



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI
EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

ANNÍCIA BARATA SILVA MACIEL FERREIRA

**DROSOPHILIDAE (INSECTA, DIPTERA) COMO INDICADOR DE DEGRADAÇÃO
FLORESTAL NA ÁREA DE ENDEMISMO BELÉM, AMAZÔNIA ORIENTAL**

BELÉM/PA

2016



INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

ANNÍCIA BARATA SILVA MACIEL FERREIRA

**DROSOPHILIDAE (INSECTA, DIPTERA) COMO INDICADOR DE DEGRADAÇÃO
FLORESTAL NA ÁREA DE ENDEMISMO BELÉM, AMAZÔNIA ORIENTAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará (UFPA), em parceria com o Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG) e a Embrapa Amazônia Oriental (EMBRAPA), como requisito básico para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Área de Concentração: Clima e dinâmica socioambiental na Amazônia;

Orientadora: Dra. Marlúcia Bonifácio Martins

BELÉM/PA

2016

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Biblioteca do Instituto de Geociências/SIBI/UFPA

Ferreira, Annícia Barata Silva Maciel, 1991-

Drosophilidae (Insecta, Diptera) como indicador de degradação florestal na área de endemismo Belém, Amazônia Oriental / Annícia Barata Silva Maciel Ferreira. – 2018

80 f. : il. ; 30 cm

Inclui bibliografias

Orientadora: Marlúcia Bonifácio Martins

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Pará, Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Belém, 2016.

1. Drosofilídeo - Amazônia. 2. Indicadores biológicos - Amazônia. 3. Reservas florestais - Amazônia. 4. Florestas - Amazônia. I. Título.

CDD 22. ed.: 595.77409811

Elaborado por
Hélio Braga Martins
CRB-2/698

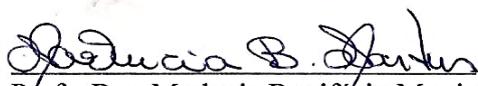
ANNÍCIA BARATA SILVA MACIEL FERREIRA

**ESPÉCIES INVASORAS DE DROSOPHILIDAE (INSECTA, DIPTERA) COMO
INDICADORAS DE DEGRADAÇÃO FLORESTAL NA ÁREA DE ENDEMISMO
BELÉM, AMAZÔNIA ORIENTAL**

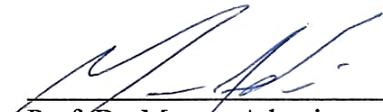
Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais, Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará em parceria com o Museu Paraense Emílio Goeldi e a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária da Amazônia Oriental, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais. Área em Clima e Dinâmica Socioambiental na Amazônia.

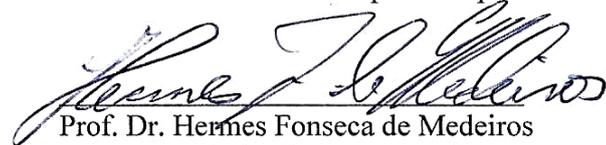
Data de aprovação: 31/03/2016

Banca Examinadora:


Orientadora
Prof. Dra. Marluvia Bonifácio Martins
Doutora em Ecologia
Museu Paraense Emílio Goeldi


Prof. Dr. Leandro Valle Ferreira
Doutor em Biologia
Museu Paraense Emílio Goeldi


Prof. Dr. Marcos Adami
Doutor em Sensoriamento Remoto
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais


Prof. Dr. Hermes Fonseca de Medeiros
Doutor em Ecologia
Universidade Federal do Pará

AGRADECIMENTOS

À minha Orientadora, Dra. Marlúcia Bonifácio Martins, pela confiabilidade, paciência e contribuições do seu profundo conhecimento em estudos ecológicos ao desenvolvimento deste trabalho.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia de Insetos (LEI) do Museu Paraense Emílio Goeldi e do Projeto INCT – Perda de Biodiversidade nos municípios do Arco do desmatamento, em especial a Leonardo Trevelin, Rosângela Santa Brígida, Rosângela Amador, Ivaneide Furtado, Leandra Cardoso, Leda Costa, Alessandra Lopes, André Palmeira e José Pena, pelo apoio durante as atividades de identificação taxonômica, viagens de campo e pelo incentivo e amizade sobretudo nos momentos de dificuldades.

Ao Dr. Overall pela ajuda com a tradução para o inglês do resumo.

Aos meus pais, Joffre e Alice, por acreditarem com muito amor e perseverança na trajetória de seus filhos.

Aos meus sobrinhos Hiago e Ana Alice, por em momentos turbulentos me trazerem paz.

À minha irmã Alíccia e seu marido, Márcio, por disponibilizarem sua casa e acesso à internet para o desenvolvimento da minha pesquisa quando não tinha outro lugar disponível para estudar.

Aos demais familiares que acreditam e apoiam a minha trajetória acadêmica.

Aos meus amigos Sue, Rodrigo, Sabrina e Renata Tenório pelo apoio na realização deste trabalho e sincera amizade que há anos me acompanha e me faz ser uma pessoa melhor, assim como aos demais amigos não citados, mas que com certeza ajudaram indiretamente quando trouxeram bons momentos que descontraíram o estresse e cansaço, possibilitando um começar de novo.

Ao programa de pós-graduação em ciências ambientais da UFPA e a Capes pela bolsa de estudo.

A todos os envolvidos no projeto INCT– Perda de Biodiversidade nos municípios do Arco do desmatamento, que financeiramente possibilitaram a realização deste trabalho, assim como aos diferentes colaboradores nativos das regiões aqui estudadas que apoiaram logisticamente o trabalho em campo.

E aos demais amigos e colegas que estiveram comigo nestes dois anos e contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho.

RESUMO

A degradação florestal é uma ameaça iminente à Floresta Amazônica e sua biodiversidade. Alterações ambientais, às quais as florestas degradadas estão sujeitas tem como consequência a facilitação de um processo contínuo de invasão por espécies exóticas. Este estudo testou as espécies exóticas da guilda frugívora de drosofilídeos como indicadores de degradação para oito remanescentes de floresta da área de endemismo Belém. Foram feitas análises da paisagem considerando a variável porcentagem de floresta primária no entorno do sítio de estudo (*buffer* de 10 km) e da unidade amostral (*buffer* de 100 m) assim como oito variáveis de estrutura da vegetação (densidade de árvores; área basal da comunidade arbórea; densidade de sub-bosque; cobertura de dossel; densidade e intensidade de cipós e lianas; diâmetro médio das árvores maiores que 10 cm; e densidade de *Cecropia* spp.) para definir um possível gradiente de degradação entre as florestas estudadas e avaliar assim a resposta da guilda de drosofilídeos frugívoros a este gradiente. Foram coletados com armadilhas com iscas de banana fermentada um total de 5278 indivíduos, distribuídos em 33 espécies, sendo 2803 indivíduos pertencentes a seis espécies exóticas, sobretudo de *D. malerkotliana*. A estrutura do habitat (analisado a partir das características estruturais da vegetação) foi mais importante do que a estrutura da paisagem sobre a guilda de drosofilídeos frugívoros. Áreas com maior intensidade de distúrbio no habitat demonstrado por variáveis de estrutura da vegetação suportaram mais espécies exóticas, as áreas com baixo distúrbio apresentaram dominância em espécies neotropicais. Nove espécies indicadoras de áreas categorizadas como degradadas, intermediárias e conservadas foram selecionadas a partir do Valor Indicador Individual (IndVal), foram: *Drosophila melanogaster*, *Zaprionus indianus* e *Scaptodrosophila latifasciaeformis* para sítios degradados; *D. subsaltans* e *D. camargoi* para sítios conservados; e o morfospécie AC10001 e *D. fumipennis* para sítios intermediários. Tanto a lista faunística geral quanto a riqueza de espécies encontradas podem indicar a condição da floresta quanto à degradação. A guilda de drosofilídeos frugívoros mostrou-se importante ferramenta de conservação e entendimento sobre respostas da biodiversidade à intervenção por atividades humanas em ambientes florestais. Além disso, estes organismos são capazes de expressar pequenas alterações na sua comunidade frente às condições do habitat, e podem permitir a detecção de modificações ainda em seus estágios iniciais, permitindo uma avaliação precoce dos impactos sobre a biodiversidade.

Palavras-chave: Drosofilídeos. Bioindicadores. Remanescentes florestais. Floresta Amazônica.

ABSTRACT

Forest degradation results is a major threat to the biodiversity of the Amazon. One of the consequence of degradation is to facilitate colonization by exotic species. This study tested exotic species of frugivorous Drosophilidae as indicators of forest degradation in eight forest remnants in the Belém Endemic Center in northern Brazil. The percentages of primary forest within 10 km and within 100 m of the collection site, as well as eight vegetation structural variables (tree density, basal tree area, understory density, canopy cover, vine density and intensity, average diameter of trees (dbh>10 cm), and *Cecropia* spp. density) were analyzed to define a gradient of forest degradation. A total of 5278 fruit flies of 33 species were collected in traps baited with fermented bananas, of which 2803 were exotics, mostly *D. malerkotliana*. Vegetation structure was more important than landscape structure on the fruit fly guild. More disturbed areas, as shown by vegetation analysis, had a greater number of exotic species, while less disturbed areas had mostly neotropical species. Nine indicator species of degraded, partially degraded, and undisturbed forests were selected based on their Individual Indicator Values (IndVal). These are: *Drosophila melanogaster*, *Zaprionus indianus* and *Scaptodrosophila latifasciaeformis* for degraded sites; *D. subsaltans* and *D. camargoi* for well conserved sites; and *D. fumipennis*, and morpho-species AC10001 for partially degraded sites. Both the list of observed species and the number of fruit fly species can indicate the degree of forest degradation. The guild of frugivorous Drosophilidae can be an important tool in forest conservation and in understanding the effect of anthropogenic interventions on forest environments. An addition advantage to use the contrast between exotic and native species is the taxonomic identification, exotic fruit flies are readily recognizable and distinct from native species. Moreover, these organisms are sensitive to slight environmental alterations and should permit the detection of changes in the initial stages of invasion by exotic species, thus giving an early warning of impacts to the forest biota.

Key words: Drosophilid fruit-fly. Bio-indicator. Forest remnants. Amazon forest.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1 Delimitação e localização dos remanescentes florestais estudados da área de endemismo Belém. 23
- Figura 2 Porcentagem de floresta primária em cada remanescente da área de endemismo Belém classificada pelo TerraClass (2012) para o entorno de 10 km. Porcentagem de floresta degradada capturada pelo DEGRAD (2007 a 2013) no mesmo entorno. 29
- Figura 3- Classificação da cobertura do solo pelo TerraClass de 2012 e delimitação das áreas degradadas pelo sistema Degrad para os remanescentes florestais de Bom Jardim, Centro Novo e Viseu, considerando um entorno de 10 km da área amostrada e 100 m das unidades amostrais (círculo em vermelho). 30
- Figura 4- Classificação da cobertura do solo pelo TerraClass de 2012 e delimitação das áreas degradadas pelo sistema Degrad para os remanescentes florestais de Nova Timboteua, Moju e Governador Nunes Freire considerando o entorno de 10 km da área amostrada e de 100 m das unidades amostrais (círculo em vermelho). 31
- Figura 5- Classificação da cobertura do solo pelo TerraClass de 2012 e delimitação das áreas degradadas pelo sistema Degrad para os remanescentes florestais de Paragominas e Mirinzal considerando o entorno de 10 km da área amostrada e 100 m e das unidades amostrais (círculo em vermelho.) 32
- Figura 6 Teste de comparação múltipla de Tukey para densidade de árvores e densidade de cipós e lianas (padronizadas) em sete remanescentes de floresta primária na área de endemismo Belém. Letras distintas indicam diferenças significativas entre os remanescentes para o conjunto de variáveis da vegetação. 36
- Figura 7 Teste de comparação múltipla de Tukey para DAP e cobertura de dossel (padronizadas) em sete remanescentes de floresta primária na área de endemismo Belém. Letras distintas indicam diferenças significativas entre os remanescentes para o conjunto de variáveis da vegetação. 37
- Figura 8 Teste de comparação múltipla de Tukey para densidade de sub-bosque e intensidade de cipós (padronizadas) em sete remanescentes de floresta primária na área de endemismo Belém. Letras distintas indicam diferenças significativas entre os remanescentes para o conjunto de variáveis da vegetação. 38
- Figura 9 Teste de comparação múltipla de Tukey para área basal da comunidade arbórea e densidade de *Cecropia* spp. (padronizadas) em sete remanescentes de floresta primária na área de endemismo Belém. Letras distintas indicam diferenças significativas entre os remanescentes para o conjunto de variáveis da vegetação. 39
- Figura 10 Análise de componentes principais das variáveis de estrutura da vegetação para 70 unidades amostrais da área de endemismo Belém. CNM: Centro Novo do Maranhão; BJM: Bom Jardim; GNF: Governador Nunes Freire; VIS: Viseu; NT: Nova Timboteua; PGM: Paragominas; MOJ: Moju. 41

Figura 11	Combinções lineares formadas pela ordenação do PCA para variáveis de estrutura da vegetação em sete remanescentes de floresta primária na área Belém. Darv: densidade de árvores; Dcip: densidade de cipós; Cdoss: cobertura de dossel; Icip: intensidade de cipós; Cdoss: cobertura de dossel; Icip: intensidade de cipós; Abasal: área basal; Dap: diâmetro médio (Dap > 10 cm).....	41
Figura 12	Análise discriminante dos valores de pc1 e pc2 para categorização da degradação em sete remanescentes florestais da área de endemismo Belém.....	43
Figura 13	Número de indivíduos seguindo a ordem entre parênteses, número de espécies totais, neotropicais e exóticas capturados nos oito sítios de estudo da área de endemismo Belém.	44
Figura 14	Proporção de indivíduos de espécies exóticas e variação na porcentagem de floresta em um entorno de 10 km para cada sítio estudado da área de endemismo Belém.....	49
Figura 15	Comparação múltipla de Tukey para abundância (gráfico A) e riqueza (gráfico B) de espécies exóticas e nativas do Neotrópico na área de endemismo Belém. Letras distintas indicam diferenças significativas de cada variável.	50
Figura 16	Resultados da ordenação com NMDS da composição de espécies de drosofilídeos frugívoros considerando um gradiente de degradação florestal (stress < 0,18). Degradado “x” em verde, intermediário cruz em vermelho e conservado círculo em preto.....	53
Figura 17	Aspectos da estrutura da vegetação da vegetação dos sítios de Bom Jardim-Maranhão (A) e Mirinzal-Maranhão (B), observar a alta abundância de cipós e lianas em ambas as florestas.	63
Figura 18	Imagens da cobertura de dossel capturadas com uma câmera fotográfica Nikon D3200. A - ponto 1 de Centro Novo do Maranhão com 87,32% de cobertura dossel. B - ponto 4 de Viseu-Pará com 77,56% de cobertura. C – ponto 1 em de Mirinzal-Maranhão com de 69,76 de cobertura de dossel.....	64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Denominação e localização dos sítios de estudo.....	24
Tabela 2 Área de cobertura de cada tipologia identificada no TerraClass (2012) e porcentagem de floresta primária para o entorno de 100 m de cada unidade amostral dos oito sítios da AEB.	33
Tabela 3 Valores médios do conjunto de variáveis de estrutura da vegetação e resultados de MANOVA (análise de variância multivariada) em sete florestas da área de endemismo Belém.....	35
Tabela 4 Escores das variáveis de estrutura da vegetação em relação aos eixos da análise de componentes principais (PCA).....	42
Tabela 5 Lista das espécies encontradas e número de indivíduos nos oito remanescentes de floresta estudadas na área de endemismo Belém, com a indicação da origem geográfica das espécies (e) exóticas e espécies (n) neotropicais.....	45
Tabela 6 Modelo linear geral (GLM) para valores de abundância e riqueza de espécies exóticas e neotropicais entre os oito sítios de estudos.....	49
Tabela 7 Coeficiente de correlação de Pearson (R) entre os parâmetros da guilda de drosofilídeos e as variáveis de estrutura da vegetação em sete áreas remanescentes de floresta primária e entre PC1 e PC2 usados como descritores de degradação florestal.	52
Tabela 8 Valores indicadores individuais (IndVal) e significância para 9 espécies de Drosophilidae considerando graus de degradação em florestas da área de endemismo Belém.....	53

SUMÁRIO

1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS	12
1.1 Degradação florestal e a biodiversidade: relação, efeito e espécies exóticas	12
1.2 A família Drosophilidae	14
1.3 Área de Endemismo Belém: breve histórico da ocupação humana, mudança da paisagem e estado atual das florestas	15
1.4 Estrutura da dissertação	17
2 ESPÉCIES EXÓTICAS DE DROSOPHILIDAE (INSECTA, DIPTERA) COMO INDICADORAS DE DEGRADAÇÃO FLORESTAL NA ÁREA DE ENDEMISMO BELÉM, AMAZÔNIA ORIENTAL	18
2.1 Introdução	21
2.2 Material e métodos	23
2.2.1 Área de estudo	23
2.2.2 Análise da paisagem	25
2.2.3 Coleta dos dados biológicos	26
2.2.4 Estrutura da vegetação	26
2.2.5 Análise dos dados	27
2.3 Resultados	28
2.3.1 A paisagem da Área de Endemismo Belém	28
2.3.2 Estrutura da vegetação	35
2.3.3 Ordenação e classificação dos remanescentes de floresta primária quanto ao grau de degradação	40
2.3.4 Estrutura da Guilda frugívora de Drosophilidae	44
2.3.5 Família Drosophilidae como indicadora de degradação florestal	48
2.3.6 Espécies indicadoras	53
2.4 Discussão	54

2.5 Conclusão	59
3 MATERIAL SUPLEMENTAR	61
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	65
REFERÊNCIAS	66
APÊNDICES	74
APÊNDICE A AUTOVALORES E VARIAÇÃO DA PORCENTAGEM DE EXPLICAÇÃO DOS SEIS PRIMEIROS EIXOS DE ORDENAÇÃO DA ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (PCA).	75
APÊNDICE B VALORES DOS COMPONENTES BASEADO EM COMBINAÇÕES LINEARES DE SEIS VARIÁVEIS DE ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO EM SETE REMANESCENTES DE FLORESTA PRIMÁRIA DA ÁREA DE ENDEMISMO BELÉM.	75
APÊNDICE C RESULTADOS DE P-VALOR PARA O CONJUNTO DE VARIÁVEIS DE ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO COMPARANDO-SE SETE REMANESCENTE DE FLORESTA PRIMÁRIA, OBTIDOS PELO TESTE DE TUKEY DE SIGNIFICÂNCIA; *5% NÍVEL DE SIGNIFICÂNCIA.	78
APÊNDICE D RESULTADOS DE P-VALOR PARA CORRELAÇÃO DE PEARSON PARA VARIÁVEIS DA VEGETAÇÃO, COMPONENTES PRINCIPAIS DA DEGRADAÇÃO FLORESTAL E ABUNDÂNCIA E RIQUEZA DE ESPÉCIES NATIVAS E EXÓTICAS DA GUILDA DE DROSOFILÍDEOS FRUGÍVOROS DE DA ÁREA DE ENDEMISMO BELÉM. * NÍVEL DE SIGNIFICÂNCIA 5%	80
APÊNDICE E VALORES DE P NA COMPARAÇÃO MÚLTIPLA DE TUKEY PARA ABUNDÂNCIA E RIQUEZA DE ESPÉCIES EXÓTICAS E NATIVAS DO NEOTRÓPICO NA ÁREA DE ENDEMISMO BELÉM.	81

1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

1.1 Degradação florestal e a biodiversidade: relação, efeito e espécies exóticas

De acordo com a Convenção da Diversidade Biológica de 1992, entende-se por biodiversidade ou diversidade biológica como sendo a variabilidade de organismos vivos de qualquer origem, compreendendo, dentre outros, aqueles presentes nos ecossistemas terrestres, de água doce, marinhos, e nos diversos complexos ecológicos relacionados a cada um deles, e ainda, a diversidade inter e intra espécies e ecossistemas. Levando-se em conta isto, o bioma amazônico é um dos mais ricos em termos de diversidade biológica. Entretanto, atualmente as florestas amazônicas enfrentam uma série de processos que estão degradando (DINIZ et al., 2015) e com consequências severas para a biodiversidade (TUNDISI et al., 2014).

De acordo com o Duraiappah et al. (2005), degradação florestal é definida como a redução da capacidade de uma floresta em fornecer serviços ecossistêmicos ou a perda de parte da sua biodiversidade, depois que esta passa por processos antropogênicos de mudanças ambientais. É consenso que esta perda temporária devido a colheita sustentável ou perturbação natural na floresta não é considerada como degradação, e que ainda, a degradação terá um efeito mais duradouro quando a capacidade de regenerar for prejudicada, por exemplo, na sequência de erosão do solo, perda de bancos de sementes ou fragmentação causada pelo desmatamento em áreas adjacentes (ROSENQVIST, 2014).

Desta forma, a degradação florestal não é definida apenas pela redução de áreas florestais, mas complementada pela redução da qualidade de uma floresta, e isto está relacionado aos diferentes componentes estruturais (vegetação, fauna, solo, etc.) dos ecossistemas florestais, as interações entre componentes e a funcionalidade destes (FAO, 2003). É importante ressaltar que a cobertura florestal não é o indicador único da conservação florestal, sendo fundamental se considerar também a integridade ou qualidade das florestas remanescentes, já que o conceito de degradação depende fortemente da escala de observação, tanto espacial (a um nível de habitat ou a uma escala de paisagem, por exemplo) quanto temporal (FERREIRA et al., 2015). As formas mais comuns de degradação das florestas tropicais incluem a colheita predatória de produtos florestais madeireiros e não madeireiros, excesso de caça e incêndios de baixa intensidade do sub-bosque que matam as árvores menores e a regeneração, e encurtam a vida das plantas maiores (PUTZ; REDFORD, 2010).

Em termos de amplitude de área de floresta degradada, a exploração madeireira tradicional abrange uma extensão considerável. Segundo Almeida et al. (2006) esta atividade engloba operações de derrubada de árvores, arraste e transporte de toras, que afetam, diferencialmente, o ecossistema florestal, além disso a abertura de clareiras e os danos causados às árvores remanescentes, resultam no isolamento de manchas de floresta, restringindo os movimentos da fauna, aumentando as chances de queimadas e redução na qualidade do habitat.

Geralmente a degradação leva a grandes desflorestamentos devido a facilidade de conversão de florestas degradadas em áreas para o desenvolvimento de atividades de agropecuária. Um dos efeitos da degradação é alterar o microclima da floresta, reduzindo a umidade relativa e por isto, as áreas de floresta degradadas apresentam maior penetrabilidade e inflamabilidade do que as florestas intactas (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais- INPE, 2008).

Tratando-se dos efeitos diretos das mudanças nos padrões estruturais da vegetação em decorrência da degradação, a dinâmica e sobrevivência da população de espécies de acordo com Dale et al. (1994) podem ser direcionados a dois quesitos primordiais, sendo: i) requerimento de área, mínimo de área do contínuo florestal que um organismo precisa para manter seu padrão de comportamento como estratégias de alimentação e estrutura social e, ii) requerimento de habitats especializados, relacionado a como os recursos vitais estão distribuídos no tempo e no espaço e a abundância relativa de habitats adequados. Ambos estão diretamente relacionados as necessidades de cada espécie.

Dessa perspectiva, as alterações no ecossistema florestal por intervenção de atividades humanas podem levar a perda de espécies, de genes, da fragmentação florestal ou de conversão em larga escala dos ecossistemas florestais a outras tipologias e conseqüentemente a redução de funções ecossistêmicas essenciais como polinização, decomposição, dispersão de sementes, sequestro de carbono, dentre outras. Além disto, a invasibilidade por espécies exóticas também pode ser um indicador dos efeitos da degradação florestal sobre a biodiversidade. (THOMPSON et al., 2011) (GIBSON et al., 2011).

