



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE**

Gerônimo Felipe Pereira Rios

**Influência da Paisagem na Estrutura da Rede Trófica de Morcegos em um Ambiente
de Caatinga**

Ilhéus – BA

Julho/ 2013



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE**

Gerônimo Felipe Pereira Rios

**Influência da Paisagem na Estrutura da Rede Trófica de Morcegos em um Ambiente
de Caatinga**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz, para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Júlio Ernesto Baumgarten

Ilhéus – BA

Julho/ 2013

R586 Rios, Gerônimo Felipe Pereira.
Influência da paisagem na estrutura da rede trófica de morcegos
em um ambiente de caatinga / Gerônimo Felipe Pereira Rios. –
Ilhéus, BA: UESC, 2013.
xx, 59 f. : il.

Orientador: Júlio Ernesto Baumgarten.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de
Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Ecologia
e Conservação da Biodiversidade.
Inclui referências e apêndices.

1. Morcego. 2. Morcego – Ecologia. 3. Biodiversidade.
4. Morcego – Identificação. 5. Polinização. I. Título.

CDD 599.4

Gerônimo Felipe Pereira Rios

**Influência da Paisagem na Estrutura da Rede Trófica de Morcegos em um Ambiente
de Caatinga**

Ilhéus – BA: 16 de julho de 2013

BANCA EXAMINADORA

Dr. Júlio Ernesto Baumgarten (Universidade Estadual de Santa Cruz)

Orientador

Dr. Gledson Vigiano Bianconi (Instituto Neotropical: Pesquisa e Conservação)

Examinador

Dr^a. Camila Righetto Cassano (Universidade Estadual de Santa Cruz)

Examinadora

Ilhéus – BA

2013

Para minha mãe, esposa e filhos, o apoio de vocês tornou este trabalho possível.

Agradecimentos

Agradeço a todos que contribuíram direta e indiretamente para a conclusão deste trabalho. Em especial aos meus professores de graduação, verdadeiros mestres, cuja base conceitual e exemplo de profissionalismo despertaram em mim o desejo de seguir esta carreira.

A Raoni Rebouças pela amizade e apoio incondicional nas horas mais difíceis – obrigado por não me deixar desistir.

Ao professor e amigo Raymundo José de Sá-Neto pela ajuda com as coletas e as primeiras discussões que propiciaram o amadurecimento deste trabalho.

À CAPES pela concessão da bolsa de pesquisa; à equipe docente do curso de Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz pelo apoio logístico e teórico.

Aos professores Dr. Francisco de Assis R. Santos, da Universidade Estadual de Feira de Santana, e Dra. Raquel Pérez-Maluf, da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, que gentilmente cederam seus laboratórios e parte do seu precioso tempo para me auxiliar na identificação das amostras.

Ao professor Dr. Júlio Ernesto Baumgarten pela orientação e comentários valiosos na elaboração do texto final aqui apresentado.

Aos amigos/irmãos que fiz durante esse período: Leandro Oliveira, Paulo Henrique Ribeiro, Renan Macedo, Yamid Mera, Anderson Muñoz Quintero e Karen Martins. A amizade de vocês tornou essa caminhada mais prazerosa.

Por fim, mas de modo algum menos importante, a Viviane Neves Ferraz Rios que tanto me apoiou e incentivou nesse período. Não existem palavras suficientes que possam expressar o quanto você é importante pra mim e o quanto sou feliz por ter você ao meu lado. Te amo!

SUMÁRIO

Introdução Geral.....	x
Referências.....	xiv
Resumo.....	xx
Abstract.....	xxi
Introdução.....	22
Material e Métodos.....	24
Área de Estudo.....	24
Tratamento das Imagens	24
Seleção dos Pontos.....	25
Medida de Adensamento Estratificado da Vegetação.....	27
Métricas da Paisagem.....	28
Coleta e Tratamento dos Dados.....	28
Determinação dos Módulos.....	31
Análise dos Dados	33
Resultados.....	34
Discussão.....	40
Considerações Finais.....	43
Referências.....	44

SUMÁRIO DE FIGURAS

Figura 2.1. Área de coleta e sítios amostrais utilizados no estudo.....	26
Figura 2.2. Esquema para o cálculo de adensamento estratificado da vegetação.....	28
Figura 2.3. Exemplo de duas matrizes de adjacência exibindo: a) estrutura com padrão modular; e b) estrutura com padrão aninhado (aninhamento perfeito).....	32
Figura 4.1a. Rede trófica obtida no sítio amostral 03 exibindo todos os hábitos alimentares descritos para a ordem Chiroptera, exceto hematofagia, piscivoria e consumo de pequenos vertebrados.....	37
Figura 4.1b. Rede trófica obtida no sítio amostral 20 exibindo redução dos hábitos alimentares descritos para a ordem Chiroptera.....	38
Figura 4.2. Coeficiente angular dos parâmetros observados para o modelo médio estudado.....	39
Figura 4.3. Relação entre a modularidade e os parâmetros de adensamento estratificado da vegetação (AEV) e número total de indivíduos (NTI).....	40

SUMÁRIO DE TABELAS

Tabela 2.1. Relação das métricas de paisagem utilizadas e dos seus significados.....	29
Tabela 4.1. Lista das famílias e espécies de morcegos coletadas, com o número de cada espécie e a representatividade de cada uma relacionada com o número e o percentual de amostras coletadas.....	34
Tabela 4.2. Importância relativa e coeficiente angular médio das variáveis independentes que se relacionam com a modularidade das redes tróficas de morcegos nos fragmentos de caatinga no vale do curso médio do rio São Francisco. NTI: número total de indivíduos; AEV: adensamento estratificado da vegetação; NSP: número de espécies; DVP: distância média do fragmento vizinho mais próximo; CV: cobertura da vegetação; NumF: número de fragmentos; AMF: área média dos fragmentos.....	39

SUMÁRIOS DE APÊNDICES

Apêndice 1. Grupos de polpa, identificados e organizados por cor, presentes nas amostras fecais dos espécimes de morcegos capturados.....54

Apêndice 2. Ordens de insetos relacionadas às espécies de morcegos encontradas na área de estudo. A.obs = *Artibeus obscurus*; A.pla = *Artibeus planirostris*; C.per = *Carollia perspicillata*; C.aur = *Chrotopterus auritus*; C.pla = *Cynomops planirostris*; E.bra = *Eptesicus brasiliensis*; E. glau = *Eumops glaucinus*; G.sor = *Glossophaga soricina*; L.blo = *Lasiurus blossevilli*; L.egg = *Lasiurus egga*; L.spu = *Lionycteris spurelli*; L.mor = *Lonchophylla mordax*; M.sch = *Micronycteris schimidtorum*; M.cre = *Mimon crenulatum*; M.pla = *Molossops planirostris*; M.tem = *Molossops temminckii*; M.mol = *Molossus molossus*; M.alb = *Myotis albensis*; M.nig = *Myotis nigricans*; N.alb = *Noctilio albiventris*; P.mac = *Peropteryx macrotis*; P.dis = *Phyllostomus discolor*; P.has = *Phyllostomus hastatus*; T.sau = *Tonatia saurophylla*. Os números referem-se à frequência com que determinado item foi encontrado nas amostras.....55

Apêndice 3. Famílias e morfotipos de sementes e relacionados às espécies de morcegos encontradas na área de estudo. A.lit = *Artibeus lituratus*; A.obs = *Artibeus obscurus*; A.pla = *Artibeus planirostris*; C.per = *Carollia perspicillata*; L.mor = *Lonchophylla mordax*; P.dis = *Phyllostomus discolor*; P.has = *Phyllostomus hastatus*; P.lin = *Platyrrhinus lineatus*; S.lil = *Sturnira lilium*; T.sau = *Tonatia saurophylla*. Os números referem-se à frequência com que determinado item foi encontrado nas amostras.....56

Apêndice 4. Famílias e morfotipos polínicos e esporos relacionados às espécies de morcegos capturados na área de estudo. Os números referem-se à ocorrência com que determinado item foi encontrado nas amostras analisadas.....57

Apêndice 5. Relação dos valores de modularidade (Mod.); número de espécies (NSP); número total de indivíduos (NTI); adensamento estratificado da vegetação (AEV); cobertura vegetal (CV); distância média do fragmento vizinho mais próximo (DVP); número de fragmentos (NumF); e área média dos fragmentos (AMF); abundância relativa das espécies (EVE) encontrados nos fragmentos de caatinga da região do vale do curso médio do rio São Francisco.....60

Introdução Geral

O bioma da Caatinga no nordeste do Brasil ocupa uma área estimada em cerca de 800.000 Km² representando cerca de 70% da região nordeste e 11% do território nacional. É caracterizado pelo clima semiárido, com baixa precipitação anual (500-1000 mm de chuva/ano) concentrada em torno de três meses. Possui vegetação xerófila, composta predominantemente por espécies lenhosas de baixo e médio porte (Pennington *et al.*, 2004; Prado, 2003). Esse bioma é parte integrante de uma formação vegetacional, denominada de Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (SDTF's) (Prado, 2000). Essa formação tem recebido especial atenção devido à sua alta diversidade de grupos taxonômicos e grau de endemismos associados a aspectos históricos importantes para estudos biogeográficos e paleoclimáticos (De Oliveira *et al.*, 1999; Pennington, 2000; Pennington *et al.*, 2004; Prado, 2000; Werneck, 2011).

De acordo com Prado (2000) as SDTF's são uma formação antiga atualmente distribuída de forma disjunta nas Américas do Sul e Central em uma região denominada Arco Pleistocênico. Os três maiores núcleos dessa formação encontram-se distribuídos na América do Sul e Central, sendo a Caatinga o maior deles e o que apresenta maior riqueza de espécies e grau de endemismos (Cardoso *et al.*, 2010; Prado, 2000), além de ser uma área com diversificação antiga (Roig-Juñent *et al.*, 2006).

As singularidades do bioma da Caatinga tornam esse ambiente uma importante fonte de informação sobre as mudanças biogeográficas ocorridas no continente e como elas determinaram o padrão atual de diversidade biológica encontrado nos biomas tropicais abertos da América do Sul.

No entanto, apesar da sua importância histórica, elevado grau de endemismos, alta biodiversidade e da sua representatividade em termos de área, estima-se que entre 30,4% (Castelletti *et al.*, 2003) a 51,7% (Santos & Tabarelli, 2002; Leal *et al.*, 2005; Liberal *et al.*, 2012) do bioma da Caatinga já tenha sido alterado. Dentre as alterações registradas para esse ambiente, as ações antropogênicas relacionadas à atividade agropecuária (Leal *et al.*, 2005) e urbanização (Castelletti *et al.*, 2003) tem sido apontadas como as de maior impacto, com consequências negativas para a biodiversidade. Apesar desse nível de alteração, informações mais precisas sobre os efeitos dessas alterações na paisagem sobre a biodiversidade do bioma da Caatinga ainda são incipientes (Santos *et al.*, 2012).

A perda de biodiversidade decorrente de alterações na paisagem (como a fragmentação e perda de habitat) tem sido estudada em diversos grupos biológicos (Estrada-Villegas, 2010; Faria *et al.*, 2007; Galetti *et al.*, 2003; Herrerías-Diego *et al.*, 2006; Lima, 2008; Krauss *et al.*, 2010; Pardini, 2010; Parker & Mac Nally, 2002; Bernard & Fenton, 2006; Duffy, 2003). Os efeitos dessas alterações incluem a redução do

número total de espécies (Parker & Mac Nally, 2002), aumento do número de espécies generalistas em detrimento das especialistas (Devictor *et al.*, 2008), redução da abundância ou da importância de espécies raras (Loreau *et al.*, 2001); comprometimento de processos biológicos (Duffy, 2003).

Os processos biológicos estão diretamente relacionados à funcionalidade do ecossistema. Eles são o resultado das interações que as espécies estabelecem entre si e com o meio ao longo do tempo (Aber & Melillo, 2001). A forma como essas interações se estruturam determinam a permanência das espécies em um ecossistema (Pascual & Dunne, 2006), a composição de comunidades (Begon *et al.*, 2007) ou como um ecossistema pode se recuperar de uma perturbação (Aber & Melillo, 2001). No entanto, a despeito da sua importância na manutenção de processos ecossistêmicos, o papel funcional da diversidade de interações tem sido pouco estudado (Loreau *et al.*, 2001).

A teoria de redes oferece um bom arcabouço teórico para o estudo das interações entre organismos (Bascompte, 2007). Essa teoria tem sido empregada nos mais diversos segmentos, desde controle da disseminação de doenças, do funcionamento de uma rede de aeroportos ou da rede mundial de computadores até a estrutura das ligações peptídicas dentro de uma célula (Barabási, 2009; Guimerà *et al.*, 2005).

Aplicada à ecologia, essa teoria baseia-se no padrão de interações ao invés da identificação de espécies dentro de uma comunidade (Bascompte, 2009). O foco dessa teoria está em verificar como essas interações influenciam o funcionamento de sistemas biológicos e ajudam na manutenção de processos importantes como fluxo de energia, polinização, dispersão de sementes, predação, controle de populações, etc. (Jordano, 1987; Pascual & Dunne, 2006).

As interações complexas entre espécies dentro de uma rede dão origem a propriedades emergentes (Hagen *et al.*, 2012) que são responsáveis pela sua estrutura e permitem identificar a sua capacidade de permanecer estável face a perturbações (Bascompte, 2007; Dunne, 2006). Duas propriedades básicas que emergem das interações em redes biológicas são o aninhamento e a modularidade (Bascompte, 2010).

O aninhamento de uma rede refere-se à interação de conjuntos de especialistas com subconjuntos progressivamente maiores compostos de espécies mais generalistas (Bastolla *et al.*, 2009; Mello, 2010). Esse tipo de estrutura é comum em redes mutualistas de polinização e dispersão de sementes (Bascompte & Jordano, 2007; Jordano, 1987).

A modularidade ocorre onde há a formação de compartimentos graças ao aumento da coesão das interações entre as espécies (Guimerà *et al.*, 2010). Essa propriedade mede o quanto a rede está estruturada como subgrupos coesos de nós nos quais a

densidade de interações é maior dentro dos subgrupos do que entre estes (Mello *et al.*, 2011b). Os valores de modularidade podem variar de 0 (redes não modulares) a 1 (modularidade máxima). Uma rede que apresente valores intermediários entre esses dois extremos é considerada modular (Mello *et al.*, 2011b).

É importante ressaltar que apesar de distintas, essas formas de organização podem ser convertidas como resultado de alterações em seus componentes internos. Por exemplo, uma rede modular pode tornar-se aninhada como resultado da perda de nós (Bastolla *et al.*, 2009; Fortuna & Bascompte, 2006); ou a modularidade pode emergir dentro de uma rede aninhada em decorrência da adição de nós com propriedades similares (Guimerà *et al.*, 2010; Olesen *et al.*, 2007).

Essas duas formas de organização (aninhada e modular), no entanto, são consideradas unicamente a partir de características dos componentes internos da rede (nós). Sobre esse aspecto, Proulx *et al.* (2005) propõem que três considerações devem ser feitas quanto às redes biológicas: i) elas podem ganhar ou perder nós (pela adição ou perda de espécies); ii) as propriedades dos nós podem mudar (p. ex. as espécies podem alterar seu padrão de interação em consequência de períodos reprodutivos); iii) forças externas podem afetar a estrutura da rede (p. ex. alterações na paisagem podem limitar a disponibilidade de recursos como alimento e abrigo).

