the distribution, abundance and conservation of the Tana river red colobus (*Procolobus rufomitratu*s). **Biological Conservation**, 118: 67–77.

- Michalski, F. & C. A. Peres. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian Forest fragments 2007. **Conservation Biology**, 21 (6): 1626–1640
- Nakai, É. S. 2007. Fissão-fusão em *Cebus nigritus*: Flexibilidade social como estratégia de ocupação de ambientes limitantes. Dissertação de mestrado. São Paulo: Universidade de São Paulo.
- Negrão, M.F.F. & Valladares-Pádua, C. 2006. Registros de mamíferos de maior porte na Reserva Florestal do Morro Grande, São Paulo. **Biota Neotropica**, 6(2): 1-13.
- Norris, D.; Rocha-Mendes, F.; Marques, R.; Nobre, R. A. & Galetti, M. 2011. Density and spatial distribution of buffy-tufted-ear marmosets (*Callithrix aurita*) in a continuous Atlantic Forest. **International Journal of Primatology** . Aceito para publicação.
- Oliveira, J. A. & Bonvicino, C. R. Rodentia, In: Reis, N. R.; Peracchi, A. L.; Pedro. W. A. & Lima, I. P. (Eds.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina: UEL, 2006, pp. 347-406.
- Paviolo, A. De Angelo, C. D.; Di Blanco, Y. E. & Di Bitetti, M. S. 2007. Jaguar *Panthera onca* population decline in the Upper Paraná Atlantic Forest of Argentina and Brazil. **Oryx**, 42 (4): 554–561.
- Peres, C. A. 1990. Effects of hunting on western Amazonian primate communities. **Biological Conservation**, 54 (1): 47-59.
- Peres, C. A. 1996. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted amazonian forests. **Biological Conservation**, 77: 115-123.
- Peres, C. A. 1999. General guidelines for standardizing line transect surveys of tropical forest primates. **Neotropical primates**, 7 (1): 11-16.
- Peres, C. A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian Forests. **Conservation Biology**, 14 (1): 240-253.
- Peres, C. A. & Dolman, P. M. 2000. Density compensation in neotropical primate communities: evidence from 56 hunted and nonhunted Amazonian forests of varying productivity. **Oecologia**, 122: 175–189.

- Peres, C. A. & Palacios, E. 2007. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian Forests: Implications for animal-mediated seed dispersal. **Biotropica**, 39 (3): 304-315.
- Peters, R. H. & Raelson, J. V. 1984. Relations between individual size and mammalian population density. **The American Naturalist**, 124 (4): 498-517.
- Pianca, C. C. 2004. A caça e seus efeitos sobre a ocorrência de mamíferos de médio e grande porte em áreas preservadas de Mata Atlântica na Serra do Paranapiacaba (SP). Dissertação de Mestrado, Piracicaba: Universidade de São Paulo.
- Pisciotta, K. 2002. The Paranapiacaba Forest Fragment. In: Mateos, E.; Guix, J. C.; Serra, A. & Pisciotta, K. (Eds.). **Censuses of vertebrates in a Brazilian Atlantic rain Forest area**: The Paranapiacaba fragment. Barcelona: Universitat de Barcelona, pp. 19-25.
- Redford, K. H. 1992. The empty forest. **Bioscience**, 42: 412-422.
- Reis, N. R. dos; Peracchi, A. L.; Pedro, W. A. & Lima, I. P. (Eds.). 2006. **Mamíferos do Brasil**. Londrina: UEL, 437 p.
- 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: 1141–115.
- Rocha-Mendes, F.; Mikich, S. B.; Bianconi, G. V. & Pedro, W. 2005. Mamíferos do município de Fênix, Paraná, Brasil: etnozootologia e conservação. **Revista Brasileira de Zoologia**, 22(4): 991-1002.
- Rocha-Mendes, F. 2010. Efeitos da defaunação de mamíferos de médio e grande porte na herbivoria, pisoteio de plântulas, remoção e predação de sementes na Floresta Atlântica. Tese de doutorado. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”.
- Roldán, A. I. & Simonetti, J. A. 2001. Plant-mammal interactions in tropical Bolivian forests with different hunting pressures. **Conservation Biology**, 15 (3): 617-623.
- Seymour, K. L. 1989. *Panthera onca*. **Mammalian Species**, 340: 1-9.

- Silman, M. R.; Terborgh, J. W. & Kiltie R. A. 2003. Population regulation of a dominant rain forest tree by a major seed predator. **Ecology**, 84 (2): 431–438.
- Silva, M. & Downing, J. A. 1995. The allometric scaling of density and body mass: A nonlinear relationship for terrestrial mammals. **The American Naturalist**, 145(5): 704-727.
- Silveira, L.B.; Beisiegel, B.M.; Curcio, F. F.; Valdujo, P. H.; Dixo, M.; Verdade, V. K. *et al.* 2010. Para que servem os inventários de fauna? **Estudos Avançados**, 24 (68): 173-207.
- Srbek-Araujo, A. C. & Chiarello, A. G. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, 21:121–125.
- Stevenson, P. R. 2001. The relationship between fruit production and primate abundance in Neotropical communities. **Biological Journal of the Linnean Society**, 72: 161-178.
- Terborgh, J.; Lopez, L.; Nuñez, P.; Rao, M.; Shahabuddin, Orihuela, G.; Riveros, M.; Aiscanio, R.; Adler, G. H.; Lambert, T. D. & Balbas, L. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, 294: 1923-1925.
- Tiepolo, L. M. & Tomas, W. M. 2011. Artiodactyla. In: Reis, N. R.; Peracchi, A. L.; Pedro, W. A. & Lima, I. P. (Eds). **Mamíferos do Brasil**. 2 ed. Londrina: Edição do autor, p. 296-297.
- Trolle, M. 2003. Mammal survey in the southeastern Pantanal, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, 12: 823–836.
- Trolle, M.; Noss, A. J.; Cordeiro, J. L. P. & Oliveira, L. F. B. 2008. Brazilian tapir density in the Pantanal: A comparison of systematic camera-trapping and line-transect surveys, **Biotropica**, 40 (2): 211–217.
- Vogliotti, A. & Duarte, J. M. B. 2009. Discovery of first wild population of the small red brocket deer (*Mazama bororo*) (Artiodactyla: Cervidae). **Mastozoologia Neotropical**, 16 (2): 499-503.
- Weckel, M.; Giuliano, M. & Silver, S. 2006. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. **Journal of Zoology**, 270: 25–30.

- Wright, S. J.; Gompper, M. P. & DeLeon, B . 1994. Are large predators keystone species in Neotropical Forests? The evidence from Barro Colorado Island. **Oikos**, 71 (2): 279-294.
- Wright, S. J. 2003. The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. **Persp. Plant Ecol. Evol. Syst.**, 6: 73-86.
- Wright , S. J.; Hernández, A. & Condit, R. 2007. The bushmeat harvest alters seedling banks by favoring lianas, large seeds, and seeds dispersed by bats, birds, and wind. **Biotropica**, 39 (3): 363 – 371.
- Wyatt, J. L. & Silman, M. R. 2004. Distance-dependence in two Amazonian palms: effects of spatial and temporal variation in seed predator communities. **Oecologia**, 140: 26 – 35.

CAPÍTULO II

Efeitos da defaunação sobre o sub-bosque de uma floresta tropical

Resumo

Efeitos da defaunação sobre o sub-bosque de uma floresta tropical

Os mecanismos que determinam a diversidade em florestas tropicais são pouco conhecidos, embora a herbivoria e dispersão de sementes por mamíferos de médio e grande porte pareçam ter papel fundamental nesse processo. Estes mamíferos estão entre as espécies mais afetadas pelo impacto da caça. Assim, espera-se que em áreas com perda ou baixa populacional destas espécies, haja alterações na composição florestal, devido à quebra de interações. Apesar disso, existem dúvidas sobre quais serão as consequências diretas da defaunação. Nesse trabalho através de experimentos de exclusão, avaliaram-se os efeitos da perda de mamíferos de médio e grande porte sobre os regenerantes florestais, testando-se duas hipóteses: I. a exclusão de mamíferos acarretaria em perda de riqueza e diversidade de regenerantes, devido ao favorecimento de espécies de plantas melhor competidoras; II. O banco de regenerantes seria alterado em favor espécies com sementes grandes (> 2 cm); espécies não dispersas por mamíferos de médio e grande porte; e espécies de regenerantes sem defesas contra herbivoria. Os resultados obtidos em 18 meses de exclusão não demonstraram alterações na diversidade e riqueza dos regenerantes, e também não houve mudança na dominância dos grupos funcionais em resposta à ausência de mamíferos de maior porte, não corroborando as hipóteses. Esses resultados podem estar relacionados à necessidade de maior tempo para os regenerantes responderem à exclusão de mamíferos, ou ainda estarem ligados à baixa abundância de mamíferos cinegéticos, e à ausência de uma espécie chave na estruturação florestal, o queixada, o que deve ter causado alterações nas taxas de predação de sementes e mortalidade de plântulas.

Palavras-chave: Herbivoria, Mata Atlântica, *Tayassu pecari*, experimento de exclusão, pisoteio.

Abstract

Effects of defaunation on understory of a tropical Forest

The mechanisms that determine diversity in tropical forests are poorly known, although herbivory and seed dispersal by large and medium mammals seem play a key role in this process. These mammals are in the species most affected by hunting. Thus, it is expected that in areas with low populations or loss of these species, there are changes in forest composition due to the breaking on interactions. Nevertheless, there are questions about what will be the direct consequences of defaunation. Here, through exclusion experiments, we evaluated the effects of loss of large and medium mammals on forest saplings, testing two hypotheses: I. The exclusion of large and medium mammal would result in loss of richness and diversity saplings; II. The sapling bank would be altered in favor to large seed species (> 2cm), non-mammals disperser species and species without defenses against herbivory. The results of 18 months exclusion showed no variation in richness and diversity saplings, and also no change in functional groups dominance, in response to absence of large and medium mammals, not corroborating the previously hypotheses. These results may be related to the necessity of more time to sapling response to mammals exclusion, or even being linked to the low abundance of game mammals and the absence of a key-stone specie, the white-lipped-peccary, which must have caused changes in rates of seed predation and seedlings mortality.

Key-words: Herbivory, Atlantic Forest, *Tayassu pecari*, exclusion experiments.

1. Introdução

A diversidade das florestas tropicais parece ser regulada por uma complexa rede de interações ecológicas, embora esses fatores sejam ainda pouco conhecidos (Janzen 1971, Hubbel 1979, Terborgh 1988, Wright 2002, Schmitt & Holbrook 2003). Dentro dos processos de recrutamento das plantas, a dispersão e a predação de sementes, junto com a herbivoria têm sido apontadas como etapas críticas na demografia das populações (Crawley 1992, Hulme 1998, Roldán & Simonetti 2000, Beck 2007, Royo & Carson 2005).

Mamíferos têm papel fundamental nesses processos, contudo tem sofrido grandes baixas populacionais, devido à perda e fragmentação de habitats, e a caça (Dirzo & Miranda, 1991, Cullen-Jr *et al.* 2000, Peres 2000). A caça atinge principalmente espécies, com porte médio e grande, que são utilizadas na alimentação, ou têm valor comercial sobre algum de seus subprodutos (pele, chifres, ossos, dentes), o que explica sua preferência pelos caçadores (Redford 1992, Bodmer *et al.* 1997, Wright *et al.* 2000, Cullen-Jr *et al.* 2000, Peres 2000, Rocha-Mendes *et al.* 2005). Estas espécies apresentam baixa densidade, taxa de crescimento lento, e também um longo período para o recrutamento de indivíduos na população reprodutiva, quando comparados com mamíferos de porte pequeno, que geralmente não são caçados (Bodmer *et al.* 1997, Muller-Landau 2007).

Com a perda dessas espécies, mudanças na comunidade vegetal ligadas à defaunação são esperadas. As espécies de plantas com sementes grandes, que necessitariam de grandes dispersores, com a extinção local desses, teriam uma redução no recrutamento (Guariguata *et al.* 2000, Galetti *et al.* 2006, Wang *et al.* 2007, Forget & Jansen 2007). Desse modo, seriam favorecidas as espécies de plantas com síndrome de dispersão zoocórica com sementes menores (dispersas por animais pequenos), assim como as plantas com síndromes não-zoocóricas (Silva & Tabarelli 2000, Wright *et al.* 2007, Terborgh *et al.* 2008).