Em geral, os termos espécie exótica, espécie introduzida e também espécie alóctone são variantes e podem ser considerados sinônimos (VITULE; PRODOCIMO, 2012). Trata-se de espécies que ocorrem fora de sua área de distribuição natural, como resultado de dispersão, em geral, facilitada por atividades humanas (LOCKWOOD et al., 2007). Além

disso, como foi proposto na Convenção da Diversidade Biológica de 1992, estão neste grupo espécies que exerçam dominância ou ameacem espécies nativas ou ecossistemas naturais.

Entre alguns dos fatores que caracterizam a susceptibilidade de uma área a invasão estão os altos níveis de distúrbios por atividades antrópicas e a similaridade com seu habitat de origem, ao qual o amplo nicho ecológico e elevado grau de plasticidade fenotípica são as principais características que levam ao sucesso e estabelecimento de espécies invasoras (GUO, 2006).

1.2 A família Drosophilidae

Pertencem a família Drosophilidae (ordem Díptera) os insetos comumente chamados de drosofilídeos. Esta família é composta por aproximadamente 4.270 espécies distribuídas em 77 gêneros, sendo que o gênero *Drosophila* Fallén 1823 é o mais diverso, apresentando em torno de 1.187 espécies (BÄCHLI, 2015). Esta família é amplamente distribuída em todo o mundo, com exceção das zonas glaciais extremas. Dadas as características peculiares, muitas espécies são restritas a áreas de florestas, enquanto que outras são cosmopolitas, altamente associadas a atividades humanas (PAVAN, 1959). Os drosofilídeos são tradicionalmente utilizados em estudos tanto em áreas da genética e evolução, como ecologia e biologia da conservação (DA MATA et al., 2010; GOTTSCHALK, 2008). No Brasil estas moscas são estudadas nos mais diversos tipos de ambiente: Manguezais (SCHIMTZ et al., 2010), Cerrado (DA MATA; TIDON, 2013), Caatingas (GARCIA et al., 2014), Restingas (BIZZO et al., 2010), Pampas (POPPE et al., 2012), Florestas (MARTINS 2001) e ambientes urbanos (AVONDET et al., 2003).

A família Drosophilidae são formadas por organismos cuja reprodução, desenvolvimento, fisiologia e comportamento estão estritamente associados a fatores ambientais e utilização de recursos (PARSONS, 1994). O sucesso dessa associação vai determinar a persistência ou não destas espécies em um local. Há também alguns drosofilídeos que conseguem tolerar e resistir à certas condições abióticas e se estender para diferentes regiões geográficas, que vão caracterizar a invasibilidade por drosofilídeos exóticos (LEÃO; TIDON, 2004; DÖGE et al., 2015). Os principais recursos alimentares utilizados por drosofilídeos são leveduras presentes em flores, frutos e outras partes vegetais em decomposição, além disso, utilizam grande variedade de substrato para processos de oviposição, desenvolvimento larval e corte (DOBZHANSKY; PAVAN, 1950).

O estresse a condições de temperatura, umidade e luminosidade faz com que aspectos do ambiente influenciem na dinâmica populacional dos drosofilídeos principalmente em seus estágios iniciais de desenvolvimento (MARKOW; O'GRADY, 2008). Pois os locais de procriação para os indivíduos adultos podem ser muito flexíveis, quando que para as larvas e pupas existe uma limitação de dispersão já que estão restritas ao local escolhido pela fêmea durante a oviposição (REMER; HEARD, 1998)

Estas moscas são multivoltinas, ou seja, são espécies que apresentam várias gerações por ano (MARKOW; O'GRADY, 2008), e como estas são sensíveis a características ambientais, a rápida reposta em crescimento populacional diante de alterações no habitat define padrões de abundância da comunidade (MARTINS, 1987). Esta família envolve complexas guildas dependendo do tipo de recurso utilizado.

Segundo Magurran (2013), guildas ou guildas locais são grupos de organismos que exploram um mesmo recurso de forma similar e pertencem a uma mesma comunidade, que não necessariamente estão associados taxonomicamente. A guilda de drosofilídeos frugívoros tratada nesse trabalho associa os indivíduos que utilizam de frutos e são relacionados taxonomicamente.

1.3 Área de Endemismo Belém: breve histórico da ocupação humana, mudança da paisagem e estado atual das florestas

Áreas de endemismo são fundamentadas em estudos sobre os padrões de distribuição das espécies e formação e origem da biota regional e são representadas por unidades geográficas que apresentam um conjunto único de espécies (HASEYAMA; CARVALHO, 2011; DA SILVA, 2011). Na região Amazônica atualmente são reconhecidas oito áreas de endemismo (Guiana, Imeri, Napo, Inambari, Rondônia, Tapajós, Xingu e Belém) definidas com base na distribuição de aves e mamíferos. Em geral estas áreas foram limitadas pelos principais rios da região amazônica (SILVA et al., 2005).

A área de Endemismo Belém – AEB compreende um total de 149 municípios, destes, 69 estão localizados no estado do Pará e 80 no estado do Maranhão, em termos de degradação e perda de floresta, a área de endemismo Belém é o caso mais preocupante, pois, além de ser a menor das oito áreas, apresenta um histórico de ocupação territorial antigo (ALMEIDA; VIEIRA, 2010).

As mudanças de paisagem da AEB podem ser explicadas através de eventos socioeconômicos que aconteceram nos últimos séculos, sobretudo, aqueles relacionados ao nordeste paraense. De acordo com Almeida e Vieira (2010) a AEB apresenta duas regiões bastante diferenciadas quanto ao tempo de uso da terra. A primeira delas está localizada acima do Rio Guamá com mais de um século de uso (microrregiões Bragantina e do Salgado Paraense), e a segunda está localizada abaixo do rio Guamá, com uma história de uso e ocupação da terra mais recente, em torno de 50 anos relacionado principalmente a construção da Rodovia Belém-Brasília (BR- 010) na década de 60, e outros frutos do projeto de integração nacional (ALMEIDA; VIEIRA, 2010).

A grande extensão de floresta primária desmatada na AEB está relacionada a três eventos históricos: a abertura da Estrada Real (1616) que ligava Belém até o Maranhão; a construção da Estrada de Ferro (1883-1908) que facilitou o acesso de colônias e núcleos agrícolas; e a construção da ligação telegráfica entre Bragança e São Luís em 1887, no mesmo trecho da Estrada Real (VIEIRA et al., 2007).

O processo de uso e ocupação da maioria dos municípios da AEB reflete o resultado das políticas de intervenção estatal e de apropriação do território Amazônico, desde o final do século XIX. A imigração, principalmente até a primeira metade do século XX, garantiu a ocupação agroextrativista (principalmente agricultura migratória) e uma fase marcada por intensos impactos negativos as florestas (HAYDEN; FRANÇA, 2013). Desta forma, é possível evidenciar que o desflorestamento e a alta pressão demográfica que ocorreram na AEB, incentivados principalmente por estes processos socioeconômicos e políticos ocorridos na região Amazônia, trouxeram um grande impacto nas últimas décadas, ao substituir a floresta primária por áreas de cultivo, capoeiras e florestas degradadas (VIEIRA et al., 2007). Desde o ano de 1997 mais de 65% da floresta já foi convertida em outro tipo de uso, contabilizando uma área desflorestada de aproximadamente 148.000 km² até 2013 (INPE, 2014). A paisagem hoje apresenta-se em mais de 60% como áreas antrópicas principalmente de agropecuária, floresta degradada, solo exposto e floresta sucessional inicial e avançada (ALMEIDA et al., 2013).

A exploração madeireira ilegal, a expansão das atividades agropecuárias e cultivo de monoculturas têm incentivado a degradação e fragmentação da paisagem da AEB. Atualmente restam apenas 28% da sua cobertura florestal original, sob contínua intervenção humana a que está submetida. Desta maneira, a AEB caracteriza-se por um mosaico de habitats alterados por pastagens e florestas super-exploradas (ALMEIDA et al., 2013). Sendo

assim, as contínuas modificações causadas pela intervenção humana em áreas de floresta nativa da AEB têm levado à degradação, fragmentação, destruição e isolamento dos habitats naturais com consequências graves e muitas vezes irreversíveis a biodiversidade, dessa forma a importância das áreas remanescentes como refúgio para a fauna e flora na AEB é incontestável.

1.4 Estrutura da dissertação

Esta dissertação será constituída de um artigo científico a ser submetido a revista *Ecological indicators*. O objetivo principal deste trabalho é utilizar os drosofilídeos como bioindicadores para avaliar o nível de degradação das florestas remanescentes da AEB. Busca-se identificar como estes organismos respondem com relação a invasibilidade de espécies exóticas (com origem em outro continente) e se esta invasibilidade pode servir como indicador precoce de perturbação ambiental sobre a comunidade, contribuindo na orientação de ações necessárias para evitar ou minimizar os efeitos da degradação florestal.

2 ESPÉCIES EXÓTICAS DE DROSOPHILIDAE (INSECTA, DIPTERA) COMO INDICADORAS DE DEGRADAÇÃO FLORESTAL NA ÁREA DE ENDEMISMO BELÉM, AMAZÔNIA ORIENTAL

RESUMO

A degradação florestal é uma ameaça iminente à Floresta Amazônica e sua biodiversidade. Alterações ambientais, às quais as florestas degradadas estão sujeitas tem como consequência a facilitação de um processo contínuo de invasão por espécies exóticas. Este estudo testou as espécies exóticas da guilda frugívora de drosofilídeos como indicadoras de degradação para oito remanescentes de floresta da área de endemismo Belém. Foram feitas análises da paisagem considerando a variável porcentagem de floresta primária no entorno do sítio de estudo (*buffer* de 10 km) e da unidade amostral (*buffer* de 100 m) assim como oito variáveis de estrutura da vegetação (densidade de árvores; área basal da comunidade arbórea; densidade de sub-bosque; cobertura de dossel; densidade e intensidade de cipós e lianas; diâmetro médio das árvores maiores que 10 cm; e densidade de *Cecropia* spp.) para definir um possível gradiente de degradação entre as florestas estudadas e avaliar assim a resposta da guilda de drosofilídeos frugívoros a este gradiente. Foram coletados com armadilhas com iscas de banana fermentada um total de 5278 indivíduos, distribuídos em 33 espécies, sendo 2803 indivíduos pertencentes a seis espécies exóticas, sobretudo de *D. malerkotliana*. A estrutura do habitat (analisado a partir das características estruturais da vegetação) foi mais importante do que a estrutura da paisagem sobre a guilda de drosofilídeos frugívoros. Áreas com maior intensidade de distúrbio no habitat demonstrado por variáveis de estrutura da vegetação suportaram mais espécies exóticas, as áreas com baixo distúrbio apresentaram dominância em espécies neotropicais. Nove espécies indicadoras de áreas categorizadas como degradadas, intermediárias e conservadas foram selecionadas a partir do Valor Indicador Individual (IndVal), foram: *Drosophila melanogaster*, *Zaprionus indianus* e *Scaptodrosophila latifasciaeformis* para sítios degradados; *D. subsaltans* e *D. camargoi* para sítios conservados; e o morfospécie AC10001 e *D. fumipennis* para sítios intermediários. Tanto a lista faunística geral quanto a riqueza de espécies encontradas podem indicar a condição da floresta quanto à degradação. A guilda de drosofilídeos frugívoros mostrou-se importante ferramenta de conservação e entendimento sobre respostas da biodiversidade à intervenção por atividades humanas em ambientes florestais. O uso do contraste entre espécie exóticas e nativas como um indicador de degradação demonstra algumas vantagens adicionais com a

identificação taxonômica, na medida que as espécies exóticas são facilmente identificáveis e bem distintas das nativas. Além disso, estes organismos são capazes de expressar pequenas alterações na sua comunidade frente às condições do habitat, e podem permitir a detecção de modificações ainda em seus estágios iniciais, permitindo uma avaliação precoce dos impactos sobre a biodiversidade.

Palavras-chave: Drosofilídeos. Bioindicadores. Remanescentes florestais. Floresta Amazônica.

ABSTRACT

Forest degradation results is a major threat to the biodiversity of the Amazon. One of the consequence of degradation is to facilitate colonization by exotic species. This study tested exotic species of frugivorous Drosophilidae as indicators of forest degradation in eight forest remnants in the Belém Endemic Center in northern Brazil. The percentages of primary forest within 10 km and within 100 m of the collection site, as well as eight vegetation structural variables (tree density, basal tree area, understory density, canopy cover, vine density and intensity, average diameter of trees (dbh>10 cm), and *Cecropia* spp. density) were analyzed to define a gradient of forest degradation. A total of 5278 fruit flies of 33 species were collected in traps baited with fermented bananas, of which 2803 were exotics, mostly *D. malerkotliana*. Vegetation structure was more important than landscape structure on the fruit fly guild. More disturbed areas, as shown by vegetation analysis, had a greater number of exotic species, while less disturbed areas had mostly neotropical species. Nine indicator species of degraded, partially degraded, and undisturbed forests were selected based on their Individual Indicator Values (IndVal). These are: *Drosophila melanogaster*, *Zaprionus indianus* and *Scaptodrosophila latifasciaeformis* for degraded sites; *D. subsaltans* and *D. camargoi* for well conserved sites; and *D. fumipennis*, and morpho-species AC10001 for partially degraded sites. Both the list of observed species and the number of fruit fly species can indicate the degree of forest degradation. The guild of frugivorous Drosophilidae can be an important tool in forest conservation and in understanding the effect of anthropogenic interventions on forest environments. An addition advantage to use the contrast between exotic and native species is the taxonomic identification, exotic fruit flies are readily recognizable and distinct from native species. Moreover, these organisms are sensitive to slight environmental alterations and should permit the detection of changes in the initial stages of invasion by exotic species, thus giving an early warning of impacts to the forest biota.

Key words: Drosophilid fruit-fly. Bio-indicator. Forest remnants. Amazon forest.

2.1 Introdução

Na Amazônia brasileira mais de 100 mil quilômetros de área florestal foram degradados no período de 2007 a 2013 (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais-INPE, 2015). Esse quadro torna-se mais preocupante pois esta estimativa utiliza dados de sensores remotos, e que devido às limitações físicas, sejam elas relacionadas a resolução radiométrica, espectral ou temporal, podem estar subestimadas. Como a degradação é um processo contínuo que passa por diferentes níveis bióticos, cujas consequências são muitas vezes sutis, manifestam-se lentamente e por vezes tardiamente, o que dificulta as ações mitigadoras (PUTZ; REDFORD, 2010; SASAKI; PUTZ, 2009).

Na literatura, diversas variáveis são utilizadas para indicar a degradação de uma floresta, dependendo do critério a ser analisado (produtividade, biodiversidade, estoque de carbono da floresta, por exemplo), da escala temporal e/ou espacial e das causas. No entanto grande parte dos métodos de monitoramento e detecção em larga escala da degradação florestal estão relacionados à análise de imagens de satélite, pois possibilitam uma visão sinótica e conseguem destacar evidências na floresta, como mudanças na cobertura do dossel, nas condições fitossanitárias e na biomassa arbórea (THOMPSON et al., 2013).

Uma vez que a degradação implica em mudanças na estrutura e funcionalidade da floresta e pode não implicar na mudança de cobertura do solo, o que dificulta a detecção através de sensoriamento remoto (ROSENQVIST, 2014). Além disso, surgem outras dificuldades, a exemplo da baixa disponibilidade e o alto custo de imagens de satélite de alta resolução espacial, associadas a dimensão da área a frequência desejável para ser monitorada. Além disto, há grande quantidade de nuvens nas regiões tropicais, o que limita o imageamento da extensão total do processo analisado (GETZIN et al., 2014; KOH; WICH, 2012).

Tratando-se dos efeitos sobre a biodiversidade, as dificuldades deste monitoramento aumentam, pois neste caso a degradação é a própria perda de espécies. Como muitas delas só aparecem em ambientes bem preservados (MALABIKA, 2011; MOURA et al., 2013), o seu desaparecimento muitas vezes pode ser irreversível, quando é o caso por exemplo de áreas com altos níveis de endemismo. Além disso, algumas espécies são mais importantes do que outras no fornecimento de certas funções ecossistêmicas, assim sua perda conseqüentemente reduz o suporte a produção de

serviços, tais como polinização e dispersão de frutos e sementes, afetando toda uma rede de interações (HELENO et al., 2012).

In loco, a abundância de determinadas espécies ou de certos grupos de espécies comumente têm sido utilizados como indicadores para monitorar a integridade do ecossistema florestal (LAWTON et al., 1998). Estão nestes grupos de espécies bioindicadoras principalmente os invertebrados por apresentam uma rápida resposta a mudanças ambientais, rápido crescimento populacional, grande diversidade em termos de espécies e de habitats utilizados, respostas à qualidade e quantidade de recursos disponíveis, além de ter sua dinâmica populacional altamente influenciada pela heterogeneidade dentro de um mesmo habitat (THOMAZINI; THOMAZINI, 2000) (SIDDIG et al., 2016).

Autores como Parsons, (1991) e Powell (1997) há mais de duas décadas propuseram os drosofilídeos como prováveis bons bioindicadores. Segundo estes autores a grande quantidade de indivíduos, o ciclo de vida curto, a sensibilidade a elementos climáticos e juntamente com o fato dos drosofilídeos serem facilmente coletados por armadilhas e manuseados em laboratório caracterizam estas moscas como excelentes modelos biológicos. Mais recentemente este fato vem sendo confirmado com os trabalhos de, por exemplo, DA MATA et al. (2008) e DA MATA et al. (2010). Segundo estes autores, estas moscas da família Drosophilidae são excelentes para testar a qualidade ambiental e ferramentas no entendimento das condições da biodiversidade em relação a intervenção humana em ambientes naturais, já que elas são fortemente associadas a variações do ambiente e sua sensibilidade às mudanças nas condições de habitat é razoavelmente bem conhecida.

Neste grupo de organismos a maior parte das espécies possui distribuição regional, com alguns endemismos locais já caracterizados (LEBLANC et al., 2013). Algumas espécies têm distribuição cosmopolita e algumas destas estão hoje catalogadas como de grande invasibilidade, como por exemplo *Drosophila ananassae*, *D. melanogaster* e *D. simulans*. As invasões por drosofilídeos no continente americano estão datadas desde os anos 50 e recentemente vários outros registros de espécies invasoras têm sido reportados (DEPRÁ et al., 2014), algumas destas estendidas a Amazônia brasileira (MARTINS, 1989; AMADOR et al., 2011). É evidente que a distribuição das espécies não é aleatória e sim consequência da história evolutiva e restrições ecológicas do gênero *Drosophila* ao habitat, geralmente espécies exóticas invasoras são associadas a áreas abertas ou que passaram por algum distúrbio de

modificação ambiental, já em áreas de florestas não perturbada ou interior de fragmentos florestais mais conservados, são encontradas espécies neotropicais de distribuição mais restrita (ACURIO et al., 2010; DA MATA; TIDON, 2013).

Dentre as oito áreas de endemismo presentes na região Amazônica, a área de endemismo Belém é a mais devastada ambientalmente. Esta situação é agravada em decorrência de sua ocupação territorial de mais de cem anos. Deve se destacar, sobretudo, que durante a construção da rodovia Belém-Brasília e na ocupação da região bragantina no nordeste paraense, as áreas naturais passaram por grande pressão das atividades humanas (VIEIRA et al., 2007). Atualmente resta pouco de sua cobertura florestal original e esta área passa ainda sofre grande pressão antrópica, seja ela oriunda da extração ilegal de madeira e/ou da caça (ALMEIDA et al., 2013).

Não se sabe ao certo qual o estado atual de conservação dessas florestas e pouco se conhece sobre a resposta da biodiversidade ao cenário atual de degradação. Uma das consequências possíveis das modificações que ocorrem em uma floresta degradada pode ser a facilitação de um processo contínuo de colonização por espécies exóticas invasoras, restringindo proporcionalmente a abundância do número de espécies neotropicais. Este trabalho usa a guilda de drosófilídeos frugívoros como bioindicadores e testa a relação entre espécies nativas e exóticas como indicador precoce dos efeitos da degradação florestal.

2.2 Material e métodos

2.2.1 Área de estudo

A Área de endemismo Belém (AEB) está localizada no extremo leste da Amazônia brasileira e sobrepõe a ecorregião do interflúvio Xingu, Tocantins e Araguaia (World Wildlife Fund- WWF, 2016). Abrange uma área de aproximadamente 244.000 km², com vegetação original do tipo floresta Ombrófila Densa, clima tropical chuvoso e solo predominante do tipo latossolo amarelo (ALMEIDA et al., 2013; ALMEIDA; VIEIRA, 2010). As amostragens foram conduzidas em oito remanescentes de floresta ao longo da AEB (figura 1 e tabela 1).

Figura 1 Delimitação e localização dos remanescentes florestais estudados da área de endemismo Belém.

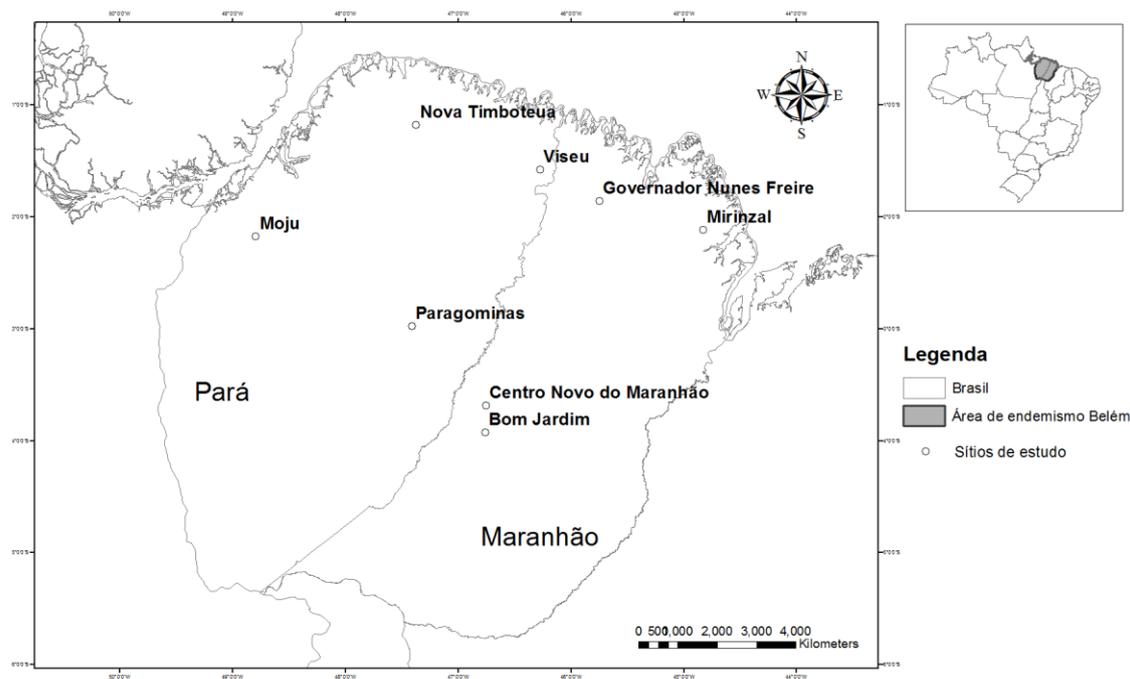


Tabela 1 Denominação e localização dos sítios de estudo.