De acordo com essas recomendações, um bom modelo para o estudo sobre redes poderia ser composto por grupos taxonômicos que tivessem um número considerável de interações e que fosse capaz de responder a mudanças ambientais em diferentes escalas (p. ex. em escala local e/ou de paisagem).

Redes tróficas (*lato sensu*) – envolvendo tanto relações antagônicas quanto mutualísticas – podem ser uma boa alternativa para tais estudos, já que permitem abstrações tratáveis acerca da complexidade das interações em comunidades naturais (Berlow *et al.*, 2004).

As redes tróficas (*lato sensu*) compostas pela ordem Chiroptera podem ser utilizadas como um bom modelo para o entendimento do funcionamento de redes biológicas. Esse grupo apresenta uma alta diversidade de espécies (Simmons, 2005) que, somada à sua diversidade alimentar (Jones & Rydell, 2005; Helversen & Winter, 2005; Dumont, 2005; Gardner, 1977; Ferrarezzi & Gimenez, 1996), mobilidade (Ávilla-Cabadilla *et al.*, 2012; Klinbeil & Willig, 2009) e modo de dispersão distinto do registrado para aves (Bredt *et al.*, 2012; Medellín & Gaona, 1999; Moran *et al.*, 2009), permite a sua participação nos processos de polinização, dispersão de sementes e controle de populações de insetos e pequenos vertebrados em uma escala de paisagem.

De acordo com Mello *et al.*, (2011b), a redes formadas por morcegos exibem um padrão modular mesmo em interações mutualísticas. Segundo esses autores, o

conceito de módulos se aproxima do conceito ecológico de guildas. Ainda de acordo com os mesmos, a formação de guildas dentro de redes tróficas de morcegos estaria condicionada à proximidade filogenética. Ferrarezzi & Gimenez (1996) argumentam ainda que a presença de determinadas espécies dentro de uma mesma guilda pode ser o resultado de similaridades morfológicas.

Assim, em uma rede trófica de morcegos, espera-se que os compartimentos formados sejam compostos por espécies morfológicamente similares e/ou filogeneticamente próximas.

No entanto, nenhum desses trabalhos verificou se a estrutura da rede trófica de morcegos pode ser influenciada por fatores internos – resultantes de alterações em padrões comportamentais relacionados à competição, por exemplo – ou por pressões externas – como alterações na paisagem que resultem na limitação de um ou vários recursos.

Com relação à paisagem, Ávilla-Cabadilla *et al.* (2012) comentam que os efeitos de alterações antropogênicas na paisagem sobre morcegos ainda são pouco entendidos e os estudos realizados até o momento têm chegado a resultados contraditórios.

Considerando a participação da ordem Chiroptera em processos ecológicos importantes, bem como a estrutura que as redes tróficas desse grupo apresentam e as recomendações feitas por Proulx *et al.* (2005), o presente estudo teve como objetivo avaliar a influência de alterações da paisagem sobre a estrutura das redes tróficas de morcegos em um ambiente de Caatinga.

Com base em estudos prévios sobre a estrutura dessas redes (Mello *et al.*, 2011a; 2011b) e na resposta de outros tipos de rede a alterações na paisagem (Duffy, 2003; Bastolla *et al.*, 2009) foram levantadas as seguintes hipóteses: i) a rede trófica obedecerá a uma estrutura modular; ii) os módulos serão formados por espécies morfológicamente similares; e iii) o valor da modularidade será reduzido com a alteração da paisagem e a redução da diversidade de morcegos dentro da rede.

Referências

- Aber, J. D.; Melillo, J. M. 2001. *Terrestrial Ecosystems*. 2nd ed. Harcourt Academic Press, San Diego.
- Barabási, A. L. 2009. *Linked (Conectado): A nova ciência dos networks*. Editora Leopardo.
- Bascompte, J. 2007. Networks on ecology. *Basic Applied Ecology* 8, 485-490.
- Bascompte, J. 2010. Structure and dynamics of ecological networks. *Science* 39, 765-766.
- Bascompte, J.; Jordano, P. 2007. Plant-animal mutualistic networks: The architecture of biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 38, 567-593.
- Bastolla, U.; Fortuna, M. A.; Pascual-García, A.; Ferrera, A.; Luque, B.; Bascompte, J. 2009. The architecture of mutualistic networks minimizes competition and increases biodiversity. *Nature* 458, 1018-1021.
- Bordignon, M. O. 2005. Predação de morcegos por *Chrotopterus auritus* (Peters) (Mammalia, Chiroptera) no Pantanal de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(4), 1207-1208.
- Bredt, A.; Uieda, W.; Pedro, W. A. 2012. Plantas e morcegos: na recuperação de áreas degradadas e na paisagem urbana. *Redes de Semente do Cerrado*, Brasília.
- Berlow, E. L.; Neutel, A. M.; Cohen, J. E.; Ruiters, P. C.; Ebenman, B.; Emmerson, M.; Fox, J. W.; Jansen, V. A. A.; Jones, J. I.; Kokkoris, G. D.; Logofet, D. O.; Mckane, A. J.; Montoya, J. M.; Petchey, O. 2004. Interaction strengths in food webs: issues and opportunities. *Journal of Animal Ecology* 73, 585-598.
- Castelletti, C. H. M.; Santos, A. M. M.; Tabarelli, M.; Silva, J. M. C. 2003. Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. *In*: Leal, I. R.; Tabarelli, M.; Silva, J. M. C. (eds.) *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Editora UFPE, Recife, p. 719-734.
- Clark, C. J.; Poulsen, J. R.; Parker, V. T. 2001. The role of arboreal seed dispersal groups on the seed rain of a lowland tropical forest. *Biotropica* 33(4), 606-620.
- De Albuquerque, U. P.; Araújo, E. L.; El-Deir, A. C. A.; Lima, A. L. A.; Souto, A.; Bezerra, B. M.; Ferraz, E. M. N.; Freire, E. M. X.; Sampaio, E. V. S. B.; Las-Casas, F. M. G.; Moura, G. J. B.; Pereira, G. A.; Melo, J. G.; Ramos, M. A.; Rodal, M. J. N.; Schiel, N.; Lyra-Neves,

R. M.; Alves, R. R. N.; Azevedo-Júnior, S. M.; Telino-Júnior, W. R.; Severi, W. 2012. Caatinga revisited: ecology and conservation of an important seasonal dry forest. *The Scientific World Journal*, 1-18.

Duffy, J. E. 2003. Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. *Ecology Letters* 6, 680-687.

Dumont, E. R. 2005. Bats and Fruit: An ecomorphological approach. *In*: Kunz, T. H.; Fenton, M. B. (eds.) *Bat Ecology*. The University of Chicago Press, Chicago.

Dunne, J. A. 2006. The network structure of food webs. *In*: Pascual, M.; Dunne, J. A. (eds.) *Ecological Networks: Linking structure to dynamics in food webs*. Oxford University Press, New York.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Evolution Systematics* 34, 487-515.

Faria, D.; Paciencia, M. L. B.; Dixo, M.; Laps, R. R.; Baumgarten, J. 2007. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 16, 2335-2357.

Ferrarezzi, H; Gimenez, E. A. 1996. Systematic patterns and the evolution of feeding habits in Chiroptera (Archonta: Mammalia). *Journal Com. Biology* 1(3/4), 75-94.

Fischer, E.; Fischer, W. A.; Borges, S.; Pinheiro, M. R.; Vicentini, A. 1997. Predation of *Carollia perspicillata* by *Phyllostomus* cf. *elongatus* in Central Amazonia. *Chiroptera Neotropical* 3, 67-68.

Fleming, T. H. 1988. *The Short-Tailed Fruit Bat*. University of Chicago Press, Chicago.

Galetti, M.; Alves-Costa, C.; Cazetta, E. 2003. Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit color on the consumption of ornithocoric fruits. *Biological Conservation* 111, 269-273.

Gardner, A. L. Feeding Habits. 1997. *In*: Baker, R. J.; Kox Jone Jr., J. R.; Carter, D. C. (eds.) *Biology of Bats of the New World Family Phyllostomatidae*. Part II. Special Publications of the Museum of Texas Tech University, Lubbock.

Guimerà, R.; Mossa, S.; Turttschi, A.; Amaral, L. A. N. 2005. The worldwide air transportation network: Anomalous centrality, community structure, and cities' global roles. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102(22), 7794-7799.

Guimerà, R.; Sales-Pardo, M.; Amaral, L. A. 2004. Modularity from fluctuations in random graphs and complex networks. *Physical Review* 70, 1-4.

Hagen, M.; Kissling, W. D.; Rasmussen, C.; Aguiar, M. A. M.; Brown, L. E.; Carstensen, D. W.; Alves-Dos-Santos, I.; Dupont, Y. L.; Edwards, F. K.; Genini, J.; Guimarães Jr, P. R.; Jenkins, G. B.; Jordano, P.; Kaiser-Bunbury, C. N.; Ledger, M. E.; Maia, K. P.; Marquitti, F. M. D.; Maclaughlin, Ó.; Morellato, L. P. C.; O'Gorman, E. J.; Trojelsgaard, K.; Tylianakis, J. M.; Vidal, M. M.; Woodward, G.; Olensen, J. M. 2012. Biodiversity, species interactions and ecological networks in a fragmented world. *Advances in Ecological Research* 46, 89-210.

Hammen, T. 1974. The Pleistocene changes of vegetation and climate in tropical South America. *Journal of Biogeography*, 1(1), 3-26.

Helversen, O. v.; Winter, Y. 2005. Glossophagine bats and their flowers: costs and benefits for plants and pollinators. *In*: Kunz, T. H.; Fenton, M. B. (eds.) *Bat Ecology*. The University of Chicago Press, Chicago.

Herrerías-Diego, Y.; Quesada, M.; Stoner, K. E.; Lobo, J. A. 2006. Effects of forest fragmentation on phenological patterns and reproductive success of the tropical dry forest tree *Ceiba aesculifolia*. *Conservation Biology* 20 (04), 1111-1120.

Johnson, S. 2003. *Emergência: a vida integrada de formigas, cérebros, cidades e softwares*. Jorge Zahar, Rio de Janeiro.

Jones, G.; Rydell, J. 2005. Attack and Defense: Interactions between echolocating bats and their insect prey. *In*: Kunz, T. H.; Fenton, M. B. (eds) 2005. *Bat Ecology*. The University of Chicago Press, Chicago.

Jordano, P. 1987. Patterns of mutualistic interactions in pollination and seed dispersal: connectance, dependence asymmetries, and coevolution. *The American Naturalist* 129 (5), 657-677.

Kirmse, R. D.; Provenza, F. D.; Malechek. 1987. Effects of clearcutting on litter production and decomposition in Semiarid Tropics of Brazil. *Forest Ecology and Management* 22, 205-217.

- Leal, I. R.; Tabarelli, M.; Silva, J. M. C. 2003. *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora UFPE, Recife.
- Liberal, C. N.; A. M. I.; Meiado, M. V.; Filgueiras, B. K. C.; Iannuzzi, L. 2012. How habitat change and rainfall affect dung beetle diversity in Caatinga, a Brazilian semi-arid ecosystem *Journal of Insect Science* 11 (114).
- Lima, C. J. S. 2008. Efeito da fragmentação e isolamento da paisagem na riqueza e composição de espécies de lagartos no Reservatório de Tucuruí, Pará. Universidade Federal do Pará, Belém.
- Loreau, M.; Naeem, S.; Inchausti, P.; Bengtsson, J.; Grime, J. P.; Hector, A.; Hooper, D. U.; Huston, M. A.; Raffaelli, D.; Schmid, B.; Tilman, D.; Wardle, D. A. 2001. Biodiversity and ecosystem function: current knowledge and future challenges. *Science* 294, 804-808.
- Machado, I. C.; Lopes, A. V. 2004. Floral traits and pollination systems in the Caatinga, a Brazilian tropical dry forest. *Annals of Botany* 94, 365-376.
- Machado, I. C.; Lopes, A. V.; Sazima, M. 2006. Plant sexual systems and a review of the breeding system studies in the Caatinga, a Brazilian tropical dry forest. *Annals of Botany* 97, 277-287.
- Medellín, R. A.; Gaona, O. 1999. Seed dispersal by bats and birds in forest and disturbed habitats of Chiapas, Mexico. *Biotropica* 31(3), 478-485.
- Moran, C.; Catteral, C. P.; Kanowski, J. 2009. Reduced dispersal of native plant species as a consequence of the reduced abundance of fugivore species in fragmented rainforest. *Biological Conservation* 142 (3), 541-552.
- Nowak, R. M. 1999. *Walker's Mammals of the World*. 6th ed. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Olesen, J. M.; Bascompte, J.; Dupont, Y. L.; Jordano, P. 2007. The modularity of pollination networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104(50), 19891-19896.
- Oliveira, P. E.; Barreto, A. M. F.; Suguio, K. 1999. Late Pleistocene/ Holocene climatic and vegetational history of the Brazilian caatinga: the fossil dunes of the middle São Francisco River. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 152, 319-337.

- Parker, M.; Mac Nally, R. M. 2002. Habitat loss and the habitat fragmentation threshold: an experimental evaluation of impacts on richness and total abundances using grassland invertebrates. *Biological Conservation* 105, 217-229.
- Passos, F. C.; Gracioli, G. 2004. Observações na dieta de *Artibeus lituratus* (Olfers) (Chiroptera, Phyllostomidae) em duas áreas do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21(3), 487-489.
- Pascual, M.; Dunne, J. A. 2006. *Ecological Networks: linking structure to dynamics in food webs*. Oxford University Press, New York.
- Pennington, R. T.; Prado, D. E.; Pendry, C. A. 2000. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. *Journal of Biogeography* 27, 261-273.
- Pennington, R. T.; Lavin, M.; Prado, D. E.; Pendry, C. A.; Pell, S. K.; Butterworth, C. A. 2004. Historical climate change and speciation: neotropical seasonally dry forest plants show patterns of both Tertiary and Quaternary diversification. *Phil. Trans. Royal Society of London B* 359, 515-538.
- Prado, D. E. 2003. As Caatingas da América do Sul, in: Leal, I. R.; Tabarelli, M.; Silva, J. M. C. (Ed). *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Editora UFPE, Recife, pp. 3-74.
- Prado, D. E. 2000. Seasonally dry forests of tropical South America: from forgotten ecosystems to a new phytogeographic unit. *EDINB Journal of Botany* 57 (3), 437-461.
- Primack, R. B.; Rodrigues, E. 2001. *Biologia da Conservação*. Editora Planta, Londrina.
- Proulx, S. R.; Promislow, D. E. L.; Phillips, P. C. 2005. Network thinking in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* 20 (6), 345-353.
- Reis, N. R.; Peracchi, A. L.; Pedro, W. A.; Lima, I. P. (Ed.). 2007. *Morcegos do Brasil*. Nélio R. dos Reis, Londrina.
- Roig-Juñent, S.; Domínguez, M. C.; Flores, G. E.; Mattoni, C. 2006. Biogeographic history of South America arid lands: a view from its arthropods using TASS analysis. *Journal of Arid Environments* 66, 404-420.
- Santos, A. M.; Tabarelli, M. 2002. Distance from roads and cities as a predictor of habitat loss and fragmentation in the Caatinga vegetation of Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 62(4B), 897-905.

Santos, J. C.; Leal, I. R.; Almeida-Cortez, J. S.; Fernandes, G. W.; Tabarelli, M. 2011. Caatinga: the scientific negligence experienced by a dry tropical forest. *Tropical Conservation Science* 4(3), 276-286.