De modo contrário, também tem se sugerido que a extinção de grandes mamíferos predadores de sementes favorece o recrutamento de sementes grandes, já que as plantas com sementes menores teriam uma diminuição na densidade, por haver um aumento na predação de suas sementes, em consequência do aumento do número de pequenos roedores (Beckman & Muller-Landau 2007, Dirzo *et al.* 2007, Wright *et al.* 2007). Apesar de consumirem vários tamanhos de sementes, os roedores tendem a preferir sementes com tamanho menor que facilitam a sua manipulação (Demattia *et al.* 2004, Dirzo *et al.* 2007).

Além de atuarem na dispersão e predação de sementes, mamíferos de maior porte tem grande influência sobre a vegetação devido ao pisoteio e herbivoria, sendo sugerido que podem favorecer a diversidade e riqueza de plantas de uma comunidade (Dirzo & Miranda 1991, Browsers 1993, Hobbs 1996, Beck 2007, Johnson & Cushman 2007, Burns *et al.* 2009), mas também atuar negativamente sobre determinadas circunstâncias (Browsers 1993, Johnson & Cushman 2007, Burns *et al.* 2009, Rocha-Mendes 2010).

Desse modo, é incerto futuro dos ambientes tropicais que sofrem com alterações na sua composição faunística devido à caça (defaunação diferenciada), havendo a necessidade de novas investigações (Roldán & Simonetti 2001, DeMattia *et al.* 2006, Stoner *et al.* 2007, Muller-Landau 2007). Nessa pesquisa foram testadas as seguintes hipóteses: I. A perda de mamíferos de médio e grande porte diminui a diversidade e a riqueza de plantas, já que favorece espécies vegetais melhor competidoras (Dirzo & Miranda 1991); e II. A ausência desses mamíferos altera: a) a composição das espécies regenerantes em favor daquelas com sementes grandes (pouco predadas), b) espécies não dispersas por mamíferos de médio e grande porte, e c) espécies sem defesas ativas contra herbivoria (Wright 2003, Dirzo *et al.* 2007, Wright *et al.* 2007, Terborgh *et al.* 2008).

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

A pesquisa foi desenvolvida no Parque Estadual Carlos Botelho (PECB) (24°06' e 24°14'S; 47°47' e 48°07'O) localizado no sudeste do estado de São Paulo (Fig. 1). Esta Unidade de Conservação (UC), sob administração da Fundação Florestal do Estado de São Paulo, foi criada em 1982, e possui área atual de 37.644 hectares. A altitude varia de 50 a 975 m, com médias térmicas anuais entre 17 e 22 °C, e a pluviosidade de 1700 a 2400 mm, sem período seco. A vegetação é formada principalmente pela Floresta Ombrófila Densa (Mata Atlântica *Stricto sensu*) (Instituto Florestal, 2008). A pesquisa foi desenvolvida na parte alta do PECB (parcelas amostrais localizadas entre 715 e 810 metros), próximo à Base de São Miguel Arcanjo (Fig. 1c e 1d), no local a temperatura varia de 15 a 19 °C, e a precipitação anual de 1.700 a 2.000 mm, sem período seco.

A escolha desta UC para se avaliar os efeitos da defaunação sobre a estrutura florestal é interessante. O parque abriga quase todos os mamíferos de grande porte esperados para a formação florestal, como: a onça-pintada (*Panthera onca*), a anta (*Tapirus terrestris*), a suçuarana (*Puma concolor*), cateto (*Pecari tajacu*) e o mono-cavoeiro (*Brachyteles arachnoides*), porém é provável que o queixada (*Tayassu pecari*) esteja extinto localmente (Bueno 2005, Beisiegel 2009, Capítulo I). A diversidade de plantas também é alta, com grande quantidade de espécies dispersas por animais como Lauráceas e Mirtáceas (Dias 2005). Como o PECB está inserido no *Continuum* florestal da Serra do Paranapiacaba (Fig. 1b e 1c), uns dos maiores remanescentes de Mata Atlântica (mais de 460.000 ha), efeitos da fragmentação sobre a vegetação são evitados (Tabarelli *et al.* 2004, Tabarelli *et al.* 2010).

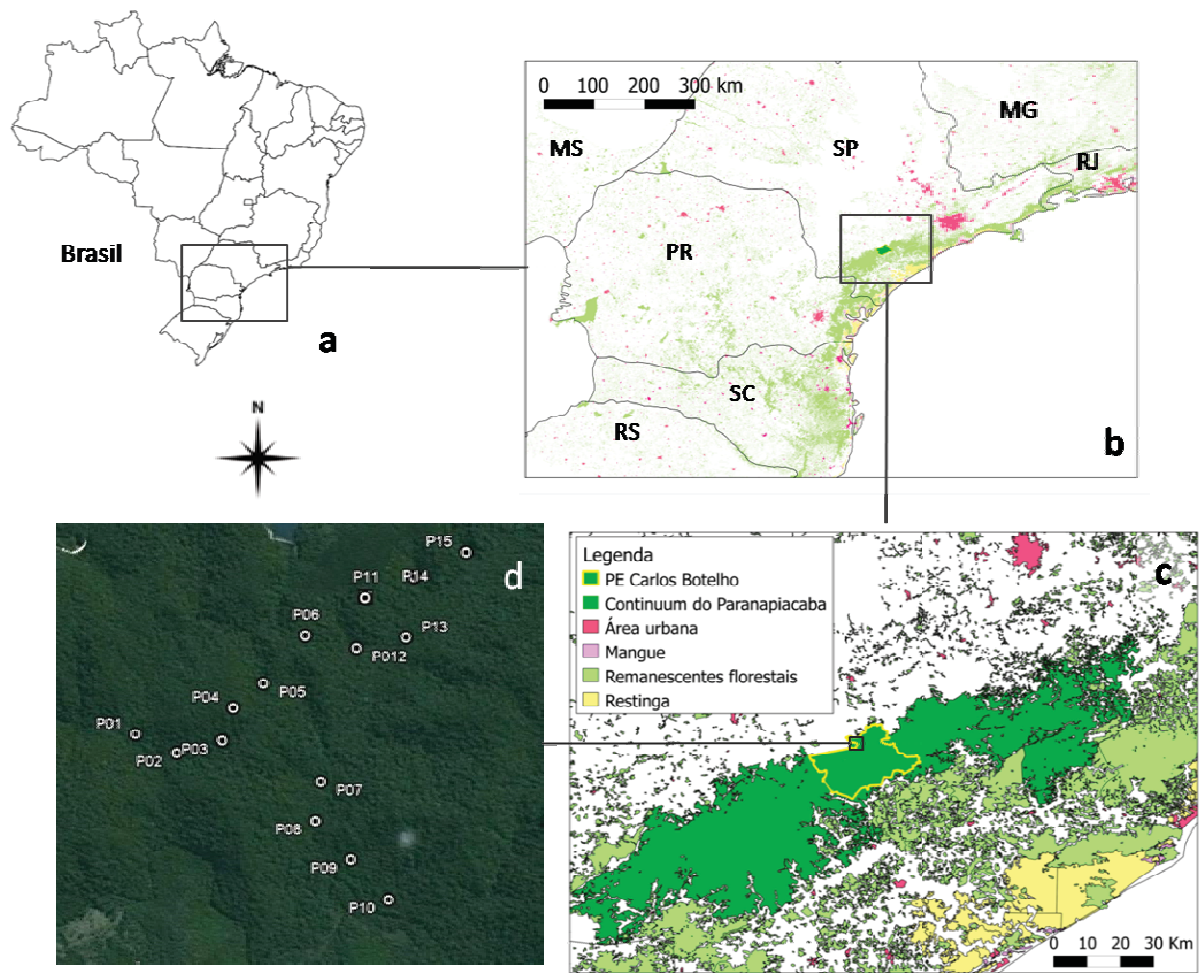


Figura 1. Localização do Parque Estadual Carlos Botelho (PECB) na porção sul da Mata Atlântica brasileira (a, b); destaque para a localização do PECB no *Continuum* do Paranapiacaba, estado de São Paulo (c); e localização dos pares de parcela (letra P seguida do número do par correspondente) (d).

2.2 Desenho amostral

Para avaliar o impacto da perda de médios e grandes mamíferos sobre a regeneração florestal, foram realizados experimentos de comparação entre parcelas abertas (controle) e parcelas fechadas (tratamento de exclusão de mamíferos de médio e grande porte). Tratamentos de exclusão têm sido indicados para melhor se compreender os efeitos de mamíferos (ou da perda deles) sobre a estruturação florestal (Dirzo & Miranda 1991, DeMattia *et al.* 2006, Lizcano 2006).

Parcelas de exclusão (5 x 3 m, e altura de 1,2 m) foram confeccionadas com tela de arame (malha de 23”) presa a seis estacas de madeira (Anexos – Fig. I). As parcelas permitem a entrada de pequenos roedores (p. ex. gêneros *Guerlinguetus* e *Trinomys*) e invertebrados, porém barram a passagem de mamíferos de solo com porte superior a 1 kg. Ao lado de cada parcela de exclusão (a distâncias de um a cinco metros), uma parcela controle (acesso a todos vertebrados) foi instalada. As parcelas controle têm as mesmas dimensões das parcelas de exclusão, estando delimitadas nas laterais por quatro estacas de madeira. Foram instalados quinze pares de parcelas, com cada par a uma distância mínima de 200 m de outro (Fig. 1d).

As parcelas foram subdivididas em seis quadrantes de 1 m² para a realização de experimentos, respeitando-se 0,5 m em cada lateral para evitar o uso como poleiro por aves, e para permitir o deslocamento sem danificar os experimentos (Anexos – Fig. I). Três quadrantes de cada parcela, eleitos por meio de sorteio, foram usados para o experimento de sobrevivência de regenerantes de plantas. Nesses quadrantes, todos os regenerantes com altura inferior a um metro e superior a 10 centímetros foram marcados inicialmente (modificada de DeMattia *et al.* 2006). Embora a maioria dos trabalhos que estudem efeitos da defaunação limite-se a incluir apenas espécies arbóreas, aqui também foram incluídas as espécies herbáceas, devido a sua importância na regeneração florestal (*vide* Royo & Carson 2005). As parcelas foram revisadas a cada 6 meses desde a marcação inicial, para verificar a mortalidade e recrutamento de regenerantes em cada tipo de parcela. As novas plântulas (com mínimo de 10 cm) estabelecidas em cada reavaliação foram marcadas e incluídas nas análises. O experimento teve início em julho de 2009 (inverno), e em janeiro de 2011 (verão) foi realizada a última reavaliação dos regenerantes (18 meses de experimento).

2.3 Riqueza, diversidade e grupos funcionais de regenerantes

Para a contabilização de riqueza e cálculo da diversidade, os regenerantes de cada quadrante foram identificados em nível de espécie, gênero ou morfoespécies (quando pelo menos a família foi identificada), e quando nem mesmo a família foi identificada os regenerantes foram igualados em morfoespécies para cada par de parcelas (Anexos – Tab. I). Para diversidade foi usado o índice de Shannon-Wiener (H').

A fim de verificar se a perda de mamíferos conduz alterações na composição de plantas estabelecidas, como têm sido proposto e observado (Dirzo & Miranda 1990, 1991, Wright *et al.* 2000, 2003, 2007, Silman *et al.* 2003, Muller-Landau 2007, Terborgh *et al.* 2008), as plântulas e regenerantes foram classificadas em grupos funcionais segundo três aspectos: modo de dispersão das sementes, tamanho da semente e defesa foliar contra herbívoros.

Dispersão - Florestas defaunadas apresentam tendências para diminuir a densidade de plantas dispersas por mamíferos de médio e grande porte (animais mais caçados), e aumento na densidade de plantas dispersas por fatores abióticos ou por animais não caçados (Wright *et al.* 2007, Stoner *et al.* 2007). Todos os regenerantes em que foi possível a identificação da espécie, ou gênero ou morfoespécies (dentro de uma família com síndrome de dispersão predominante) foram alocados nas seguintes categorias funcionais:

- a) Aves+Chiroptera: todas as plantas com sementes dispersas principalmente por aves e/ou morcegos. Colocadas juntas devido à funcionalidade de seus dispersores: animais voadores com grande capacidade de deslocamento na sua maioria, e com transito rápido das sementes nos tratos digestórios.
- b) Mammalia: todas as plantas que têm como dispersores principais mamíferos (exceto por Chiroptera).
- c) Não vertebrado: plantas com síndromes de dispersão realizada por fatores abióticos, autocóricos ou mirmecocóricos.
- d) Zoocórico: aqui agrupadas as espécies ou gêneros com síndromes de dispersão mista (Mammalia e Aves+Chiroptera), e as morfoespécies (com família identificada) que foi possível apenas assinalar a dispersão por vertebrados, mas não a subsíndrome.