(continua)

Sítio de estudo	Área (ha)	Latitude - Longitude	Município	Código Identificação
Reserva Biológica do Gurupi (Norte)	341,5	3°41'21.00"S - 46°45'16.50"O	Centro Novo do Maranhão-Maranhão	CNM

(conclusão)

Reserva Biológica do Gurupi (Sul)		3°55'43.37"S - 46°45'29.84"O	Bom Jardim – Maranhão	BJM
Distrito de São José do Gurupi	6417,7	1°35'58.00"S - 46°17'43.00"O	Viseu – Pará	VIS
Fazenda sete irmãos	6900,4	1°51'47.80"S - 45°45'51.10"O	Governador Nunes Freire – Maranhão	GNF
Estação experimental da Embrapa	200	2° 9'31.00"S - 48°47'51.00"O	Moju – Pará	MOJ
2° Batalhão de Infantaria de Selva	817,78	1° 11'33.3"S - 47° 22'03.8"O	Nova Timboteua – Pará	NT
Fazenda Vitória	14	2°58'48.80"S - 47°24'30.54"O	Paragominas – Pará	PGM
Fazenda Timbó	15	2° 6'22.00"S - 44°50'28.00"O	Mirinzal – Maranhão	MIR

Fonte: Museu Paraense Emílio Goeldi/INCT-Perda de biodiversidade nos municípios do arco do desmatamento.

2.2.2 Análise da paisagem

Para caracterizar a área de endemismo Belém quanto a degradação a um nível de paisagem consideramos neste estudo a variável porcentagem de floresta. Os dados desta seção foram obtidos pela equipe do projeto INCT perda de biodiversidade nos municípios do arco do desmatamento em parceria com o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Onde foram utilizadas imagens Landsat 5-TM, com resolução espacial de 30 metros (MIRANDA, 2016).

A partir de dados do projeto TerraClass (INPE) do ano de 2012 foram obtidos a porcentagem de floresta primária para o entorno do sítio amostrado considerando um buffer de 10 km e buffers de 100 metros para o entorno de cada unidade amostral. As classes consideradas nesta análise, foram as seguintes: 1-Floresta, 2-Vegetação Secundária e 3-Regeneração com pasto. Com isto, os buffers de 10 km para os oito sítios analisados, abrangeram uma área de 314,11 km². Já os buffers mais específicos para cada ponto ao longo da trilha de 100 metros, abrangeram uma área de 0,031 km².

Uma avaliação da situação de degradação da floresta também foi realizada por meio de análise de imagens de satélite aplicando-se a metodologia desenvolvida pelo INPE para o período de 2007 a 2013. Para isto foram utilizados os dados gerados pelo sistema DEGRAD e DETEX. Este sistema é destinado a mapear áreas em processo de

degradação onde a cobertura florestal ainda não foi totalmente removida, aplicando realces de contraste nas imagens de modo a destacar as evidências da degradação, como pátios de estocagem de toras, estradas de arraste dentre outros, incluindo áreas de queimadas.

2.2.3 Coleta dos dados biológicos

No interior de cada remanescente de floresta foram distribuídas linearmente (sempre que possível) 10 unidades amostrais distantes 500 metros entre si perfazendo uma extensão de cinco quilômetros. Para cada unidade foram instaladas quatro armadilhas contendo cada uma aproximadamente 110 ml de isca de banana fermentada naturalmente (MARTINS et al., 2008). Totalizando 40 armadilhas que ficaram em campo em cada localidade por cerca de 48 horas para captura dos drosofilídeos.

Após a captura, os drosofilídeos foram armazenados em tubos com álcool 70 % e encaminhados para o laboratório de Ecologia de Insetos do Museu Paraense Emílio Goeldi, onde foram triados e identificados a partir de características morfológicas e sobretudo da terminália dos machos.

2.2.4 Estrutura da vegetação

Para testar indícios de degradação através de possíveis distúrbios da estrutura da vegetação, em cada unidade amostral (pontos de coleta com 4 armadilhas) instalou-se uma parcela de 1000 m² (50 m x 20 m) onde mediu-se oito variáveis (ver material suplementar): cobertura de dossel, a partir fotografias de dossel analisadas no software Image J (ABRÀMOFF et al., 2004); densidade do sub-bosque (ver VOLTOLINI et al., 2009); intensidade de cipós, considerando a categorização da porcentagem de cipós com a circunferência menor que 5 cm por observação visual; densidade de árvores com DAP (diâmetro a altura do peito) maior ou igual a 10 cm; DAP médio; densidade de lianas e cipós, quantificados em cada parcela os cipós e lianas com circunferência maior que 5 cm; densidade de árvores do gênero *Cecropia* sp. que são consideradas espécies de colonização inicial que apresentam rápido crescimento e são comumente encontradas em bordas de floresta e clareiras; e por fim foi calculada a Área basal da comunidade arbórea (Soares et al., 2011).

Em Mirinzal - Maranhão foi realizada a medição das variáveis de estrutura da vegetação em apenas cinco parcelas. Enquanto que os demais remanescente possuem histórico de florestas exploradas por extração seletiva de madeira e caça, o histórico deste local registra que o mesmo passou por corte raso em sua totalidade, com fogo e atividade de corte madeireiro e foi usado temporariamente para agricultura ou pastagem. Este nível de impacto ultrapassa ao que pode ser considerado como floresta degradada já que houve substituição total da floresta primária na área.

O remanescente de Mirinzal trata-se de paisagem dominada por floresta secundária. Por definição, florestas secundárias são resultantes de um processo natural de regeneração da vegetação em áreas onde anteriormente houve corte raso da floresta primária (CHOKKALINGAM; DE JONG, 2001). Este remanescente, por estar extremamente degradado foi utilizado como referência comparativa na avaliação da degradação dos demais remanescentes.

2.2.5 Análise dos dados

Para garantir a distribuição normal dos dados e homocedasticidade de variâncias, foram realizadas análises exploratórias com as variáveis de estrutura da vegetação através do pacote estatístico Primer 6.0. Uma Análise de Variância Multivariada (MANOVA - Multivariate Analysis of Variance) foi feita para testar se existiam diferenças significativas entre os remanescentes florestais quanto as variáveis de estrutura da vegetação. Quando as diferenças foram significativas ($\alpha=0,05$), se utilizou o teste de comparação múltipla de Tukey para identificar essas diferenças.

Para tentar identificar um possível gradiente de degradação entre os remanescentes florestais, se utilizou a Análise de Componentes Principiais (PCA - Principal Component Analysis) considerando a distância Euclidiana. Esta análise permitiu gerar uma ordenação dos dados a partir de combinações lineares, onde os dois primeiros componentes foram utilizados para caracterizar o grau de degradação das áreas. A categorização em termos de degradação das localidades seguiu as tendências de PC1 e PC2, os grupos formados foram testados por uma análise discriminante.

Dados de abundância e riqueza em espécies foram transformados [$\log(x+1)$] para reduzir a importância de valores muito altos. Para identificar possíveis diferenças na abundância e riqueza de espécies exóticas e neotropicais utilizou-se a técnica de Modelos Lineares Generalizados (GLM - Generalized Linear Models). O coeficiente de

correlação de Pearson foi calculado para verificar a correlação entre a abundância e riqueza espécies neotropicais e exóticas, variáveis da vegetação, porcentagem de floresta (considerando o *buffer* de 100 m e de 10 km) e a degradação florestal (definida pelos dois primeiros componentes principais da análise de PCA). As análises descritas até aqui foram realizadas com o software Statistica 7.0.

Para identificar a dissimilaridade da guilda frugívora entre os sítios de amostragem de acordo com o grau de degradação foi aplicado um Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS - Non-metric Multidimensional Scaling) e Bray-Curtis como índice de similaridade. Para testar diferenças significativas na composição de espécies entre graus de degradação utilizou-se uma Análise de Similaridade (ANOSIM - Analysis of similarity). Ambas as análises foram feitas no software Past.

Aplicou-se a análise de redundância (RDA) utilizando a plataforma R (pacote “vegan” função “varpart”) para verificar se diferenças ou não na similaridade da composição de drosofilídeos entre os remanescentes florestais estava associada a posição geográfica. Por fim, para identificar espécies indicadoras de sítios mais degradados ou conservados calculou-se na plataforma R utilizando os pacotes “stats” e “indicspecies” o índice de valor individual (IndVal), como este índice é baseado na frequência de ocorrência e especificidade da espécie a determinado habitat (DUFRENE; LEGENDRE, 1997), desconsiderou-se desta análise aquelas espécies cuja abundância foi inferior a seis indivíduos e/ou tiveram incidência em três ou menos das unidades amostradas.

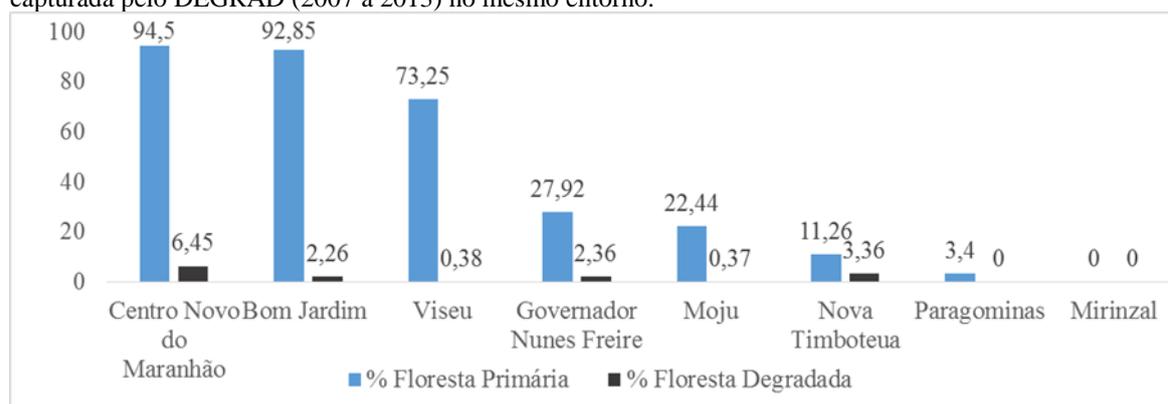
2.3 Resultados

2.3.1 A paisagem da Área de Endemismo Belém

Os locais mais conservados na área de estudo foram Bom Jardim e Centro Novo com mais de 90% da área considerada como floresta intacta. Em situação intermediária encontra-se viseu, com mais de 70% da área preservada. Os demais pontos estudados estão em situação crítica, com menos de 30% de área preservada (figuras 3,4 e 5). A porcentagem de floresta primária e a porcentagem de área degradada das florestas aqui estudadas considerando o entorno de 10 km podem ser observadas na figura 2. Com base nas classes do TerraClass/2012 podem ser observados nas figuras 3, 4 e 5 a classificação de cobertura do solo das oito localidades estudadas dentro da área de

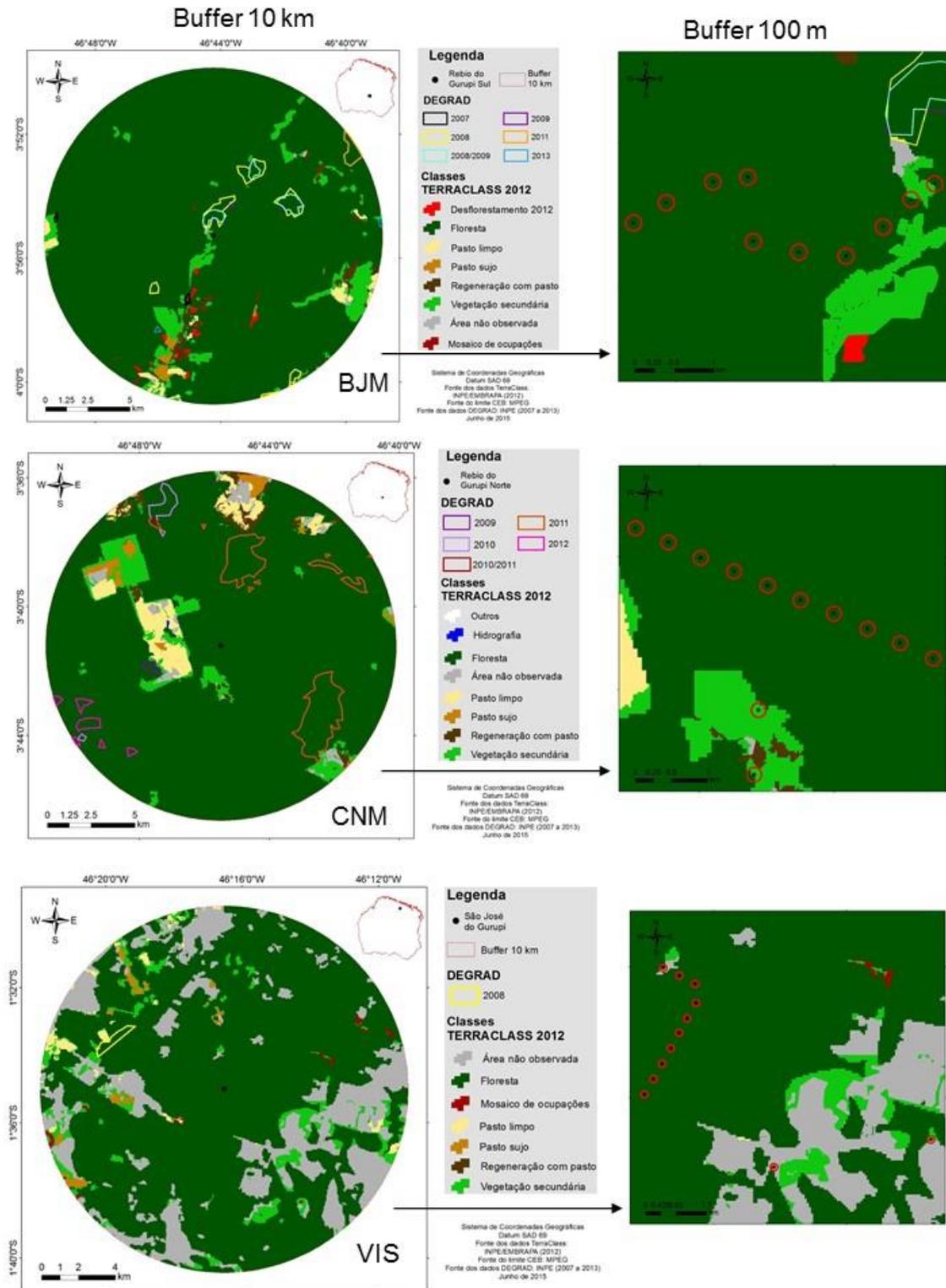
endemismo Belém para um raio de 10 km e 100 metros, assim como o mapeamento da área degradada realizado pelo sistema DEGRAD. Para o raio de 100 metros da unidade amostral o sistema DEGRAD não detectou evidências de degradação. Na tabela 2 é possível observar a porcentagem de floresta primária e outras classes que predominam nas 80 unidades amostrais analisadas neste estudo.

Figura 2 Porcentagem de floresta primária em cada remanescente da área de endemismo Belém classificada pelo TerraClass (2012) para o entorno de 10 km. Porcentagem de floresta degradada capturada pelo DEGRAD (2007 a 2013) no mesmo entorno.



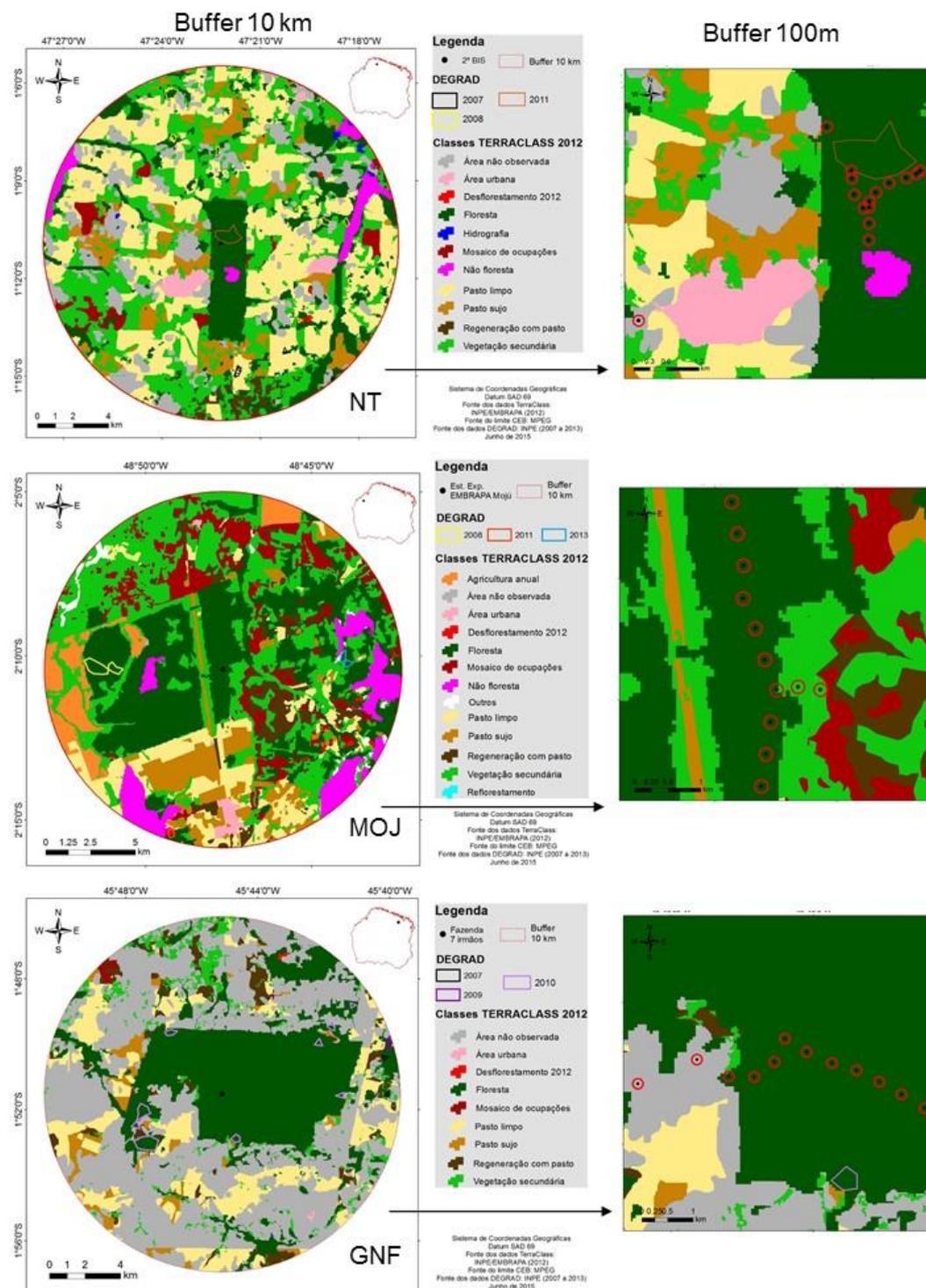
Fonte: INPE/MPEG.

Figura 3- Classificação da cobertura do solo pelo TerraClass de 2012 e delimitação das áreas degradadas pelo sistema Degrad para os remanescentes florestais de Bom Jardim, Centro Novo e Viséu, considerando um entorno de 10 km da área amostrada e 100 m das unidades amostrais (círculo em vermelho).



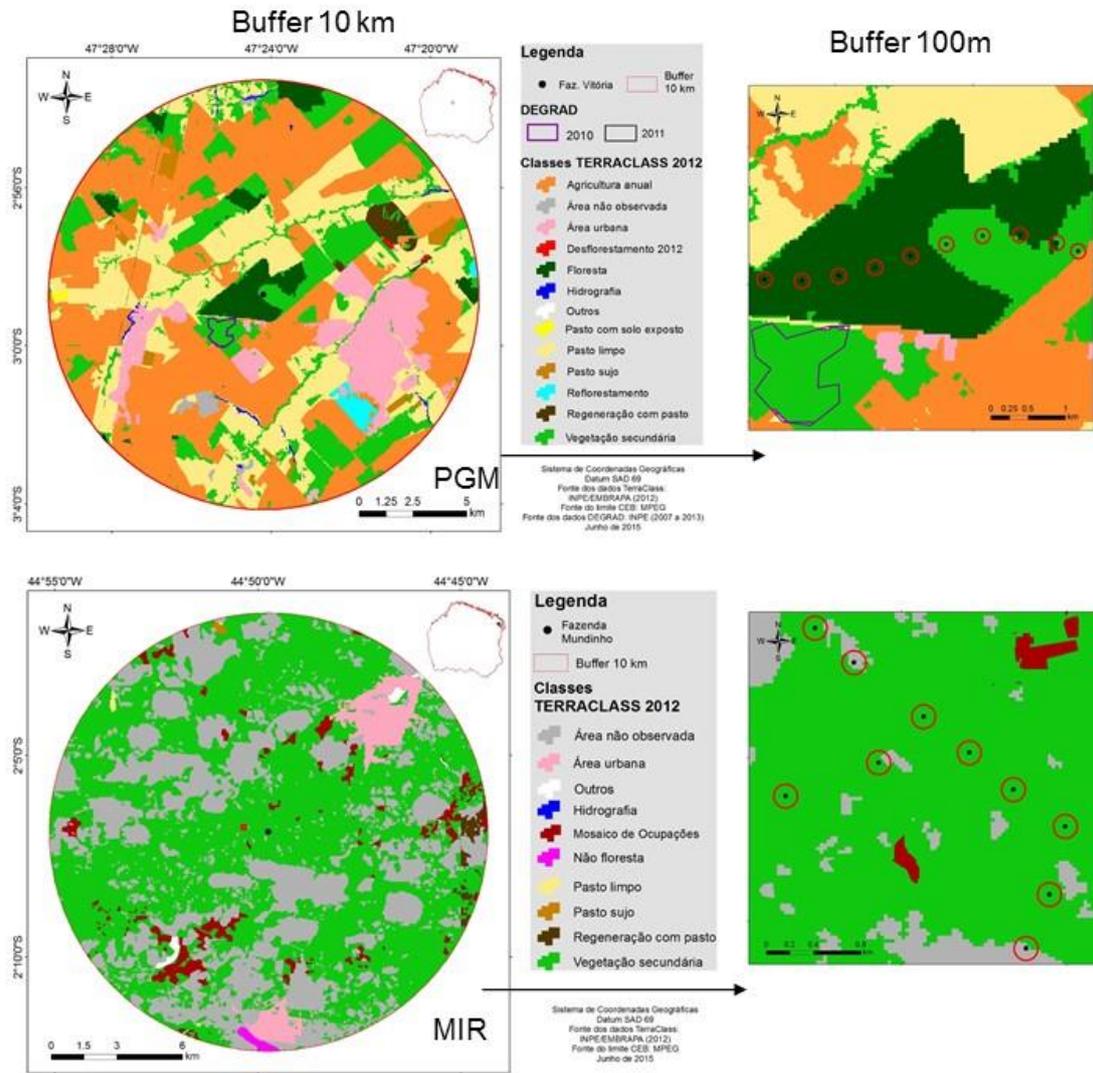
Fonte: (INPE, 2015)

Figura 4- Classificação da cobertura do solo pelo TerraClass de 2012 e delimitação das áreas degradadas pelo sistema Degrad para os remanescentes florestais de Nova Timboteua, Moju e Governador Nunes Freire considerando o entorno de 10 km da área amostrada e de 100 m das unidades amostrais (círculo em vermelho).



Fonte: (INPE, 2015)

Figura 5- Classificação da cobertura do solo pelo TerraClass de 2012 e delimitação das áreas degradadas pelo sistema Degrad para os remanescentes florestais de Paragominas e Mirinzal considerando o entorno de 10 km da área amostrada e 100 m e das unidades amostrais (círculo em vermelho.)



Fonte: (INPE, 2015)

Tabela 2 Área de cobertura de cada tipologia identificada no TerraClass (2012) e porcentagem de floresta primária para o entorno de 100 m de cada unidade amostral dos oito sítios da AEB.