Werneck, F. P. 2011. The diversification of eastern South America open vegetation biomes: historical biogeography and perspectives. *Quaternary Science Review*, 1-19.

Wilson, D. E.; Reeder, D. A. M. 2005. *Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference*. 3th ed. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.

Influência da Paisagem na Estrutura da Rede Trófica de Morcegos em um Ambiente de Caatinga

Resumo

O bioma da Caatinga no Brasil ocupa uma área extensa que cobre cerca de 70% da região nordeste e 11% do território nacional e encontra-se atualmente ameaçado por alterações ambientais resultantes de atividades antropogênicas. Os efeitos negativos dessas alterações incluem tanto a perda de espécies quanto o comprometimento de processos biológicos. A teoria de redes aplicada à ecologia permite identificar como as interações biológicas responsáveis por esses processos se estruturam e como as estruturas formadas afetam a resiliência e resistência de um ambiente. A diversidade de espécies e guildas de quirópteros, somada à sua vagilidade diferencial, permitem que as redes tróficas formadas por esse grupo sejam um bom modelo para o estudo de redes biológicas. O objetivo desse estudo foi avaliar a influência da paisagem na estrutura de redes tróficas de morcegos em um ambiente de caatinga. Essas redes foram construídas a partir de uma matriz de adjacência utilizando dados de amostras fecais de indivíduos coletados em 20 sítios amostrais em uma área de caatinga na região do curso médio do rio São Francisco. Todos os hábitos alimentares descritos para a ordem Chiroptera foram encontrados, exceto o consumo de peixes. Os itens encontrados correspondem ao padrão encontrado para os recursos da Caatinga, especialmente os relacionados à frugivoria e nectarivoria. A alta diversidade de tipos polínicos encontrados sugere que a participação de quirópteros no processo de polinização na Caatinga pode ser mais conspícua do que o descrito na literatura. A presença constante de insetos mesmo na dieta de espécies fitófagas indica que o uso desse recurso pode ser crucial para a permanência dessas guildas principalmente durante a estação seca. As redes geradas tiveram um padrão modular com valores intermediários de modularidade ($M = 0,46$). Os parâmetros com maior peso sobre a variação da modularidade foram o adensamento estratificado da vegetação (AEV) e o número total de indivíduos (NTI), com valores de coeficiente angular médio (β) de 0.616 e -0.279. A relação positiva entre AEV e a modularidade indica que ambientes com menores níveis de perturbação tendem a apresentar uma maior variedade e abundância de recursos, o que pode contribuir para o estabelecimento de guildas. Por outro lado, a relação negativa com NTI indica que a modularidade é limitada pela competição, resultante do aumento da abundância. Os parâmetros que influenciaram a modularidade na área de estudo ocorreram em uma escala local, ao invés de uma escala de paisagem. A conservação de condições locais parece, assim, ser mais eficiente para a conservação das redes tróficas de quirópteros. Mais ainda, a diversidade de itens encontrados sugere que a importância da ordem Chiroptera para a conservação da Caatinga ainda é subestimada.

Palavras-Chave: Biodiversidade, Redes Tróficas, Ecologia de Paisagens

Influence of Landscape on the Structure of Bats' Trophic Network in a Caatinga Environment

Abstract

The Caatinga biome in Brazil occupies a large area covering about 70% of Northeast and 11 % of the national territory and is currently threatened by environmental changes resulting from anthropogenic activities. The negative effects of these changes include loss of both species and the impairment of biological processes. The network theory applied to ecology identifies how the biological interactions responsible for these processes are structured and how the structures formed affect the resilience and resistance of an environment. The diversity of bat species and guilds, in addition to its differential vagility allows the use of its food webs as a good model for the study of biological networks. The aim of this study was to evaluate the influence of landscape structure on food webs of bats in a Caatinga environment. These networks were constructed from an adjacency matrix using data from fecal samples obtained from individuals collected in 20 sampling sites in an area of Caatinga in the region of the middle São Francisco River. All dietary habits described for the order Chiroptera were found, except fish consumption. The items found matching the pattern found for the Caatinga resources, especially those related to frugivory and nectarivory. The high diversity of pollen types found suggests that the participation of bats in the pollination process in the Caatinga may be more conspicuous than described in the literature. The constant presence of insects in the diet of even phytophagous species suggests that the use of this resource may be crucial for the permanence of these guilds mainly during the dry season. The obtained networks exhibited a modular pattern with intermediate values of modularity ($M = 0,46$). The parameters with the higher influence on modularity were stratified vegetation density (AEV) and the total number of individuals (NTI), with average angular values (β) of 0,616 and -0,279, respectively. The positive relationship between AEV and modularity indicates that environments with lower levels of disturbance tend to have a high diversity and abundance of resources, which may contribute to the establishment of guilds. On the other hand, the negative relationship with NTI indicates that modularity is limited by competition due to the increased abundance. The parameters that influence the modularity in the study area occurred on a local scale, rather than a landscape one. The conservation of local conditions thus appears to be more efficient for the conservation of bats food webs. Moreover, the diversity of items found suggests that the importance of order Chiroptera for conservation of the Caatinga is still underestimated.

Keywords: Biodiversity, trophic networks; Landscape Ecology.

1. Introdução

O bioma da Caatinga no nordeste do Brasil ocupa uma área estimada em 800.000 km² representando cerca de 70% da região nordeste e 11% do território nacional. É caracterizado pelo clima semiárido, com baixa precipitação anual (500-1000 mm de chuva/ano) concentrado nos meses de verão e vegetação dominada por espécies xerófilas lenhosas de baixo e médio porte (Prado, 2003).

Estimativas sobre o grau de alteração desse bioma variam entre 30,4% (Castelletti *et al.*, 2003) e 51,7% (Santos & Tabarelli, 2002; Leal *et al.*, 2005; Liberal *et al.*, 2012). Atividades antropogênicas relacionadas à agropecuária (Leal *et al.*, 2005) e urbanização (Castelletti *et al.*, 2003) têm sido apontadas como as principais responsáveis pelos níveis de alteração registrados. Os impactos dessas alterações sobre a biodiversidade, no entanto, têm recebido pouca atenção e o volume de estudos e informações a respeito desses impactos ainda são incipientes (Santos *et al.*, 2012).

A perda de biodiversidade decorrente de alterações na paisagem (como a fragmentação e perda de habitat) tem sido estudada em vários grupos biológicos com especial ênfase na composição de espécies (Estrada-Villegas, 2010; Faria *et al.*, 2007; Galetti *et al.*, 2003; Herrerías-Diego *et al.*, 2006; Lima, 2008; Krauss *et al.*, 2010; Pardini, 2010; Parker & Mac Nally, 2002; Bernard & Fenton, 2006; Duffy, 2003). Contudo, os impactos da perda de espécies vão além da alteração da composição de comunidades, afetando direta ou indiretamente a funcionalidade dos ambientes alterados (Duffy, 2003).

A funcionalidade de um ambiente é o resultado das interações entre espécies em diversos níveis tróficos (Aber & Melillo, 2001; Duffy, 2003; Loreau *et al.*, 2001) e, portanto dependente da composição da comunidade, ao mesmo tempo em que a determina (Begon *et al.*, 2007). Analisadas sob uma perspectiva de redes ecológicas o conjunto das interações entre espécies pode fornecer respostas importantes sobre a dinâmica de populações e comunidades que poderiam ser usadas em planos de manejo e conservação (Bascompte, 2010).

A abordagem de redes ecológicas retira o foco das espécies para as interações que elas estabelecem (Bascompte, 2010; Bascompte & Jordano, 2007; Cohen *et al.*, 2009; Mello, 2010). Independentemente da identidade dos nós, tratados aqui em diferentes níveis taxonômicos (ver metodologia), a organização do conjunto de interações que eles estabelecem entre si nas redes tróficas pode conferir a essas redes maior estabilidade em face de perturbações (Bascompte, 2010; Bastolla *et al.*, 2009).

As interações entre espécies nessas redes dão origem a padrões de organização que determinam a sua arquitetura. Os tipos mais comuns de arquitetura em redes tróficas

são a compartimentalização e o aninhamento (Bascompte, 2010; Bascompte & Jordano, 2008; Mello, 2010; Guimerà *et al.*, 2004).

No aninhamento conjuntos de espécies especialistas interagem com subconjuntos cada vez maiores e bem definidos de espécies mais generalistas (Bascompte & Jordano, 2007). A compartimentalização refere-se à formação de subconjuntos (módulos) de espécies que interagem mais fortemente entre si do que com outras espécies dentro da rede (Bascompte, 2010; Guimerà *et al.*, 2010). A coesão entre esses módulos é medida pela modularidade, cujos valores podem variar e 0 (em redes não modulares) e 1 (em redes com modularidade máxima) (Mello *et al.*, 2011b).

Esses conjuntos diferem entre si tanto na composição de espécies quanto na sua funcionalidade e são interconectados dentro da rede por poucas espécies que possuem um número anormalmente grande de interações (*hubs*) (Guimerà *et al.*, 2005). De acordo com Mello *et al.* (2011b), o conceito de módulos se aproxima da definição ecológica de guildas.

Tanto a estrutura aninhada quanto a modular são importantes na determinação da dinâmica de redes (Pascual & Dunne, 2006). Essa dinâmica determina aspectos como a persistência, resiliência e robustez de um ecossistema (Dunne, 2006).

De acordo com Proulx *et al.* (2005), três considerações devem ser feitas quanto a redes biológicas: i) elas podem ganhar ou perder nós (pela adição ou perda de espécies); ii) as propriedades dos nós podem mudar (as espécies podem alterar seu padrão de interação em consequência de períodos reprodutivos); iii) forças externas podem afetar a estrutura da rede (alterações na paisagem podem limitar a disponibilidade de recursos como alimento e abrigo).

A ordem Chiroptera representa um bom modelo para o estudo de redes biológicas. Esse grupo apresenta uma alta diversidade de espécies (Simmons, 2005) e de guildas alimentares (Jones & Rydell, 2005; Helversen & Winter, 2005; Dumont, 2005; Gardner, 1977; Ferrarezzi & Gimenez, 1996) que, somadas à sua mobilidade (Ávilla-Cabadilla *et al.*, 2012; Klinbeil & Willig, 2009) e modo de dispersão distinto do registrado para aves (Bredt *et al.*, 2012; Medellín & Gaona, 1999; Moran *et al.*, 2009), permite a sua participação em processos como os de polinização, dispersão de sementes e controle de populações de insetos e pequenos vertebrados tanto em uma ampla variedade de ambientes.

As redes tróficas formadas por esse grupo exibem um padrão modular mesmo em interações mutualísticas (Mello *et al.*, 2011a; 2011b); sendo que os módulos formados podem exibir um padrão de proximidade filogenética (Mello *et al.*, 2011b) ou ainda por similaridade morfológica (Ferrarezzi & Gimenez, 1996). Porém, nenhum desses trabalhos verificou se a estrutura da rede trófica de morcegos pode ser influenciada

por mudanças comportamentais; ou se e como alterações na paisagem podem alterar os módulos dessas redes.

Considerando a importância da participação da ordem Chiroptera em processos ecológicos, bem como os aspectos estruturais das suas redes tróficas e as recomendações de Proulx *et al.* (2005), o presente estudo teve com objetivo avaliar a influência de alterações da paisagem sobre a estrutura das redes tróficas de morcegos em um ambiente de Caatinga.

Tendo como base os estudos prévios sobre a estrutura dessas redes (Mello *et al.*, 2011a; 2011b) e a resposta de outros tipos de rede a alterações na paisagem (Duffy, 2003; Bastolla *et al.*, 2009) foram levantadas as seguintes hipóteses: i) a rede trófica obedecerá a uma estrutura modular; ii) os módulos serão formados por espécies morfologicamente similares; e iii) o valor da modularidade será reduzido com a alteração da paisagem e a redução da diversidade de morcegos dentro da rede.

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado nas paisagens de caatinga da região do médio curso do rio São Francisco, no oeste da Bahia entre os municípios de Paratinga, Bom Jesus da Lapa, Malhada, Iuiú e Palmas de Monte Alto (Figura 2.1). Essa área é caracterizada por um relevo de planície com altitudes entre 400 e 500 m, clima semiárido com precipitação anual entre 800 e 1000 mm, temperaturas entre 19 e 33°C e período chuvoso concentrado nos meses de verão. Possui uma vegetação xerófila composta por espécies lenhosas de porte arbustivo e arbóreo, com presença de cactáceas (Brasil, 2011).

A área de estudo como um todo apresenta um histórico de alterações antrópicas superior 20 anos, com fragmentos em diferentes estágios de sucessão e condições de conectividade. A matriz das paisagens é formada por áreas de pasto, ao norte, e cultivo de algodão, ao sul (obs. pessoal).

2.2 Tratamento das imagens

Para o presente trabalho foram utilizadas imagens de satélite da região de estudo, obtidas gratuitamente junto ao Instituto Nacional de Pesquisas Aeroespaciais (INPE) – www.inpe.org.br, durante as estações seca e chuvosa. Esse material foi gerado a partir de um mosaico de imagens obtido do satélite LANDSAT sensor TM (219_69 e 219_70; 29/07/2009) bandas 2, 3 e 4. O processo de orto-retificação foi realizado através do registro de pontos em uma imagem sintética fornecida pela Global Land Cover Facility (<http://glcf.umiacs.umd.edu/index.shtml>). Essa imagem foi sobreposta às demais e as

diferenças entre os pontos corrigidas. A classificação foi realizada utilizando-se um algoritmo *isoseg* (por crescimento de regiões) com limiar de aceitação de 75%.

A seguir foi realizado um procedimento de segmentação por crescimento de regiões (similaridade 5%, área nove pixels) (Pacheco *et al.*, 2006). Essas etapas foram realizadas com o software Spring 5.1.8 (32 bits). Uma vez tratadas, essas imagens foram convertidas em formato shapefile e transferidas para o software ArcGis® 10.0 onde todas as classes geradas pelo algoritmo *isoseg* foram segmentadas e reclassificadas em uma imagem binária de vegetação (mata nativa independente do estágio de regeneração) e não-vegetação (áreas convertidas em pasto e cultivo de algodão). Por fim, foi realizada uma interseção entre as imagens da estação seca e chuvosa.

As informações obtidas a partir da classificação foram confirmadas por visitas de campo e georreferenciadas com auxílio de um aparelho GPS modelo Garmin® Etrex 20 em julho e agosto de 2009.

2.3 Seleção dos Pontos

A partir da imagem temática com classes de vegetação e não vegetação foram selecionados 20 pontos amostrais. Para a seleção desses pontos foi calculado apenas o percentual de cobertura de vegetação em 20 buffers com 3,0 km de raio (Figura 2.1). Essa seleção seguiu um critério de redução linear no percentual de vegetação dentro de um raio de 3,0 km dos pontos; assim, houve uma variação do percentual de cobertura vegetal dentro buffers de 94,8% até 6,2%. Sempre que possível, pontos próximos, com valores de cobertura semelhantes, foram evitados para reduzir o efeito de autocorrelação espacial.