Tamanho da semente - A divisão das espécies em grupos funcionais do tamanho de semente é importante já que o tamanho da semente implica na sua chance de ser predada por

invertebrados, pequenos roedores ou grandes mamíferos (Bodmer 1991, Vieira *et al.* 2003, DeMattia *et al.* 2004, Dirzo & Mendoza 2007, Galetti *et al.* 2010, Galbiati 2010). Foram usados três grupos funcionais para categorizar os regenerantes:

- a) Pequeno: espécies ou gêneros com sementes com até 1 cm de comprimento, que são sementes com menor probabilidade de predação por grandes mamíferos, e mesmo por espécies de roedores maiores (Bodmer 1991, Galetti *et al.* 2010).
- b) Médio: espécies ou gêneros de plantas com sementes de tamanho variando de 1 a 2 cm de comprimento. Sementes igualmente predadas por grandes quando por pequenos mamíferos, mas que podem ter um aumento na sua predação em áreas defaunadas devido a efeitos de compensação (Bodmer 1991, Vieira *et al.* 2003, Dirzo & Mendoza 2007, Galetti *et al.* 2010).
- c) Grande: espécies ou gêneros de plantas com sementes maiores que 2 cm. Espécies cujas sementes são predadas, sobretudo por médios e grandes roedores (*Guerlinguetus* sp., *Trinomys* sp. *Dasyprocta* sp., *Cuniculus paca*), ou quando não lignificadas por porcos-do-mato (Bodmer 1991, Galetti *et al.* 2010, Galbiati 2010).

Defesa foliar contra herbivoria - Plântulas que apresentam algum tipo de defesa foliar contra herbivoria tendem a despende mais energia que plântulas que não apresentam, assim têm uma menor taxa de crescimento, de modo contrário plântulas sem defesa compensam a herbivoria com altas taxas de crescimento (Coley 1983, Coley *et al.* 1985). Em áreas livres de mamíferos é esperado que haja um domínio de plântulas com maiores taxas de crescimento, ou seja, de plântulas sem defesas ativas, que são preferidas por vertebrados herbívoros (Jefferies *et al.* 1994). Foram usados dois grupos funcionais:

- a) Anti-herbivoria: regenerantes, identificados a nível específico, genérico, ou em morfoespécies (quando a família foi identificada) conhecidas por apresentar algum tipo de defesa contra herbivoria, como produção de látex, compostos secundários, presença de espinhos ou tricomas.
- b) Sem anti-herbivoria: regenerantes, identificados a nível específico, genérico, ou em morfoespécies (quando a família foi identificada) sem estruturas ou substâncias contra a ação de herbívoros.

2.4 Variáveis de micro habitat

Como variáveis do micro habitat onde foram inseridas as parcelas podem interferir nas taxas de recrutamento e mortalidade dos regenerantes, além da presença de mamíferos. Avaliaram-se os seguintes componentes das áreas onde as parcelas estavam localizadas:

- a) Cobertura do dossel: Esta medida foi tomada com densiômetro no centro de cada parcela. Desse modo, indiretamente mediu-se a luz que atinge os estratos inferiores da floresta, e que tem influência sobre o recrutamento vegetal (Tabarelli & Mantovani 1999, 2000, Lima & Gandolfi 2009).
- b) Abundância de bambu: Quando bambus ocorrem em abundâncias muito altas, dificultam o recrutamento de outras plantas (Tabarelli & Mantovani 2000, Campanello *et al.* 2000, Rother *et al.* 2009). Foram usadas categorias para indicar a abundância de bambu: áreas com pouco bambu (zero), áreas com baixa abundância (1), áreas com média abundância (2) e áreas com alta abundância (3). Essa medida foi tomada a partir de um raio de 20 metros do centro dos dois pares de parcela.
- c) Abundância de caeté (*Calathea communis*, Marantaceae): O caeté pode formar densos aglomerados no sub-bosque, o que diminui a luz que atinge estratos inferiores, e da mesma forma, competem diretamente por nutrientes com as demais plantas (Lima & Gandolfi 2009). Mediu-se a abundância dessa planta de forma categórica, utilizando o mesmo padrão adotado para bambu: sem caeté (zero), pouco caeté (1), abundância média (2) e muito (3). Essa medida foi tomada a partir de um raio de 20 metros do centro dos dois pares de parcela.
- d) Profundidade da serapilheira: A cobertura do solo por serapilheira interfere diretamente no estabelecimento de plântulas (Xiong & Nilsson 1999). Para medir a profundidade da serapilheira usou-se um palito para verificar quantas folhas eram perfuradas (Vasconcelos *et al.* 2000). Essa medida foi tomada no centro de cada quadrante, onde os regenerantes foram amostrados.
- e) Diversidade e riqueza de indivíduos arbóreos: Foram realizadas amostragens de indivíduos arbóreos adultos em áreas adjacentes as parcelas de exclusão e aberta, através de parcelas amostrais (20 m x 20 m). Esta medida é muito importante, pois o extrato regenerante está fortemente ligado ao extrato de indivíduos adultos, de onde provêm os propágulos.
- f) Danos a regenerantes por pisoteio e queda de galhos: Medido através do índice de “mortalidade” de plântulas artificiais. Três quadrantes de cada parcela (Anexos – Fig.

I) foram usados para isso. Em cada um dos quadrantes foram dispostas 30 plântulas artificiais, espaçadas igualmente. As “plântulas” foram confeccionadas com arame galvanizado, com uma pequena bandeira de fita verde na parte superior. Cerca de 10 cm de comprimento do arame foi enterrado, tendo as plântulas aproximadamente 30 cm de altura (Anexos - Fig. I) (adaptado de Clark & Clark 1989). Na análise de dano, as plântulas foram consideradas “mortas” quando a bandeira da plântula artificial foi encontrada dobrada abaixo da metade da altura das plântulas não danificadas, ou quando as plântulas estavam totalmente caídas. Nesse caso a taxa de pisoteio (uso das parcelas por mamíferos) pode ser obtida pela diferença entre parcelas abertas e fechadas. A cada seis meses o experimento foi reavaliado, totalizando 18 meses de amostragem.

2.5 Análises estatísticas

A variação na riqueza e na diversidade de regenerantes ao longo do tempo do experimento foi testada por meio de um Modelo Linear Misto Generalizado (General Linear Mixed Models, GLMM), seguido de uma ANOVA simples (Breslow & Clayton 1993).

As variáveis incluídas na análise GLMM para diversidade e riqueza foram: a parcela (1 a 15, fator aleatório), índice de danos a plântulas artificiais (para cada período), abundância de bambu, abundância de caeté, cobertura do dossel, profundidade da serapilheira, diversidade e riqueza de espécies arbóreas, e a combinação do tipo de parcela (aberta ou fechada) com os períodos de cada leitura (0, 6, 12 e 18 meses) (“tipo de parcela+tempo” Tab. 1).

Alterações na densidade de regenerantes dos grupos funcionais foram testadas por meio de GLMM, seguida de uma ANOVA simples. Neste caso as únicas variáveis incluídas foram a parcela (1 a 15, fator aleatório) e a combinação tipo de parcela com o tempo amostrado (0, 6, 12 e 18 meses), já que o objetivo era verificar se a perda de mamíferos (tratamento de exclusão) conduz alterações no predomínio dos diferentes grupos funcionais. Por meio de GLMM também foram testadas as diferenças no recrutamento (novos indivíduos) e a taxa de mortalidade ao longo do tempo de experimentação entre os tipos de parcela.

Foi usado o teste-t de Student para verificar a diferença final de “mortalidade” de plântulas artificiais. Todas as análises foram desenvolvidas no programa R 2.9.2 (<http://www.r-project.org/>).

3. Resultados

Foram marcadas inicialmente 392 regenerantes no controle (parcelas abertas) e 462 no tratamento (parcelas fechadas). A densidade (indivíduos/m²) média ($\pm$ desvio padrão) de regenerantes foi de $9,08 \pm 5,35$ nos quadrantes abertos e de $10,33 \pm 5,65$ nos fechados, não existindo diferença significativa ($t = -1,07$, $p > 0,05$). A espécie com maior número de representantes na primeira amostragem foi *Euterpe edulis* (41 controle, 63 tratamento de exclusão), e a espécie se manteve como a mais frequente nas amostragens seguintes.

Não houve diferença inicial na riqueza média ($t = -0,94$; $p > 0,05$) e na diversidade média ($t = -0,59$; $p > 0,05$) entre o tratamento e o controle, havendo pouca alteração ao longo do tempo do experimento (Fig. 2). De fato, nem o número de novas plântulas estabelecidas ($g.l = 1, 252$; $F = 0,22$; $p > 0,05$), nem a taxa de mortalidade ($g.l = 1, 252$; $F = 0,16$; $p > 0,05$) responderam a combinação “tipo de parcela+tempo”, ou seja, o recrutamento e a mortalidade não diferiram entre controle e o tratamento ao longo do tempo de amostragem.

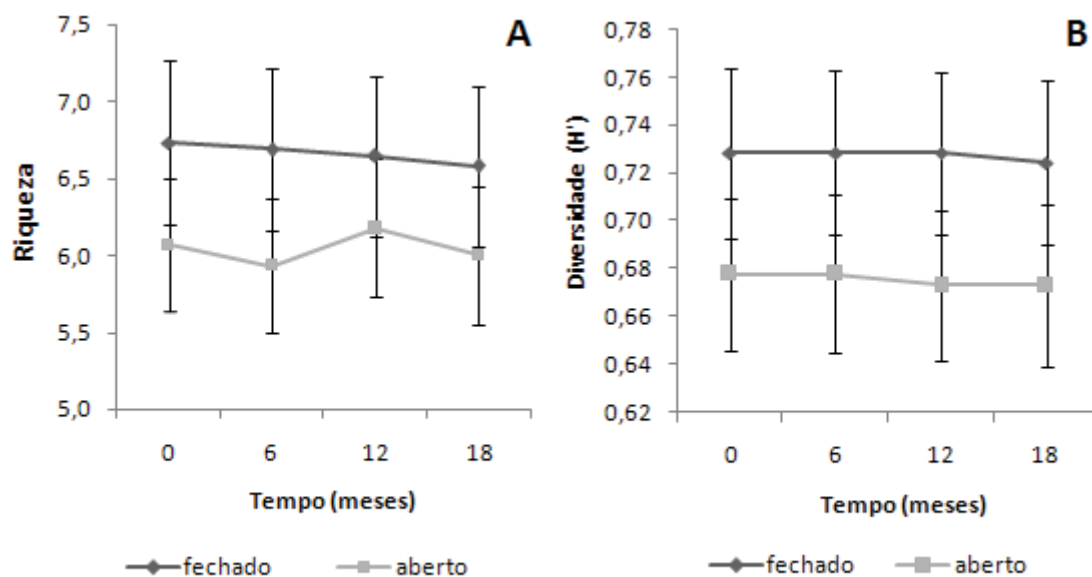


Figura 2. Riqueza média (erro padrão) (A) e diversidade média (erro-padrão) (B) de espécies de regenerantes florestais, nos quadrantes do tratamento de exclusão (fechado) e do controle (aberto), durante 18 meses de amostragem no Parque Estadual Carlos Botelho.

A abundância de caeté (*Calathea communis*) foi a única variável que explicou tanto padrões de diversidade quanto de riqueza (Tab. 1). Apesar de não existirem diferenças significativas na média geral dos dois tipos de parcelas, pares localizados em locais com abundância alta dessa planta, apresentaram uma riqueza e uma diversidade inferior, independentemente se controle ou tratamento. Já no início do experimento, quadrantes localizados em locais com muito caeté (categoria 3) apresentaram diversidade (H') média ($\pm$ desvio padrão) de $0,58 \pm 0,14$ e riqueza (espécies) média de $4,9 \pm 1,24$, enquanto sub parcelas localizadas em micro habitats sem caeté tiveram diversidade média de $0,85 \pm 0,18$ e riqueza média de $8,9 \pm 3,3$.

Tabela 1. Valores obtidos através de GLMM, seguido de uma ANOVA para riqueza e diversidade de regenerantes florestais no Parque Estadual Carlos Botelho.