(continua)

Ponto	Classes TerraClass 2012				Total	% Floresta Primária
	Floresta	Vegetação Secundária	Regeneração com Pasto	Outras		
Nova Timboteua						
Pontos 1 ao 10	0,03 (3,13 ha)	-	-	-	0,03 (3,13 ha)	95,87
Moju						
Pontos 1 ao 6 e 8 ao 10	0,03 (3,13)	-	-	-	0,03 (3,13 ha)	95,87
Ponto 7	0,02 (2,02)	0,01 (1,11)	-	-	0,03 (3,13 ha)	63,90
Mirinzal						
Ponto 1	-	0,02 (2,9)	0,001 (0,17)	-	0,03 (3,13 ha)	0
Ponto 2	-	0,01 (1,2)	-	0,01 (1,8)	0,03 (3,13 ha)	0
Pontos 3 ao 8	-	0,03 (3,13 ha)	-	-	0,03 (3,13 ha)	0
Ponto 9	-	0,01 (1,0)	-	0,02 (2,1)	0,03 (3,13 ha)	0
Ponto 10	-	0,02 (2,5)	-	0,005 (0,5)	0,03 (3,13 ha)	0
Paragominas						
Ponto 1	-	0,02 (2,5)	-	0,005	0,03 (3,13 ha)	0
Pontos 4 e 5	-	0,03 (3,13)	-	-	0,03 (3,13 ha)	0
Ponto 2	0,01 (1,5)	0,01 (1,6)	-	-	0,03 (3,13 ha)	31,95
Ponto 3	0,02 (2,5)	0,005 (0,5)	-	-	0,03 (3,13 ha)	63,90
Pontos 6 ao 10	0,03 (3,13)	-	-	-	0,03 (3,13 ha)	95,87

(conclusão)

Governador Nunes Freire						
Ponto 1	<u>0,02</u>	<u>0,001</u>	-	<u>0,0007</u>	<u>0,03</u>	63,90
	(2,8)	(0,1)		(0,07)	(3,13 ha)	
Pontos 2 ao 10	<u>0,03</u>	-	-	-	<u>0,03</u>	95,87
	(3,13)				(3,13 ha)	
Centro Novo do Maranhão (REBIO-Norte)						
Pontos 1 ao 10	<u>0,03</u>	-	-	-	<u>0,03</u>	95,87
	(3,13)				(3,13 ha)	
Bom Jardim (REBIO-Sul)						
Pontos 1 ao 3	<u>0,03</u>	-	-	-	<u>0,03</u>	95,87
	(3,13)				(3,13 ha)	
Ponto 4	<u>0,02</u>	<u>0,01</u>	-	-	<u>0,03</u>	63,90
	(2,08)	(1,04)			(3,13 ha)	
Ponto 5	<u>0,02</u>	<u>0,009</u>	-	-	<u>0,03</u>	63,90
	(2,2)	(0,91)			(3,13 ha)	
Pontos 6 ao 10	<u>0,03</u>	-	-	-	<u>0,03</u>	95,87
	(3,13)				(3,13 ha)	
Viseu						
Pontos 1 ao 9	<u>0,03</u>	-	-	-	<u>0,03</u>	95,87
	(3,13)				(3,13 ha)	
Ponto 10	<u>0,01</u>	-	-	<u>0,01</u>	<u>0,03</u>	31,95
	(1,6)			(1,4)	(3,13 ha)	

2.3.2 Estrutura da vegetação

Conforme os resultados da tabela 3, encontrou-se diferenças significativas nas condições de estrutura da vegetação presentes nos remanescentes florestais avaliados (Wilk's = 0, 0159; F = 9,1519; $p < 0,001$). Nas figuras 6, 7, 8 e 9, mostra-se a diferenciação entre as áreas em termos das variáveis de estrutura da vegetação estudadas, é possível observar que densidade de sub-bosque foi significativamente diferente somente em Nova Timboteua em relação às demais, e a densidade de *Cecropia* spp. apresentou diferenças significativas somente entre Viseu e Bom Jardim, sendo assim estas duas variáveis foram desconsideradas para categorização da degradação na análise de componentes principais.

Tabela 3 Valores médios do conjunto de variáveis de estrutura da vegetação e resultados de MANOVA (análise de variância multivariada) em sete florestas da área de endemismo Belém.

Variáveis	BJM	CNM	GNF	MOJ	VIS	NT	PGM	F	p-valor
Densidade de árvores (Darv) n/m²	0,0355	0,0343	0,0432	0,0478	0,0309	0,0241	0,0292	7,12	0,001**
Densidade de cipós e lianas (Dcip) n/m²	0,0616	0,0387	0,0358	0,0348	0,0487	0,0694	0,0653	10,03	0,001**
Cobertura de dossel (Cdoss) %	82,6394	87,3216	87,1866	87,6267	77,5578	85,6202	86,0674	10,71	0,001**
Densidade de sub-bosque (Dsub)	78,87	88,80	90,20	82,25	81,17	35,53	93,33	19,87	0,001**
Intensidade de cipós (Icip) %	46,0	16,0	8,0	44,0	2,0	56,0	51,1	21,49	0,001**
Área basal (Abasal) m²	20,9217	27,8351	21,6261	28,1637	11,9235	12,0392	16,9594	6,81	0,001**
DAP (cm)	22,8883	25,8612	22,5359	22,5072	19,1095	22,5834	23,7009	8,17	0,001**
Densidade de <i>Cecropia</i> spp. (Demb) n/m²	0,0032	0,0003	0,0017	0,0015	0,0000	0,0011	0,0021	2,51	0,03*

* nível de 5% de significância; ** nível de 1% de significância.

Figura 6 Teste de comparação múltipla de Tukey para densidade de árvores e densidade de cipós e lianas (padronizadas) em sete remanescentes de floresta primária na área de endemismo Belém. Letras distintas indicam diferenças significativas entre os remanescentes para o conjunto de variáveis da vegetação.

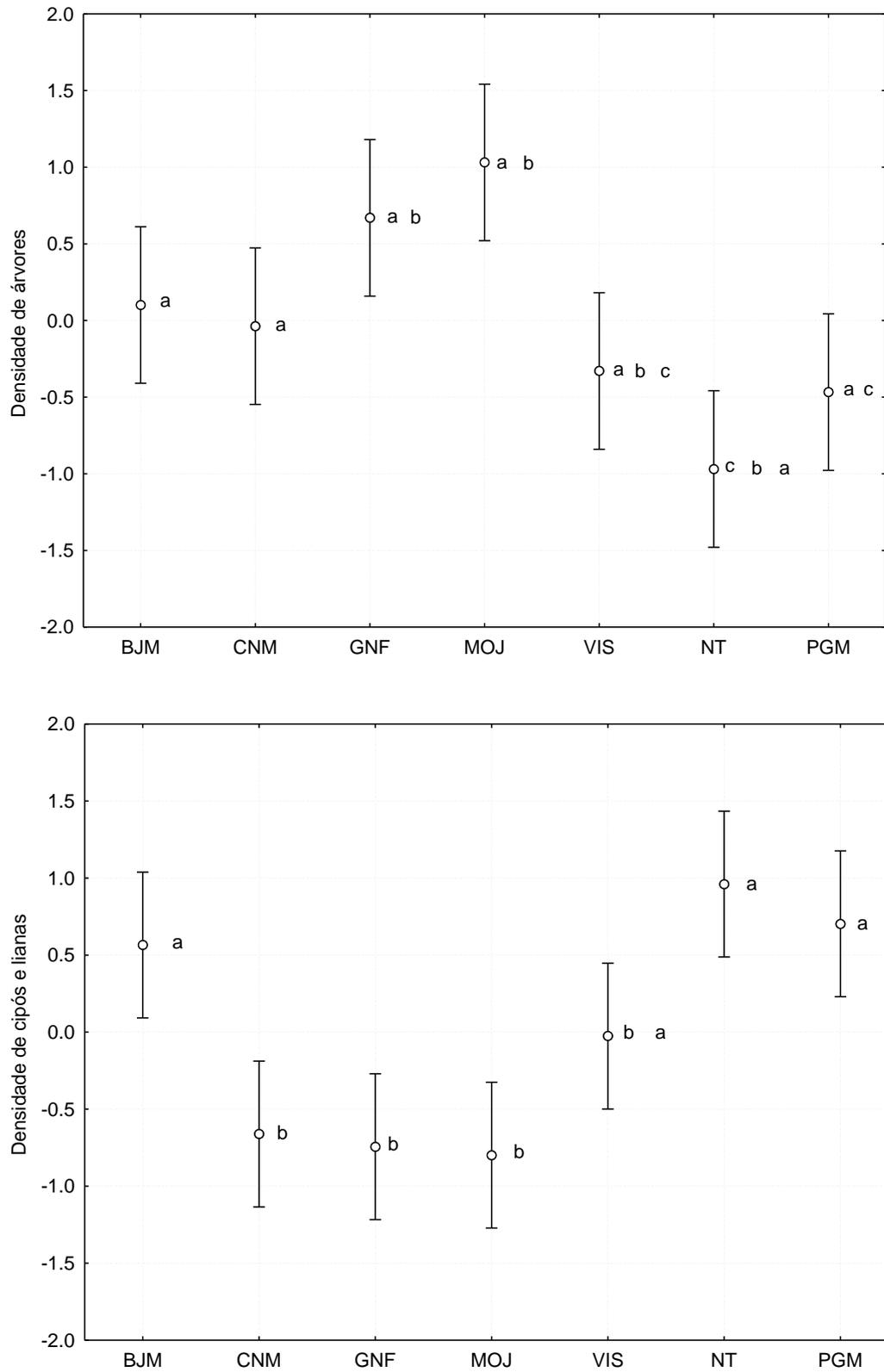


Figura 7 Teste de comparação múltipla de Tukey para DAP e cobertura de dossel (padronizadas) em sete remanescentes de floresta primária na área de endemismo Belém. Letras distintas indicam diferenças significativas entre os remanescentes para o conjunto de variáveis da vegetação.

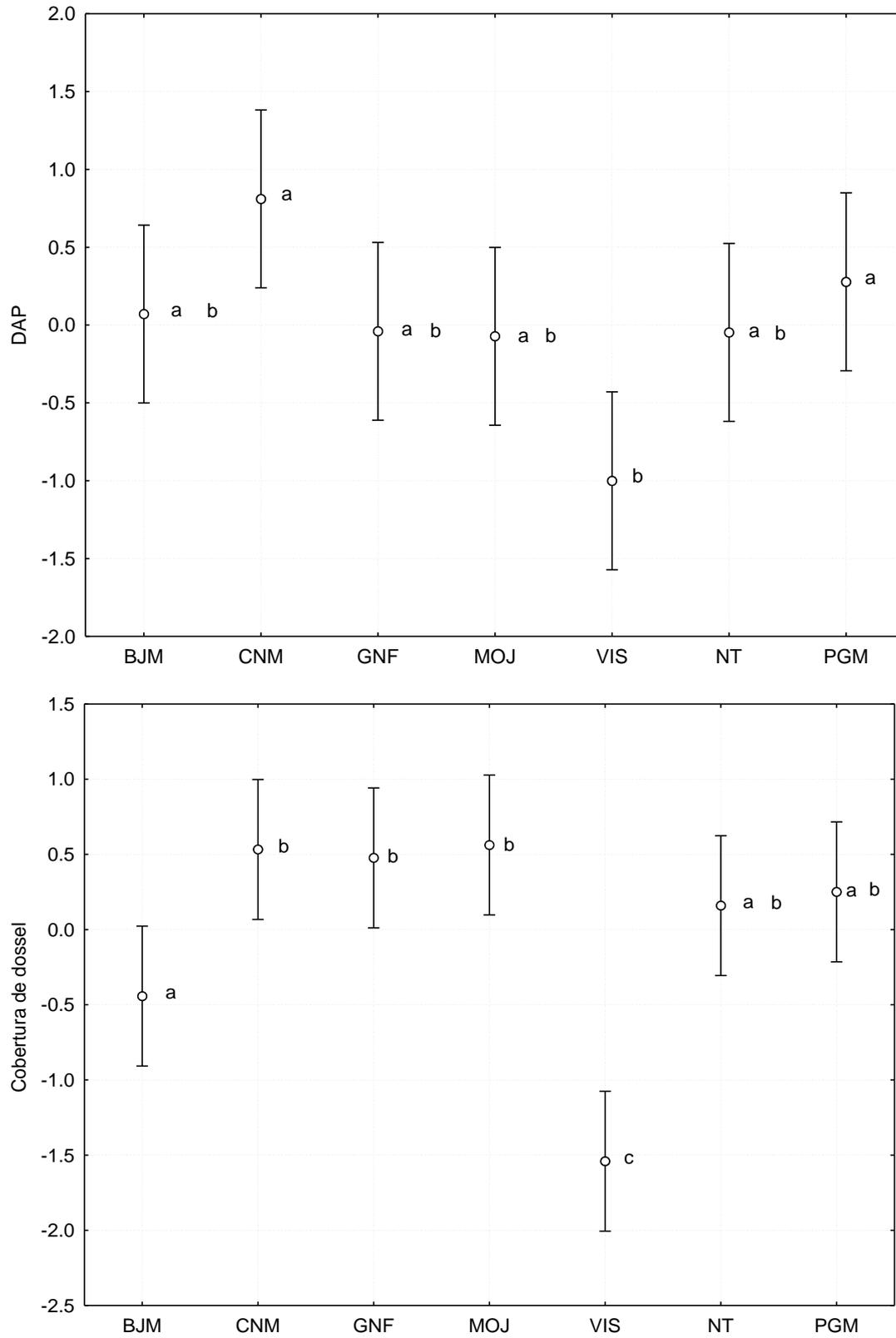


Figura 8 Teste de comparação múltipla de Tukey para densidade de sub-bosque e intensidade de cipós (padronizadas) em sete remanescentes de floresta primária na área de endemismo Belém. Letras distintas indicam diferenças significativas entre os remanescentes para o conjunto de variáveis da vegetação.

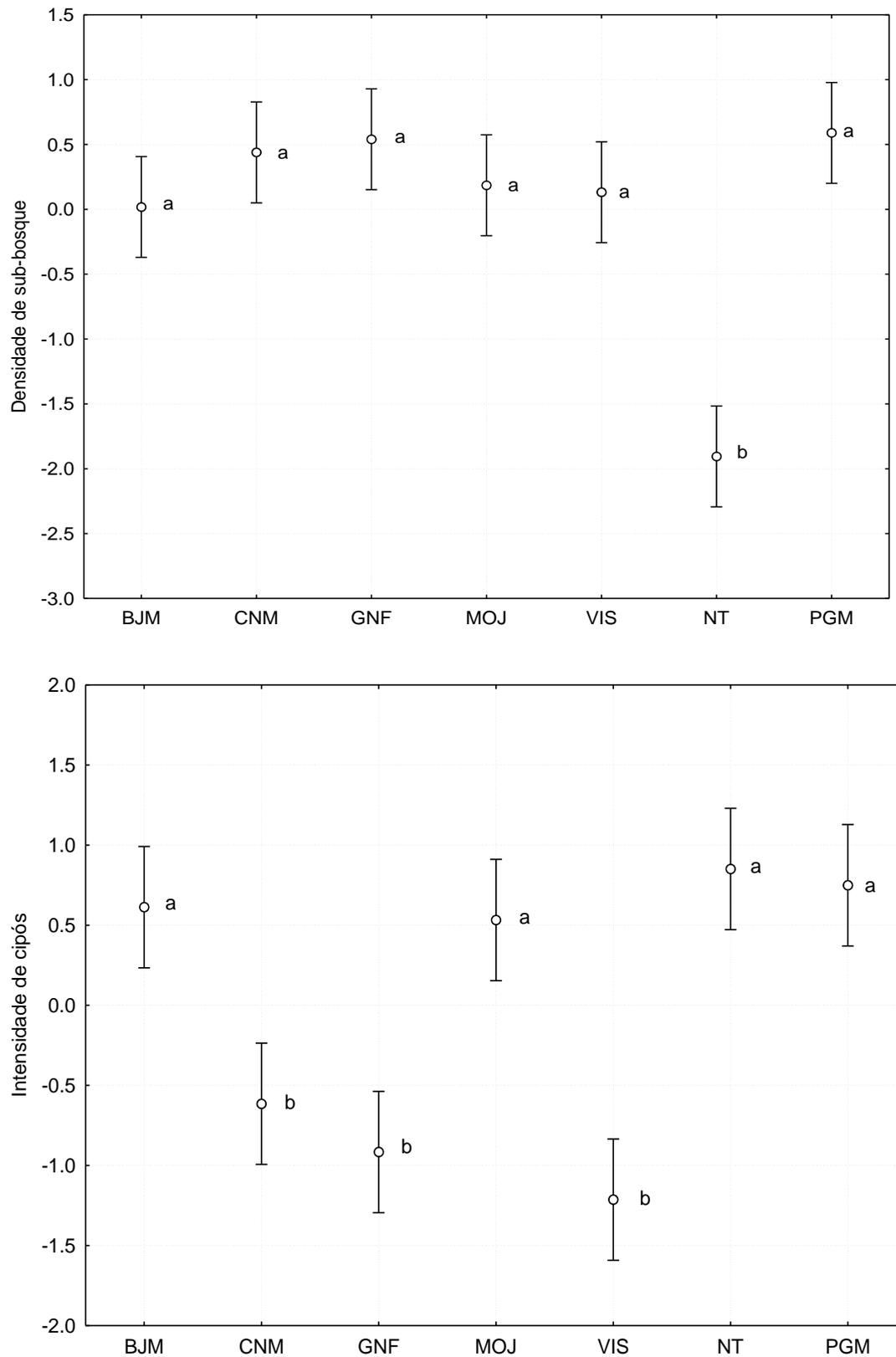
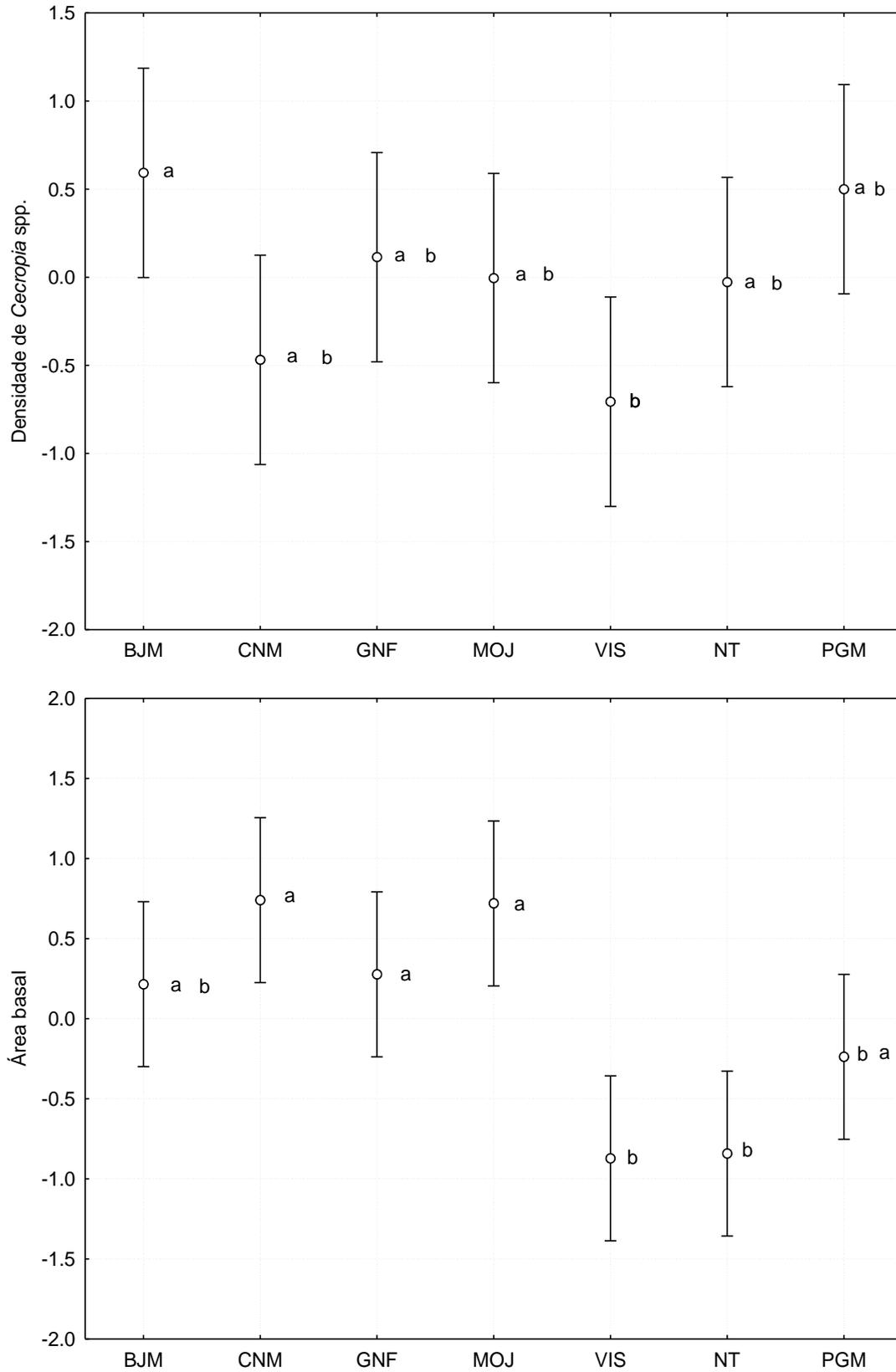


Figura 9 Teste de comparação múltipla de Tukey para área basal da comunidade arbórea e densidade de *Cecropia* spp. (padronizadas) em sete remanescentes de floresta primária na área de endemismo Belém. Letras distintas indicam diferenças significativas entre os remanescentes para o conjunto de variáveis da vegetação.



A localidade de Mirinzal (MA), em termos de estrutura da vegetação, apresentou dossel bastante aberto (69,76 %), densidade de árvores baixa (0,02 árvores/m²), densidade de cipós e lianas moderada (0,04 indivíduos/m²) e intensidade de cipós e lianas alta, não apresentou colonização por árvores do gênero *Cecropia* spp. e apresentou sub-bosque muito denso (96%).

2.3.3 Ordenação e classificação dos remanescentes de floresta primária quanto ao grau de degradação

Apesar de existir uma sobreposição considerável entre alguns dos remanescentes florestais, a técnica de PCA mostra a separação nítida de um gradiente (figura 10). Os dois primeiros componentes explicaram 63,85 % da variação total dos dados. O primeiro explicou 37,94 % onde os maiores coeficientes positivos foram associados à densidade de árvores, área basal da comunidade arbórea e negativo à densidade de cipós e lianas (tabela 4 e figura 11). O segundo componente, que explicou 25,91% da variação no conjunto de dados, esteve associado principalmente à cobertura de dossel e à intensidade de cipós.

Com o agrupamento das florestas estudadas mediante a distribuição e tendência de PC1 e PC2, os graus de degradação foram discriminados em três categorias: conservado, intermediário e degradado. Na figura 12 é possível observar os resultados da análise discriminante para categorização da degradação dos sete remanescentes de floresta primária da área Belém onde foram utilizados os valores de PC1 e PC2.

Figura 10 Análise de componentes principais das variáveis de estrutura da vegetação para 70 unidades amostrais da área de endemismo Belém. CNM: Centro Novo do Maranhão; BJM: Bom Jardim; GNF: Governador Nunes Freire; VIS: Viseu; NT: Nova Timboteua; PGM: Paragominas; MOJ: Moju.