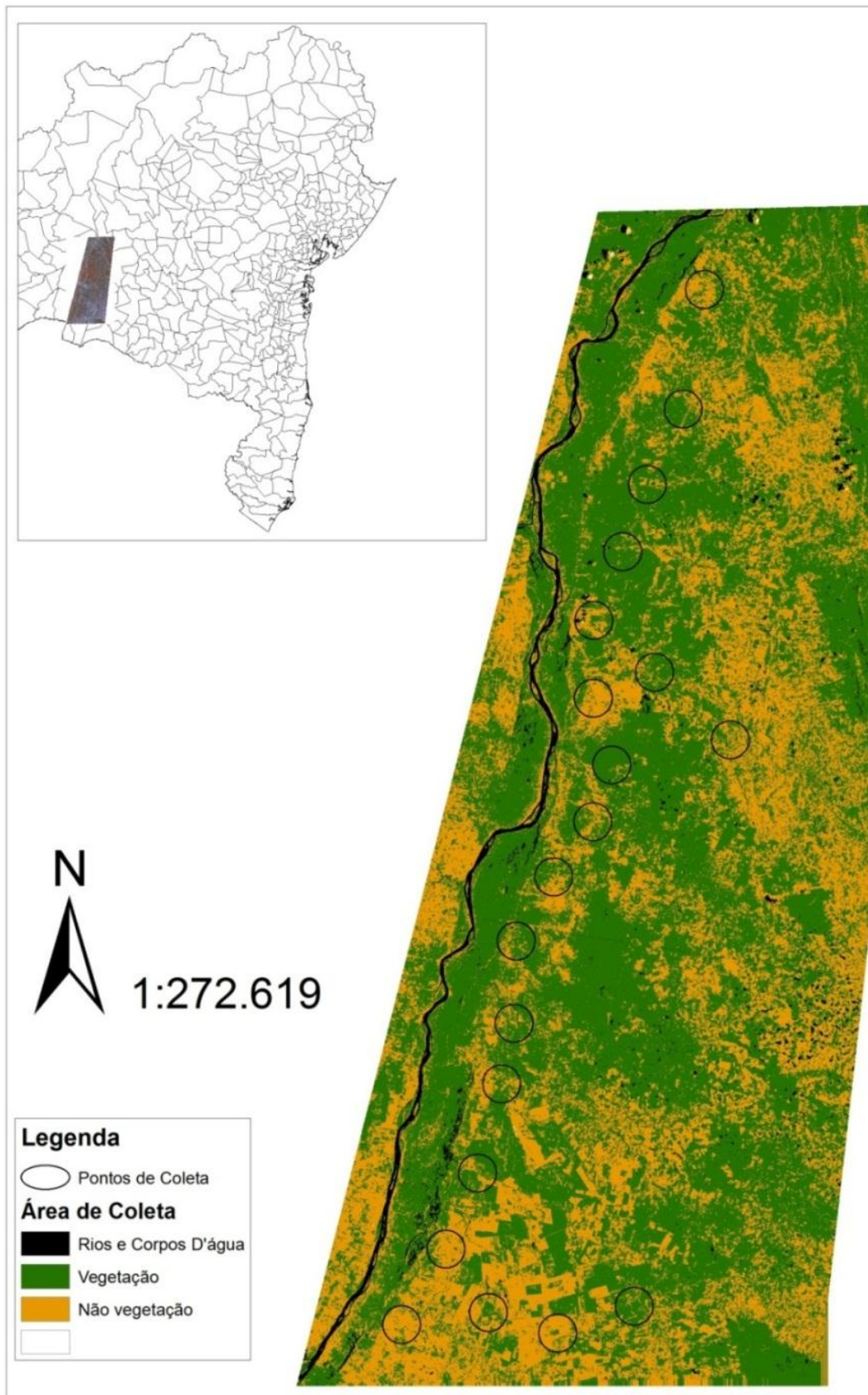


Figura 2.1 – Área de coleta e sítios amostrais utilizados no estudo

2.4 Medida de adensamento estratificado da vegetação

Para avaliar o grau de obstrução da vegetação foi medido o adensamento estratificado da vegetação (AEV).

O método utilizado para tal, desenvolvido por Sá-Neto (2012), consistiu no registro de presença (1) e/ou ausência (0) de obstáculos – galhos, folhas, troncos, etc. – em um cilindro imaginário de 15 cm de diâmetro e 1 m de altura. Esse procedimento foi realizado do estrato vertical de 1 m de altura até 10 m.

Assim, foi calculada a média da distância entre os estratos com presença de adensamento. Neste cálculo foi incluído o estrato do solo (sempre presença), como padrão de referência. A partir dos resultados obtidos foi calculada a média da distância entre os estratos com presença de obstáculos. Amostras em clareiras tiveram valor de adensamento igual a zero (0) (Sá-Neto, 2012).

Em cada sítio amostral foram tomados 15 pontos; em cada ponto calculado o valor médio do adensamento estratificado da vegetação (AEV). O valor final de AEV nos sítios amostrais foi a média dos 15 pontos (Figura 2.2). Desse modo, altos valores de AEV indicam o adensamento da vegetação próximo ao dossel; ao passo que valores menores são relacionados ao adensamento do subosque.

Estratos de Altura	Amostra 01	Amostra 02
10	1	0
9	1	0
8	1	0
7	0	0
6	0	0
5	0	0
4	0	0
3	0	1
2	0	1
1	0	1
Solo	1	1

Amostra 01
Distância entre extratos com adensamento

8 - -
9 1 -
10 2 1
Média = 5.17

Amostra 02
Distância entre extratos com adensamento

1 - -
2 1 -
3 2 1
Média = 1.67

Figura 2.2 – Esquema para o cálculo de Adensamento Estratificado da Vegetação (AEV). (retirado de Sá-Neto, 2012, cedido pelo autor).

2.5 Métricas da paisagem

Foram utilizadas medidas que representam a quantidade de habitat, fragmentação e isolamento dos fragmentos. As métricas utilizadas, bem como o detalhamento sobre suas medidas estão listadas na Tabela 2.1.

2.6 Coleta e tratamento dos dados

Os sítios foram amostrados mensalmente no período entre outubro de 2009 e setembro de 2010, totalizando 12 campanhas. Em cada campanha foram realizados 10 dias de coleta. As visitas aos sítios foram feitas alternadamente de modo que, ao final do trabalho, cada sítio recebeu um total de seis visitas. Em cada sítio foram armadas dez redes de neblina de 12 X 2,5 m das 18:00 às 00:00h. O esforço amostral foi calculado em m².h de acordo com Straube & Bianconi (2002).

Tabela 2.1 – Relação das métricas de paisagem utilizadas e dos seus significados

Abreviação	O que é?	O que representa?
CV	Percentual da vegetação de caatinga na paisagem	Quantidade de habitat
NumF	Número de fragmentos de caatinga presentes na paisagem	Fragmentação da Paisagem
AMF	Razão da soma das áreas dos fragmentos (em hectares) pelo número de fragmentos	Combina elementos de quantidade de habitat com elementos da fragmentação
DVP	Distância média dos fragmentos vizinhos mais próximos	Representa o isolamento dos fragmentos (média da distância mais curta)
AEV	Adensamento Estratificado da Vegetação. Calculado a partir do adensamento médio da vegetação em diferentes alturas.	Representa a quantidade grau de obstrução da vegetação.

Os animais capturados foram mantidos em sacos de tecido de algodão individualizados por um período de uma hora e meia. Após esse intervalo, cada exemplar foi retirado do seu respectivo saco de algodão, identificado até o nível de espécie e marcado de acordo com a técnica de Esbérard & Daemon (1999). Os animais assim marcados foram soltos no mesmo local da captura. A marcação dos indivíduos teve como objetivo principal evitar a obtenção de amostras de um mesmo indivíduo duas ou mais vezes em uma mesma noite.

As identificações dos animais coletados seguiram as chaves de Vizotto e Taddei (1973), para identificação de gêneros e algumas espécies; Gregorin e Taddei (2002) para

identificação das espécies da família Molossidae; chaves específicas para alguns gêneros (Medellín & Arita, 1989; Genoways & Williams, 1986;) também foram utilizadas. A nomenclatura final seguiu Simmons (2005). Cinco exemplares de cada espécie foram mortos e tombados na coleção científica de mamíferos do Laboratório de Biodiversidade do Semiárido da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – UESB. As coletas e capturas foram autorizadas por licença do IBAMA/ICMBio (SISBIO 19810-1). Todo o procedimento de captura, manipulação, acondicionamento, marcação, soltura e/ou tomada de material testemunho seguiram as diretrizes da American Society of Mammalogists (Sikes *et al.*, 2011).

O número de espécies (NSP) e o número total de indivíduos (NTI) foram utilizados como parâmetro de riqueza e abundância. Para verificar a equabilidade foi realizado teste de *evenness* de *Shannon-Wiener* (Krebs, 1999).

Os sacos de algodão utilizados para acondicionar os animais capturados foram examinados para verificar a existência de conteúdo fecal. Esses recipientes foram usados apenas uma vez por campanha. Amostras contendo polpa dentro dos sacos de pano e que não puderam ser coletadas foram identificadas mediante esfregaço e observação de mudança de cor em dois períodos distintos: fresca e seca. Polpas que apresentaram cores diferentes em um desses períodos foram consideradas como provenientes de frutos diferentes. As amostras fecais coletadas foram acondicionadas em frascos, tipo Eppendorf®, devidamente etiquetados e identificados por código. Os caracteres contidos nesse código permitiram identificar, na ficha de coleta, a campanha, sítio amostral e o táxon do morcego do qual a amostra procede. Todas as amostras foram conservadas em meio líquido. As que continham sementes foram conservadas em glicerol (P.A.), para evitar a dessecação e consequente perda de caracteres utilizados para identificação das mesmas; as demais amostras contendo fragmentos de insetos e/ou grãos de pólen foram conservadas em álcool (70%).

Os frascos contendo insetos e sementes foram triados com o auxílio de microscópio estereoscópico modelo Leica® EZ4D no laboratório de Zoologia de Invertebrados da Universidade Estadual de Santa Cruz e no Laboratório de Biodiversidade do Semiárido da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia. A identificação até o nível de ordem dos fragmentos de insetos encontrados seguiu a chave sistemática de Kunz & Parsons (2009). As sementes foram identificadas até o nível de família seguindo chave sistemática de Barroso *et al.* (2004). A coleção de referência depositada no Herbário da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia foi utilizada como material suplementar na identificação dessas sementes. As amostras cujas identificações não puderam ser confirmadas até o nível taxonômico requerido foram incluídas nas análises como morfotipos.

Todas as amostras fecais contendo pólen foram tratadas com o método de acetólise de Erdtman (1943). Esse método, que constitui na destruição de todo o material polínico à exceção da esporopolenina (camada mais externa), é amplamente utilizado em estudos palinológicos onde a observação, identificação e contagem de grãos de pólen são realizadas através de microscópio óptico. O procedimento para análise em microscópio eletrônico de varredura (MEV), que inclui a pigmentação com metais nobres como o ouro, não foi utilizado no presente estudo.

Para cada amostra contendo pólen foram geradas quatro réplicas em lâminas de microscopia. As etapas de processamento laboratorial das amostras, técnica de acetólise, montagem de lâminas, contagem de grãos de pólen, reconhecimento de tipos polínicos e parte da identificação botânica destes foram realizadas no Laboratório de Micromorfologia Vegetal da Universidade Estadual de Feira de Santana com auxílio de microscópio óptico Zeiss® modelo Primo Star iLED. A identificação botânica do restante desse material foi realizada com microscópio óptico de uso doméstico Quimis® modelo Q707.

Esse material foi identificado até o nível de família seguindo os trabalhos de Oliveira *et al.* (2010), Silva (2007) e Roubik & Moreno (1991). Trabalhos complementares foram utilizados para a identificação de famílias com grande diversidade de tipos polínicos tais como Leguminosae (Buriel *et al.*, 2011; Buriel *et al.*, 2010; Santos & Romão, 2008;), Solanaceae (Silva *et al.*, 2003), , Malvaceae (Saba, 2007) e Sterculiaceae (Saba & Santos, 2003). Outras famílias, apesar de possuírem menor diversidade de tipos polínicos, também foram identificadas seguindo trabalhos complementares. São elas: Myrtaceae (Thornhill & MacPhail, 2012), Convolvulaceae (Vital *et al.*, 2008) e Rubiaceae (Silveira-Júnior *et al.*, 2012). As amostras cujas identificações não puderam ser confirmadas até o nível taxonômico requerido foram, a exemplo das sementes, incluídas nas análises como morfotipos.

2.7 Determinação dos Módulos

As interações entre item alimentar e morcegos foram definidas por uma matriz de adjacência (A_{ij}). Esse tipo de matriz é a medida do quanto a rede está estruturada como subgrupos coesos de nós nos quais a densidade é maior dentro dos subgrupos (Mello *et al.*, 2011).

Esse tipo de matriz analisa a existência de interações entre os nós i e j de uma rede. Caso exista uma interação entre i e j é atribuído um valor igual a 1, na inexistência de tal interação, a matriz atribui um valor igual a 0 (Figura 2.3a e b). Assim, mesmo itens cuja presença foi notada uma única vez foram considerados na construção da rede.

A matriz de adjacência é usada no cálculo da modularidade da rede. A modularidade é uma propriedade que emerge a partir da compartimentalização da rede. Ela é a

medida do quanto a rede está estruturada como subgrupos coesos de nós nos quais a densidade das interações é maior dentro dos subgrupos do que entre subgrupos (Mello *et al.*, 2011).

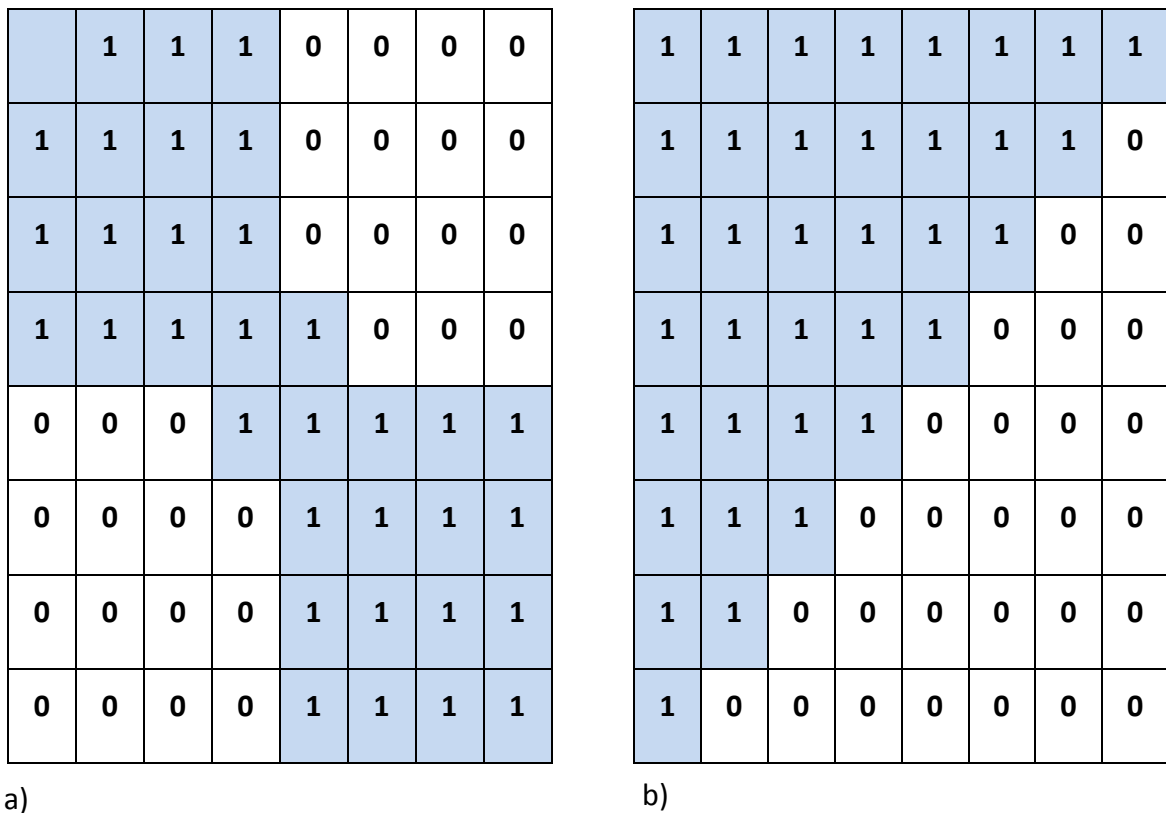


Figura 2.3 – Esquema de duas matrizes de adjacência exibindo: a) estrutura com padrão modular – módulos bem definidos ligados por poucas espécies (*hubs*); b) estrutura com padrão aninhado – com subgrupos de espécies especialistas relacionadas a espécies progressivamente mais generalistas. As linhas representam as espécies de consumidores e as colunas os itens consumidos. A existência de uma interação entre consumidor e recursos é assinalada com o numeral 1; os zeros referem-se à inexistência de interação.