Variável	G.L. Num.	G.L. Den.	Riqueza		Diversidade	
			F	p	F	p
(Intercept)	1	339	185,72	< 0,0001	592,17	< 0,0001
Tipo de parcela*	1	339	7,06	< 0,01	2,51	0,11
Tempo	1	339	0,05	0,822	0,04	0,83
Tipo de parcela+tempo	1	339	0,02	0,87	0,02	0,88
Abundância Caeté	1	11	9,87	< 0,01	11,04	< 0,01
Abundância de bambu	1	11	2,08	0,17	1,30	0,27
Cobertura do dossel	1	339	1,31	0,25	0,53	0,46
Serapilheira	1	339	10,34	< 0,01	3,23	0,07
Diversidade de arbóreas	1	11	-	-	0,87	0,37
Riqueza de arbóreas	1	11	0,79	0,39	-	-
Danos a plântulas artificiais	1	339	0,83	0,36	0,59	0,43

* Aberta (controle) ou fechada (tratamento)

A serapilheira foi outra variável apontada como explanatória para riqueza de espécies independente do tipo de parcela (Tab. 1). Parcelas em locais com camadas intermediárias de folhas (3 a 4 folhas) apresentaram riqueza superior desde o início do experimento, com a riqueza média ($\pm$ desvio padrão) de $7,3 \pm 3,4$ espécies, enquanto parcelas com camadas menores (1 a 2 folhas) e maiores (5 a 6 folhas) apresentavam menor riqueza média, respectivamente $5,5 \pm 2,8$ e $4,5 \pm 2,1$.

Para riqueza, o tipo de parcela (aberta ou fechada) também foi apontada como variável explanatória, contudo isso se deve ao fato que deste o início do tratamento houve uma leve diferença entre os dois tipos de parcelas (aberta: $6,73 \pm 0,53$ e fechada $6,07 \pm 0,43$ [média $\pm$

erro padrão], Fig. 2), e não à exclusão de mamíferos. Caso os padrões de riqueza ou de diversidade respondessem significativamente à exclusão de mamíferos, seria esperado que a combinação “tipo de parcela+tempo” resultassem em valores significativos (Tab. 1).

Apesar de não haver resposta significativa em relação aos danos a plântulas artificiais (Tab. 1), em 18 meses as subparcelas abertas sofreram em média 56,2 % mais danos, com a média de 18,5 plântulas artificiais caídas ou dobradas, enquanto que nas subparcelas fechadas foi de 10,4 plântulas (Fig. 3). Tendo sido encontrada diferença significativa nos danos a plântulas artificiais entre controle e tratamento ($t=6,97$; $p < 0,001$). Como as plântulas artificiais, podem ter sido dobradas por queda de galhos ou folhas de palmeiras, o dano realizado por mamíferos (pisoteio) foi estimado como a diferença entre os tipos de parcelas, o que corresponderia 43,8% ($18,5-10,4= 8,1$) do total de “mortalidade”.

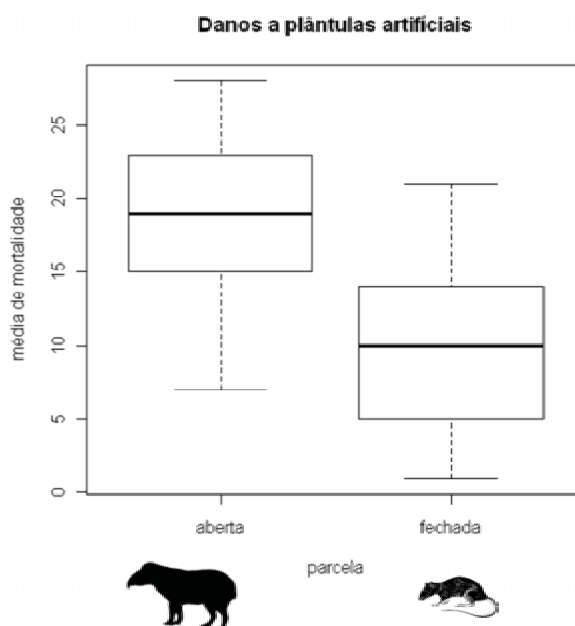


Figura 3. “Mortalidade” de plântulas artificiais em 18 meses, entre os tipos de parcela (aberta e fechada), no Parque Estadual Carlos Botelho entre julho/2009 e janeiro/2011.

Para os grupos funcionais também não houve resposta em relação à exclusão de mamíferos, não havendo alterações significativas no predomínio de nenhum grupo funcional ($p > 0,05$) (Tab. 2 e Fig. 4). Para a categoria de grupos funcionais do tipo de dispersão houve uma superioridade inicial do grupo “Aves+Chiroptera”, que é formado em geral por sementes

pequenas ou médias, o que resultou também em uma maior densidade de espécies alocadas no grupo funcional “Pequeno” (Fig. 4A e 4B). Em relação a defesa houve um predomínio de espécies “Sem anti-herbivoria” (Fig. 4C).

Tabela 2. Resultados para tratamento exclusão de mamíferos (tipo parcela+tempo) para os grupos funcionais (para cada Grupo Funcional foi gerado uma GLMM, com resultados resumidos nessa tabela).

Categoria	Grupo Funcional	G.L. Num.	G.L. Den.	F	p
Dispersão	Aves+Chiroptera	1	342	0,26	0,60
	Mammalia	1	342	0,29	0,86
	Não vertebrado	1	342	0,16	0,68
	Zoocórico	1	342	0,03	0,86
Tamanho da semente	Grande	1	342	1,14	0,28
	Médio	1	342	1,43	0,23
	Pequeno	1	342	<0,01	0,98
Defesa foliar	Anti-herbivoria	1	342	0,16	0,68
	Sem anti-herbivoria	1	342	0,46	0,49

4. Discussão

Estudos têm demonstrado que ambientes que tiveram perda de mamíferos de porte mediano e grande, tendem a sofrer alterações na composição do banco de regenerantes florestais (Dirzo & Miranda 1991, Wright 2003, Stoner *et al.* 2007, Wright *et al.* 2007, Terborgh *et al.* 2008) graças a diferenças na dispersão e predação de sementes, e na pressão sobre o banco de plântulas.

No presente estudo nem a riqueza nem a diversidade responderam à exclusão de mamíferos (variável tipo de parcela+tempo, Tab. 1). Assim a Hipótese I, que a ausência de mamíferos acarretaria em perda de diversidade e riqueza não foi validada.

Como houve pareamento do tratamento e do controle, o banco de sementes não deve ter diferido entre os dois tipos de parcela. A chuva de sementes também deve ter sido semelhante, já que o tratamento de exclusão não impede que sementes dispersas por fatores abióticos, aves e morcegos cheguem até o substrato, e o mesmo acontece para sementes dispersas por primatas, principais dispersores de sementes grandes na Floresta Ombrófila

Densa Atlântica (Izar 2008, Bueno 2010) (Tab. 2 e Fig. 4A, B). Dessa forma, a chegada de propágulos para recrutamento aparentemente não foi influenciada pela exclusão de mamíferos de maior porte, o que foi demonstrado pelas taxas similares de recrutamento.

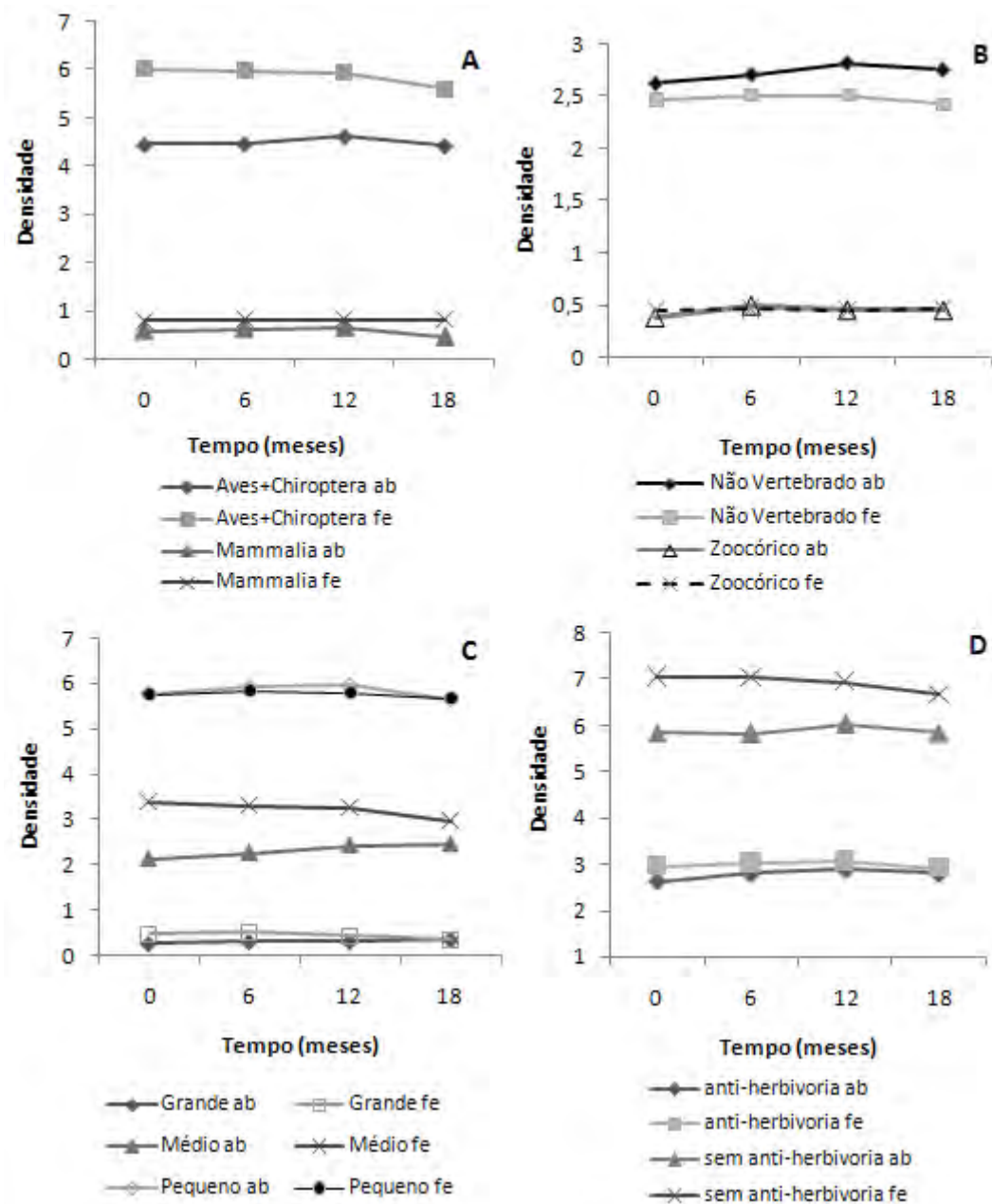


Figura 4. Densidade média de regenerantes (regenerantes/m²) de grupos funcionais segundo: dispersão das sementes (A, B), tamanho das sementes (C) e defesa foliar contra herbivoria (D), nos quadrantes das parcelas abertas (ab) e fechadas (fe), durante 18 meses de amostragem.

Como o tratamento não propiciou limitação de fonte, seria de se esperar que houvesse mudanças decorrentes da pressão sobre as sementes dispersadas nas parcelas e sobre os regenerantes, mas a mortalidade semelhante entre o tratamento e o controle também demonstrou que ambos os tipos de parcela receberam pressões equivalentes.

O único fator apontado como responsável por determinar tanto a riqueza quanto a diversidade, independentemente do tipo de parcela (controle ou tratamento) foi a abundância de caeté (*Calathea communis*). Áreas com alta abundância de *C. communis* apresentam correlação negativa com o estabelecimento de plântulas, por impedirem a penetração de luz e competirem diretamente por nutrientes (Lima & Gandolfi 2009), tal como têm sido observado para áreas com adensamento de bambus (Tabarelli & Mantovani 2000). Assim, os pares de parcelas localizados em áreas com altos adensamentos de *C. communis* apresentaram diversidade e riqueza inferior.

A serapilheira também explicou a diferença na riqueza de espécies, independentemente do tipo de parcela, com uma tendência de riqueza superior para quadrantes onde havia camadas intermediárias de folhas. Em ambos os tipos de parcelas não houve qualquer barreira para o acúmulo de folhas no solo, ou seja, a influência da serapilheira no recrutamento não foi afetada pelo tratamento de exclusão durante os 18 meses. O acúmulo de folhas pode afetar positivamente o estabelecimento de espécies arbóreas, devido à manutenção de umidade e temperatura, fornecimento de nutrientes às plântulas e diminuindo a competição com espécies herbáceas (Facelli & Pickett 1994, Xiong & Nilsson 1999). Mas também negativamente, devido ao aumento da predação de sementes e plântulas (por fornecer habitat favorável a artrópodes), pela liberação de compostos fitotóxicos contidos nas folhas, ou por impedir a emergência de plântulas (Facelli & Pickett 1994, Xiong & Nilsson 1999).