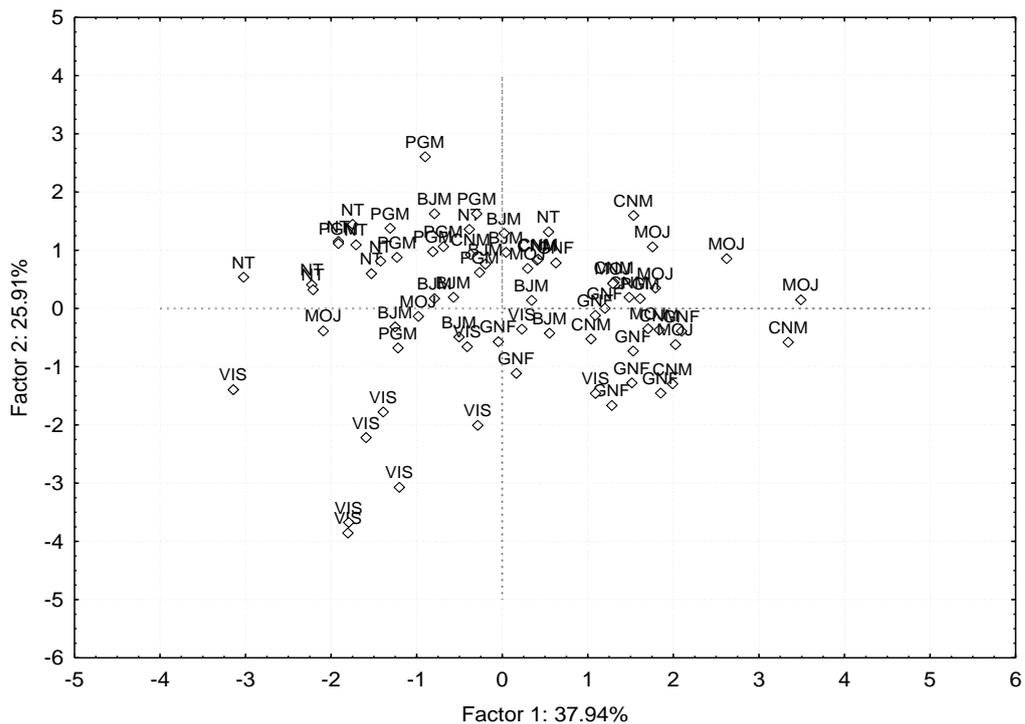


Figura 11 Combinações lineares formadas pela ordenação do PCA para variáveis de estrutura da vegetação em sete remanescentes de floresta primária na área Belém. Darv: densidade de árvores; Dcip: densidade de cipós; Cdoss: cobertura de dossel; Icip: intensidade de cipós; Cdoss: cobertura de dossel; Icip: intensidade de cipós; Abasal: área basal; Dap: diâmetro médio (Dap > 10 cm).

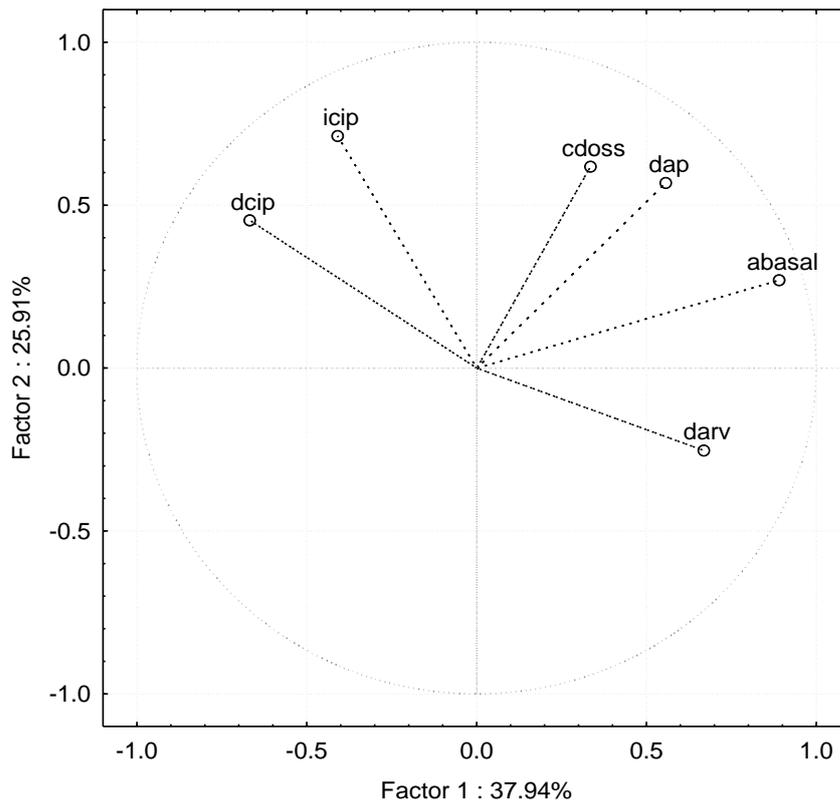
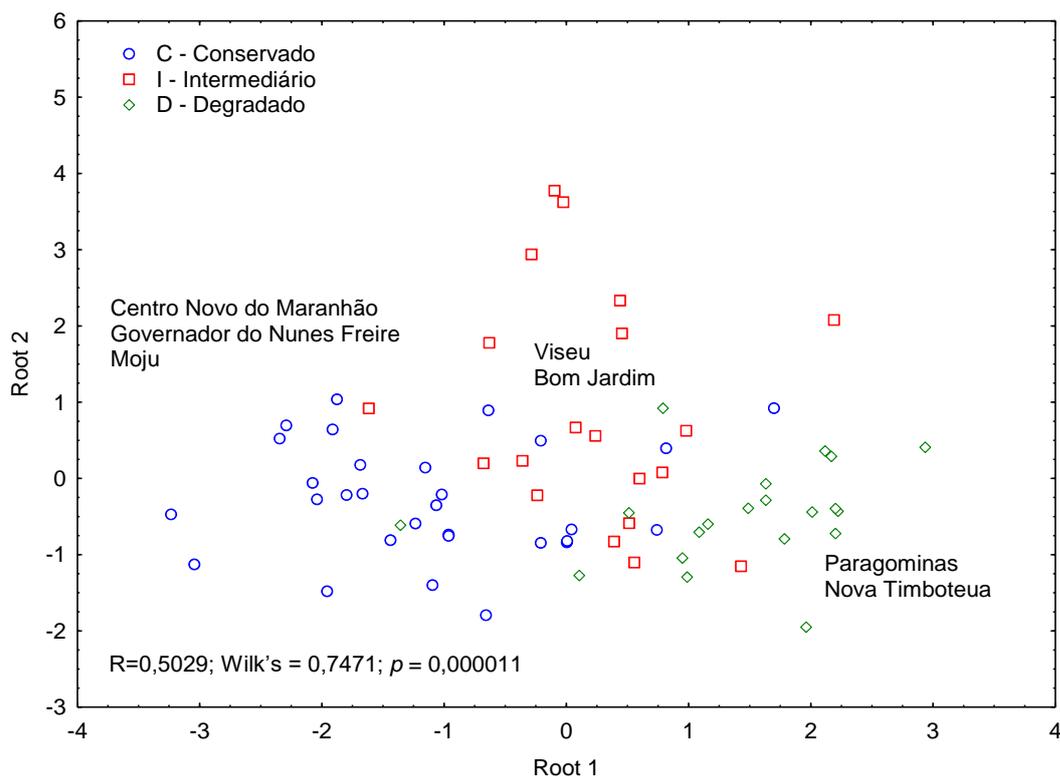


Tabela 4 Escores das variáveis de estrutura da vegetação em relação aos eixos da análise de componentes principais (PCA).

Variável	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
Densidade de árvores	0,67	-0,25	0,56	0,39	-0,05	0,14
Densidade de cipós e lianas	-0,68	0,45	-0,06	0,44	-0,38	0,01
Cobertura de dossel	0,34	0,62	0,41	-0,53	-0,24	0,01
Intensidade de cipós	-0,41	0,72	0,38	0,18	0,40	-0,01
Área basal	0,89	0,27	-0,08	0,30	-0,03	-0,19
DAP	0,56	0,57	-0,58	0,03	0,08	0,15

Figura 12 Análise discriminante dos valores de pc1 e pc2 para categorização da degradação em sete remanescentes florestais da área de endemismo Belém.



Os dois primeiros componentes principais definiram o gradiente de degradação representada pelos sinais de distúrbios encontrados na estrutura da vegetação. Valores positivos de pc1 e valores com tendência a negativo no pc2 caracterizaram as áreas mais conservadas (CNM, GNF e MOJ), cujo dossel foi mais fechado, alta densidade de árvores e área basal da comunidade arbórea, cipós e lianas em menor intensidade (observar nas figuras 6 a 9).

Os sítios categorizados como degradados (NT e PRG) apresentaram os valores negativos de pc1 e valores com tendência a positivos para pc2, onde o dossel foi mais aberto, maior densidade e intensidade de cipós e lianas e pouca ocupação por indivíduos arbóreos maiores. Em um estado intermediário ficaram os remanescentes de Viseu e Bom Jardim cujos valores médios das variáveis apresentaram maior variabilidade da estrutura da vegetação entre os pontos amostrais como é possível observar nas figuras 6 a 9 e uma distribuição mais intermediária para os eixos pc1 e pc2, sem apresentar uma tendência nítida para degradado ou conservado.

2.3.4 Estrutura da Guilda frugívora de Drosophilidae

Foram coletados um total de 5278 indivíduos distribuídos em 31 espécies pertencentes a cinco gêneros de Drosophilidae (*Drosophila* Fallen 1823, *Scaptodrosophila* Duda 1924, *Zaprionus* Coquillett 1901, *Leucophenga* Mik 1886 e *Neotanygastrella* Duda 1925). Duas entidades taxonômicas (morfoespecies AC10001 do grupo saltans e morfotipo H12007 do grupo repleta) não foram determinadas e correspondem a espécies ainda não descritas.

Na figura 13 é possível observar que o sítio de Mirinzal apresentou o maior número de indivíduos e maior riqueza em espécies (2864 indivíduos distribuídos em 18 espécies). Paragominas apresentou menor abundância de drosofilídeos (223 indivíduos) e a segunda maior riqueza (16 espécies). Na floresta de Moju foram encontradas 14 espécies (em 519 indivíduos). O menor número de espécies foi observado em Nova Timboteua e Governador Nunes Freire, apenas seis espécies apareceram em cada área de um total de 308 e 266 indivíduos, respectivamente. Centro Novo do Maranhão e Bom Jardim apresentaram 11 espécies cada, distribuídos em 328 e 504 indivíduos respectivamente. A lista das espécies encontradas na AEB os respectivos números de indivíduos coletados estão apresentados na tabela 5. Esta lista também identifica as espécies em termos de sua origem geográfica se neotropical ou exótica (origem em outro continente).

Figura 13 Número de indivíduos seguindo a ordem entre parênteses, número de espécies totais, neotropicais e exóticas capturados nos oito sítios de estudo da área de endemismo Belém.

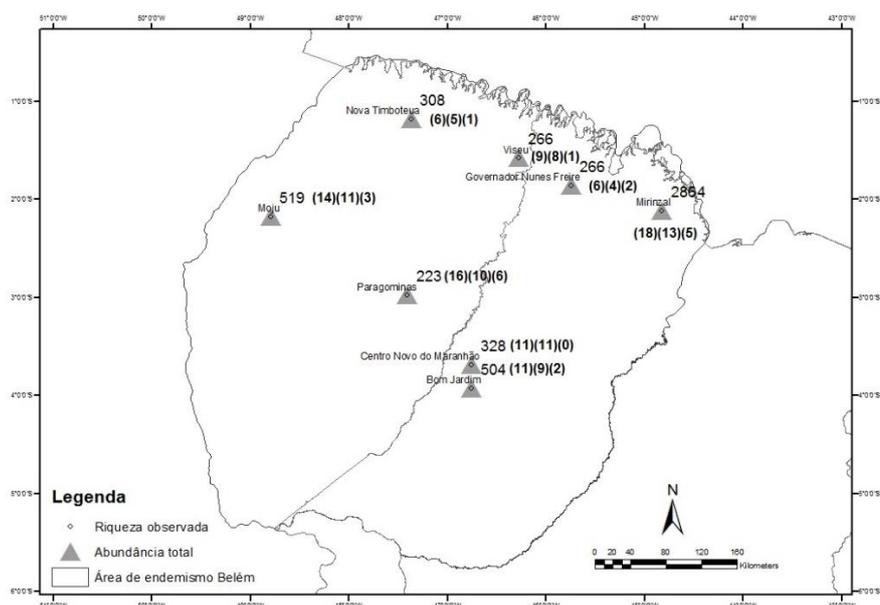


Tabela 5 Lista das espécies encontradas e número de indivíduos nos oito remanescentes de floresta estudadas na área de endemismo Belém, com a indicação da origem geográfica das espécies (e) exóticas e espécies (n) neotropicais.

Espécie	Bom Jardim	Centro Novo do Maranhão	Governador Nunes Freire	Mirinzal	Moju	Nova Timboteua	Paragominas	Viseu	Total Geral
<i>Drosophila malerkotliana</i> Parshad & Paika 1964 (e)	62	-	1	2148	29	34	26	124	2424
<i>Drosophila willistoni</i> Sturtevant 1916 (n)	290	118	100	164	158	229	33	95	1187
<i>Drosophila paulistorum</i> Dobzhansky & Pavan 1949 (n)	56	11	106	109	223	37	12	30	584
<i>Drosophila sturtevanti</i> Duda 1927 (n)	37	169	57	76	47	1	29	6	422
<i>Drosophila melanogaster</i> Meigen 1830 (e)	-	-	-	196	-	-	2	-	198
<i>Drosophila nebulosa</i> Sturtevant 1916 (n)	25	2	-	62	-	6	2	2	99
<i>Drosophila simulans</i> Sturtevant 1919 (e)	2	-	-	1	1	-	84	-	88
<i>Zaprionus indianus</i> Gupta 1970 (e)	-	-	-	42	-	-	21	-	63
<i>Drosophila prosaltans</i> Duda 1927 (n)	5	11	-	11	-	1	-	1	29
<i>Drosophila equinoxialis</i> Dobzhansky 1947 (n)	-	-	-	19	4	-	5	-	28
<i>Scaptodrosophila latifasciaeformis</i> Duda 1940 (e)	-	-	-	24	-	-	1	-	25

(continua)

(continuação)

Espécie	Bom Jardim	Centro Novo do Maranhão	Governador Nunes Freire	Mirinzal	Moju	Nova Timboteua	Paragominas	Viseu	Total Geral
<i>Drosophila camargoi</i> Dobzhansky & Pavan 1950 (n)	-	-	1	-	23	-	-	-	24
<i>Drosophila fumipennis</i> Duda 1925 (n)	16	-	-	2	1	-	3	1	23
<i>Drosophila tropicalis</i> Burla & Da Cunha 1949 (n)	-	-	-	2	11	-	1	-	14
<i>Drosophila subsaltans</i> Magalhães 1956 (n)	-	-	-	-	11	-	-	-	11
<i>Drosophila papei</i> Bächli & Vilela 2002 (n)	8	-	-	-	-	-	1	-	9
AC10001	-	2	-	-	-	-	-	6	8
<i>Drosophila dacunhai</i> Mourao & Bicudo 1967 (n)	-	6	-	1	-	-	-	-	7
<i>Drosophila ananassae</i> Doleschall 1858 (e)	-	-	1	-	3	-	1	-	5
<i>Drosophila coffeata</i> Williston 1896 (n)	-	-	-	-	5	-	-	-	5
<i>Drosophila fulvimacula</i> Patterson & Mainland 1944 (n)	-	3	-	-	2	-	-	-	5
<i>Drosophila magalhaesi</i> Mourão & Bicudo 1967 (n)	-	4	-	-	-	-	-	-	4
<i>Drosophila saltans</i>	-	-	-	3	-	-	-	-	3

(conclusão)

Espécie	Bom Jardim	Centro Novo do Maranhão	Governador Nunes Freire	Mirinzal	Moju	Nova Timboteua	Paragominas	Viseu	Total Geral
Sturtevant 1916									
<i>Drosophila atrata</i> Burla & Pavan 1953(n)	2	-	-	-	-	-	-	-	2
<i>Drosophila cuaso</i> Bächli, Vilela & Ratcov 2000 (n)	1	-	-	-	-	-	1	-	2
<i>Leucophenga</i> sp.	-	-	-	2	-	-	-	-	2
<i>Drosophila austrosaltans</i> Spassky 1957 (n)	-	1	-	-	-	-	-	-	1
<i>Drosophila calloptera</i> Schiner 1869 (n)	-	-	-	-	1	-	-	-	1
<i>Drosophila cardini</i> Sturtevant 1916 (n) H12007	-	-	-	1	-	-	1	-	1
<i>Drosophila mapiriensis</i> Vilela & Bächli 1990 (n)	-	-	-	1	-	-	-	-	1
<i>Drosophila neocordata</i> Magalhães 1956 (n)	-	1	-	-	-	-	-	-	1
<i>Neotanygastrella</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	1	1
Total Geral	504	328	266	2864	519	308	223	266	5278

As espécies mais abundantes foram *Drosophila malerkotliana* e *Drosophila willistoni*, que representaram cerca de 68,42 % de todos os indivíduos capturados no conjunto de remanescentes. Foram seguidas por *Drosophila paulistorum*, *D. sturtevantii*, e *D. melanogaster*. Resultados da RDA mostraram que a composição de espécies encontradas nas localidades teve uma explicação significativa decorrente da posição geográfica, no entanto foi baixa, em apenas 9,81 % (R^2 ajustado = 0,098; $p < 0,001$). Ou seja, a posição geográfica explica em cerca de 10% da variação total encontrada na composição de drosofilídeos nos oito sítios amostrados.

2.3.5 Família Drosophilidae como indicadora de degradação florestal

Das 31 espécies identificadas, seis delas são consideradas exóticas, ou seja, com origem em outro continente, na ordem de invasão na América do Sul da mais antiga para a mais recente estão: *Scaptodrosophila latifasciaeformis* (provavelmente na década de 40), *Drosophila melanogaster* (década de 50), *D. ananassae* (década de 50), *D. simulans* (década de 50), *D. malerkotliana* (década de 70) e *Zaprionus indianus* (final da década de 90 a anos 2000).

As espécies *D. austrosaltans*, *D. prosaltans*, *D. camargoi*, *D. subsaltans*, *D. papei*, *D. dacunhai*, *D. coffeata*, *D. magalhaesi*, *D. atrata*, *D. cuaso*, *D. mapiriensis* e *D. neocordata* são exclusivas da região Neotropical. Nenhuma exclusiva para o Brasil, exceto as novas espécies (AC1001 e H12007). *D. dacunhai* dentro do Brasil apresentava ocorrência até então somente para o Amazonas, mas tem registro para Jamaica e República Dominicana (BÄCHLI, 2016).

Os conjuntos de espécies neotropicais e exóticas foram contrastados para testar o efeito da degradação da floresta sobre a guilda de drosofilídeos. Observando-se a figura 11 nota-se que a proporção no número de espécies exóticas e neotropicais variaram entre os locais de estudo, nessa figura também é possível observar a proporção em relação a porcentagem de floresta (10 km). Abundância e riqueza de espécies exóticas e neotropicais testadas por um modelo linear geral (GLM) mostraram diferenças significativas para as oito localidades estudadas (tabela 6).

Os resultados do teste de Tukey na figura 15 mostram que sítios classificados como intermediários (BJM e VIS) e degradados (NT, PRG e MIR) tiveram, em geral, maior abundância e riqueza em exóticas que os demais. Indicando que estas diferenças estão associadas a classe de degradação. A riqueza em espécies neotropicais foi maior

para os sítios mais conservados, no entanto, o sítio de Mirinzal também apresentou grande quantidade de indivíduos e espécies neotropicais. Este remanescente teve a maior riqueza em espécies exóticas, onde mais 50% da abundância total amostrada foi de *D. malerkotliana*.

Tabela 6 Modelo linear geral (GLM) para valores de abundância e riqueza de espécies exóticas e neotropicais entre os oito sítios de estudos.

Variável	Neotropicais (F)	Exóticas (F)
Abundância	7,22**	35,16**
Riqueza	6,65**	16,36**

** $p < 0,001$

Figura 14 Proporção de indivíduos de espécies exóticas e variação na porcentagem de floresta em um entorno de 10 km para cada sítio estudado da área de endemismo Belém.

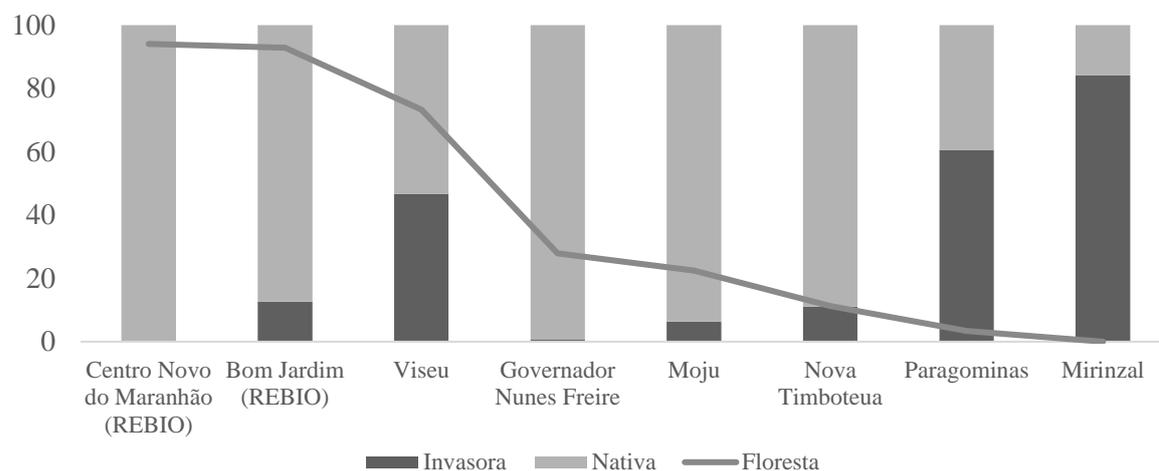
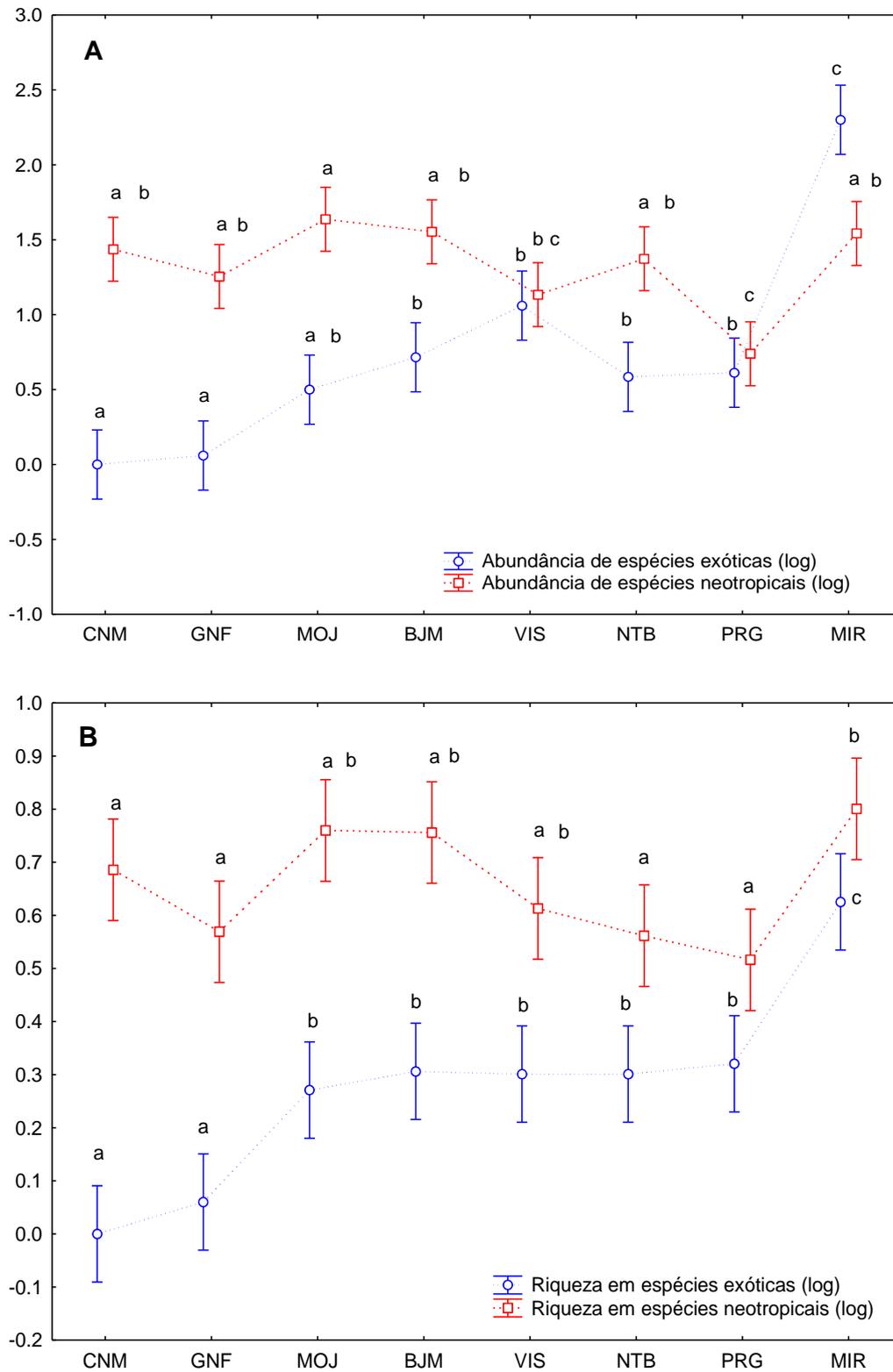


Figura 15 Comparação múltipla de Tukey para abundância (gráfico A) e riqueza (gráfico B) de espécies exóticas e nativas do Neotrópico na área de endemismo Belém. Letras distintas indicam diferenças significativas de cada variável.