A função de modularidade fornece um índice (M_U) que varia de 0 (no caso de uma rede não modular) a 1 (em uma rede modular) (Guimerà *et al.*, 2010). Essa função é definida pela seguinte fórmula:

$$M_U(P) = \frac{1}{2L} \sum_{ij} \left[A_{ij} - \frac{k_i k_j}{2L} \right] \delta_{mi,mj}$$

Onde $M_U(P)$ = modularidade de uma partição P , definida como a fração de links dentro dos compartimentos menos a fração esperada desses links. A fração esperada de links dentro dos compartimentos é avaliada assumindo a probabilidade de que os

nós i e j estão conectados ($kikj / 2L$), onde ki é o número de links de um nó i e L é o número total de links na rede. A é a matriz de adjacência da rede (isso é, $A_{ij} = 1$ se existir um link entre i e j ; e $A_{ij} = 0$ se esse link não existir), mi é o compartimento do nó i , e δ é o delta de Kronecker ($\delta_{a,b} = 1$ se $a = b$ e $\delta_{a,b} = 0$ se $a \neq b$)

A base de cálculos realizada nesse tipo de matriz fornece resultados mais robustos e, portanto, maior segurança na interpretação dos dados. Outra vantagem desse tipo de matriz é que os grafos gerados permitem a visualização e análise de todos os elementos da rede em conjunto. Os módulos foram gerados no programa Netcarto a partir de uma interface (“*wrap*”) desenvolvida para a plataforma R 3.0.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2013). As figuras das redes foram geradas a partir do pacote “*igraph*” na mesma plataforma.

A relação entre a modularidade e as métricas da paisagem, juntamente com as variáveis biológicas do número de espécies e abundância total, foi avaliada mediante o cálculo de regressões múltiplas, respeitados os pressupostos de homogeneidade e homocedasticidade dos resíduos (Gotelli & Ellison, 2011).

3. Análise dos Dados

Para as análises dos dados foi realizada uma seleção de parâmetros através do cálculo do modelo médio. Este método é recomendável para selecionar os parâmetros, pois minimiza os efeitos dos parâmetros pouco informativos (Arnold, 2010). Para o cálculo do modelo médio é necessário utilizar uma série de modelos explicativos e obter uma média do coeficiente angular de cada parâmetro na série de modelos (Burnham & Anderson, 2002). Portanto, é importante que haja equivalência na presença de cada parâmetro na série de modelos, pois a maior presença de um parâmetro sobre os demais pode provocar equívocos na seleção dos parâmetros (Arnold, 2010).

O tamanho amostral deste estudo não permite a utilização de oito variáveis independentes em um modelo completo (Quinn & Keough, 2002). Desse modo, foram gerados 99 modelos com até quatro parâmetros, incluindo o modelo nulo (sem parâmetro algum). Assim, os parâmetros mais informativos terão maior representatividade (modelos com estes parâmetros terão maiores AIC) e terão maior coeficiente angular (β). A seleção de parâmetros através do modelo médio foi implementada através do pacote “*MuMIn*” (Barton, 2013) pela plataforma R.3.0.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2013).

Todos os modelos foram obtidos através de Modelos Gerais Linearizados (GLM) aditivos, através de uma distribuição gaussiana e foram implementados pela plataforma R.3.0.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2013). Como os modelos seguem uma distribuição gaussiana é possível realizar um modelo linear de regressão múltipla

para os parâmetros mais informativos do modelo médio – utilizando um $\alpha = 0,05$ para os testes de significância.

Não houve necessidade de incorporação de métricas de coordenadas geográficas, pois o teste I de Moran não apresentou autocorrelação espacial para modularidade. O teste de autocorrelação espacial foi realizado através do pacote “*spdep*” (Biverd *et al.*, 2011) na plataforma R.3.0.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2013).

Foi realizada uma análise de resíduos para o modelo final com o objetivo de observar se este atende às premissas de uma regressão linear múltipla (Quinn & Keough, 2002).

4. Resultados

Após 118 noites de captura, com esforço amostral de 212.400 m².h, foram coletados 651 indivíduos de 31 espécies, 26 gêneros e cinco famílias de morcegos (Tabela 4.1).

A partir dos animais capturados, foram obtidos 412 frascos com amostras fecais. A triagem do material fecal coletado permitiu a identificação de quatro grandes grupos de itens alimentares: insetos, sementes, pólen e polpa. As análises desses grupos permitiram a identificação até o nível de ordem para os insetos e família no caso de sementes e pólen. As amostras contendo polpa, obtidas a partir de esfregaço (ver metodologia), não permitiram o detalhamento taxonômico do grupo e foram categorizadas por cores.

Ao todo foram registradas 50 amostras contendo apenas polpa, classificadas em nove categorias (Apêndice 1). A presença de polpa dissociada de sementes foi considerada como consumo de frutos maiores.

Tabela 4.1 – Lista das famílias e espécies de morcegos coletadas, com o número de indivíduos de cada espécie e a representatividade de cada uma relacionada com o número e percentual de amostras coletadas.

Família	Espécie	N Indv.	Rep. Nº indiv. (%)	N Amostras	Rep. Amostras (%)
	<i>Artibeus lituratus</i>	11	1,7	5	1,2
	<i>Artibeus obscurus</i>	231	35,5	102	24,8
	<i>Artibeus planirostris</i>	67	10,3	35	8,5
Phyllostomidae	<i>Carollia perspicillata</i>	51	7,8	43	10,4
	<i>Chiroderma villosum</i>	1	0,2	1	0,2
	<i>Chrotopterus auritus</i>	3	0,5	4	1,0
	<i>Cynomops planirostris</i>	4	0,6	4	1,0

	<i>Desmodus rotundus</i>	34	5,2	0	0,0
	<i>Diaemus youngii</i>	1	0,2	0	0,0
	<i>Diphylla ecaudata</i>	1	0,2	0	0,0
	<i>Glossophaga soricina</i>	46	7,1	26	6,3
	<i>Lionycteris spurelli</i>	2	0,3	2	0,5
	<i>Lonchophylla mordax</i>	32	4,9	31	7,5
	<i>Micronycteris schmidtorum</i>	8	1,2	9	2,2
	<i>Mimon crenulatum</i>	40	6,1	37	9,0
	<i>Phylloderma stenops</i>	1	0,2	1	0,2
	<i>Phyllostomus discolor</i>	58	8,9	52	12,6
	<i>Phyllostomus hastatus</i>	11	1,7	18	4,4
	<i>Platyrrhinus lineatus</i>	10	1,5	5	1,2
	<i>Sturnira lillium</i>	2	0,3	2	0,5
	<i>Tonatia saurophylla</i>	5	0,8	5	1,2
	<i>Eptesicus brasiliensis</i>	8	1,2	7	1,7
	<i>Lasiurus blossevilli</i>	2	0,3	2	0,5
Vespertilionidae	<i>Lasiurus egga</i>	1	0,2	1	0,2
	<i>Myotis albensis</i>	4	0,6	4	1,0
	<i>Myotis nigricans</i>	7	1,1	6	1,5
	<i>Eumops planirostris</i>	1	0,2	1	0,2
Molossidae	<i>Molossops temminckii</i>	4	0,6	4	1,0
	<i>Molossus molossus</i>	2	0,3	2	0,5
Noctilionidae	<i>Noctilio albiventris</i>	1	0,2	1	0,2
Emballonuridae	<i>Peropterix macrotis</i>	2	0,3	2	0,5
Total		651	100	412	100

No material contendo insetos foram identificadas 12 ordens das quais Coleoptera e Lepidoptera foram as mais abundantes perfazendo, juntas, um total de 72,7% das amostras (Apêndice 2). Essas ordens estiveram presentes nos conteúdos de todas as espécies, a exceção de *Artibeus lituratus*, *Chiroderma villosum*, *Phylloderma stenops*, *Platyrrhinus lineatus* e *Sturnira lillium* e das espécies hematófagas.

Com relação às sementes, foram encontrados 15 morfotipos dos quais foram identificadas cinco famílias, sendo Solanaceae e Moraceae as mais comuns (Apêndice 3). Os morfotipos não identificados foram utilizados nas análises sendo separados por número (p. ex. semente sp.1, sp2...).

Do total dos frascos obtidos, 86 foram identificados com pólen. A partir desse material foram confeccionadas 344 lâminas de microscopia. O exame dessas lâminas permitiu a identificação de 76 tipos polínicos, dentre os quais foram reconhecidas 32 famílias. Dentre estas, Mimosoideae, Caesalpinioideae e Papilionoideae foram as mais abundantes. Além dos grãos de pólen foram encontrados também esporos de pteridófitas associados estritamente a espécies nectarívoras (Apêndice 4).

Todos os itens encontrados estão relacionados aos hábitos alimentares descritos para a ordem Chiroptera. Esses itens estiveram presentes em quase todos os sítios amostrais. Apenas os sítios com menores valores de AEV, menores percentuais de cobertura vegetal, menores abundâncias e maiores distâncias entre fragmentos (Apêndice 5) foi notada a ausência de um ou mais hábitos alimentares (Figura 4.1a e b).

Os valores gerados para a modularidade variaram entre os fragmentos ($M_{\min}=0.392$ e $M_{\max}=0.565$). Valores de modularidade máxima ($M=1$) ou desestruturação completa dos módulos ($M=0$) não foram encontrados (Apêndice 5).

Dos parâmetros observados, o adensamento estratificado da vegetação (AEV) e o número total de indivíduos (NTI) apresentaram maiores coeficiente angulares ($\beta = 0.616$ e -0.279 , respectivamente) para o modelo médio estudado (Tabela 4.2; Figura 4.2). Utilizando apenas estes dois parâmetros em um modelo de regressão linear múltipla foi possível observar uma relação positiva da Modularidade com AEV e negativa com NTI (Figura 4.3), de acordo com a seguinte equação: $M = 0,313 + 0,082 \text{ AEV} - 0,002 \text{ NTI}$ ($F = 6,605$; $GL = 2$ e 17 ; $p = 0,007$; $R^2 = 0,437$).

NCp: pólen Chenopodiaceae/ Caryophyllaceae; os demais itens precedidos da letra N, seguidos de numeral referem-se aos tipos polínicos que não puderam ser identificados até o nível de família.

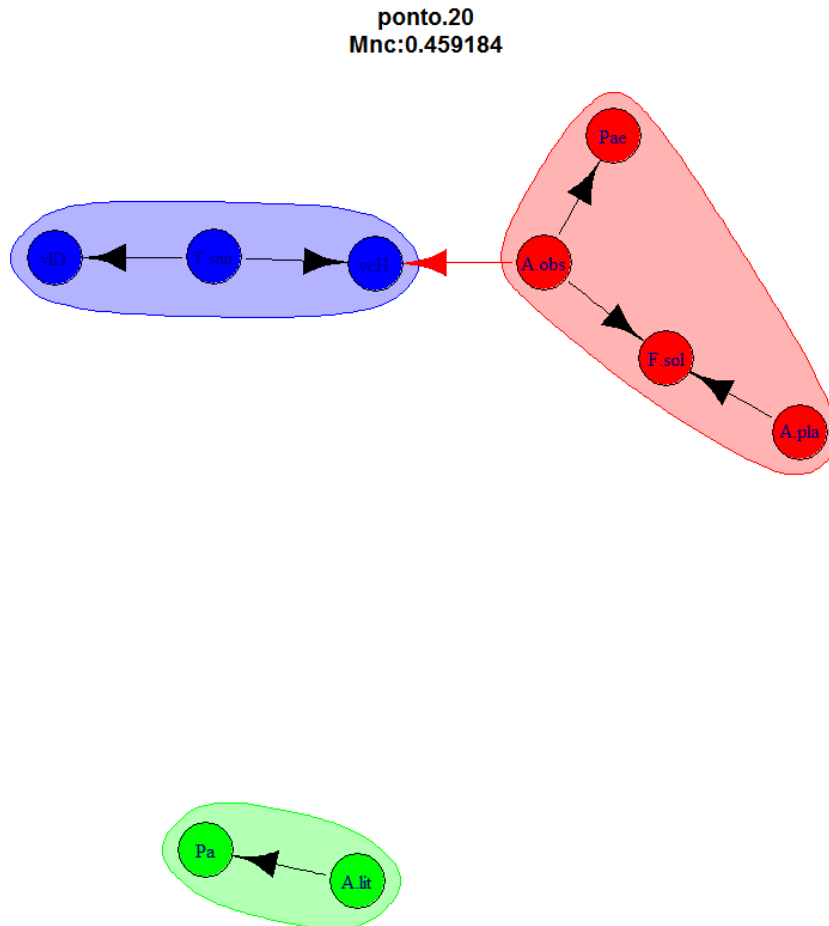


Figura 4.1b - Rede trófica obtida no sítio amostral 20 exibindo redução dos hábitos alimentares descritos para a ordem Chiroptera. As observações quanto à direção, cor e tamanho das setas são as mesmas descritas para a figura 4.1a, assim como a cor dos módulos; as abreviações também são as mesmas utilizadas na figura anterior, exceto para T sau: Tonatia saurophylla (não encontrada no sítio amostral 03).

Tabela 4.2 – Importância relativa, coeficiente ajustado e coeficiente angular médio das Variáveis Independentes que se relacionam com a Modularidade da Rede Trófica de morcegos nos fragmentos de caatinga no vale do curso médio do rio São Francisco. NTI: Abundância; AEV: Adensamento estratificado da Vegetação; NSP: Número de Espécies; DVP: Distância do Vizinho mais Próximo; CV: Cobertura da Vegetação; NumF: Número de Fragmentos; AMF: Área Média do Fragmento.