Apesar de não haver alterações na riqueza e diversidade, ainda assim poderia haver alterações na composição do domínio de grupos funcionais (três categorias: dispersão, tamanho da semente e defesa foliar contra herbivoria) pela compensação de espécies entre os grupos de uma mesma categoria, o que também não ocorreu, invalidando a Hipótese II.

Dispersão - A defaunação tem provocado baixas em espécies vegetais dispersas por mamíferos de médio e grande porte, sobretudo quando as populações dessas espécies são fortemente afetadas pela caça (Wright *et al.* 2000, Galetti *et al.* 2006, Nuñez-Iturri & Howe 2007, Dausmann *et al.* 2008, Nuñez-Iturri *et al.* 2008, Terborgh *et al.* 2008, Brodie *et al.* 2009). Apesar disso, espécies dos grupos funcionais “Mammalia” e “Zoocórico”, (englobam

as plantas dispersas por mamíferos de médio e grande porte), que inicialmente já eram os grupos funcionais com menor densidade, não reduziram a densidade no tratamento fechado ao longo do experimento. O processo de dispersão de sementes como já discutido, não deve ter diferido entre o tratamento e o controle (Tab. 2 e Fig. 4 A, B). As únicas sementes que não poderiam ter chegado às parcelas de exclusão seriam as dispersas por mamíferos de solo (anta, carnívoros onívoros, cutias, porcos-do-mato e veados), contudo a maior parte dessas sementes também é dispersa por animais arborícolas (mono-carvoeiro, macaco-prego, bugio e serelepe), que apresentaram densidade alta na área estudada (Capítulo I).

Tamanho das sementes - Outra alteração apontada para ambientes defaunados diz respeito ao tamanho das sementes das plantas estabelecidas, devido a pressões de granívoros. Espécies com sementes grandes, geralmente não predadas por pequenos roedores seriam as favorecidas (Dirzo *et al.* 2007, Wright *et al.* 2007), já que áreas defaunadas poderiam apresentar efeitos compensatórios, com aumento da população desses roedores na ausência de espécies competidoras (Adler 1996; Lambert *et al.* 2003). Roedores pequenos têm preferência por sementes que possam manipular (Vieira *et al.* 2003, Dirzo *et al.* 2007, Galbiati 2010), e tem sido demonstrado que podem ter maior impacto na predação de sementes, e consequentemente no estabelecimento de plântulas que mamíferos maiores (Asquith *et al.* 1997, DeMattia *et al.* 2004, Paine & Beck 2007). No experimento atual, todos roedores menores de 1 kg tinham acesso livre às parcelas fechadas, portanto atuando igualmente no controle e tratamento de exclusão, podendo ser atribuído em parte a esse fator a manutenção da composição dos regenerantes (Tab. 2 e Fig. 4B).

Defesa foliar contra herbivoria - Devido às menores taxas de crescimento de espécies que investem em alguma estrutura ou substância contra a ação de herbívoros (Coley 1983, Coley *et al.* 1985), seria esperado um aumento na densidade de espécies “Sem anti-herbivoria” nas parcelas fechadas, caso a pressão por herbívoros fosse maior no controle, o que não ocorreu. Tem se demonstrado que a presença de mamíferos herbívoros, principalmente ungulados é fundamental na estruturação de comunidades vegetais (Dirzo & Miranda 1991, Browsers 1993, Hobbs 1996, Beck 2007, Burns *et al.* 2009), porém invertebrados também são importantes reguladores de crescimento e mortalidade vegetal (Bigger & Marvier 1998; Schädler *et al.* 2007, Costa *et al.* 2008, Eichhorn *et al.* 2010). No estudo atual, a presença de invertebrados no controle e no tratamento, pode ser indicada como fator principal de pressão de herbivoria sobre os regenerantes, resultando em taxas semelhantes de mortalidade e manutenção da dominância dos grupos (Tab. 2 e Fig. 4C).

Ao contrário de outros trabalhos (e.g. Wright 2003, Stoner *et al.* 2007), aqui não foram encontradas alterações no sub-bosque em decorrência da defaunação (induzida no tratamento de exclusão). Porém, muitas vezes os resultados obtidos em análises dos efeitos da perda de fauna são complexos, devido às inúmeras consequências da defaunação diferenciada (*vide* Wright *et al.* 2000, Roldán & Simonetti 2001, Beckman & Muller-Landau 2007, Muller-Landau 2007, Nuñez-Iturri *et al.* 2008, Rocha-Mendes 2010).

A sustentação da diversidade e riqueza iguais entre os tipos de parcela, e a inalteração do predomínio dos grupos funcionais pode estar relacionada ao pouco tempo desde a exclusão (18 meses). Tanto o recrutamento quanto as taxas de crescimento vegetal tendem a ser baixas sobre dosséis fechados (Turner 1990, Clark & Clark 2001), podendo o banco de regenerantes necessitar de tempo maior para responder às alterações na fauna (tratamento de exclusão) (Muller-Landau 2007, *vide* Lizcano 2006, Royo & Carson 2005). Apesar de DeMattia *et al.* (2006) encontrarem alterações no número de plântulas em tratamentos de exclusão com período de um ano, as mudanças ocorreram apenas em três espécies, e foram pouco expressivas.

Contudo, a falta de diferenças entre os dois tipos de parcelas pode estar relacionada à própria defaunação da área amostrada, que sofre com baixa abundância de mamíferos frugívoro-herbívoros de solo (exceto *Tapirus terrestris*) e ausência de queixadas (*Tayassu pecari*) (Capítulo I).

Mamíferos como a anta, os veados, os porcos-do-mato e as cutias se alimentam de frutos e sementes de inúmeros gêneros, tal como, *Attalea*, *Euterpe*, *Ficus*, *Pouteria*, *Psidium*, *Inga*, *Ocotea*, *Eugenia* e *Licania* (Bodmer 1991, Altrichter *et al.* 2001, Galetti *et al.* 2001, López *et al.* 2006, Keuroghlian *et al.* 2009, Galetti *et al.* 2010). Apenas sementes muito pequenas ou lignificadas escapam da predação quando ingeridas por Cervidae e Tayassuidae (Bodmer 1991), e cutias não enterram para provisão (dispersam) sementes com menos de 0,9 g (Galetti *et al.* 2010), desse modo esses mamíferos acabam influenciando no estabelecimento de novas plântulas (Dirzo & Miranda 1991, Wright *et al.* 2000).

Foi observado que queixadas alteram a densidade e o padrão de distribuição de uma palmeira, *Astocaryum murumuru*, e que a predação das sementes dessa espécie por roedores não compensa o desbalanço provocado pela ausência de *T. pecari* (Roldán & Simonetti 2001, Silman *et al.* 2003). Na Mata Atlântica, foram encontradas alterações no adensamento da palmeira-brejaúva (*Astocaryum aculeatissimum*) em resposta à ausência e às baixas

abundâncias de cutias (*Dasyprocta* spp) (Galetti *et al.* 2006). Keuroghlian & Eaton (2009) também na Mata Atlântica, verificaram que o consumo de frutos de *Euterpe edulis* e *Syagrus romanzoffiana* (Arecaceae), por catetos (*Pecari tajacu*), antas (*T. terrestris*) e queixadas (*T. pecari*) juntos é superior a remoção por roedores, o que indica possíveis alterações no estabelecimento das duas palmeiras em florestas defaunadas.

Além de terem alterações na dispersão e predação de sementes, áreas defaunadas ainda têm menor pressão de pisoteio, importante fator de mortalidade de plântulas. Roldán & Simonetti (2001) comparando uma área defaunada com uma área não defaunada, encontraram 5,4 vezes mais danos a plântulas artificiais e mortalidade 1,15 vezes maior de plântulas verdadeiras na área não defaunada. No presente estudo o experimento de danos a “plântulas” artificiais também demonstra a diminuição na pressão por vertebrados sobre os regenerantes. Como em outras florestas defaunadas, a maior parte dos danos foi causada pela queda de galhos e folhas (Portela & Santos 2009, Marques *et al.* 2010), enquanto que em áreas menos defaunadas a maior parte dos danos foi atribuída a vertebrados (Alvarez-Clare & Katajima 2009, Rocha-Mendes 2010).

Devido as menores taxas de pisoteio e herbivoria, outro fator indireto da perda de mamíferos de solo pode se dar pelo aumento de áreas cobertas por espécies herbáceas. Em um experimento de exclusão no Panamá, Royo & Carson (2005) verificaram que houve um aumento em 65% da cobertura por herbáceas dominantes na ausência de mamíferos de médio e grande porte, entre as quais uma espécie de *Calathea*. A presença de adensamentos de *C. communis* diminui o recrutamento de plântulas (Lima & Gandolfi 2009), e como foi observado no presente estudo, diminui a diversidade e a riqueza de regenerantes florestais.

Em especial, a ausência de *Tayassu pecari* é muito preocupante. Um dos mamíferos mais ameaçados nos ambientes neotropicais (Peres 1996, Cullen-Jr *et al.* 2001, Keuroghlian *et al.* 2004, Peres & Palacios 2007), a espécie é apontada como “engenheira de ecossistemas”, por ter grande impacto na predação de sementes, herbivoria e pisoteio sobre regenerantes, o que causa perturbações importantes no sub-bosque florestal, tendo influência não só na densidade e distribuição de plântulas, mas também sobre populações de pequenos vertebrados (Roldán & Simonetti 2001, Silman *et al.* 2003, Wyatt & Silman 2004, Antonik 2005, Beck 2006; 2007, Keuroghlian & Eaton 2008; 2009, Beck *et al.* 2010). A perda de espécies consideradas “engenheiras de ecossistemas” tem forte impacto sobre a diversidade biológica e estrutura dos ambientes (Jones *et al.* 1994, Lawton 1994).

Na área amostrada a defaunação (Capítulo I) deve ter desbalanceado os processos ecológicos, assim o sub-bosque não vem sofrendo a mesma pressão modeladora que uma floresta neotropical com a comunidade mastofaunística menos alterada (Dirzo & Miranda 1991, Silman *et al.* 2003, Wright *et al.* 2000; 2007), o que se reflete na semelhança entre os resultados obtidos para as parcelas abertas e fechadas. De tal modo que a maior pressão sobre as sementes e os regenerantes deve ter sido exercida por invertebrados e pequenos roedores, grupos com acesso livre aos dois tipos de parcela, mas que de qualquer forma não compensam a perda ou baixas populacionais de mamíferos de maior porte.

5. Referências bibliográficas

- Adler, G. H. 1996. The island syndrome in isolated populations of a tropical forest rodent. **Oecologia**, 108: 694-700.
- Altrichter, M.; Carrillo, E.; Sáenz, J. & Fuller, T. K. 2001. White-lipped peccary (*Tayassu pecari*, Artiodactyla: Tayassuidae) diet and fruit availability in a Costa Rican rain forest. **Rev. Biol. Trop.**, 49 (3-4): 1183-1192.
- Alvarez-Clare, S. & Kitajima, K. 2009. Susceptibility of tree seedlings to biotic and abiotic hazards in the understory of a moist tropical forest in Panama. **Biotropica**, 41(1): 47-56.
- Antonik, M. M. 2005. Population dynamics of *Mauritia flexuosa*: measuring the impact of white-lipped peccary foraging on plant community structure in a tropical forest. Dissertação de Mestrado. Nova Iorque: State University of New York.
- Asquith, N. M.; Wright, S. J. & Clauss, M. J. 1997. Does mammal community composition controls recruitment in Neotropical forests? Evidence from Panama. **Ecology**, 78 (3): 941-946.
- Beck, H. 2006. A review of peccary–palm interactions and their ecological ramifications across the Neotropics. **Journal of Mammalogy**, 87 (3): 519–530.
- Beck, H. 2007. Synergistic impacts of ungulates and falling palm fronds on saplings in the Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, 23: 599–602.