Com relação a importância da estrutura da paisagem, a proporção de colonização de espécies exóticas foi maior para os remanescentes com menor porcentagem de floresta para o entorno de 10 km como mostra a figura 14. Porém observam-se exceções para as áreas de Bom Jardim, Viseu e Governador Nunes Freire.

Somente a riqueza de espécies exóticas apresentou correlação significativa com a porcentagem de floresta considerando o entorno de 10 km ($R = -0,74$, $p < 0,05$). Nem a abundância de exóticas, nem a riqueza ou abundância de espécies neotropicais apresentaram correlação significativa com a porcentagem de floresta considerando um entorno de 10 km ($R = -0,68$; $R = -0,24$; $R = 0,06$ com valores de $p > 0,05$).

Considerando a porcentagem de floresta em um raio de 100 metros tanto a abundância ($R = -0,4481$, $p < 0,05$) quanto para a riqueza ($R = -0,3418$; $p < 0,05$) de espécies exóticas apresentaram uma correlação negativa à porcentagem de floresta no entorno da unidade amostral, a abundância de espécies neotropicais teve correlação significativa, porém fraca com esta variável ($R = 0,2360$, $p = 0,035$), e a riqueza de espécies neotropicais não foi correlacionada ($R = 0,1725$; $p = 0,126$).

Os resultados das análises de correlação entre a guilda de drosofilídeos com os descritores de degradação florestal e variáveis de estrutura da vegetação podem ser observadas na tabela 7. Nesta tabela é possível notar que o número de drosofilídeos exóticos apresentaram uma correlação negativa significativa com a cobertura de dossel, a área basal da comunidade arbórea, ao diâmetro médio de árvores e ao descritor de degradação PC1. A riqueza em espécies exóticas teve correlação significativa negativa a área basal, diâmetro médio e ao descritor de degradação PC1, e correlação positiva a densidade de cipós e lianas. No entanto, todas estas correlações foram fracas ($R < 0,5$). Os parâmetros de espécies neotropicais não apresentaram correlação significativa com as variáveis de estrutura da vegetação e nem com os descritores de degradação PC1 e PC2.

Tabela 7 Coeficiente de correlação de Pearson (R) entre os parâmetros da guilda de drosofilídeos e as variáveis de estrutura da vegetação em sete áreas remanescentes de floresta primária e entre PC1 e PC2 usados como descritores de degradação florestal.

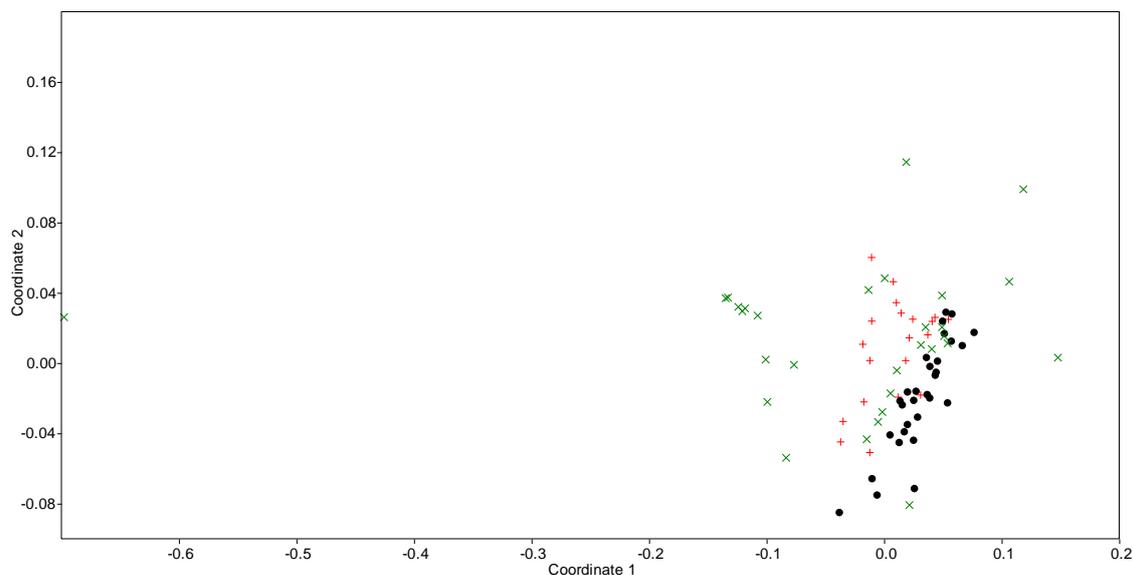
Variável	Darv	Dcip	Cdoss	Dsub	Icip	Abasal	Dap	Demb	PC1	PC2
Abundância de sp. exóticas	-0,17	0,28**	-0,38**	-0,07	0,13	-0,31**	-0,3**	-0,01	-0,41**	-0,14
Riqueza de sp. exóticas	-0,17	0,21	-0,22	-0,15	0,33**	-0,42**	-0,35**	0,01	-0,45**	-0,05
Abundância de sp. neotropicais	0,19	0,01	-0,04	-0,21	0,23	-0,02	-0,15	-0,02	-0,04	0,01
Riqueza de sp. neotropicais	0,23	-0,04	-0,23	-0,06	0,15	-0,01	-0,2	-0,08	-0,03	-0,15

** p < 0,01.

Darv: densidade de árvores; Dcip: densidade de cipós; Cdoss: cobertura de dossel; Dsub: densidade de sub-bosque; Icip: intensidade de cipós; Abasal; área basal da comunidade arbórea; Dap: diâmetro médio e Demb: densidade de *Cecropia* spp.

Na análise de escalonamento multidimensional (NMDS) foi possível observar diferenças significativas na composição da guilda frugívora de drosofilídeos considerando os graus de degradação (figura 16), corroborado pela técnica ANOSIM ($r = 0,196$; $p < 0,001$). Apesar de algumas sobreposições, a composição das áreas mais conservadas (CNM, MOJ e GNF) ficaram distantes das áreas mais intermediárias (BJM e VIS) e, sobretudo dos sítios mais degradados (NT, PRG e MIR). A análise de similaridade (ANOSIM) confirmou a separação resultante da ordenação espacial do NMDS entre os sítios categorizados como conservados e degradados ($r = 0,25$; $p < 0,001$), intermediários e conservados ($r = 0,035$; $p < 0,001$), entretanto não demonstrou diferença significativa para a composição de espécies entre os sítios intermediários e degradados ($r = -0,02$; $p = 0,59$).

Figura 16 Resultados da ordenação com NMDS da composição de espécies de drosophilídeos frugívoros considerando um gradiente de degradação florestal (stress < 0,18). Degradado “x” em verde, intermediário cruz em vermelho e conservado círculo em preto.



2.3.6 Espécies indicadoras

O cálculo do IndVal se mostrou um bom indicador, possibilitando a definição de espécies associadas a áreas mais conservadas, degradadas ou intermediárias. Das 33 espécies capturadas (considerando as duas entidades taxonômicas não descritas) em remanescentes de floresta da área de endemismo Belém, 9 foram selecionadas como indicadoras ($p < 0,05$) e podem ser observadas na tabela 8.

Tabela 8 Valores indicadores individuais (IndVal) e significância para 9 espécies de Drosophilidae considerando graus de degradação em florestas da área de endemismo Belém.

Grupo	Espécie	IndVal(%)	<i>p</i> -valor
Degradado	<i>D. melanogaster</i>	63,2	0,005
	<i>Z. indianus</i>	51,6	0,005
	<i>S. latifasciaeformis</i>	48,3	0,005
Conservado	<i>D. subsaltans</i>	40,8	0,01
	<i>D. camargoi</i>	36,5	0,05
Intermediário	<i>D. fumipennis</i>	56,9	0,005
	AC10001	40,5	0,025
Degradado/intermediário	<i>D. malerkotliana</i>	92,2	0,005
	<i>D. nebulosa</i>	68,7	0,005

2.4 Discussão

A quantidade de floresta contribuiu para determinar a manutenção das espécies nativas de drosofilídeos frugívoros e de certa forma limitou a colonização pelas espécies exóticas nos remanescentes da área de endemismo Belém. Isto confirma a importância da paisagem florestal na manutenção das espécies para populações de diversos grupos de vertebrados, invertebrados e plantas, como proposto por Moura et al. 2013, Malabika, 2011, Dunn, 2004 e Gibson et al. 2011.

Exceções nos sítios de Viseu e Bom Jardim que mesmo estando rodeados de grande porção de floresta primária apresentaram uma proporção de espécies exóticas considerável em sua composição, sugerem que um fragmento florestal com o entorno mais florestado pode não corresponder a florestas estruturalmente intactas, e estas diferenças estruturais podem afetar a guilda dos drosofilídeos. Assim as diferenças entre florestas degradadas e não degradadas foram melhor caracterizadas quando além da paisagem, as variáveis de estrutura da vegetação foram consideradas.

O sistema DEGRAD não foi capaz de detectar a degradação da floresta em uma resolução de maior escala (entorno dos 100 m). O sistema é mais eficiente quando grandes extensões de floresta são consideradas. Levando em conta o entorno de 10 quilômetros, a degradação evidenciada também parece ter sido subestimada em comparação as evidências obtidas com a análise de estrutura da vegetação, já que que a degradação foi avaliada em menos de 7% para todas as áreas.

Para se detectar a degradação florestal através do sensoriamento remoto é necessário que haja uma heterogeneidade espacial na qual o distúrbio possa ser associado a diferentes processos que a paisagem sofre com o tempo (LAMBIN; PASTEUR, 1999). Como por exemplo, a evidência de pátios de estocagem de madeira, estradas e clareiras que caracterizam uma floresta que já passou por intensa exploração ou tem histórico de queimadas (INPE, 2008). Desta forma a detecção da degradação florestal em seus estágios iniciais e em uma área pequena fica prejudicada.

Como as florestas aqui estudadas foram analisadas em duas escalas espaciais relativamente grandes e cujo histórico de exploração é mais antigo do que os dados disponíveis ao sistema DEGRAD, esta metodologia apresentou pouca aplicabilidade quando tratou-se em obter as respostas relativas aos efeitos da degradação sobre a biodiversidade.

Embora todos os remanescentes florestais estudados estivessem imersos em uma grade matriz dominada por pasto e áreas agrícolas e terem sido em maior ou menor grau explorados para extração de madeira, diferenças sutis entre eles puderem ser detectadas tanto pela estrutura da vegetação tanto quanto pela guilda de drosofilídeos.

O caso dos dois sítios inseridos na reserva Biológica do Gurupi (Centro Novo do Maranhão e Bom Jardim) pode ser um bom exemplo disso. Pois apesar de terem aproximadamente as mesmas percentagens de floresta em seu entorno diferem entre si em seu estado de degradação. Modificações estruturais e funcionais mais recentes nas florestas provocadas pela entrada de caçadores e madeireiros na área de Bom Jardim, podem justificar a alta abundância de drosofilídeos exóticos e a elevada variabilidade dos dados de estrutura da vegetação neste sítio. Apesar do sítio de Bom Jardim estar dentro da reserva, durante as expedições foi facilmente notável a interferência de caçadores e extrativistas dentro da área. A mesma situação foi percebida em Viseu, no Pará e isto se refletiu em uma abundância de espécies exóticas maior do que seria esperado pela análise da paisagem.

O remanescente de Governador Nunes Freire que apresentou menos de 30 % de floresta primária no entorno, mostra uma situação inversa, com apenas duas ocorrências de invasão. Esta área tem acesso restrito e é altamente protegida por seus proprietários, com pouca ou nenhuma ação antrópica em seu interior.

Um alerta pode ser feito a floresta de Moju que apesar de conservada tanto em termos de paisagem quanto de estrutura da vegetação, apresentou taxa de colonização por drosofilídeos exóticos similar à floresta de Nova Timboteua, uma das mais degradadas. Isto aponta para evidência de intensa atividade antrópica neste remanescente.

De acordo com Döge et al. (2015) geralmente o sucesso e a velocidade de dispersão de drosofilídeos invasores é dependente de características populacionais e individuais relacionadas a resistência a fatores abióticos e aproveitamento de recursos, mas também à intensidade de atividade humana que pode intensificar o transporte destes organismos em frutos comestíveis.

Sabe-se que com atividades de exploração seletiva e intensa de madeira são abertas muitas clareiras e a consequente mortalidade de árvores modifica o habitat florestal em relação ao microclima, produzindo aumento da temperatura, redução da umidade e aumento da incidência luminosa além da perda de recursos florísticos

(HAWTHORNE et al., 2011). Vários registros em literatura demonstram bem a interdependência dos drosofilídeos às condições do seu micro-habitat (MARTINS, 1987; PARSONS, 1991; TIDON, 2006; DE TONI et al., 2009; DA MATA et al., 2008). Estes estudos demonstram que alguns grupos de espécies são mais comuns em ambientes preservados, por apresentarem íntima relação a um conjunto de condições específicas, tais como, tolerância às altas temperaturas e baixa umidade, insolação e utilização de recursos florísticos para alimentação e oviposição por exemplo.

Espécies exóticas em geral apresentam maior plasticidade na ocupação dos ambientes ou preferência por áreas abertas e mais secas. No entanto, estas espécies parecem não ser tão versáteis para o uso dos recursos presentes nas florestas e ou não alcançam boa performance reprodutiva em condições de alto sombreamento ficando mais restritas às florestas alteradas. Furtado (in prep.) mostrou que a abundância de três espécies neotropicais (*D. willistoni*, *D. paulistorum* e *D. sturtevantii*), apresentaram-se correlacionadas positivamente com a cobertura foliar, umidade e negativamente com a temperatura, enquanto que *S. latifasciaeformis* incrementou sua abundância conforme o ambiente estivesse menos úmido e com maior radiação solar.

O grupo melanogaster foi o que comportou o maior número de espécies exóticas. Este grupo é originário do sudeste asiático e apresenta mais de 180 espécies descritas (BÄCHLI, 2016), introduzidas em várias regiões do mundo algumas delas se tornaram cosmopolitas ou subcosmopolitas (Lemeunier et. al., 1986). No presente estudo apenas quatro delas foram representadas. No subgrupo ananassae foram *D. malerkotliana* e *D. ananassae* que são subcosmopolitas e no subgrupo melanogaster as espécies cosmopolitas e crípticas: *D. melanogaster* e *D. simulans*.

No presente estudo a espécie mais abundante foi *Drosophila malerkotliana*, exótica, comumente encontrada em áreas de floresta com algum tipo de alteração e bem pouco frequente nas florestas pristinas (MARTINS, 2001). Teve seu primeiro registro no Brasil na década de 70 (VAL; SENE, 1980) e na Amazônia nos anos 80 (MARTINS et al., 1987). Esta espécie apresentou um valor indicador individual de mais 90 % para ambientes em um estágio intermediário a degradado, assim seu aparecimento em florestas pode indicar um certo estado de degradação conforme também indicado por Martins (2001). Em sua pesquisa o autor afirma que a abundância de *Drosophila malerkotliana* alcançou 57% nas florestas alteradas enquanto que nas florestas conservadas sua proporção manteve-se em menos de 2% mesmo após 10 anos de invasão.

A adaptação da espécie exótica *D. melanogaster* a habitação humana já é bem registrada em literatura (KELLER, 2007; PARSONS; STANLEY, 1981). A proximidade de habitações, nas áreas de atividade antrópica adjacentes aos fragmentos de floresta, sugere uma facilitação na invasão da espécie doméstica *Drosophila melanogaster*, que não é muito comum em outros fragmentos florestas da Amazônia (ACURIO; RAFAEL, 2009; MARTINS, 1989), mas que neste estudo teve alto valor indicador para áreas mais degradadas (60 %). Esta espécie teve uma alta abundância em Mirinzal e alguns indivíduos em Paragominas. Estes são remanescentes com cobertura do solo bastante antropizada e com alta densidade demográfica em seu entorno.

As demais espécies com valor indicador individual alto para áreas mais degradadas foram *Zaprionus indianus* e *Scaptodrosophila latifasciaeformis*. Estas são comumente encontradas associadas a áreas de vegetação aberta ou próximas a bordas florestais (BIZZO et al., 2010; PENARIOL; MADI-RAVAZZI, 2013) e possuem frequência muito baixa ou nula em áreas de floresta conservada.

Zaprionus indianus é a que apresenta o registro de ocorrência Neotropical mais recente, datada do final da década de 90 para a Brasil (VIELA et al., 1999). O gênero *Zaprionus* Coquillett, 1901, é originário da África, e em seu ambiente original *Z. indianus* parece ser entre as 56 espécies do gênero a mais associada a ambientes de savana e é a única que está se espalhando pelas regiões tropicais do mundo, em razão provavelmente da intensificação do comércio mundial de frutas (KATO et al., 2004).

Já *Scaptodrosophila latifasciaeformis* aparentemente é uma colonizadora antiga do Neotrópico. Nos anos 50 foi confundida como espécie nativa do Brasil por Dobzhansky e Pavan (*Drosophila mirim*) mais tarde reconhecida como espécie introduzida em SENE et al., em (1980). Esta espécie está claramente associada as áreas de vegetação abertas como na savana de origem (CHAVE; TIDON, 2008) e em ambientes amazônicos com distúrbios antrópicos (ACURIO; RAFAEL, 2009), nunca ocorre no interior de florestas com dossel fechado. Sua abundância variou de 24 indivíduos em Mirinzal (floresta secundária) a zero nos remanescentes indicados como conservados e intermediários corroborando com os resultados anteriormente relatados.

Tanto *Z. indianus* quanto *S. latifasciaeformis* são amplamente distribuídas no Brasil e possuem grande versatilidade na utilização de recursos e são normalmente encontradas em áreas de cultivo, florestas fragmentadas ou com clareiras, e ainda em habitats mais abertos nos biomas de Cerrado e Caatinga (PENARIOL; MADI-RAVAZZI, 2013; FURTADO, in prep.; EMERICH et al., 2012; ROHDE et al., 2013).

Por sua vez a redução na abundância de espécies mais sensíveis às mudanças na qualidade do habitat foi notória. Como por exemplo *D. camargoi* pertencente ao grupo dreyfusi cujas nove espécies são todas restritas a florestas e pouco comuns em áreas de vegetação mais aberta (TIDON et al., 2005). Neste trabalho, *D. camargoi*, única espécie do grupo registrada, foi classificada como indicadora de florestas conservadas (valor indicador de 36,5%), corroborando para a associação dessa espécie a certa especificidade a condições de floresta pristina.

Dentro do grupo willistoni duas espécies do subgrupo bocainenses destacaram com valor indicativo *D. fumipennis* e *D. nebulosa* para áreas intermediárias e degradadas, respectivamente, Martins (1987) analisando fragmentos florestais na Amazônia ocidental reportou a ocorrência de *D. nebulosa* em áreas de vegetação aberta e em períodos mais secos. Áreas aqui classificadas como intermediárias de fato apresentaram algumas unidades amostrais mais preservadas e outras mais degradadas e talvez tenham apresentado um conjunto de espécies que mesmo sendo nativas, suas características ecológicas são mais plásticas, com limites de tolerância que permitem a ocupação de habitats mais abertos. Este é o caso tanto de *D. nebulosa* quanto *D. fumipennis* que aparecem comumente em tipologias florestais ou não (CHAVES; TIDON 2008; VALADÃO 2010).

Dois espécies do grupo saltans de *Drosophila* foram classificadas com valores indicadores altos. A mofoespécie AC10001 para áreas intermediárias e *D. subsaltans* para conservadas. De acordo com Sene et al. (1980) espécies do grupo saltans são tipicamente encontradas em formações abertas, no entanto resultados encontrados em floresta amazônica pristina indicam alta abundância relativa deste grupo, inclusive alcançando as primeiras ordens de abundância quando áreas de dossel foram considerados nas amostragens (PRAXEDES; MARTINS 2013, SCHMITZ et al., 2014) demonstrando uma afinidade deste grupo a vegetação florestal bem maior do que se supunha.

O sucesso de estabelecimento dos drosofilídeos exóticos nos habitats alterados em contraposição da dominância das espécies nativas nos conservados leva a considerar que este é um bom indicador de degradação para os remanescentes de floresta primária da área de endemismo Belém. Como vantagem adicional temos que, por serem espécies exóticas com poucos parentes próximos a distinção das espécies exóticas em contraste com as nativas apresenta rápida e fácil possibilidade de identificação e classificação taxonômica.

A dissimilaridade na composição de espécies com relação ao gradiente de degradação demonstra que alterações no habitat florestal diferenciam a composição de espécies e sua abundância relativa na guilda de drosofilídeos frugívoros e a riqueza total de espécies exóticas correlaciona-se positivamente com a intensidade de degradação da floresta.

Uma visão geral da lista de espécies em comparação a outras listas produzidas para localidades amazônicas com esforço amostral similar ou até menor (PRAXEDES; MARTINS, 2013; Furtado, in prep..) permite notar que a fauna de drosofilídeos na área de endemismo Belém é mais pobre e bastante similar à de outros locais onde foram analisados processos referentes a intervenção humana em habitats florestais do bioma Amazônico (ACURIO; RAFAEL, 2009; ACURIO et al., 2010) ou onde predominem vegetação de cerrado (DA MATA et al., 2008) e matas fragmentadas (MARTINS, 2001). Esta similaridade é dada principalmente pela presença e padrão de abundância das espécies exóticas. Isto demonstra uma tendência a homogeneização na composição faunística entre estes habitats.