Parâmetros	Importância Relativa	Coeficiente Ajustado	Coeficiente	Erro padrão	Erro padrão ajustado
NTI	0.62	-0.279	-0.451	0.262	0.281
AEV	0.93	0.616	0.661	0.255	0.271
NSP	0.29	0.055	0.192	0.261	0.278
DVP	0.31	-0.072	-0.235	0.257	0.275
CV	0.25	0.016	0.066	0.304	0.321
NumF	0.30	0.075	0.251	0.271	0.289
AMF	0.28	0.058	-0.208	0.253	0.271
Eve	0.26	-0.044	-0.167	0.216	0.233

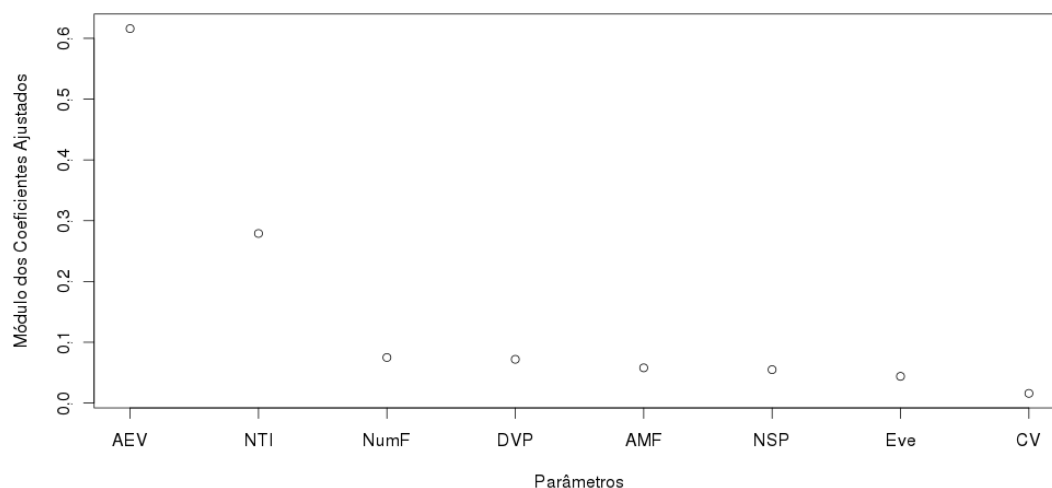


Figura 4.2 – Coeficiente angular dos parâmetros observados para o modelo médio estudado.

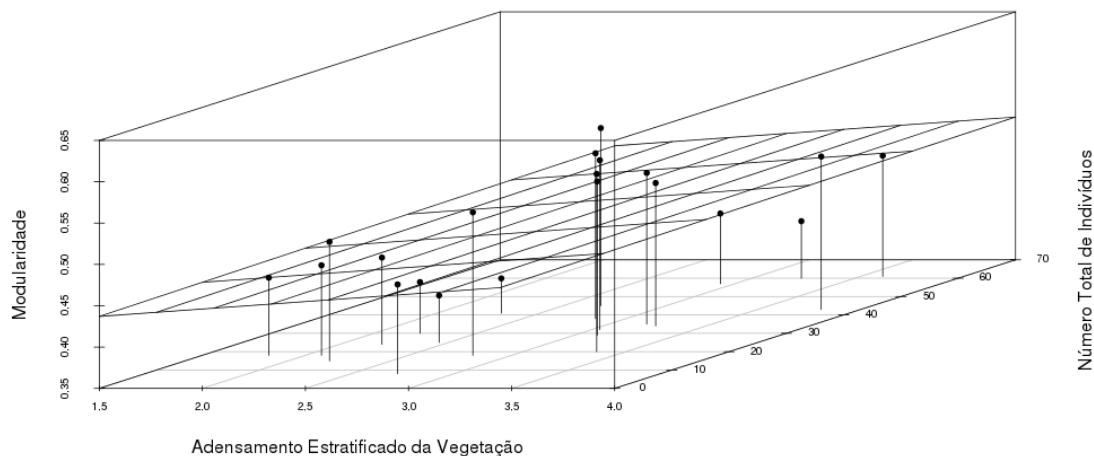


Figura 4.3 – Relação entre Modularidade e as variáveis de adensamento estratificado da vegetação (AEV) e número total de indivíduos (NTI).

5. Discussão

As espécies registradas contemplam todos os hábitos alimentares descritos para a ordem Chiroptera, exceto o consumo de peixes. Os itens encontrados correspondem ao padrão encontrado para os recursos da Caatinga, especialmente os relacionados à frugivoria e nectarivoria. A presença dessas interações tróficas pode indicar que processos importantes como a dispersão de sementes e polinização estão sendo mantidos; o que pode contribuir para a manutenção da diversidade genética de grupos vegetais (Cosson *et al.*, 1999).

A participação de vertebrados no processo de dispersão de sementes dentro do bioma da Caatinga é menor do que em ambientes mais úmidos (Vicente *et al.*, 2003). De acordo com Vieira & Sacariot (2006), na região do semiárido existe uma maior incidência de espécies com síndrome de dispersão autocórica. As poucas famílias dispersas por quirópteros na Caatinga são compostas em sua maioria por espécies pioneiras (Vicente *et al.*, 2003) e, portanto, essenciais aos processos de sucessão e recuperação de áreas perturbadas dentro desse bioma.

Essas famílias geralmente possuem espécies com distribuição agregada (Alves Júnior *et al.*, 2013; Pereira *et al.*, 2001; Silva *et al.*, 2012) que somada à escassez hídrica e marcada sazonalidade da Caatinga tornam os processos de regeneração e sucessão – principalmente em estágios secundários – particularmente lentos (Miranda *et al.*, 2004). A vagilidade da ordem Chiroptera (Williams-Guillén & Perfecto, 2011) e o modo de dispersão característico desse grupo – em pleno voo – (Brendt *et al.*, 2012; Moran

et al., 2009) permitem que a área de distribuição das espécies dispersas por esse grupo aumente consideravelmente.

O percentual de espécies polinizadas por morcegos na Caatinga, ao contrário do que ocorre com a dispersão, é maior do que o encontrado em outros biomas – como florestas úmidas, por exemplo – (*Machado & Lopes*, 2003; 2008). No entanto, a análise de síndromes florais em espécies da Caatinga apontam a existência de quiropterofilia apenas nas famílias Acanthaceae, Bombacaceae, Bromeliaceae, Leguminosae (*lato sensu*), Passifloraceae e Tiliaceae (*Machado et al.*, 2003; *Machado & Lopes*, 2004). Esses registros são, de longe, bem menores do que os encontrados no presente estudo – com exceção de Tiliaceae, que não foi encontrada nas amostras. A maior diversidade de tipos polínicos encontrada nas amostras corrobora com a afirmação de *Machado & Lopes* (2004) de que características florais não são indicadores infalíveis das espécies de polinizadores. O comportamento generalista de algumas espécies de morcegos (*Gardner*, 1977) permite que esses animais explorem uma quantidade maior de recursos polínicos do que o previsto por essas síndromes. Isso indica que a participação efetiva de morcegos na polinização de espécies da Caatinga pode ser ainda maior do que o descrito até o momento.

Algumas famílias visitadas por morcegos no presente estudo (Anacardiaceae, Bombacaceae, Cactaceae, Euphobiaceae, Leguminosae: Mimosoideae Leguminosae: Caesalpinioideae) possuem longo histórico de diversificação na Caatinga (*De Oliveira et al.*, 1999; *Pennington et al.*, 2004; *Prado*, 2000; *Werneck*, 2011). À semelhança das famílias dispersas por morcegos, algumas dessas também encontram-se associadas a estágios primários e secundários de sucessão e regeneração (*Miranda et al.*, 2004). A manutenção da diversidade genética dessas famílias via polinização – especialmente daquelas com espécies de distribuição agregada – é fundamental para a continuidade de processos evolutivos (*Ingrouille & Eddie*, 2006) e, portanto, para a conservação do bioma da Caatinga.

A presença de esporos de pteridófitas e grãos de pólen de Malpighiaceae ainda não havia sido registrada para a ordem Chiroptera. Esses dois grupos vegetais são associados apenas a insetos, principalmente abelhas (*Machado & Lopes*, 2000). No entanto, mesmo entre himenópteros, as espécies que visitam flores de Malpighiaceae são restritas, graças ao tipo de recompensa (óleo) que as espécies dessa família oferecem (*Machado & Lopes*, 2004).

Quanto ao consumo de insetos não houve registros de novas ordens além das já relacionadas a quirópteros (*Gardner*, 1977; *Kunz & Parsons*, 2009; *Willig et al.*, 1993). No entanto, diferente do registrado para esses estudos, o consumo de Lepdoptera em relação às demais ordens – incluindo Coleoptera – foi maior. O uso desse recurso foi constante ao longo do ano e esteve presente tanto na dieta de morcegos fitófagos quanto na de espécies insetívoras. O consumo de insetos por fitófagos é bem documentado (*Fleming*, 1988; *Gardner*, 1977; *Herrera et al.*, 2001; *Zortéa*, 2003; *Willig*

et al., 1993) e está associado à complementaridade no consumo de proteína desse grupo (Herrera *et al.*, 2001), principalmente em períodos reprodutivos (Gardner, 1977; Willig *et al.*, 1993). A presença de insetos nas amostras durante os períodos mais secos, fora da estação reprodutiva, indica que esse recurso pode ser mais importante na manutenção das populações na área estudada do que descrito na literatura.

Mesmo sendo considerado como secundário para espécies fitófagas (Gardner, 1977; Lobo *et al.*, 2009), o consumo de insetos pode viabilizar a permanência de algumas espécies importantes para a dispersão de sementes como *Carollia perspicillata* e as do gênero *Artibeus* durante a estação seca, quando a disponibilidade de recursos vegetais é reduzida drasticamente. Essa importância também vale para espécies primariamente nectarívoras como *Lonchophylla mordax* e *Lionycteris spurelli* (Reis *et al.*, 2007) que, juntas, foram responsáveis pela polinização de cerca de 41% das famílias e morfotipos polínicos encontrados nas amostras.

A presença constante de insetos mesmo nos sítios onde houve a supressão de outros hábitos alimentares pode ser devido ao fato de que mesmo em áreas com elevados níveis de perturbação alguns táxons de insetos podem ser favorecidos e ter sua abundância aumentada (Kirmse *et al.*, 1987). A alteração da dieta em função da disponibilidade de recursos foi registrada por Megías *et al.* (2011) em ambientes semiáridos – as implicações dessas alterações para a modularidade são discutidas abaixo – e sugere que nesses locais a inclusão de itens na dieta pode ser mais uma questão ligada ao comportamento do que a padrões morfológicos.

A ausência de alguns hábitos alimentares observada em nos sítios amostrais 01, 15 e 20 pode indicar uma simplificação da rede de interações, com maior impacto sobre a polinização. O fato desses sítios terem apresentado os maiores valores de distância média entre os fragmentos, menores valores de AEV, percentuais de cobertura vegetal, abundâncias e diversidade de espécies corrobora com a ideia de que espécies nectarívoras tendem a ser mais impactadas por alterações na paisagem (Ferreira *et al.*, 2013). O uso de insetos como recurso alimentar em algumas guildas parece ter um limiar a partir do qual a permanência de espécies nectarívoras torna-se inviável.

A simplificação da rede tem implicações sobre a diversidade genética e de espécies de grupos vegetais (Cosson *et al.*, 1999) e pode exercer forte impacto sobre os processos de regeneração de áreas degradadas (Henry *et al.*, 2007). No entanto, a escassez de informações mais precisas sobre o efeito da variabilidade genética no recrutamento de espécies vegetais da Caatinga impossibilita maiores considerações a respeito.

A estrutura modular da rede no presente estudo foi similar à encontrada por Mello *et al.* (2011a; 2011b) em redes mutualistas de quirópteros em ambientes úmidos. Esse resultado confirma a hipótese de que a estrutura de redes tróficas de morcegos obedece a um padrão modular independente das guildas consideradas. Mais ainda, os valores de modularidade dessas redes tendem a ser intermediários, com pouca

variação (Mello *et al.*, 2011b). Porém, na rede aqui observada os *hubs*, responsáveis pela maior comunicação entre módulos, foram os insetos e não os recursos de origem vegetal ou as espécies de consumidores mais generalistas.

A informação de que módulos são formados com base em proximidade filogenética (Mello *et al.*, 2011b) não pôde ser observada no presente estudo. Porém, a hipótese de que os módulos são formados por espécies morfológicamente similares (Ferrarezzi & Gimenez, 1996) pôde ser verificada e foi refutada. A exemplo do que ocorre para as síndromes florais (Machado & Lopes, 2004), a descrição morfológica da ordem Chiroptera mostrou-se insuficiente para inferir sobre a guilda a qual determinada espécie pertence. Aspectos comportamentais relacionados à adaptação de espécies de morcegos à mudanças ambientais têm que ser considerados.

A modularidade das redes aqui estudadas foi influenciada em escala local pela abundância (NTI) e adensamento estratificado da vegetação (AEV). Os altos valores dos coeficientes de AEV (0,616) e abundância (-0,279) não corroboram a hipótese de que o valor da modularidade das redes tróficas na área de estudo é reduzido em função da alteração da paisagem e da redução da diversidade de morcegos.

Sá-Neto (2012), utilizando o mesmo conjunto de dados para AEV, observou que os maiores valores dessa métrica estiveram relacionados a áreas de vegetação pouco perturbadas, com menor grau de obstrução dos estratos inferiores da vegetação e histórico de regeneração superior a 20 anos. Os maiores valores de modularidade nessas áreas podem ser o resultado da ocupação de uma maior diversidade de nichos disponíveis.

No entanto, a relação negativa entre a modularidade e NTI indica que o aumento do número de indivíduos pode ser um fator limitante para a formação dos módulos. A escassez de recursos gerada pelo aumento da competição pode alterar as interações específicas entre as espécies (Duffy, 2003; Mello *et al.*, 2011b). Megías *et al.* (2011) argumentam que a limitação de recursos obriga as espécies a interagir entre si aumentando a complexidade das redes tróficas. A redução da modularidade observada aqui poderia ser então, efeito da competição por recursos – no caso, insetos.

6. considerações Finais

O fato de os parâmetros locais terem exercido maior influência sobre a rede é um forte indicativo de que a conservação das condições ambientais nessa escala pode ser mais eficiente para a conservação das redes tróficas de quirópteros na área. A diversidade de itens encontrados indica que a conservação dessas redes pode ter impactos positivos significativos para a conservação dos processos do ecossistema da Caatinga.

Mais ainda, a relação negativa entre abundância e modularidade confirma a ideia amplamente aceita na ecologia de que a competição é a principal modeladora das comunidades e processos inerentes a estas.

Por fim, a estrutura das redes observadas demonstrou que o critério de inclusão de guildas baseado em padrões morfológicos é insuficiente para descrever com precisão os grupos alimentares da ordem Chiroptera aqui tratados. Deve-se considerar também os aspectos comportamentais decorrentes da alteração da disponibilidade de recursos.

7. Referências

Ab'Saber, A. N. 2008. Os domínios de natureza do Brasil. Ateliê Editorial, São Paulo.

Almeida-Neto, M.; Guimarães, P.; Guimarães Jr, P.; Loyola, R. D.; Ulrich, W. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos* 117: 1227-1239.

Alves Júnior, F. T.; Ferreira, R. L. C.; Silva, J. A. A.; Marangon, L. C.; Cespedes, G. H. G. 2013. Regeneração natural de uma área de Caatinga no sertão pernambucano, nordeste do Brasil. *Cerne Lavras* 19 (2), 229-235.

Arnold, T. W. 2010. Uninformative parameters and model selection using Akaike's information criterion. *Journal of Wildlife Management* 74(6): 1175-1178, 2010.

Barabási, A. L. 2009. *Linked (Conectado): A nova ciência dos networks*. Editora Leopardo, Londrina.

Barroso, G. M.; Morin, M. P.; Peixoto, A. L.; Ichaso, C. L. F. 2004. *Frutos e Sementes*. Editora UFV, Viçosa.