- Beck, H.; Thebpanya, P. & Filiaggi, M. 2010. Do Neotropical peccary species (Tayassuidae) function as ecosystem engineers for anurans? **Journal of Tropical Ecology**, 26(04): 407-414.
- Beckman, N. G. & Muller-Landau, H. C. 2007. Differential effects of hunting on pre-dispersal seed predation and primary and secondary seed removal of two neotropical tree species. **Biotropica**, 39 (3): 328–339.
- Beisiegel, B. M. 2009. First camera trap record of bush dog in the state of São Paulo, Brazil. **Canid news**, 12.5 (online). Disponível em: http://www.canids.org/canidnews/12/Bush_dogs_in_Sao_Paulo.pdf, acessado em 03/03/2010.
- Bigger, D. S. & Marvier, M. A. 1998. How different would a world without herbivory be?: A search for generality in ecology. **Integrative Biology**, 1(2): 60-67.
- Bodmer, R. 1991. Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. **Biotropica**, 23 (3): 255-261.
- Bodmer, R. E.; Eisenberg, J. F. & Redford, K. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. **Conservation Biology**, 11(2): 460-466.
- Borges, P. A. L. & Tomás, W. M. 2004. **Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do Pantanal**. Corumbá: Embrapa, pp. 148.
- Breslow, N. E. & D. G. Clayton. 1993. Approximate Inference in Generalized Linear Mixed Models. **Journal of the American Statistical Association**, 88 (421): 9-25.
- Brodie, J. F.; Helmy, O. E.; Brockelman, W. Y. & Maron, J. L. 2009. Bushmeat poaching reduces the seed dispersal and population growth rate of a mammal-dispersed tree. **Ecological Applications**, 19 (4): 854–863.
- Bowers, M. A. 1993. Influence of herbivorous mammals on an old-field plant community: years 1-4 after disturbance. **Oikos**, 67(1): 129-141.
- Bueno, R. S. 2005. Densidade e tamanho populacional de mamíferos e aves cinegéticos no Parque Estadual Carlos Botelho, SP. Trabalho de Conclusão de Curso em Ecologia. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”.

- Bueno, R. S. 2010. Frugivoria e efetividade de dispersão de sementes dos últimos grandes frugívoros da Mata Atlântica: a anta (*Tapirus terrestris*) e o muriqui (*Brachyteles arachnoides*). Dissertação de Mestrado, Rio Claro: Universidade Estadual Paulista.
- Burns, C. E; Collins, S. L. & Smith, M. D. 2009. Plant community response to loss of large herbivores: comparing consequences in a South African and a North American grassland. **Biodiversity and Conservation**, 18: 2327–2342.
- Campanello, P. I.; Gatti, M. G.; Ares, A.; Montti, L. & Goldstein, G. 2000. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, 252: 108-117.
- Clark, D.A. & Clark, D.B. 1989. The role of physical damage in the seedling mortality regime of a Neotropical rainforest. **Oikos** 55:225-230.
- Clark, D. A. & Clark, D. B. 2001. Getting to the canopy: tree height growth in a neotropical rainforest. **Ecology**, 82: 1460–1472.
- Crawley, M.J. 1992. Seed predators and plant population dynamics. In: Fenner, M. (Ed) **Seeds The Ecology of Regeneration in Plant Communities.**, M. CABI, Wallingford. pp. 157–191.
- Coley, P. D. 1983. Herbivory and defensive characteristics of tree species in a lowland tropical forest. **Ecological Monographs**, 53(2): 209-229.
- Coley, P. D.; Bryant J. P. & Chapin III, F. S. 1985. Resource availability and plant antiherbivore defense. **Science**, 230: 895-899.
- Cullen Jr, L.; Bodmer, R. E. & Valladares-Pádua, C. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. **Biological Conservation** 95: 49-56.
- Cullen Jr, L.; Bodmer, R.E. & Pádua, C. V. 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic Forest patches, São Paulo, Brazil. **Oryx**, (35): 137-144.
- Dausmann, K. H.; Glos, J.; Linsenmair, K. E. & Ganzhorn, J. U. 2008. Improved recruitment of a lemur-dispersed tree in Malagasy dry forests after the demise of vertebrates in forest fragments. **Oecologia**, 157: 307–316

- DeMattia, E. A.; Curran, L. M. & Rathcke, B. J. 2004. Effects of small rodents and large mammals on Neotropical seeds. **Ecology**, 85 (8): 2161–2170.
- DeMattia, E. A.; Rathcke, B. J.; Curran, L. M.; Aguilar, R. & Vargas, O. 2006. Effects of small rodent and large mammal exclusion on seedling recruitment in Costa Rica. **Biotropica**, 38 (2): 196–202.
- Dias, A. C. 2005. Composição florística, fitossociologia, diversidade de espécies arbóreas e comparação de métodos de amostragem na Floresta Ombrófila Densa do Parque Estadual Carlos Botelho/SP-Brasil. Tese de doutorado, Piracicaba: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- Dirzo, R.; Mendoza, E. & Ortiz, P. 2007. Size-related differential seed predation in a heavily defaunated Neotropical rain forest. **Biotropica** 39: 355–362.
- Dirzo, R. & Miranda, A. M. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. In: Price, P. W.; Lewinsohn, T. M.; Fernández, G. W. & Benson, W. W. (eds.). **Plant-Animal interactions: Evolutionary ecology in tropical and temperate regions**. Nova Iorque: John Wiley and Sons Inc., pp.273-287.
- Dirzo, R. & Miranda, A. M. 1990. Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function and diversity – A sequel to John Terborgh. **Conservation Biology**, 4 (42): 444-447.
- Eichhorn, M. P.; Nilus, P.; Compton, S. G.; Hartley, S. E. & Burslem, D. F. R. P. 2010. Herbivory of tropical rain forest tree seedlings correlates with future mortality. **Ecology**, 91(4): 1092–1101.
- Forget, P. & Jansen, P. A. 2007. Hunting increases dispersal limitation in the tree *Carapa procera*, a nontimber forest product. **Conservation Biology**, 21 (1): 106-113.
- Galbiati, L. A. 2010. Predação de Sementes por roedores no Parque Estadual da Serra do Mar. Trabalho de Conclusão de Curso. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”.

- Galetti, M.; Keuroghlian, A.; Hanada, L. & Morato, M. I. 2001. Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Southeast Brazil **Biotropica**, 33 (4): 723-726.
- Galetti, M.; Donatti, C. I.; Pires, A. S.; Guimarães, P. R. & Jordano, P. 2006. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. **Botanical Journal of the Linnean Society**, 151: 141-149.
- Galetti, M.; Donatti, C. I.; Steffler, C.; Genini, J.; Bovendorp, R. S. & Fleury, M. 2010. The role of seed mass on the caching decision by agoutis, *Dasyprocta leporina* (Rodentia: Agoutidae). **Zoologia**, 27 (3): 472–476.
- Guariguata, M. R.; Adame, J. J. R. & Finegan, B. 2000. Seed removal and fate in two selectively logged lowland forests with contrasting protection levels. **Conservation Biology**, 14 (4): 1046-1054.
- Hobbs, N. T. 1996. Modification of ecosystems by ungulates. **The Journal of Wildlife Management**, 60 (4): 695-713.
- Hubbel, S. P. 1979. Tree dispersion, abundance, and diversity in a Tropical dry Forest. **Science**, 203 (4387): 1299-1309.
- Hulme, P. 1998. Post-dispersal seed predation: consequences for plant demography and evolution. **Persp. Plant Ecol. Evol. Syst.**, 1 (1): 32-46.
- Izar, P. 2008. Dispersão de sementes por *Cebus nigritus* e *Brachyteles arachnoides* em área de Mata Atlântica, Parque Estadual Intervales, SP. In: Ferrari, S. F. & Rímoli, J. (Eds.). **A Primatologia no Brasil - 9**. Aracaju: Sociedade Brasileira de Primatologia, Biologia Geral e Experimental – UFS, pp 8-24.
- Janzen, D.H. 1971. Seed predation by animals. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 2: 465–492.
- Jones, C. G.; Lawton, J. H. & Shachak, M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. **Oikos**, 69(3): 373-386.
- Johnson, B. E. & Cushman, J. H. 2007. Influence of a large herbivore reintroduction on plant invasions and community composition in a California grassland. **Conservation Biology**, 21 (2): 515–526.

- Keuroghlian, A.; Eaton, D. P. & Longland, W. S. 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. **Biological Conservation**, 120: 411–425.
- Keuroghlian A, A. & Eaton, D. P. 2008. Fruit availability and peccary frugivory in an isolated Atlantic Forest fragment: effects on peccary ranging behavior and habitat use. **Biotropica**, 40 (1): 62 – 70.
- Keuroghlian, A. & Eaton, D. P. 2009. Removal of palm fruits and ecosystem engineering in palm stands by white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) and other frugivores in an isolated Atlantic Forest fragment. **Biodivers. Conserv.** 18: 1733-1750.
- Keuroghlian, A.; Eaton, D. P. & Desbiez, A. L. J. 2009. The response of a landscape species, white-lipped peccaries, to seasonal resource fluctuations in a tropical wetland, the Brazilian pantanal. **International Journal of Biodiversity and Conservation**, 1 (4): 87-97.
- Lambert, T. D.; Adler, G. H.; Riveros, C. M.; Lopez, L.; Ascanio, R. & Terborgh, J. 2003. Rodents on tropical land-bridge islands. **Journal of Zoology (Londres)**. 260: 179–187.
- Lawton, J. H. 1994. What do species do in ecosystems? **Oikos**, 71(3): 367-374.
- Lima, R.A.F. & Gandolfi, S. 2009. Structure of the herb stratum under different light regimes in the Submontane Atlantic Rain Forest. **Brazilian Journal of Biology**, 69(2): 289-296.
- Lizcano, D. J. 2006. Ecology and conservation of large mammals in the Northern Andes. Tese de doutorado. Durrell Institute of Conservation and Ecology University of Kent. p.198.
- López, M. T.; Altrichter, M.; Sáenz, J. & Eduarte, E. 2006. Valor nutricional de los alimentos de *Tayassu pecari* (Artiodactyla: Tayassuidae) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. **Rev. Biol. Trop.**, 54 (2): 687-700.
- Marques, T. E. D.; Beijo, L. A. & Ramos, F. N. 2010. Are biotic and abiotic factors and seedling mechanical damage in Forest-edge fragments always different from the interior? **Australian Journal of Botany**, 58(4): 241-247.

- Muller-Landau, H. C. 2007. Predicting the long-term effects of hunting on plant species composition and diversity in Tropical Forests. **Biotropica**, 39(3): 372–384.
- Núñez-Iturri, G. & Howe, H.F. 2007. Bushmeat and fate of trees with seeds dispersed by large primates in lowland rain Forest in Western Amazonia. **Biotropica**, 39(3): 348-354.
- Núñez-Iturri, G.; Olsson, O. & Howe, H. F. 2008 Hunting reduces recruitment of primate-dispersed trees in Amazonian Peru. **Biological Conservation**, 141:1536-1546.
- Paine, C. E. T. & Beck, H. 2007. Seed predation by Neotropical rain forest mammals increases diversity in seedling recruitment. **Ecology**, 88(12): 3076–3087.
- Peres, C. A. 1996. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted amazonian forests. **Biological Conservation**, 77: 115-123.
- Peres, C. A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian Forests. **Conservation Biology**, 14 (1): 240-253.
- Peres, C. A. & Palacios, E. 2007. Basin-Wide Effects of Game Harvest on Vertebrate Population Densities in Amazonian Forests: Implications for Animal-Mediated Seed Dispersal. **Biotropica**, 39 (3): 304-315.
- Portela, R.C.W. & Santos, F.A.M. 2009. Mortality and mechanical damage of seedlings in different size fragments of the Brazilian Atlantic Forest. **Tropical Ecology** 50 (2): 267-275.
- Instituto Florestal. 2008. **Parque Estadual Carlos Botelho**: Plano de manejo. São Paulo: Instituto Florestal. CD-rom.
- Redford, K. H. 1992. The empty forest. **Bioscience**. 42: 412-422.
- Rocha-Mendes, F.; Mikich, S. B.; Bianconi, G. V. & Pedro, W. 2005. Mamíferos do município de Fênix, Paraná, Brasil: etnozoologia e conservação. **Revista Brasileira de Zoologia**, 22 (4): 991-1002.
- Rocha-Mendes, F. 2010. Efeitos da defaunação de mamíferos de médio e grande porte na herbivoria, pisoteio de plântulas, remoção e predação de sementes na Floresta Atlântica. Tese de doutorado, Rio Claro: Universidade Estadual Paulista.