2.5 Conclusão

A proporção de espécies exóticas na composição de drosofilídeos frugívoros demonstrou ser um indicador importante dos efeitos da degradação sobre a guilda dos drosofilídeos frugívoros.

Outros indicadores também foram validados neste estudo como a riqueza de espécies nativas do Neotrópico, que aumenta com a melhoria da condição florestal assim como a composição de espécies das amostras locais que difere claramente entre florestas preservada e degradadas.

Neste estudo a estrutura do habitat foi um determinante mais importante do que a estrutura da paisagem para o efeito da degradação florestal sobre a guilda de drosofilídeos frugívoros. Dados de paisagem quando calibrados com as variáveis de estrutura da vegetação apresentaram melhores conclusões sobre a degradação nos remanescentes estudados do que isoladamente

Espécies indicadoras foram apontadas para cada um dos três gradientes de degradação definidos, demonstrando que a guilda de drosofilídeos é capaz de responder claramente a um gradiente de degradação, o que pode permitir detecção precoce de perda de qualidade do habitat florestal

Este trabalho recomenda que a utilização da abundância relativa e riqueza de espécies exóticas na composição de Drosophilidae em florestas que passaram ou estão passando por algum distúrbio de efeito antrópico são parâmetros úteis para diagnosticar precocemente os efeitos da degradação florestal sobre a biodiversidade. Tais informações também podem ser úteis para monitorar processos de reversão e recomposição florestal através da caracterização de um gradiente na ocorrência e dominância destas espécies.

3 MATERIAL SUPLEMENTAR

A metodologia utilizada para medir as variáveis de estrutura da vegetação abordadas neste estudo está descrita com mais detalhes abaixo. Estas variáveis foram selecionadas principalmente a partir dos trabalhos de Laurance (1997) e Magalhães et al. (2015), além disso, a observação das condições ambientais de cada remanescente durante as expedições foi fundamental.

Cobertura de dossel: medida através de fotografias de dossel tiradas em três regiões dentro da parcela com uma câmera fotográfica Nikon D3200 de sensor CMOS de 24.2 MP com lente objetiva 18-55mm, posteriormente as imagens foram analisadas com o programa *Image J* (Abràmoff et al., 2004) sendo a média das três regiões o valor de cobertura de dossel por unidade amostral;

Densidade do sub-bosque: mensurado através de uma vara de dois metros de altura dividida em 10 (representando 100%) secções cada uma com 20 centímetros, considerando cada ponto amostral como o centro, a vara era posicionada com o auxílio de uma bússola a norte, sul, leste, oeste distante 10 metros do centro, tomou-se nota das secções que eram tocadas por ramos ou folhas da vegetação e com a média das direções se obteve a densidade de sub-bosque (ver VOLTOLINI et al., 2009);

Densidade de árvores: foram quantificadas as árvores com DAP (diâmetro a altura do peito) maior ou igual a 10 cm em cada parcela, como densidade é o número de indivíduos por unidade de área, o número total de árvores encontrados em cada parcela dividido por 1000m² representou a densidade de árvores por unidade amostral;

Densidade de lianas e cipós: foram quantificados em cada parcela o cipós com circunferência maior que 5 cm, para o cálculo de densidade dividiu-se o número total de cipós em cada unidade amostral por 1000 m²; Estes vegetais, são classificados como colonizadores iniciais de uma sucessão, são fortemente associados a radiação solar para estabelecimento dessa forma aparecem comumente em florestas florestais degradados (TABARELLI et al., 1999; BONGERS; BONGERS, 2002).

Intensidade de cipós: presença de cipós com a circunferência menor que 5 cm, a intensidade desses cipós foi dividida em quatro categorias (ausente, baixa, média, moderada e alta) através de observação visual. Posteriormente cada categoria foi transformada em um valor de porcentagem, onde baixa representou 25%, média 50%, moderada 70% e alta intensidade de cipós representou 100%.

Diâmetro a altura do peito: o diâmetro de todas as árvores com DAP a partir de 10 cm foi mensurado através de uma fita métrica.

Presença de árvores de embaúbas: árvores do gênero *Cecropia* spp. são consideradas espécies de colonização inicial que apresentam rápido crescimento, são comumente encontrada em bordas de floresta e interiores com clareiras;

Área basal da comunidade arbórea (AB): a AB é normalmente expressa em m² por unidade de área e representa um parâmetro importante da densidade do povoamento, fornecendo o grau de ocupação de determinada área por madeira (SOARES et al., 2011). Para se determinar a área basal basta utilizar o somatório das áreas seccionais (g_i), sendo então:

$$g_i = \pi (DAP_i)^2 / 4000$$

$$AB = \sum g_i$$

Figura 17 Aspectos da estrutura da vegetação da vegetação dos sítios de Bom Jardim-Maranhão (A) e Mirinzal-Maranhão (B), observar a alta abundância de cipós e lianas em ambas as florestas.



Figura 18 Imagens da cobertura de dossel capturadas com uma câmera fotográfica Nikon D3200. A - ponto 1 de Centro Novo do Maranhão com 87,32% de cobertura dossel. B - ponto 4 de Viseu-Pará com 77,56% de cobertura. C – ponto 1 em de Mirinzal-Maranhão com de 69,76 de cobertura de dossel.



4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A proporção de espécies exóticas na composição de drosofilídeos frugívoros demonstrou ser um indicador importante dos efeitos da degradação sobre a guilda dos drosofilídeos frugívoros. Outros indicadores também foram validados neste estudo como a riqueza de espécies nativas do Neotrópico, que aumenta com a melhoria da condição florestal assim como a composição de espécies das amostras locais que difere claramente entre florestas preservada e degradadas.

Neste estudo a estrutura do habitat foi um determinante mais importante do que a estrutura da paisagem para o efeito da degradação florestal sobre a guilda de drosofilídeos frugívoros. Dados de paisagem quando calibrados com as variáveis de estrutura da vegetação apresentaram melhores conclusões sobre a degradação nos remanescentes estudados do que isoladamente

Espécies indicadoras foram apontadas para cada um dos três gradientes de degradação definidos, demonstrado que a guilda de drosofilídeos é capaz de responder claramente a um gradiente de degradação, o que pode permitir detecção precoce de perda de qualidade do habitat florestal

Este trabalho recomenda que a utilização da abundância relativa e riqueza de espécies exóticas na composição de Drosophilidae em florestas que passaram ou estão passando por algum distúrbio de efeito antrópico são parâmetros úteis para diagnosticar precocemente os efeitos da degradação florestal sobre a biodiversidade. Tais informações também podem ser úteis para monitorar processos de reversão e recomposição florestal através da caracterização de um gradiente na ocorrência e dominância destas espécies.

REFERÊNCIAS

- ABRÀMOFF, M.D.; MAGALHÃES, P.J.; RAM, S.J. Image processing with imageJ. **Biophotonics Int.**, v.11, n. 7, p. 36-41, 2004.
- ACURIO, A.; RAFAEL, V.; DANGLES, O. Biological invasions in the amazonian tropical rain forest: the case of Drosophilidae (Insecta, Diptera) in Ecuador, South America. **Biotropica**, v.42, n.6, p.717-723. 2010.
- ACURIO, A.E.; RAFAEL, V.L. Inventario taxonómico de Drosophilidae (Diptera) en el Parque Nacional Yasuni. **Amazonia Ecuatoriana**, v.39, n. 3, p.713-718. 2009.
- ALMEIDA, A. S.; VIEIRA, I. C., Centro de endemismo Belém: status da vegetação remanescente e desafios para a conservação da biodiversidade e restauração ecológica. **Reu** v. 36, n. 3, p. 95-111. 2010.
- ALMEIDA, A. S.; VIEIRA, I. C. G.; BARROS, M. N. R. Subprojeto caracterização e mapeamento dos padrões de uso e cobertura da terra no Centro de Endemismo Xingu. In: _____. **Projeto Cenários para a Amazônia**: uso da terra, biodiversidade e clima. Belém, Pará: MPEG, 2013. Disponível em: <<http://cenarios.inpa.gov.br/publicacoes/57-66>>. Acesso em: 28 nov. 2015.
- ALMEIDA, E.; SABOGAL, C.; BRIENZA JUNIOR, S. Contexto histórico e situação atual das áreas alteradas na Amazônia. In: _____. **Recuperação de áreas alteradas na Amazônia Brasileira**: experiências locais, lições aprendidas e implicações para políticas públicas. [S.l.]: CIFOR, 2006. Cap. 2, p. 36-48.
- AMADOR, R. B.; MARTINS, M. B.; FURTADO, I. DA S. 2011. Is Zaprionus indianus invading a preserved Amazon forest? **Dros. Inf. Serv.**, v.94, p.73-73, 2011.
- AVONDET, J.L.; BLAIR, R.B.; BERG, D.J.; EBBERT, M.A. Drosophila (Diptera : Drosophilidae) response to changes in ecological parameters across an urban gradient **Environmental Entomology**, v. 32, n. 2, p. 347-358, 2003.
- BÄCHLI, G. TaxoDros: The database on taxonomy of Drosophilidae. Version 2015/03. Disponível em: <http://www.taxodros.uzh.ch/search/dist_reg.php/> Acessado em: 01 de mar. 2016.
- BIZZO, L.; GOTTSCHALK, M.S.; TONI, D.C. de; HOFMANN, P.R.P. Seasonal dynamics of a drosophilid (Diptera) assemblage and its potencial as bioindicator in open environments. **Iheringia. Série Zool.**, v. 100, n. 3, p.185-19, 2010.
- BONGERS, F.; BONGERS, F. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends Ecol. Evol.**, v. 17, n. 5, p. 223-230, 2002.
- CHAVES, N.B.; TIDON, R. Biogeographical aspects of drosophilids (Diptera, Drosophilidae) of the Brazilian savanna. **Rev. Bras. Entomol.**, v. 52, n. 3, p. 340-348, 2008.
- CHOKKALINGAM, U.; JONG, W. de. Secondary forest: a working definition and tipology. **International florestry review**. v.3, n., p. 19-26. 2001.
- CRISTINA, A. N. A.; GARCIA, L.; MARIA, D.; OLIVEIRA, I. D. E.; OLIVEIRA, R.

F.; GABRIELA, A.; MONTEIRO, F.; MONTES, M. N. A. Abundance and Richness of Cryptic Species of the willistoni Group of *Drosophila* (Diptera : Drosophilidae) in the Biomes Caatinga and Atlantic Forest , Northeastern Brazil. **Annals of the Entomological Society of America**, v. 107, n. 5, p. 975-982, 2014.

DEPRÁ, M.; POPPE, J.L.; SCHMITZ, H.J.; TONI, D.C. de; VALENTE, V.L.S. The first records of the invasive pest *Drosophila suzukii* in the South American continent. **Journal of Pest Science**, v. 87, n. 3, p. 379-383, 2014.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997.

DUNN, R. R. Managing the tropical landscape: A comparison of the effects of logging and forest conversion to agriculture on ants, birds, and lepidoptera. **Forest Ecology and Management**, v. 191, n. 1-3, p. 215-224, 2004.

DURAIAPPAH, A.K et al. **Millennium ecosystem assessment, ecosystems and human well-being, ecosystems**. 2005. (Relatório). Disponível em: <<http://www.millenniumassessment.org/en/index.html>>. Acesso em: 01 de mar. de 2016.

DALE, V. H.; PEARSON, S. M.; O'NEILL, R. Relating patterns of land-use change to fauna biodiversity in Central Amazon. **Conservation Biology**, v. 8, n. 4, p. 1027-1036, 1994.

DINIZ, C.G. et al. DETER-B: the new Amazon near real-time deforestation detection system. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 8, n. 7, p. 3619-3628, 2015.

DOBZHANSKY, T.; PAVAN, C. Local and seasonal variations in relative frequencies of species of *Drosophila* in Brazil. **Journal of Animal Ecology**, v. 19, p. 1-14, 1950.

DURAIAPPAH, A. K. et al. Millennium ecosystem assessment. **Ecosystems and human well-being, Ecosystems**. 2005.

EMERICH, P.P.; VALADÃO, H.; SILVA, J.R.V.P.; TIDON, R. High Abundance of Neotropical Drosophilids (Diptera: Drosophilidae) in Four Cultivated Areas of Central Brazil. **Neotropical entomology**, v. 41, n. 2, p. 83-88, 2012.

FAO. Deforestation and Forest Degradation Factors. **Artigo original submetido ao XII Congresso Mundial de Silvicultura**. Quebec-Canadá, 2003. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/article/wfc/xii/ms12a-e.htm/>> Acessado em 15 de out de 2015.

FERREIRA, L.B.; TIDON, R. Colonizing potential of Drosophilidae (Insecta, Diptera) in environments with different grades of urbanization. **Biodiversity & Conservation**, v. 14, n. 8, p. 1809-1821, 2005.

FERREIRA, J. et al. Degradação florestal na Amazônia: como ultrapassar os limites conceituais, científicos e técnicos para mudar esse cenário. Belém, PA: **Embrapa Amazônia Oriental**, n.413, p. 1-27. 2015

FURTADO, I. da S. Efeito das clareiras de ação petrolífera sobre a composição de Drosophilidae (Diptera) na bacia do Rio Urucu, Coaraci- Amazonas. Em preparação.

GETZIN, S.; NUSKE, R.S.; WIEGAND, K. Using unmanned aerial vehicles (UAV) to quantify spatial gap patterns in forests. **Remote Sens.** v. 6, n. 8, p. 6988-7004, 2014.

GIBSON, L.; LEE, T.M.; KOH, L.P.; BROOK, B.W.; GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; PERES, C. A.; BRADSHAW, C. J. A.; LAURANCE, W.F.; LOVEJOY, T. E.; SODHI, N.S., Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 378, 2011.

HAWTHORNE, W. D.; MARSHALL, C. A M.; JUAM, M. A.; AGYEMAN, V. K. The impact of logging damage on tropical rainforests, their recovery and regeneration an annotated bibliography. **DFID, ITTO**, p.1-140, 2011.

HELENO, R.; DEVOTO, M.; POCOCK, M. Connectance of species interaction networks and conservation value: Is it any good to be well connected? **Ecological Indicators**, v. 14, n. 1, p. 7-10, 2012.

HASEYAMA, K. L. F.; CARVALHO, C. J. B. Padrões de distribuição da biodiversidade Amazônica: um ponto de vista evolutivo. **Revista da Biologia**, Vol. Esp. Biogeografia, p. 35-40, 2011.

HAYDEN, D. A.; FRANÇA, C. F. de. Dinâmica do uso e ocupação do solo no município de Igarapé-açu/Pará, entre 1989 e 2008. *Revista Perspectiva Geográfica*, v. 8, n. 9, 2013.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). 2014. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodesmunicipal.php/>> Acessado em 01 de dez. 2015.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). 2008. Monitoramento da cobertura florestal da Amazônia por satélite. **Relatório técnico científico**, p.1-94, 2008.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). 2015. Área florestal degradada no período de 2007 a 2013.. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/degrad/>>. Acessado em: 28/12/2015.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). Monitoramento da cobertura florestal da Amazônia por satélite. **Relatório técnico científico**. 2008.

KATO, C. M.; FOUREAUX, L. V.; CÉSAR, R. A.; TORRES, M. P. Ocorrência de *Zaprionus indianus* Gupta, 1970 (Diptera: Drosophilidae) no estado de Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, v.28, n. 2, p. 454-455, 2004.

KELLER, A. *Drosophila melanogaster*'s history as a human commensal. **Current Biology**, v. 17, n. 3, p. R77-R81, 2007.

KOH, L. P.; WICH, S. A. Dawn of drone ecology: low-cost autonomous aerial vehicles for conservation. **Tropical Conservation Science**, v. 5, n. 2, p. 121-132, 2012.

LAMBIN, E. F.; PASTEUR, L. Monitoring forest degradation in tropical regions by remote sensing: some methodological issues. **Global ecology and biogeography**, v. 8, n. 3-4, p. 191-198, 1999.

LAURANCE, W. F. Hyper-Disturbed Parks: Edge effects and the ecology of isolated Rainforest reserves in Tropical Australia. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JUNIOR, R. O. (edit.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago & London: The university of Chicago press, p. 71-83. 1997.

LAWTON, J. H., et al. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. **Nature**, v. 391, n. 6662, p. 72, 1998.

LEMEUNIER F.; DAVID, J. R.; ASHBURNER, M T. The *Drosophila melanogaster* species group. In: ASHBURNER, M.; CARSON, H. L.; THOMPSON, J. N. **The genetics and biology of Drosophila**. British Library Cataloguing in Publication Data, 1987. v. 3, p. 148-239.

LEBLANC, L.; RUBINOFF, D.; WRIGHT, M. G. Conservation implications of changes in endemic Hawaiian Drosophilidae diversity across land use gradients. **PLoS one**, v. 8, n. 5, p. e62464, 2013.

LEÃO, B. F. D.; TIDON, R. Newly invading species exploiting native host-plants: the case of the African *Zaprionus indianus* (Gupta) in the Brazilian cerrado (Diptera, Drosophilidae). **Ann. la Société Entomol. Fr. (Nouvelle série)**, v. 40, p. 285-290, 2004.

LOCKWOOD, J. L.; HOOPES, M. F.; MARCHETTI, M. P. *Invasion Ecology*. **Blackwell Publishing, Massachusetts**, 1 edição, 2007.

MAGALHÃES, J. L. L.; LOPES, M. A.; QUEIROZ, H. L. Development of a Flooded Forest Anthropization Index (FFAI) applied to Amazonian areas under pressure from different human activities. **Ecological indicators**, v. 48, p. 440-447, 2015.

MAGURRAN, A. E. Capítulo 1: Introdução: medidas de diversidade (biológica). In: _____. **Mediando a diversidade biológica**. Curitiba: Ed da UFPR (reimpressão), p. 11-27, 2013.

MALABIKA, S.K. Impact of tropical forest degradation on nymphalid butterflies: A case study in Chandubi tropical forest, Assam, India. **International Journal of Biodiversity and Conservation**, v. 3, n. 12, p. 650-669, 2011.

MARTINS, M. B. Variação espacial e temporal de algumas espécies e grupos de *Drosophila* (diptera) em duas reservas de matas isoladas, nas vizinhanças de Manaus (Amazonas, Brasil). **Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi. Serie Zoologia**, n. 3, p.195-218, 1987.

MARTINS, M. B. Invasão de fragmentos florestais por espécies oportunistas de *Drosophila* (Diptera, Drosophilidae). **Acta Amazonica**, v. 19, p. 265-271, 1989.

MARTINS, M. B. Drosophilid fruit-fly guilds in forest fragments. In: BIERREGAARD, JR., C. GASCON, T. E. LOVEJOY, AND R. MESQUITA (ed.). **Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest**, v. 544, p. 175-186, 2001.

MARTINS, M. B. 2008. Traps adapted to Drosophilidae collections in tropical rain forest. **Technique Notes**. Museu Paraense Emílio Goeldi, v. 91, p. 147-148, 2008.

MARKOW, T. A.; O'GRADY, P. Reproductive ecology of *Drosophila*. **Functional Ecology** v. 22, p. 747-759, 2008.

MATA, R.A. da; MCGEOCH, M.; TIDON, R. Drosophilid assemblages as a bioindicator system of human disturbance in the Brazilian Savanna. **Biodivers. Conserv.**, v. 17, n. 12, p. 2899–2916. 2008.

MATA, R.A. da; MCGEOCH, M.; TIDON, R. Drosophilids (Insecta, Diptera) as tools for conservation biology. **Braz J Nature Conserv**, v. 8, n. 1, p. 60-65, 2010.

MATA, R. A. da; TIDON, R. The relative roles of habitat heterogeneity and disturbance in drosophilid assemblages (Diptera, Drosophilidae) in the Cerrado. **Insect Conservation and Diversity**, v. 6, n. 6, p. 663-670, 2013.

MATA, R. da; TIDON, R. The relative roles of habitat heterogeneity and disturbance in drosophilid assemblages (Diptera, Drosophilidae) in the Cerrado. **Insect Conservation and Diversity**, v. 6, n. 6, p. 663-670, 2013.

MIRANDA, M. **Degradação florestal e classificação de uso do solo em diferentes escalas de análise, no centro de endemismo**. Belém: INPE., 2016. (Relatório Técnico Científico).

MOURA, N. G.; LEES, A. C.; ANDRETTI, C. B.; DAVIS, B. J. W.; SOLAR, R. R. C.; ALEIXO, A.; BARLOW, J.; FERREIRA, J.; GARDNER, T. A. Avian biodiversity in multiple-use landscapes of the Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, v. 167, p. 339-348, 2013.

PARSONS, P.A. Habitats, stress, and evolutionary rates. **J. Evol. Biol.**, v.7, p. 387-397, 1994.

PARSONS, P. A. Biodiversity Conservation Under Global Climatic Change: The Insect *Drosophila* as a Biological Indicator? **Global Ecology and Biogeography Letters**, p. 77-83, 1991.

PARSONS, P. A.; STANLEY, S. M. Domesticated and widespread species The *Drosophila melanogaster* species group. In: ASHBURNER, M.; CARSON, H. L.; THOMPSON, J. N. The genetics and biology of *Drosophila*. **British Library Cataloguing in Publication Data**, v.3, p. 339-393, 1981.

PAVAN, C. Relações entre as populações naturais de *Drosophila* e o meio ambiente. **Boletim da faculdade de filosofia, ciências e letras da universidade de São Paulo**, v. 11, p. 1-81, 1959.

PENARIOL, L. V.; MADI-RAVAZZI, L. Edge-interior differences in the species richness and abundance of drosophilids in a semideciduous forest fragment. **SpringerPlus**, v. 2, n. 1, p. 114, 2013.

POPPE, J. L.; VALENTE, V. L. D. S.; SCHMITZ, H. J. Structure of Drosophilidae Assemblage (Insecta, Diptera) in Pampa Biome (São Luiz Gonzaga, RS). **Papéis Avulsos de Zoologia** (São Paulo), v. 52, n. 16, p. 185-195, 2012.

POWELL, J. R. Progress and prospects in evolutionary biology: the *Drosophila* model. **Oxford University Press (oxford series in ecology & evolution)**, 1997.

PRAXEDES, C.; MARTINS, M. B. Inventário biológico: riqueza, biodiversidade local e regional de Drosophilidae (Diptera) frugívoros. Caxiuanã. 5 ed. **Belém: Núcleo Editorial de Livros**, p. 521-538, 2013.

PUTZ, F. E., REDFORD, K. H. The importance of defining ‘forest’: tropical forest degradation, deforestation, long-term phase shifts, and further transitions. **Biotropica**, v. 42, n. 1, p. 10-20, 2010.

REMER, L. C., HEARD, S. B., Local movement and edge effects on competition and coexistence in ephemeral-patch models. **Am. Nat.** v. 152, n. 6, p. 896-904, 1998.

ROSENQVIST, A. Expert Workshop on approaches to monitoring forest degradation for REDD+ 1–8. 2014. Disponível em: <http://www.gfoi.org/wp-content/uploads/2015/03/GFOI_GOFCEGOLD_RDEExpertWS2_Report.pdf> Acesso em: 01 de fev. de 2016.

ROHDE, C.; SILVA, D. M. I. DE O.; JUCÁ, J. C. L. DE A.; MONTES, M. A.; GARCIA, A. C. L. Espécies Invasoras da Família Drosophilidae (Diptera, Insecta) em ambientes da Caatinga de Pernambuco. **Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agrônômica, Recife**, v. 7, p. 227-240, 2010.

SILVA DÖGE, J. DA; DE OLIVEIRA, H.V.; TIDON, R. Rapid response to abiotic and biotic factors controls population growth of two invasive drosophilids (Diptera) in the brazilian savanna. **Biological invasions**, v. 17, n. 8, p. 2461-2474, 2015.