Barton, K. 2013. MuMIn: Multi-model inference. R package version 1.9.5.

<http://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.

Bascompte, J. 2007. Networks in ecology. *Basic and Applied Ecology* 8: 485-490.

Bascompte, J. 2010. Structure and dynamics of ecological networks. *Science* 39: 765-766.

Bascompte, J.; Jordano, P. 2007. Plant-animal mutualistic networks: The architecture of biodiversity. *Annual Review of Ecological and Evolutionary Systems* 38: 567-593.

Bascompte, J.; Jordano, P.; Melián, C. J.; Olesen, J. M. 2003. The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100(16), 9383-9387.

Baumgartem, J. E. 2009. *Uso de habitat por morcegos filostomídeos em um mosaico florestal na Mata Atlântica do Sul da Bahia, Brasil: uma abordagem em duas escalas*. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

- Begon, M.; Townsend, C. R.; Harper, J. L. 2007. Ecologia: de indivíduos a ecossistemas. fourth ed. Artmed, Porto Alegre.
- Bernard, E.; Fenton, M. B. 2006. Bats in a fragmented landscape: species composition, diversity and habitat interactions in savannas of Santarém, Central Amazonia, Brazil. *Biological Conservation*: 1-12.
- Bobrowiec, P. E. D.; Gribel, R. 2010. Effects of different secondary vegetation types on bat community composition in Central Amazonia, Brazil. *Animal Conservation* 13, 204-2016.
- Bordignon, M. O. 2005. Predação de morcegos por *Chrotopterus auritus* (Peters) (Mammalia, Chiroptera) no Pantanal de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(4), 1207-1208.
- Brasil. 2011. A bacia hidrográfica do rio São Francisco. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, <http://www.saofrancisco.cbh.gov.br/bacias.aspx>.
- Buril, M. T.; Alves, M.; Santos, F. A. R. 2011. Tipificação polínica em Leguminosae de uma área prioritária para conservação da Caatinga: Caesalpinioideae e Papilionoideae. *Acta Botanica Brasilica* 25(3), 699-712.
- Buril, M. T.; Santos, F. A. R.; Alves, M. 2010. Diversidade polínica das Mimosoideae (Leguminosae) ocorrentes em uma área de Caatinga, Pernambuco, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 24(1), 53-64, 2010.
- Castelletti, C. H. M.; Santos, A. M. M.; Tabarelli, M.; Silva, J. M. C. 2003. Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar, in: Leal, I. R.; Tabarelli, M.; Silva, J. M. C. (eds.) *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Editora UFPE, Recife, pp. 719-734.
- Clark, C. J.; Poulsen, J. R.; Parker, V. T. 2001. The role of arboreal seed dispersal groups on the seed rain of a lowland tropical forest. *Biotropica* 33(4): 606-620.
- Cerqueira, R.; Brant, A.; Nascimento, M. T.; Pardini, R. 2003. Fragmentação: Alguns Conceitos, in: Rambaldi, D. M.; Oliveira, D. A. S. (Orgs.). *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. MMA/SBF, Brasília, pp. 23-30.
- Chase, J. M.; Leibold, M. A. 2003. *Ecological Niches: Linking classical and contemporary approaches*. The University of Chicago Press, Chicago.

Cosson, J. F.; Pons, J. M.; Masson, D. 1999. Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*, 15: 515-534.

De Albuquerque, U. P.; Araújo, E. L.; El-Deir, A. C. A.; Lima, A. L. A.; Souto, A.; Bezerra, B. M.; Ferraz, E. M. N.; Freire, E. M. X.; Sampaio, E. V. S. B.; Las-Casas, F. M. G.; Moura, G. J. B.; Pereira, G. A.; Melo, J. G.; Ramos, M. A.; Rodal, M. J. N.; Schiel, N.; Lyra-Neves, R. M.; Alves, R. R. N.; Azevedo-Júnior, S. M.; Telino-Júnior, W. R.; Severi, W. 2012. Caatinga revisited: ecology and conservation of an important seasonal dry forest. *The Scientific World Journal* 2012, 1-18.

Duffy, J. E. 2003. Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. *Ecology Letters*, 6: 680-687.

Dumont, E. R. 2005. Bats and Fruit: An ecomorphological approach. In: Kunz, T. H.; Fenton, M. B. (eds.) *Bat Ecology*. The University of Chicago Press, Chicago.

Dunne, J. A. 2006. The network structure of food webs. In: Pascual, M.; Dunne, J. A. (eds) *Ecological Networks: Linking structure to dynamics in food webs*. Oxford University Press, New York.

Dyke, F. V. 2008. *Conservation Biology: Foundations, concepts, applications*. 2nd ed. Springer Science and Business Media.

Erdtman, G. 1943. *An Introduction to Pollen Analysis*. Chronica Botanica Company, New York.

Esbérard, C. E. L.; Daemon, C. 1999. Um novo método para marcação de morcegos. *Chiroptera Neotropical* 5, 116-117.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Evolution Systematics* 34, 487-515.

Faria, D. M.; Baumgarten, J. E. 2007. Shade cacao plantations (*Theobroma cacao*) and bat conservation in southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 16, 291-312.

Ferrarezzi, H; Gimenez, E. A. 1996. Systematic patterns and the evolution of feeding habits in Chiroptera (Archonta: Mammalia). *Journal Com. Biology* 1(3/4): 75-94.

Fischer, E.; Fischer, W. A.; Borges, S.; Pinheiro, M. R.; Vicentini, A. 1997. Predation of *Carollia perspicillata* by *Phyllostomus* cf. *elongatus* in Central Amazonia. *Chiroptera Neotropical* 3: 67-68.

Gardner, A. L. Feeding Habits. 1977, in: Baker, R. J.; Kox Jone Jr., J. R.; Carter, D. C. (Eds.). *Biology of Bats of the New World Family Phyllostomatidae. Part II. Special Publications of the Museum of Texas Tech University, Lubbock.*

Genoways, H. H.; Williams, S. L. 1986. Results of the Alcoa Foundation-Suriname expeditions. XI. Bats fo the genus *Micronycteris* (Mammalia: Chiroptera) in Suriname. *Annals of Carnegie Museum* 55, Pittsburgh, p. 303-324.

Gotelli, N. J.; Ellison, A. M. 2011. *Princípios de Estatística em Ecologia*. Artmed, Porto Alegre.

Gregorin, R.; Taddej, V. A. 2002. Chave artificial para identificação de molossídeos brasileiros (Mammalia, Chiroptera). *Mastozoologia Neotropical* 9, 13-32.

Guimerà, R.; Mossa, S.; Turttschi, A.; Amaral, L. A. N. 2005. The worldwide air transportation network: Anomalous centrality, community structure, and cities' global roles. *Proceedings of the National Academy of Science* 102 (22): 7794-7799.

Guimerà, R.; Sales-Pardo, M.; Amaral, L. A. N. 2004. Modularity from fluctuations in random graphs and complex networks. *Physical Review* 70: 025101-1 – 025101-4.

Guimerà, R.; Stouffer, D. B.; Sales-Prado, M.; Leicht, E. A.; Newman, M. E. J.; Amaral, L. A. N. 2010. Origin of compartmentalization in food webs. *Ecology* 91(10): 2941-2951.

Hagen, M.; Kissling, W. D.; Rasmussen, C.; Aguiar, M. A. M.; Brown, L. E.; Carstensen, D. W.; Alves-Dos-Santos, I.; Dupont, Y. L.; Edwards, F. K.; Genini, J.; Guimarães Jr, P. R.; Jenkins, G. B.; Jordano, P.; Kaiser-Bunbury, C. N.; Ledger, M. E.; Maia, K. P.; Marquitti, F. M. D.; Maclaughlin, Ó.; Morellato, L. P. C.; O’Gorman, E. J.; Trojelsgaard, K.; Tylianakis, J. M.; Vidal, M. M.; Woodward, G.; Olensen, J. M. 2012. Biodiversity, species interactions and ecological networks in a fragmented world. *Advances in Ecological Research*, 46: 89-210.

Hammen, T. 1974. The Pleistocene changes of vegetation and climate in tropical South America. *Journal of Biogeography* 1(1), 3-26.

Helversen, O. v.; Winter, Y. 2005. Glossophagine Bats and Their Flowers: Costs and benefits for plants and pollinators. In: Kunz, T. H.; Fenton, M. B. (eds.) *Bat Ecology*. The University of Chicago Press, Chicago.

Henry, M.; Pons, J. M.; Cosson, J. F. 2007. Foraging behavior of a frugivorous bat helps bridge landscape connectivity and ecological processes in fragmented rainforest. *Journal of Animal Ecology*, 76: 801-813.

Johnson, S. 2003. *Emergência: a vida integrada de formigas, cérebros, cidades e softwares*. Jorge Zahar, Rio de Janeiro.

Jones, G.; Rydell, J. 2005. Attack and Defense: Interactions between echolocating bats and their insect prey. in: Kunz, T. H.; Fenton, M. B. (eds.) 2005. *Bat Ecology*. The University of Chicago Press, Chicago.

Kirmse, R. D.; Provenza, F. D.; Malechek. 1987. Effects of clearcutting on litter production and decomposition in Semiarid Tropics of Brazil. *Forest Ecology and Management* 22, 205-217.

Kirmse, R. D.; Provenza, F. D.; Malechek, J. C. 1987. Effects of clearcutting on litter production and decomposition in semiarid tropics of Brazil. *Forest Ecology and Management*, 22: 205-217.

Klingbeil, B. T.; Willig, M. R. 2008. Guild specific responses of bats to landscape composition and configuration in fragmented Amazonian rainforest. *Journal of Applied Ecology* 46, 203-213.

Krauss, J.; Bommarco, R.; Guardiola, M.; Heikkinen, R. K.; Helm, A.; Kuussaari, M.; Lindborg, R.; Ökinger, E.; Pärtel, M.; Pino, J.; Pöyry, J.; Raatikainen, K. M.; Sang, A.; Stefanescu, C.; Teder, T.; Zobel, M.; Steffan-Dewenter, I. 2010. Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters*, 13: 597-605.

Krebs, C. J. 1999. *Ecological Methodology*. 2nd ed. Benjamin Cummings, Menlo Park.

Kunz, T.; Parsons, S. 2009. *Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats*. second ed. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.

Leal, I. R.; Tabarelli, M.; Silva, J. M. C. 2003. *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora UFPE, Recife.

Liberal, C. N.; A. M. I.; Meiado, M. V.; Filgueiras, B. K. C.; Iannuzzi, L. 2012. How habitat change and rainfall affect dung beetle diversity in Caatinga, a Brazilian semi-arid ecosystem. *Journal of Insect Science* 11 (114), 1-11.

Lindenmayer, D.; Franklin, J. F. 2002. *Conserving Forest Biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*. Island Press, Washington.

Lobova, T. A.; Geiselman, C. K.; Mori, S. A. 2009. *Seed Dispersal by Bats in the Neotropics*. The New York Botanical Garden Press, New York.

McCann, K. S. 2012. *Food Webs*. Princeton University Press, Princeton.

Machado, I. C.; Lopes, A. V. 2003. Recursos florais e sistemas de polinização e sexuais em Caatinga. in: Leal, I. R.; Tabarelli, M. Silva, J. M. C. (eds.) *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Editora UFPE, Recife.

Machado, I. C.; Lopes, A. V. 2004. Floral traits and pollination systems in the Caatinga, a Brazilian tropical dry forest. *Annals of Botany* 94, 365-376.

Machado, I. C.; Lopes, A. V.; Sazima, M. 2006. Plant sexual systems and a review of the breeding system studies in the Caatinga, a Brazilian tropical dry forest. *Annals of Botany* 97, 277-287.

Medellín, R. A.; Arita, H. T. 1989. *Tonatia evotis* and *Tonatia silvicola*. *Mammalian Species* 334, 1-5.

Medellín, R. A.; Gaona, O. 1999. Seed dispersal by bats and birds in forest and disturbed habitats of Chiapas, Mexico. *Biotropica* 31(3), 478-485.

Megías, A. G.; Sánchez-Piñero, F.; Hódar, J. A. 2011. Trophic interactions in an arid ecosystem: From decomposers to top-predators. *Journal of Arid Environments* 75, 1333-1341.

Mello, M. A. R. 2010. Redes mutualistas. *Ciência Hoje*, 47 (227): 32-37.

Mello, M. A. R.; Marquitti, F. M. D.; Guimarães Jr., P. R.; Kalko, E. K. V.; Jordano, P.; Aguiar, M. A. M. 2011. The missing part of seed dispersal networks: Structure and robustness of bat-fruit interactions. *Plos One* 6(2), 1-10.

- Mello, M. A. R.; Marquitti, M. D.; Guimarães Jr., P. R.; Kalko, E. K. V.; Jordano, P.; Aguiar, M. A. M. 2011. The modularity of seed dispersal: differences in structure and robustness between bats- and bird-fruit networks. *Oecologia* 167, 131-140.
- Miranda, J. D.; Padilla, F. M.; Pugnaire, F. I. 2004. Sucesión y restauración en ambientes semiáridos. *Ecosistemas* 13(1), 55-58.
- Montoya, J. M.; Pimm, S. L.; Solé, R. V. 2006. Ecological networks and their fragility. *Nature* 442, 259-264.
- Moran, C.; Catteral, C. P.; Kanowski, J. 2009. Reduced dispersal of native plant species as a consequence of the reduced abundance of fugivore species in fragmented rainforest. *Biological Conservation* 142 (3), 541-552.
- Odum, E. P. 1988. *Ecologia*. Guanabara Koogan S. A., Rio de Janeiro.
- Oliveira, P. E.; Barreto, A. M. F.; Suguio, K. 1999. Late Pleistocene/ Holocene climatic and vegetational history of the Brazilian caatinga: the fossil dunes of the middle São Francisco River. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 152, 319-337.
- Oliveira, P. P.; van den Berg, C.; Santos, F. A. R. 2010. Pollen analysis of honeys from Caatinga vegetation of the state of Bahia, Brazil. *Grana* 49,66-75.
- Pacheco, A.; Freire, N. C. F.; Borges, U. N. 2006. Uma contribuição do sensoriamento remoto para detecção de áreas degradadas na Caatinga brasileira. *Boletim Goiano de Geografia* 26(1), 49-68.
- Pascual, M.; Dunne, J. A. 2006. *Ecological Networks: Linking structure to dynamics in food webs*. Oxford University Press, New York.
- Passos, F. C.; Gracioli, G. 2004. Observações na dieta de *Artibeus lituratus* (Olfers) (Chiroptera, Phyllostomidae) em duas áreas do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21(3), 487-489.
- Pennington, R. T.; Prado, D. E.; Pendry, C. A. 2000. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. *Journal of Biogeography* 27, 261-273.
- Pennington, R. T.; Lavin, M.; Prado, D. E.; Pendry, C. A.; Pell, S. K.; Butterworth, C. A. 2004. Historical climate change and speciation: neotropical seasonally dry forest plants show patterns of both Tertiary and Quaternary diversification. *Phil. Trans. Royal Society of London B* 359, 515-538.