- Roldán, A. I. & Simonetti, J. A. 2001. Plant-mammal interactions in tropical Bolivian forests with different hunting pressures. **Conservation Biology**, 15 (3): 617-623.
- Royo, A. A. & Carson, W. P. 2005. The herb community of a tropical forest in central Panamá : dynamics and impact of mammalian herbivores. **Oecologia**, 145: 66–75.
- Rother, D. C.; Rodrigues, R. R. & Pizo, M. A. 2009. Effects of bamboos stands on seed rain and seed limitation in a rainforest. **Forest Ecology and Management**, 257: 885-892.
- Schädler, M.; Brandl, R. & Haase, J. 2007. Antagonistic interactions between plant competition and insect herbivory. **Ecology**, 88 (6): 1490–1498
- Schmitt, R. J. & Holbrook, S. J. 2003. Mutualism can mediate competition and promote coexistence. **Ecology Letters**, 6: 898–902.
- Silman, M. R.; Terborgh, J. W. & Kiltie R. A. 2003. Population regulation of a dominant rain forest tree by a major seed predator. **Ecology**, 84 (2): 431–438.
- Silva, J.M.C. & Tabarelli, M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of Northeast Brazil. **Nature**, 404:72-74.
- Stoner, K.E., Vilunec, K., Wright, S.J. & Peres, C.A. 2007. Hunting and plant community dynamics in tropical forests: Asynthesis and future directions. **Biotropica** 39, 385–392.
- Tabarelli, M. & Mantovani, W. 1999. Colonização de clareiras naturais na floresta Atlântica no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, 20: 57–66.
- Tabarelli, M. & Mantovani, W. 2000. Gap-phase regeneration in a tropical montane forest: the effects of gap structure and bamboo species. **Plant Ecology**, 148: 149–155.
- Tabarelli, M.; Aguiar, A. V.; Girão, L. C.; Peres, C. A. & Lopes, A.V. 2010. Effects of pioneer tree species hyperabundance on forest fragments in Northeastern Brazil. **Conservation Biology**, 24 (6): 1654-1663.
- Tabarelli, M.; Silva, J. M. C. & Gascon, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, 13: 1419-1425.

- Terborgh, J. 1988. The big things that run the world – A Sequel to E. O. Wilson. **Conservation Biology**, 2 (4): 402-403.
- Terborgh, J.; Nuñez-Iturri, G.; Pitman, N. C. A.; Valverde, F. H. C.; Alvarez, P.; Swamy, V.; Pringle, E. G. & Paine, C. E. T. 2008. Tree recruitment in an empty forest. **Ecology**, 89 (6): 1757–1768.
- Turner, I. M. 1990. Tree seedling growth and survival in a Malaysian rain forest **Biotropica**, 22 (2): 146-154.
- Vasconcelos, H.L.; Vilhena, J.M.S. & Caliri, G.J.A. 2000. Responses of ants to selective logging of a central Amazonian forest. **Journal of Applied Ecology**, 37: 508-514.
- Vieira, E. M.; Pizo, M. A. & Izar, P. 2003. Fruit and seed exploitation by small rodents of the Brazilian Atlantic forest. **Mammalia**, 67 (4): 533-539.
- Xiong, S. & Nilsson, C. 1999. The effects of plant litter on vegetation: a meta-analysis. **Journal of Ecology**, 87 (6): 984-994.
- Wang, B. C.; Sork, V. L.; Leong, M. T. & Smith, T. B. 2007. Hunting of mammals reduces seed removal and dispersal of the afrotropical tree *Antrocaryon klaineianum* (Anacardiaceae). **Biotropica**, 39(3): 340–347.
- Wright, S. J.; Hernández, A. & Condit, R. 2007. The bushmeat harvest alters seedling banks by favoring lianas, large seeds, and seeds dispersed by bats, birds, and wind. **Biotropica**, 39 (3): 363 – 371.
- Wright, S. J. 2002. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. **Oecologia**, 130: 1-14.
- Wright, S. J. 2003. The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. **Persp. Plant Ecol. Evol. Syst.**, 6: 73-86.
- Wright, S. J.; Zeballos, H.; Domínguez, I.; Gallardo, M. M.; Moreno, M. C. & Ibáñez, R. 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a Neotropical Forest. **Conservation Biology**, 14 (1): 227-239.
- Wyatt, J. L. & Silman, M. R. 2004. Distance-dependence in two Amazonian palms: effects of spatial and temporal variation in seed predator communities. **Oecologia**, 140: 26 – 35.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Muitas atividades antrópicas como a exploração madeireira ou a conversão de terras para uso agropecuário vêm causando perda e alterações de habitats naturais, o que por sua vez resulta na redução de biodiversidade. Ademais, dessa grande diminuição de habitats favoráveis para as espécies selvagens, atividades predatórias como a caça têm impactos sobre os animais, mesmo em áreas mais conservadas.

A Mata Atlântica é um bom exemplo, conhecida por sua alta biodiversidade, mas infelizmente também pela grande redução frente à ocupação humana, hoje sendo representada, sobretudo por fragmentos, e por alguns poucos remanescentes contínuos. Nessas últimas grandes reservas do Bioma tem-se a esperança da manutenção da maior parte da biodiversidade. No Capítulo I, foi possível verificar que realmente uma área contínua tem grande importância na conservação de mamíferos de maior porte, abrigando espécies ameaçadas e raras. Contudo, mesmo um grande remanescente falha em assegurar que as comunidades mastofaunísticas não sejam afetadas pela ação humana, o que pôde ser observado com as baixas abundâncias da maioria das espécies cinegéticas preferenciais, e com a quase certa extinção local do queixada.

Em relação à perda de fauna, estudos têm apontado alterações consequentes na estrutura dos ecossistemas. No Capítulo II, com a defaunação simulada (tratamento de exclusão) verificou-se que aparentemente os processos de interação mamíferos-plantas sofreram poucos impactos com ausência de mamíferos de médio e grande porte de solo. Porém é possível que as baixas abundâncias dessas espécies na área amostrada, tenham deixado os efeitos da perda de fauna mais sutis, uma vez que ambos os tipos de parcelas avaliaram condições diferentes, no entanto dentro de um cenário de defaunação.

Fica evidente que, esforços para combater e inibir a caça são fundamentais para garantir a persistência das maiores espécies de mamíferos, e permitir que estas continuem desempenhando seus papéis ecológicos. Da mesma forma, estudos em campo de longo prazo, avaliando os efeitos da defaunação, serão muito úteis para compreender, e fornecer subsídios para reverter o processo de perda de espécies e quebra de interações ecológicas.

ANEXOS

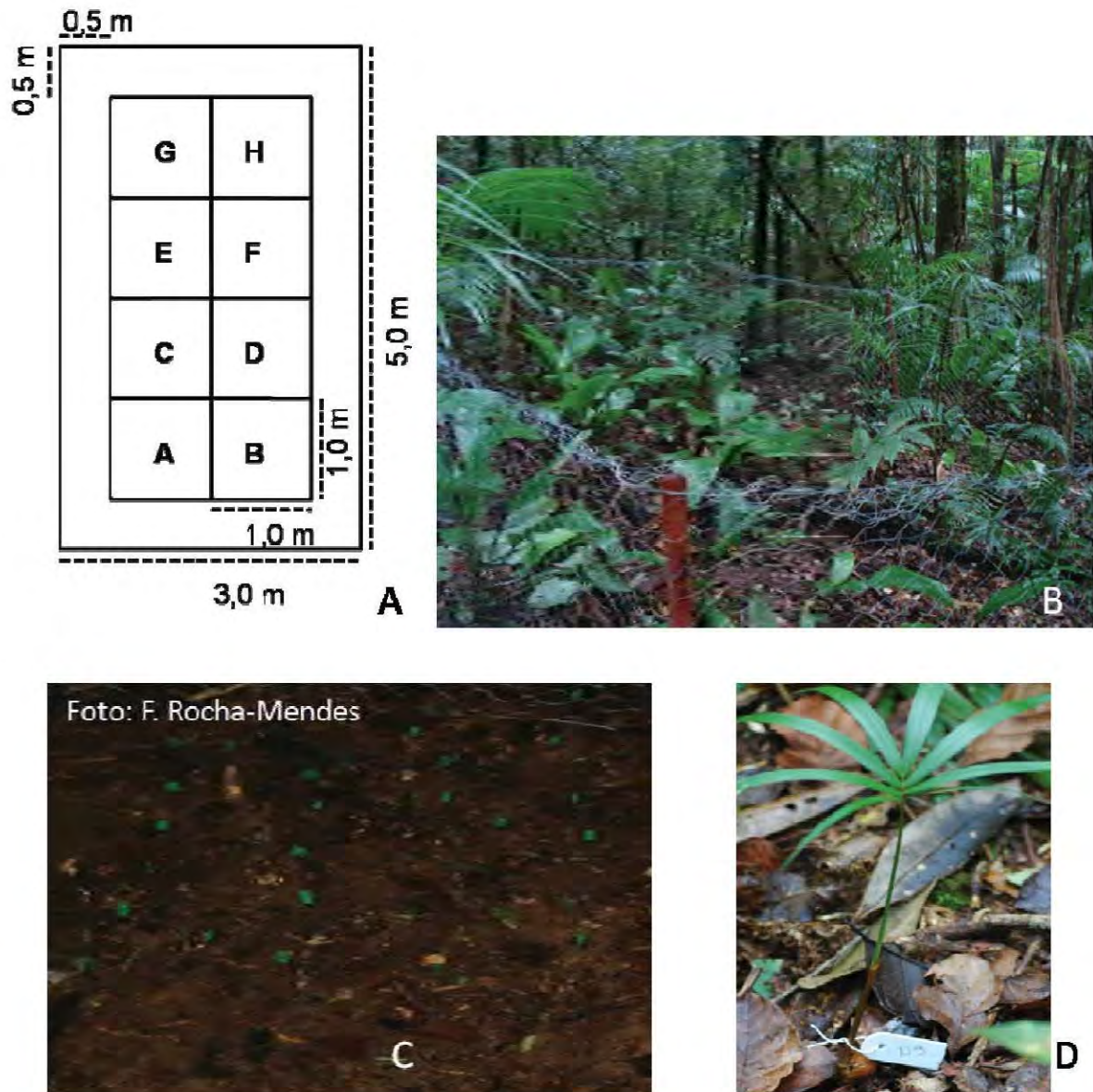


Figura I. A) Esquema da parcela de exclusão, subparcelas “D”, “E” e “F” utilizadas para medir diversidade, riqueza e densidades de grupos funcionais de regenerantes florestais; subparcelas “A”, “B” e “C” utilizadas para medir a mortalidade de plântulas artificiais. B) Parcela de exclusão. C) Plântulas artificiais. D) Plântula de *Euterpe edulis* marcada.



Figura II. Espécies capturadas com armadilha fotográfica no PECB (set/2009 – dez/ 2010). A) *N. nasua*, captura com uso de isca (frutos de *E. edulis*); B) *E. barbara*, captura sem isca; C) *L. pardalis* fêmea, captura sem isca; D) *T. terrestris* captura sem isca; E) *C. paca*, sem isca; F) *P. cancrivorus*, com isca (urina de lince); G) *P. concolor*, sem isca; H) *L. pardalis* macho, sem isca.



Figura III. Espécies capturadas com armadilha fotográfica no PECB (set/2009 – dez/ 2010). A) *C. thous*, captura em local aonde vinha depositando fezes; B) *N. squamipes*, com isca (sardinha); C) *G. ingrami*, com isca (sementes de *A. dubia*); D) *D. aurita*, com isca (frutos de *C. mandioccana*); E) *Mazama* sp, com isca (frutos de *E. edulis*); F) *L. wiedii*, com isca (sementes de *E. edulis*, que atraíram muitos roedores); G) *T. iheringi*, sem isca; H) *P. frenatus*, sem isca.

Tabela I. Espécies ou morfoespécies de regenerantes florestais encontrados nas parcelas amostrais (abertas e fechadas) no Parque Estadual Carlos Botelho, entre julho de 2009 e janeiro de 2011 (P= pequeno, M= Médio, G= Grande; NV= Não vertebrado, A+Ch= Aves+Chiroptera, Ma= Mammalia, Zoo= Zoocórico; S anti-herb.= sem anti-herbivoria, anti-herb.= anti-herbivoria; indet.= indeterminado).