SILVA, J. M. C. Da; RYLANDS, A. B.; FONSECA, G. A. B. da A. O destino das áreas de endemismo da Amazônia. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 124–131, 2005.

SCHMITZ, H. J.; HOFMANN, P. R. P.; VALENTE, V. L. S. Assemblages of drosophilids (Diptera, Drosophilidae) in mangrove forests: community ecology and species diversity. **Série Zoologia**, v. 100, n. 2, p. 133-140, 2010.

SCHMITZ, H. J.; AMADOR, R. B.; FERREIRA, J. E.; MAUES, M. M.; MARTINS, M. B. Relações biodiversidade x Clima em escala Local: um estudo de caso em busca de padrões espaço-temporais em insetos. In: THAISE EMILIO, FLÁVIO LUIZÃO. (ORG.). Cenários para a Amazônia, clima biodiversidade e uso da terra. **Manaus: Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia**, 1 ed., p. 19-30. 2014.

SASAKI, N.; PUTZ, F.E. Critical need for new definitions of “forest” and “forest degradation” in global climate change agreements. **Conservation Letters**, v. 2, n. 5, p. 226-232, 2009.

SENE, F. M.; VAL, F. C.; VILELA, C. R.; PEREIRA, M. A. Q. R. Preliminary data on the geographical distribution of drosophila species within morphoclimatic domains of Brazil. **Papeis avulsos de zoologia**, v.33, p. 315-326, 1980.

SIDDIG, A. A. H.; ELLISON, A.M.; OCHS A.; VILLAR-LEEMAN, C., LAU, M.K. How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in Ecological Indicators. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 223-230, 2016.

SILVA, M.B da. Áreas De Endemismo: as espécies vivem em qualquer lugar, onde podem ou onde historicamente evoluíram? **Revista da Biologia**, v. 7, p. 12-17, 2011.

SOARES, C. P. B.; NETO PAULA, F. de. SOUZA, A. L. **Dendrometria e inventário florestal**. Viçosa-Mg: Ed Ufv, 2011.

TABARELLI, M; MANTOVANI, W.; PERES, C.A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological conservation**, v. 91, n. 2-3, p. 119-127, 1999.

THOMAZINI, M.J.; THOMAZINI, A.P.B.W. A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas. **Embrapa Acre-Documentos (INFOTECA-E)**, 2000.

THOMPSON, I. D. et al. An operational framework for defining and monitoring forest degradation. **Ecology & Society**, v. 18, n. 2, p. 01-23, 2013.

THOMPSON, I. D. et. al. Forest biodiversity and the delivery of ecosystem goods and services: translating science into policy. **Bioscience**, v. 61, p. 972-981, 2011.

TIDON, R; LEITE, D. F; FERREIRA, L. B; LEÃO, B. F. D. Drosofilídeos (Diptera, Insecta) do Cerrado. In: SCARIOT, Aldicir; FELFILI, Jeanini; SILVA, José Carlos Souza e. (Org.). **Ecologia e biodiversidade do Cerrado**. Brasília,DF: Ministério do Meio Ambiente, p. 337-352, 2005

TIDON, R. Relationships between drosophilids (Diptera , Drosophilidae) and the environment in two contrasting tropical vegetations. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 87, n. 2, p. 233-247, 2006.

TUNDISI, J.G.; GOLDEMBERG, J.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; SARAIVA, A.C.F. How many more dams in the Amazon. **Energy Policy**, v. 74, p. 703-708, 2014.

VAL, F. C.; SENE, F. A newly introduced Drosophila species in Brazil (Diptera, Drosophilidae). **Papeis avulsos de zoologia**. v. 33, p. 293-298, 1980.

VALADÃO, H.; VALL HAY, J. D. T. R. Temporal dynamics and resource availability for drosophilid fruit flies (Insecta, Diptera) in a Gallery Forest in the Brazilian Savanna. **International Journal of Ecology**. v. 2010, p. 1-7, 2010.

VIEIRA, I. C. G.; TOLEDO, P. M.; ALMEIDA, A. Análise das modificações da paisagem da região Bragantina, no Pará, integrando diferentes escalas de tempo. **Ciência e Cultura**, v. 59, n. 3, p. 27-30, 2007.

VILELA, C. R. Is *Zaprionus indianus* Gupta, 1970 (Díptera, Drosophilidae) currently colonising the Neotropical Region? **Drosophila Information Service**, v. 82, p. 37-38, 1999.

VITULE, J. R. S., PRODOCIMO, V. Introdução de espécies não nativas e invasão biológica. **Estudos de Biologia**. v. 34, n. 225, p. 225-237, 2012.

VOLTOLINI, J. C.; WLUDARKI, A.; SILVA, I. da. Estrutura da vegetação na borda e interior de um fragmento florestal pequeno em área urbana. **Revista de Biociências**, v. 15, p. 133-138, 2009.

WORLD WILD LIFE (WWF). **Tropical and subtropical moist broadleaf forests: Eastern Amazonian - Brazil**. 2016. Disponível em: <<http://www.worldwildlife.org/ecoregions/nt0180/>> .Acessado em: 12/02/2016.

APÊNDICES

**APÊNDICE A- AUTOVALORES E VARIAÇÃO DA PORCENTAGEM DE
EXPLICAÇÃO DOS SEIS PRIMEIROS EIXOS DE ORDENAÇÃO DA
ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (PCA).**

Componentes	Autovalor	Variação total	Aut. acumulado	Variação acumulada
PC1	2,276681	37,94468	2,276681	37,9447
PC2	1,554380	25,90634	3,831061	63,8510
PC3	0,974792	16,24654	4,805854	80,0976
PC4	0,749808	12,49680	5,555662	92,5944
PC5	0,367564	6,12607	5,923226	98,7204
PC6	0,076774	1,27956	6,000000	100,0000

**APÊNDICE B- VALORES DOS COMPONENTES BASEADO EM
COMBINAÇÕES LINEARES DE SEIS VARIÁVEIS DE ESTRUTURA DA
VEGETAÇÃO EM SETE REMANESCENTES DE FLORESTA PRIMÁRIA DA
ÁREA DE ENDEMISMO BELÉM.**

(continua)

Área		PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
BJM	1	-0,13081	0,611237	-0,6777	-0,05556	1,998183	-0,0924
BJM	2	-0,83128	-0,25215	0,891906	0,405252	1,101459	-0,09216
BJM	3	0,225643	0,115748	0,442017	1,601275	0,177658	0,5575
BJM	4	-0,33654	-0,39157	-0,72885	-0,22955	0,727833	0,834721
Área		PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
BJM	6	0,027589	0,774019	-0,24274	1,832171	-0,74332	-1,22812
BJM	7	0,366082	-0,33826	-0,66412	0,006924	1,124873	-1,25392
BJM	8	0,01257	1,039357	0,265232	1,284104	-1,47719	-0,81299
BJM	9	-0,52509	0,14025	0,600857	1,669519	0,418319	0,152885
BJM	10	-0,37961	0,15829	1,421577	1,731469	-0,31403	-0,48025
CNM	11	2,214989	-0,46349	-1,15782	0,787677	0,509809	-0,73304
CNM	12	1,318638	-1,0381	-0,05105	-1,54315	0,620271	-0,30321
CNM	13	1,215748	-0,29305	-0,54306	-0,39659	-0,87582	0,420032
CNM	14	0,983222	0,157104	-1,0682	-0,62671	-1,39918	-1,46421
CNM	15	0,863969	0,359111	-1,41756	-0,85886	-1,38773	0,225581
CNM	16	0,269247	0,66766	0,17549	-0,00451	0,209245	0,695408
CNM	17	0,277433	0,68124	-0,56367	-0,58372	-0,63843	-0,3659
CNM	18	1,015598	1,282547	0,378118	-0,63554	1,169025	-1,20821
CNM	19	-0,2452	0,742084	-0,54436	-0,26899	0,305973	-0,59988
CNM	20	0,686979	-0,41654	-0,63529	-1,87834	-0,43968	0,411637

(continuação)

GNF	21	0,414444	0,629045	-2,01557	-1,77709	1,616583	1,019641
GNF	22	0,848554	-1,33424	0,999159	-0,1711	-0,946	0,783574
GNF	23	1,226481	-1,164	0,280932	-0,83604	0,110198	-0,20307
GNF	24	1,388571	-0,31212	-0,10374	-0,28507	-1,21176	-1,60411
GNF	25	1,002844	-1,02157	0,549627	-0,0565	-0,99621	0,093372
GNF	26	0,719033	-0,09502	1,800171	0,902456	-1,69175	0,787168
GNF	27	0,108066	-0,89178	2,333837	-0,23841	0,989449	3,031903
GNF	28	1,014155	-0,58524	0,055344	-1,01807	-0,8605	0,179137
GNF	29	0,794462	0,005246	-0,61428	-1,26666	-1,39559	0,584244
GNF	30	-0,03145	-0,457	-0,52263	-0,59892	-1,83717	-0,06908
MOJ	31	1,127352	-0,27498	-0,46343	-0,33947	1,802049	-0,51713
MOJ	32	1,163436	0,850327	0,26241	0,38937	1,803434	-0,11561
MOJ	33	-0,65148	-0,10728	2,674855	-0,70036	0,786807	-0,1736
MOJ	34	0,857153	0,344192	1,516222	0,666621	1,044504	-0,51087
MOJ	35	0,196024	0,551924	1,00461	0,375997	0,527992	-2,40708
MOJ	36	1,340245	-0,49422	1,481947	0,896767	0,114769	3,625187
MOJ	37	-1,38706	-0,30593	1,96268	-1,80383	-0,73489	-1,00727
MOJ	38	1,185325	0,282327	0,739892	-1,0432	1,750757	-0,91958
MOJ	39	1,738385	0,689649	0,958376	0,741245	0,541506	-1,33099
Área		PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
MOJ	40	2,312032	0,121007	0,541507	1,601601	0,469656	-0,14359
VIS	41	-1,05594	-1,77785	-1,42302	-1,0078	0,562673	-0,40634
VIS	42	-1,19638	-3,09057	-1,0826	2,762679	0,791844	0,204498
VIS	43	-2,08439	-1,11504	-0,15464	-1,52354	0,148153	-1,76256
VIS	44	-1,1897	-2,94589	-0,42202	1,526019	0,442825	-0,09335
VIS	45	-0,7977	-2,46	-0,43484	0,314196	0,529438	-0,13031
VIS	46	0,721807	-1,16882	0,215021	-0,95227	-0,27149	0,487077
VIS	47	0,151939	-0,28227	-1,84097	0,590934	-1,2405	-0,59258
VIS	48	-0,27122	-0,52322	0,396913	-1,13058	-2,62776	-0,185
VIS	49	-0,92244	-1,42486	-0,77535	0,948186	-1,46014	-0,06147
VIS	50	-0,19025	-1,60821	-0,81323	0,694907	-0,19455	-0,00179
NT	51	-1,47613	0,32893	0,508325	-0,22352	0,022122	0,120563
NT	52	-1,13379	0,879784	0,096378	-1,00338	0,133842	0,216268
NT	53	-1,15985	1,160861	0,492834	-0,59591	-0,98787	0,109536
NT	54	-1,46701	0,258762	0,964685	-0,11323	-0,34478	-0,13724
NT	55	0,357114	1,059241	-1,82378	0,536605	-0,44258	2,069888
NT	56	-0,25728	1,093088	-0,82805	1,096871	-0,65084	0,751099
NT	57	-1,01537	0,482089	-1,82845	-0,15752	1,242653	1,309171
NT	58	-2,00444	0,433797	0,654759	-0,27885	0,921376	-1,34295
NT	59	-0,94283	0,655094	0,026095	-0,50634	0,59416	0,335876

(conclusão)

NT	60	-1,27088	0,928082	0,52888	-0,61621	-0,69857	0,236846
PGM	61	-0,17524	0,498601	0,694393	-0,16844	-0,38175	0,684289
PGM	62	-0,80919	-0,54295	0,037511	-1,00157	1,862713	0,047662
PGM	63	-0,19844	1,306672	-0,88488	2,028226	-0,1527	-1,46926
PGM	64	1,067469	0,141049	0,16285	-0,8388	0,617963	0,229388
PGM	65	-0,53847	0,786272	1,372462	0,798048	-1,15912	-0,42443
PGM	66	-0,81671	0,704597	-0,1519	-0,4447	-0,48154	0,784006
PGM	67	-0,5983	2,092263	-1,26886	0,564693	0,146353	1,858607
PGM	68	-1,26992	0,894574	0,231816	-0,39984	-0,42108	0,891357
PGM	69	-0,87045	1,108781	-0,76471	0,145886	0,316892	0,510053
PGM	70	-0,4565	0,853309	-0,05126	0,206022	-0,03402	0,286599

**APÊNDICE C- RESULTADOS DE P-VALOR PARA O CONJUNTO DE
VARIÁVEIS DE ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO COMPARANDO-SE SETE
REMANESCENTE DE FLORESTA PRIMÁRIA, OBTIDOS PELO TESTE DE
TUKEY DE SIGNIFICÂNCIA; *5% NÍVEL DE SIGNIFICÂNCIA.**

(continua)

Densidade de	BJM	CNM	GNF	MOJ	VIS	NT	PGM
árvores							
BJM		0,999757	0,699312	0,151666	0,894801	0,061883	0,699439
CNM	0,999757		0,452391	0,062698	0,983247	0,150031	0,895072
GNF	0,699312	0,452391		0,952033	0,099341	0,000623	0,038437*
MOJ	0,151666	0,062698	0,952033		0,006511*	0,000141*	0,001989*
VIS	0,894801	0,983247	0,099341	0,006511*		0,572623	0,99976
NT	0,061883	0,150031	0,000623*	0,000141*	0,572623		0,805868
PGM	0,699439	0,895072	0,038437*	0,001989*	0,99976	0,805868	
Densidade de	BJM	CNM	GNF	MOJ	VIS	NT	PGM
cipós e lianas							
BJM		0,008893*	0,00419*	0,002511*	0,57582	0,898877	0,999634
CNM	0,008893*		0,999981	0,999636	0,489753	0,000295*	0,002508*
GNF	0,00419*	0,999981		0,999998	0,34067	0,000202*	0,001173*
MOJ	0,002511*	0,999636	0,999998		0,256872	0,000162*	0,000721*
VIS	0,57582	0,489753	0,34067	0,256872		0,064395	0,323159
NT	0,898877	0,000295*	0,000202*	0,000162*	0,064395		0,987045
PGM	0,999634	0,002508*	0,001173*	0,000721*	0,323159	0,987045	
Cobertura de	BJM	CNM	GNF	MOJ	VIS	NT	PGM
dossel							
BJM		0,062199	0,093769	0,049526*	0,023043*	0,535794	0,363288
CNM	0,062199		0,999998	1	0,000131*	0,915303	0,977672
GNF	0,093769	0,999998		0,999975	0,000132*	0,959948	0,992985
MOJ	0,049526*	1	0,999975		0,000131*	0,88244	0,963363
VIS	0,023043*	0,000131*	0,000132*	0,000131		0,000176*	0,000145*
NT	0,535794	0,915303	0,959948	0,88244	0,000176*		0,999963
PGM	0,363288	0,977672	0,992985	0,963363	0,000145*	0,999963	
Densidade de sub-	BJM	CNM	GNF	MOJ	VIS	NT	PGM
bosque							
BJM		0,725934	0,48938	0,996334	0,999615	0,000131*	0,3787
Densidade de sub-	BJM	CNM	GNF	MOJ	VIS	NT	PGM
bosque							
GNF	0,48938	0,999806		0,854818	0,753327	0,000131*	0,999997
MOJ	0,996334	0,96796	0,854818		0,999995	0,000131*	0,762581
VIS	0,999615	0,92099	0,753327	0,999995		0,000131*	0,642637
NT	0,000131*	0,000131*	0,000131*	0,000131*	0,000131*		0,000131*
PGM	0,3787	0,998001	0,999997	0,762581	0,642637	0,000131*	

(conclusão)

Intensidade de cipós	BJM	CNM	GNF	MOJ	VIS	NT	PGM
BJM		0,000551 *	0,000136*	0,999944	0,000131*	0,9728	0,998666
CNM	0,000551*		0,91818	0,001325*	0,293647	0,000144*	0,000202*
GNF	0,000136*	0,91818		0,000148*	0,923522	0,000131*	0,000131*
MOJ	0,999944	0,001325*	0,000148*		0,000131*	0,896191	0,98333
VIS	0,000131*	0,293647	0,923522	0,000131*		0,000131*	0,000131*
NT	0,9728	0,000144*	0,000131*	0,896191	0,000131*		0,999767
PGM	0,998666	0,000202*	0,000131*	0,98333	0,000131*	0,999767	
Área basal	BJM	CNM	GNF	MOJ	VIS	NT	PGM
BJM		0,777976	0,999998	0,80865	0,058527	0,071862	0,873697
CNM	0,777976		0,862119	1	0,000861*	0,001098*	0,119185
GNF	0,999998	0,862119		0,885889	0,037869	0,047026*	0,792759
MOJ	0,80865	1	0,885889		0,001018*	0,001304*	0,135157
VIS	0,058527	0,000861*	0,037869*	0,001018*		1	0,592921
NT	0,071862*	0,001098*	0,047026*	0,001304*	1		0,646674
PGM	0,873697	0,119185	0,792759	0,135157	0,592921	0,646674	
DAP Médio	BJM	CNM	GNF	MOJ	VIS	NT	PGM
BJM		0,533728	0,999966	0,999848	0,12899	0,99995	0,998647
CNM	0,533728		0,364009	0,319627	0,00073*	0,353626	0,841279
GNF	0,999966	0,364009		1	0,225954	1	0,985676
MOJ	0,999848	0,319627	1		0,262076	1	0,976456
VIS	0,12899	0,00073*	0,225954	0,262076		0,233887	0,036989*
NT	0,99995	0,353626	1	1	0,233887		0,983867
PGM	0,998647	0,841279	0,985676	0,976456	0,036989*	0,983867	
Densidade de <i>Cecropia</i> spp.	BJM	CNM	GNF	MOJ	VIS	NT	PGM
BJM		0,168736	0,914053	0,789543	0,044793*	0,759507	0,99999
CNM	0,168736		0,807117	0,924584	0,997605	0,939883	0,258925
Densidade de <i>Cecropia</i> spp.	BJM	CNM	GNF	MOJ	VIS	NT	PGM
GNF	0,914053	0,807117		0,999959	0,45529	0,999886	0,968536
MOJ	0,789543	0,924584	0,999959		0,638464	1	0,892053
VIS	0,044793*	0,997605	0,45529	0,638464		0,672908	0,077878
NT	0,759507	0,939883	0,999886	1	0,672908		0,870378
PGM	0,99999	0,258925	0,968536	0,892053	0,077878	0,870378	

**APÊNDICE D - RESULTADOS DE P-VALOR PARA CORRELAÇÃO DE
PEARSON PARA VARIÁVEIS DA VEGETAÇÃO, COMPONENTES
PRINCIPAIS DA DEGRADAÇÃO FLORESTAL E ABUNDÂNCIA E RIQUEZA
DE ESPÉCIES NATIVAS E EXÓTICAS DA GUILDA DE DROSOFILÍDEOS
FRUGÍVOROS DE DA ÁREA DE ENDEMISMO BELÉM. * NÍVEL DE
SIGNIFICÂNCIA 5%.**

Variável	Densidade de árvores	Densidade de cipós e lianas	Cobertura de dossel	Densidade de sub-bosque	Intensidade de cipós	Área basal	Dap médio	Densidade de Cecropia spp.	PC1	PC2
Abundância de exótica	0,15	0,021*	0,001*	0,056	0,271	0,008*	0,010*	0,967	0,001*	0,231
Riqueza de exótica	0,152	0,8	0,072	0,21	0,005*	0,001*	0,003*	0,926	0,001*	0,705
Abundância de nativas	0,106	0,964	0,756	0,078	0,053	0,901	0,203	0,855	0,771	0,984
Riqueza de nativas	0,054	0,725	0,052	0,621	0,053	0,954	0,105	0,512	0,801	0,22

**APÊNDICE E- VALORES DE P NA COMPARAÇÃO MÚLTIPLA DE TUKEY
PARA ABUNDÂNCIA E RIQUEZA DE ESPÉCIES EXÓTICAS E NATIVAS DO
NEOTRÓPICO NA ÁREA DE ENDEMISMO BELÉM.**

Variável	Abundância de espécies exóticas							
	BJM	CNM	GNF	MIR	MOJ	NTB	PRG	VIS
BJM		0,00112	0,003659	0,000123	0,888178	0,992751	0,998431	0,420816
CNM	0,00112		0,999956	0,000123	0,060344	0,014069	0,008346	0,000123
GNF	0,003659	0,999956		0,000123	0,145061	0,040164	0,024996	0,000123
MIR	0,000123	0,000123	0,000123		0,000123	0,000123	0,000123	0,000123
MOJ	0,888178	0,060344	0,145061	0,000123		0,999543	0,996995	0,021559
NTB	0,992751	0,014069	0,040164	0,000123	0,999543		1	0,086733
PRG	0,998431	0,008346	0,024996	0,000123	0,996995	1		0,129314
VIS	0,420816	0,000123	0,000123	0,000123	0,021559	0,086733	0,129314	

Variável	Abundância de espécies neotropicais							
	BJM	CNM	GNF	MIR	MOJ	NTB	PRG	VIS
BJM		0,994222	0,508464	1	0,999345	0,933075	0,000141	0,11859
CNM	0,994222		0,928989	0,996907	0,887917	0,999896	0,000539	0,487303

Variável	Abundância de espécies neotropicais							
	BJM	CNM	GNF	MIR	MOJ	NTB	PRG	VIS
MIR	1	0,996907	0,557335		0,998464	0,951783	0,000148	0,139894
MOJ	0,999345	0,887917	0,202992	0,998464		0,662127	0,000124	0,028893
NTB	0,933075	0,999896	0,993536	0,951783	0,662127		0,001979	0,75767
PRG	0,000141	0,000539	0,022656	0,000148	0,000124	0,001979		0,170064
VIS	0,11859	0,487303	0,992576	0,139894	0,028893	0,75767	0,170064	

Variável	Riqueza de espécies exóticas							
	BJM	CNM	GNF	MIR	MOJ	NTB	PRG	VIS
BJM		0,000354	0,006492	0,000226	0,999377	1	0,999999	1
CNM	0,000354		0,981455	0,000123	0,001863	0,000436	0,000219	0,000436
GNF	0,006492	0,981455		0,000123	0,033026	0,008321	0,003189	0,008321
MIR	0,000226	0,000123	0,000123		0,000133	0,000197	0,000368	0,000197
MOJ	0,999377	0,001863	0,033026	0,000133		0,999779	0,99422	0,999779
NTB	1	0,000436	0,008321	0,000197	0,999779		0,999989	1
PRG	0,999999	0,000219	0,003189	0,000368	0,99422	0,999989		0,999989
VIS	1	0,000436	0,008321	0,000197	0,999779	1	0,999989	

Variável	Riqueza de espécies neotropicais							
	BJM	CNM	GNF	MIR	MOJ	NTB	PRG	VIS
BJM		0,967408	0,12384	0,997877	1	0,096174	0,015795	0,420885
CNM	0,967408		0,675739	0,692785	0,956449	0,604437	0,212897	0,960755
GNF	0,12384	0,675739		0,022688	0,108548	1	0,993683	0,998073
MIR	0,997877	0,692785	0,022688		0,998848	0,016546	0,002	0,1212
MOJ	1	0,956449	0,108548	0,998848		0,083764	0,013291	0,385701
NTB	0,096174	0,604437	1	0,016546	0,083764		0,997534	0,994851
PRG	0,015795	0,212897	0,993683	0,002	0,013291	0,997534		0,84166
VIS	0,420885	0,960755	0,998073	0,1212	0,385701	0,994851	0,84166	