- Pinto-Coelho, R. M. 2000. Fundamentos em Ecologia. Artmed, Porto Alegre.
- Prado, D. E. As Caatingas da América do Sul. 2003, in: Leal, I. R.; Tabarelli, M.; Silva, J. M. C. (Eds.). *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Editora UFPE, Recife, pp. 3-74.
- Prado, D. E. 2000. Seasonally dry forests of tropical South America: from forgotten ecosystems to a new phytogeographic unit. *EDINB Journal of Botany* 57 (3), 437-461.
- Primack, R. B.; Rodrigues, E. 2001. *Biologia da Conservação*. Editora Planta, Londrina.
- Proulx, S. R.; Promislow, D. E. L.; Phillips, P. C. 2005. Network thinking in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution*, 20 (6), 345-353.
- Reis, N. R.; Peracchi, A. L.; Pedro, W. A.; Lima, I. P. (eds.) 2007. *Morcegos do Brasil*. Nélio R. dos Reis, Londrina.
- Ricklefs, R. E. 2012. *A Economia da Natureza*. sexta ed. Guanabara Koogan S. A., Rio de Janeiro.
- Roubik, D. W.; Moreno, J. E. 1991. *Pollen and Spores of Barro Colorado Island*. Smithsonian Tropical Research Institute, Miami.
- Saba, M. D. 2007. Morfologia polínica de Malvaceae: Implicações taxonômicas e filogenéticas. Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana.
- Saba, M. D.; Santos, F. A. R. 2003. Morfologia polínica de Sterculiaceae das Dunas do Abaeté, Salvador – Bahia. *Sitientibus série Ciências Biológicas* 3(1/2), 109-114.
- Santos, A. M.; Tabarelli, M. 2002. Distance from roads and cities as a predictor of habitat loss and fragmentation in the Caatinga vegetation of Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 62(4B), 897-905.
- Santos, F. A. R.; Romão, C. O. 2008. Pollen morphology of some species of *Calliandra* Benth. (Leguminosae – Mimosoideae) from Bahia, Brazil. *Grana* 47, 101-116.
- Santos, J. C.; Leal, I. R.; Almeida-Cortez, J. S.; Fernandes, G. W.; Tabarelli, M. 2011. Caatinga: the scientific negligence experienced by a dry tropical forest. *Tropical Conservation Science* 4(3), 276-286.

- Silva, F. H. M. 2007. Contribuição à Palinologia das Caatingas. Feira de Santana: Universidade Estadual de Feira de Santana.
- Silva, S. N.; Carvalho, A. M. V.; Santos, F. A. R. 2003. Morfologia polínica de doze espécies de *Cestrum* L. (Solanaceae) da mata higrófila da Bahia, Brasil. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 25(2), 439-443.
- Thornhill, A. H.; Macphail, M. 2012. Fossil myrtaceous pollen as evidence for the evolutionary history of Myrtaceae: A review of fossil Myrtaceidites species. *Review of Palaeobotany and Palynology* 176-177, 1-23.
- Vicente, A.; Santos, A. M. M.; Tabarelli, M. 2003. Variação no modo de dispersão de espécies lenhosas em um gradiente de precipitação entre floresta seca e úmida no nordeste do Brasil. in: Leal, I. R.; Tabarelli, M.; Silva, J. M. C. (eds.) *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Editora UFPE, Recife.
- Vieira, D. L. M.; Scariot, A. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forest for restoration. *Restoration Ecology* 14 (1), 11-20.
- Vital, M. T. A. B.; Santos, F. A. R.; Alves, M. 2008. Diversidade palinológica das Convolvulaceae do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE, Brasil. *Acta Botânica Brasileira* 22(4), 1163-1171.
- Vizotto, L. D.; Taddei, V. A. 1973. Chave para determinação de quirópteros. *Revista da Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de São José do Rio Preto* 1, 1-72.
- Werneck, F. P. 2011. The diversification of eastern South America open vegetation biomes: historical biogeography and perspectives. *Quaternary Science Review*, 1-19.
- Williams, S. L.; Willig, M. R.; Reid, F. A. 1995. Review of the *Tonatia bidens* complex (Mammalia: Chiroptera), with descriptions of two new subspecies. *Journal of Mammalogy* 76, 612-626.
- Williams-Guillén, K.; Perfecto, I. 2011. Ensemble composition and activity levels of insectivorous bats in response to management intensification in coffee agroforestry systems. *Plos One* 6 (1), 1-10.
- Willig, M. R.; Camilo, G. R.; Noble, S. J. 1993. Dietary overlap in frugivorous and insectivorous bats from edaphic Cerrado habitats of Brazil. *Journal of Mammalogy* 74 (1), 117-128.

Apêndice 1 – Grupos de polpa, identificados e organizados por cor, presentes nas amostras fecais dos espécimes de morcegos capturados.

Polpa/Morcegos	A. lituratus	A. obscurus	A. planirostris	C. perspicillata	C. villosum	G. soricina	L. spurelli	L. mordax	P. discolor	P. hastatus	P. lineatus	S. liliium
Amarela	1	9	6	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Amarela-Clara	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Amarela-Escura	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Branca	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Laranja	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	1	0
Marrom	0	2	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Marrom-Escuro	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Verde	0	2	1	1	0	0	1	1	0	1	1	0
Verde-Clara	0	2	0	1	0	0	1	0	2	0	0	1
Amarela	1	9	6	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Amarela-Clara	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Amarela-Escura	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Branca	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Laranja	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	1	0
Marrom	0	2	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0

Apêndice 2 – Ordens de insetos relacionadas às espécies de morcegos encontradas na área de estudo. A.obs = *Artibeus obscurus*; A.pla = *Artibeus planirostris*; C.per = *Carollia perspicillata*; C.aur = *Chrotopterus auritus*; C.pla = *Cynomops planirostris*; E.bra = *Eptesicus brasiliensis*; E. glau = *Eumops glaucinus*; G.sor = *Glossophaga soricina*; L.blo = *Lasiurus blossevilli*; L.egg = *Lasiurus egga*; L.spu = *Lionycteris spurelli*; L.mor = *Lonchophylla mordax*; M.sch = *Micronycteris schimidtorum*; M.cre = *Mimon crenulatum*; M.pla = *Molossops planirostris*; M.tem = *Molossops temminckii*; M.mol = *Molossus molossus*; M.alb = *Myotis albensis*; M.nig = *Myotis nigricans*; N.alb = *Noctilio albiventris*; P.mac = *Peropteryx macrotis*; P.dis = *Phyllostomus discolor*; P.has = *Phyllostomus hastatus*; T.sau = *Tonatia saurophylla*. Os números referem-se à frequência com que determinado item foi encontrado nas amostras.

Morcegos/ Ordens	A.obs	A .pla	C.per	C.aur	C.pla	E.bra	E.glau	G.sor	L.blo	L.egg	L.spu	L.mor	M.sch	M.cre	M.pla	M.tem	M.mol	M.alb	M.nig	N.alb	P.mac	P.dis	T. sau
Acari	2	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	2	3
Aranae	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	2
Coleoptera	4	1	12	1	3	7	1	3	0	0	3	5	2	33	1	2	1	3	6	1	1	42	15
Diptera	4	0	4	0	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	2
Hemiptera	4	2	1	0	3	0	0	3	0	0	0	2	2	8	0	2	0	0	0	0	0	6	6
Hymenoptera	4	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	1	0	0	5	1
Isoptera	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepdoptera	6	2	9	1	1	7	1	9	2	1	3	10	6	36	1	2	1	4	7	0	2	31	13
Neuroptera	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ortoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
Trichoptera	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1

Apêndice 3 – Famílias e morfotipos de sementes e relacionados às espécies de morcegos encontradas na área de estudo. A.lit = *Artibeus lituratus*; A.obs = *Artibeus obscurus*; A.pla = *Artibeus planirostris*; C.per = *Carollia perspicillata*; L.mor = *Lonchophylla mordax*; P.dis = *Phyllostomus discolor*; P.has = *Phyllostomus hastatus*; P.lin = *Platyrrhinus lineatus*; S.lil = *Sturnira lilium*; T.sau = *Tonatia saurophylla*. Os números referem-se à frequência com que determinado item foi encontrado nas amostras.

Morcegos/ Sementes	A. lit	A. obs	A. pla	C. per	G. sor	L. mor	P. dis	P. has	P. lin	S. lil	T. sau
Cactaceae	0	1	0	2	0	0	0	3	0	0	0
Leguminosae (Mimosoidae)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Moraceae	0	33	10	5	1	1	0	1	2	0	0
Myrtaceae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Solanaceae	2	40	10	31	1	0	9	0	2	1	0
Semente sp	1	1	3	0	0	0	1	2	0	0	1
Semente sp1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Semente sp5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Semente sp6	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Semente sp8	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Semente sp9	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Semente sp10	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Semente sp11	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

Apêndice 4 – Famílias e morfotipos polínicos e esporos relacionados às espécies de morcegos capturados na área de estudo. Os números referem-se à ocorrência com que determinado item foi encontrado nas amostras analisadas.

Morcegos/ Pólen	<i>A. obscurus</i>	<i>C. perspicillata</i>	<i>G. soricina</i>	<i>L. spurelli</i>	<i>L. mordax</i>	<i>P. discolor</i>	<i>P. hastatus</i>
Amaranthaceae	1	1	2	0	2	10	0
Anacardiaceae	0	0	0	0	0	2	1
Annonaceae	1	0	1	1	2	7	0
Apocynaceae	0	0	0	0	0	1	0
Araceae	0	0	0	0	0	0	1
Asteraceae	0	0	2	0	0	3	0
Bignoniaceae	0	0	2	0	2	1	0
Bombacaceae	0	1	5	1	8	10	0
Bromeliaceae	0	0	1	0	0	1	0
Cactaceae	0	0	4	1	6	7	1
Chenopodiaceae/ Caryophyllaceae	0	0	0	0	0	3	0
Convolvulaceae	0	1	0	0	1	5	1
Euphorbiaceae	0	0	5	2	8	7	0
Fabaceae (Delonix)	0	0	1	0	1	4	1
Lamiaceae	0	0	1	0	1	4	0
Leguminoseae (Caesalpinioideae)	2	3	12	4	12	26	2
Leguminoseae (Mimosoideae)	1	3	11	2	11	26	2
Leguminoseae (Papilionoideae)	0	1	8	4	9	15	1
Loranthaceae	0	0	2	0	0	1	0
Malpighiaceae	0	0	1	0	2	5	1
Malvaceae	0	0	6	0	11	18	0
Melastomataceae	0	0	0	0	1	0	1

Continuação – Apêndice 4

Moraceae	0	0	0	0	0	4	0
Myrtaceae	0	1	1	0	4	1	0
Passifloraceae	0	0	0	0	0	1	0
Poaceae	0	1	4	0	3	10	0
Polypodiaceae	0	1	1	0	0	0	0
Rubiaceae	1	3	4	0	3	10	1
Rutaceae	0	0	4	0	0	1	0
Sapindaceae	0	0	1	0	0	2	0
Solanaceae	0	0	2	0	1	5	1
Sterculiaceae	0	0	4	0	1	3	1
Pólen indet.	0	0	0	0	0	1	0
Pólen indet. 01	0	0	0	0	0	2	0
Pólen tipo 03	0	0	0	0	1	1	0
Pólen tipo 04	0	0	0	0	0	1	0
Pólen tipo 05	0	0	1	0	0	0	1
Pólen tipo 11	0	0	1	0	1	0	0
Pólen tipo 13	0	0	0	0	1	0	0
Pólen tipo 23	0	0	0	0	0	1	0
Pólen tipo 28	0	0	1	0	0	0	0
Pólen tipo 29	0	0	0	0	0	1	0
Pólen tipo 30	0	0	0	0	1	0	0
Pólen tipo 32	0	0	1	0	0	0	0
Pólen tipo 33	0	0	1	0	0	0	0
Pólen tipo 34	0	0	0	0	0	1	0
Pólen tipo 35	0	0	0	0	1	0	0
Pólen tipo 39	0	0	1	0	0	0	0
Pólen tipo 41	0	0	0	0	1	0	0
Pólen tipo 42	0	0	0	0	1	0	0
Pólen tipo 43	0	0	0	0	1	0	0

Continuação – Apêndice 4

Pólen tipo 44	0	0	0	0	1	0	0
Pólen tipo 45	0	0	1	0	0	0	0
Pólen tipo 46	0	0	1	0	0	0	0
Pólen tipo 47	0	0	2	0	0	0	0
Pólen tipo 48	0	0	1	0	0	0	0
Pólen tipo 49	0	0	1	0	0	0	0
Pólen tipo 50	0	0	1	0	0	0	0
Pólen tipo 54	0	0	0	0	0	0	1
Pólen tipo 61	0	0	0	0	1	0	0
Pólen tipo 63	0	0	0	0	0	1	0
Pólen tipo 67	0	0	1	0	0	0	0
Pólen tipo 68	0	0	0	0	0	1	0
Pólen tipo 69	0	0	0	0	0	1	0
Pólen tipo 70	0	0	0	0	0	1	0
Pólen tipo 73	0	0	1	0	0	0	0
Pólen tipo 74	0	0	1	0	0	0	0
Pólen tipo 75	0	0	1	0	0	0	0
Pólen tipo 83	0	1	0	0	0	0	0
Pólen tipo 84	1	0	0	0	0	0	0
Pólen tipo 85	0	0	0	0	0	2	0
Pólen tipo 86	0	0	0	0	0	1	0
Pólen tipo 87	0	0	0	0	0	1	0
Pteridophyta (Esporos)	1	2	0	2	1	6	0

Apêndice 5 – Relação dos valores de Modularidade (Mod.); Número de Espécies (NSP); Abundância Total de Espécies (NTI); Adensamento Estratificado da Vegetação (AEV); Cobertura Vegetal (CV); Distância do Vizinho mais Próximo (DVP); Número de Fragmentos (NumF); Área Média dos Fragmentos (AMF); e Abundância Relativa das Espécies (EVE) encontrados nos fragmentos de caatinga da região do vale do curso médio do rio São Francisco.

Ponto	Mod.	NSP	NTI	EVE	AEV	CV(%)	DVP	NumF	AMF
01	0.458	5	8	1.494175	2.724.868	28.06	97.59	76	10.41
02	0.435	5	57	1.126442	2.929.365	86.08	51.31	15	161.78
03	0.419	13	60	2.237611	3.238.889	70.17	64.31	28	70.65
04	0.555	7	32	1.705051	3.039.312	58.66	64.80	55	30.06
05	0.392	8	41	1.961720	2.311.111	53.19	63.32	53	28.28
06	0.536	10	29	1.628336	3.109.630	59.25	44.23	85	19.65
07	0.550	11	38	2.107659	2.851.587	39.94	52.04	114	9.88
08	0.412	10	30	1.994251	2.222.222	58.89	65.09	72	23.06
09	0.455	7	24	1.711733	2.204.444	69.54	41.10	11	178.43
10	0.565	12	45	2.068731	2.682.540	67.03	63.10	37	51.13
11	0.523	9	18	1.873511	2.812.063	8.54	145.33	53	4.55
12	0.565	8	20	1.834372	3.357.249	49.78	56.44	109	12.89
13	0.535	13	43	2.130253	3.807.460	29.25	56.93	149	5.54
14	0.444	7	18	1.662950	1.822.222	60.40	66.51	63	27.03
15	0.533	7	35	1.423962	3.183.228	66.48	59.04	47	39.91
16	0.494	6	15	1.454867	2.200.000	55.23	54.24	74	21.06
17	0.523	7	34	1.442426	3.254.497	31.31	89.87	19	46.60
18	0.407	5	25	1.276574	2.453.968	14.82	306.56	8	52.38
19	0.496	7	61	1.528617	3.605.873	4.54	460.06	5	25.67
20	0.459	5	18	1.164092	2.077.778	8.12	172.09	39	5.88