Família	Espécie ou morfoespécie	Grupos funcionais		
		Tamanho da semente	Dispersão	Defesa contra herbivoria
Acanthaceae	Acanthaceae sp.	P	NV	S anti-herb.
Acanthaceae	<i>Aphelandra ornata</i>	P	NV	S anti-herb.
Acanthaceae	<i>Justicia carnea</i>	P	NV	anti-herb.
Annonaceae	cf. <i>Guatteria</i> sp.	P	A+Ch	S anti-herb.
Annonaceae	<i>Guatteria australis</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Aquifoliaceae	<i>Ilex amara</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Araceae	<i>Anthurium pentaphyllum</i>	P	A+Ch	anti-herb.
Araceae	<i>Philodendron</i> sp.	P	Ma	anti-herb.
Araliaceae	<i>Schefflera</i> cf. <i>angustissima</i>	P	A+Ch	anti-herb.
Arecaceae	<i>Attalea dubia</i>	G	Ma	S anti-herb.
Arecaceae	<i>Bactris setosa</i>	M	Ma	anti-herb.
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i>	M	A+Ch	S anti-herb.
Arecaceae	<i>Geonoma gamiova</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Arecaceae	<i>Geonoma schottiana</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Aspidiaceae	Aspidiaceae sp.	P	NV	anti-herb.
Asteraceae	cf. <i>Vernonia</i> sp.	P	NV	anti-herb.
Boraginaceae	<i>Cordia</i> cf. <i>sellowiana</i>	G	A+Ch	S anti-herb.
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Bromeliaceae	Bromeliaceae sp. 1	P	NV	S anti-herb.
Bromeliaceae	Bromeliaceae sp. 2	P	NV	S anti-herb.
Buseraceae	<i>Protium</i> cf. <i>heptaphyllum</i>	P	Zoo	S anti-herb.
Canellaceae	<i>Cinamodendron dinisii</i>	M	Zoo	anti-herb.
Celastraceae	<i>Maytenus robusta</i>	P	A+Ch	anti-herb.
Celastraceae	<i>Maytenus schumanniana</i>	P	A+Ch	anti-herb.
Chrysobalanaceae	<i>Hirtela heblecada</i>	M	Ma	S anti-herb.
Chrysobalanaceae	<i>Parinari</i> sp.	M	A+Ch	S anti-herb.
Commelinaceae	Commelinaceae sp.	P	A+Ch	S anti-herb.
Commelinaceae	<i>Dichorisandra paranaensis</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Commelinaceae	<i>Dichorisandra pubescens</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Cyatheaceae	Cyatheaceae sp.	P	NV	S anti-herb.
Cyperaceae	<i>Pleurostachys gaudichaudii</i>	P	NV	S anti-herb.
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea monosperma</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylon</i> cf. <i>ambiguum</i>	P	A+Ch	anti-herb.
Euphorbiaceae	<i>Alchornea</i> cf. <i>triplinervia</i>	P	A+Ch	anti-herb.

Continua

Tabela I. Continuação

Família	Espécie ou morfoespécie	Grupos funcionais		
		Tamanho da semente	Dispersão	Defesa contra herbivoria
Fabaceae	<i>Andira anthelmia</i>	G	A+Ch	anti-herb.
Fabaceae	<i>Bauhinia</i> cf. <i>microstachya</i>	P	NV	S anti-herb.
Fabaceae	<i>Copaifera langsdorfii</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Fabaceae	<i>Copaifera trapezifolia</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Fabaceae	<i>Dalbergia frutescens</i>	P	NV	S anti-herb.
Fabaceae	Fabaceae sp.	Indet.	indet.	S anti-herb.
Fabaceae	Fabaceae sp. 2	indet.	indet.	S anti-herb.
Fabaceae	<i>Inga sellowiana</i>	M	Ma	S anti-herb.
Fabaceae	<i>Inga sessilis</i>	M	Ma	S anti-herb.
Fabaceae	<i>Pterocarpus rohrii</i>	P	NV	S anti-herb.
Fabaceae	<i>Zollernia ilicifolia</i>	M	A+Ch	S anti-herb.
Icacenaceae	<i>Citronella paniculata</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Icacinaceae	cf. <i>Citronella</i> sp.	P	A+Ch	S anti-herb.
Icacinaceae	<i>Citronella</i> cf. <i>paniculata</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Lauraceae	cf. <i>Ocotea</i> sp.	M	A+Ch	anti-herb.
Lauraceae	<i>Cryptocarya mandioccana</i>	G	Ma	anti-herb.
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i>	M	A+Ch	anti-herb.
Lauraceae	Lauraceae sp.	M	Zoo	anti-herb.
Lauraceae	<i>Ocotea aciphylla</i>	M	A+Ch	anti-herb.
Lauraceae	<i>Ocotea catharinensis</i>	M	A+Ch	anti-herb.
Lauraceae	<i>Ocotea</i> cf. <i>dispersa</i>	M	A+Ch	anti-herb.
Lauraceae	<i>Ocotea</i> sp.	M	A+Ch	anti-herb.
Lauraceae	<i>Ocotea teleiandra</i>	M	A+Ch	anti-herb.
Loganiaceae	cf. <i>Spigelia</i> sp.	P	NV	anti-herb.
Malpighiaceae	<i>Heteropterys nitida</i>	P	NV	S anti-herb.
Marantaceae	<i>Calathea communis</i>	P	NV	S anti-herb.
Marantaceae	<i>Ctenanthe lanceolata</i>	P	NV	S anti-herb.
Marantaceae	<i>Stromanthe</i> sp.	P	A+Ch	S anti-herb.
Melastomataceae	<i>Bertolonia mosenii</i>	P	NV	S anti-herb.
Melastomataceae	cf. <i>Ossaea</i> sp.	P	A+Ch	S anti-herb.
Melastomataceae	<i>Leandra</i> sp.	P	Zoo	anti-herb.
Melastomataceae	Melastomataceae sp. 1	P	indet.	S anti-herb.
Melastomataceae	Melastomataceae sp. 2	P	indet.	S anti-herb.
Melastomataceae	<i>Miconia</i> cf. <i>pussiliflora</i>	P	A+Ch	anti-herb.
Melastomataceae	<i>Miconia cubatanensis</i>	P	A+Ch	anti-herb.
Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp. 1	P	A+Ch	anti-herb.
Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp. 2	P	A+Ch	anti-herb.
Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp. 3	P	A+Ch	anti-herb.

Continua

Tabela I. Continuação

Família	Espécie ou morfoespécie	Grupos funcionais		
		Tamanho da semente	Dispersão	Defesa contra herbivoria
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Menispermaceae	<i>Abuta</i> cf. <i>selloana</i>	G	Ma	S anti-herb.
Menispermaceae	cf. <i>Abuta</i> sp.	G	Ma	S anti-herb.
Monimiaceae	<i>Mollinedia</i> cf. <i>uleana</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i>	P	Zoo	anti-herb.
Myrsinaceae	cf. Myrsinaceae sp.	M	Zoo	S anti-herb.
Myrsinaceae	<i>Rapanea ferruginea</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Myrsinaceae	<i>Rapanea</i> sp. 1	P	A+Ch	S anti-herb.
Myrtaceae	<i>Calyptanthes lanceolata</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Myrtaceae	<i>Campomanesia guaviroba</i>	P	Ma	S anti-herb.
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> aff. <i>stigmatica</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> cf. <i>cambucarana</i>	M	Zoo	S anti-herb.
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> cf. <i>cambucarana</i>	M	Ma	S anti-herb.
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> cf. <i>platisema</i>	M	Zoo	S anti-herb.
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> cf. <i>subavenia</i>	M	A+Ch	S anti-herb.
Myrtaceae	<i>Eugenia magnifica</i>	G	Ma	S anti-herb.
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp	Indet.	Zoo	S anti-herb.
Myrtaceae	<i>Myrceugenia</i> cf. <i>myrcioides</i>	M	Ma	S anti-herb.
Myrtaceae	<i>Myrcia</i> cf. <i>tenuivenosa</i>	M	Zoo	S anti-herb.
Myrtaceae	<i>Myrcia pubipeta</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Myrtaceae	Myrtaceae sp	indet.	Zoo	S anti-herb.
Myrtaceae	<i>Plinia</i> cf. <i>pauciflora</i>	M	A+Ch	S anti-herb.
Myrtaceae	<i>Plinia complanata</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Myrtaceae	<i>Plinia</i> sp. 1	M	A+Ch	S anti-herb.
Nyctaginaceae	cf. <i>Guapira</i> sp	P	A+Ch	S anti-herb.
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Oleaceae	<i>Chioanthus filiformis</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Piperaceae	<i>Piper</i> cf. <i>aduncum</i>	P	A+Ch	anti-herb.
Piperaceae	<i>Piper setebarrensis</i>	P	A+Ch	anti-herb.
Piperaceae	<i>Piper</i> sp. 1	P	A+Ch	anti-herb.
Poaceae	<i>Chusquea</i> sp. 1	P	NV	S anti-herb.
Poaceae	<i>Chusquea</i> sp. 2	P	NV	S anti-herb.
Poaceae	Poaceae sp. 1	P	NV	S anti-herb.
Poaceae	Poaceae sp. 2	P	NV	S anti-herb.
Polygonaceae	cf. <i>Ruprechtia</i> sp.	P	NV	S anti-herb.

Continua

Tabela I. Continuação

Família	Espécie ou morfoespécie	Grupos funcionais		
		Tamanho da semente	Dispersão	Defesa contra herbivoria
Polygonaceae	<i>Coccoloba</i> sp.	P	A+Ch	S anti-herb.
Primulaceae	<i>Ardisia guianensis</i>	M	A+Ch	S anti-herb.
Rubiaceae	<i>Amaioua intermedia</i>	P	A+Ch	anti-herb.
Rubiaceae	<i>Bathysa australis</i>	P	NV	anti-herb.
Rubiaceae	cf. <i>Bathysa</i> sp.	P	NV	anti-herb.
Rubiaceae	cf. <i>Ixora</i> sp.	P	A+Ch	anti-herb.
Rubiaceae	<i>Faramea</i> sp.	P	A+Ch	anti-herb.
Rubiaceae	<i>Posoqueria acutifolia</i>	G	Ma	anti-herb.
Rubiaceae	<i>Psychotria</i> sp.	P	A+Ch	anti-herb.
Rubiaceae	<i>Psychotria suterella</i>	P	A+Ch	anti-herb.
Rubiaceae	Rubiaceae sp.	P	A+Ch	anti-herb.
Rubiaceae	<i>Rudgea jasminoides</i>	P	A+Ch	anti-herb.
Rutaceae	<i>Esenbeckia grandiflora</i>	P	NV	S anti-herb.
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Salicaceae	<i>Casearia obliqua</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Salicaceae	<i>Casearia</i> sp.	P	A+Ch	S anti-herb.
Salicaceae	cf. <i>Casearia</i> sp.	P	A+Ch	S anti-herb.
Sapindaceae	<i>Allophylus</i> sp.	P	A+Ch	S anti-herb.
Sapindaceae	<i>Cupania</i> cf. <i>oblongifolia</i>	M	A+Ch	S anti-herb.
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i>	M	A+Ch	S anti-herb.
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i>	M	A+Ch	S anti-herb.
Sapindaceae	<i>Matayba</i> cf. <i>guianensis</i>	P	A+Ch	S anti-herb.
Sapindaceae	<i>Matayba guianensis</i>	P	A+Ch	anti-herb.
Sapindaceae	<i>Serjania</i> sp. 1	P	NV	S anti-herb.
Sapindaceae	<i>Serjania</i> sp. 2	P	NV	S anti-herb.
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum inornatum</i>	P	Ma	anti-herb.
Sapotaceae	<i>Micropholis</i> cf. <i>crassipedicellata</i>	M	Zoo	anti-herb.
Sapotaceae	<i>Pouteria bullata</i>	G	Zoo	anti-herb.
Smilacaceae	<i>Smilax</i> sp.	P	A+Ch	S anti-herb.
Solanaceae	cf. Solanaceae sp.	P	Zoo	S anti-herb.
Symplocaceae	cf. <i>Symplocos</i> sp.	P	NV	S anti-herb.
Indeterminada	Indeterminada Parcela 1	indet.	indet.	indet.
Indeterminada	Indeterminada Parcela 2	indet.	indet.	indet.
Indeterminada	Indeterminada sp. 1 Parcela 4	indet.	indet.	indet.
Indeterminada	Indeterminada sp. 2 Parcela 4	indet.	indet.	indet.
Indeterminada	Indeterminada sp. 1 Parcela 5	indet.	indet.	indet.
Indeterminada	Indeterminada sp. 2 Parcela 5	indet.	indet.	indet.
Indeterminada	Indeterminada sp. 1 Parcela 7	indet.	indet.	indet.

Continua

Tabela I. Continuação

Família	Espécie ou morfoespécie	Grupos funcionais		
		Tamanho da semente	Dispersão	Defesa contra herbivoria
Indeterminada	Indeterminada sp. 2 Parcela 7	indet.	indet.	indet.
Indeterminada	Indeterminada sp. 1 Parcela 8	indet.	indet.	indet.
Indeterminada	Indeterminada sp. 2 Parcela 8	indet.	indet.	indet.
Indeterminada	Indeterminada Parcela 10	indet.	indet.	indet.
Indeterminada	Indeterminada sp. 1 Parcela 11	indet.	indet.	indet.
Indeterminada	Indeterminada sp. 2 Parcela 11	indet.	indet.	indet.
Indeterminada	Indeterminada Parcela 13	indet.	indet.	indet.
Indeterminada	Indeterminada Parcela 14	indet.	indet.	indet.