



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA

PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

**DIVERSIDADE DE MORCEGOS (MAMMALIA: CHIROPTERA) EM FRAGMENTOS DE
CAATINGA NA PLANÍCIE DO CURSO MÉDIO DO RIO SÃO FRANCISCO.**

Raymundo J. de Sá-Neto

Brasília - DF

Março 2012

Raymundo J. de Sá-Neto

**DIVERSIDADE DE MORCEGOS (MAMMALIA: CHIROPTERA) EM
FRAGMENTOS DE CAATINGA NA PLANÍCIE DO MÉDIO SÃO
FRANCISCO.**

Tese apresentada ao Departamento de Ecologia do Instituto de Ciência Biológicas da Universidade de Brasília como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Orientador: Dr. Jader Marinho-Filho

Brasília - DF

Março 2012



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Departamento de Ecologia
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Tese de Doutorado

Raymundo J. de Sá-Neto

Título:

Diversidade de morcegos (Mammalia: Chiroptera) em fragmentos de caatinga na planície do curso médio do rio São Francisco

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Jader Marinho-Filho
Presidente / Orientador
ZOO/UnB

Prof. Dr. Danilo Boscolo
Membro Titular
DCB/UNIFESP

Prof. Dr. Mario Almeida-Neto
Membro Titular
ECO/UFG

Prof^a. Dra. Ludmilla Moura de Souza Aguiar
Membro Titular
ZOO/UnB

Prof. Dr. André Faria Mendonça
Membro Titular
ECL/UNB

Brasília, 29 de março de 2012

Para minha esposa e meus pais, a presença de
vocês tornou essa caminhada mais fácil.

AQUELE ABRAÇO...

(Me dá licença Seu Gilberto...)

Agradecimento por inteiro
É sempre corrido
Agradecimento verdadeiro
Tá sempre valendo
Então, Agradecimento por inteiro
verdadeiro eu faço

Alô Alô minha família linda
Aquele abraço!
Alô, Minha esposa querida
Beijo e Abraço!

Sei que vocês continuam
Me dando esperança
E desejando força
E motivando a graça
E isso tá ocupando
meu coração inteiro

Alô, Povo de Caculas
Aquele Abraço!
Um especial para Creche
E agregados!

E pros amigos lá da UFBA
Aquele Abraço!
Para o Lapento amigo
Em Vidal eu passo!
Para quem começou comigo
Aquele Abraço!

Alô Alô, para Recife
Aquele Abraço!
Não me esqueço de vocês
Nem do Baracho!

Todos, Todos dessa UESB
Aquele Abraço!
Alô, meus orientandos
Volto pro passo!
E para o povo de Conquista
Aquele Abraço!

Para quem me orientou
Aquele Abraço
Para o colega que ficou
Tô solidário

Para você que me ajudou
Aquele abraço!
E para você que revisou
Muito obrigado!
E para você que me ensinou
Aquele abraço!

E pra quem viu minha defesa
Aquele Abraço!
E para banca ali presente
Ai, o que que eu faço!

Aos Sempre Fortes da Caatinga
Aquele Abraço!
Aos Heróis dessas Coletas
Sozinho não passo!
E à Fapesb pela Bolsa
Aquele Abraço!

Alô, você quem eu enrolei
Ai, que embarço!
E com quem procrastinei!
Rummmm...
Nunca mais faço!

Alô, você que viu minha tese
Aquele abraço!
Pra você que ainda não leu...
Essa rima eu passo!
Pra você que a entendeu
Cite esse cacho!

Para todos com quem vivi
Aquele Abraço!
Para todos com quem bebi
Somos de aço!
Para todos com quem eu ri
Sempre palhaços!
E pra você que eu me esqueci...
ihhhhhhhhhhhhh
Aquele Abraço!!!!



Bill Waterson

RESUMO

A diversidade de espécies é um dos principais focos de estudos ecológicos, este tema apresenta uma complexa relação entre níveis de organização e escala de observação. A diversidade de espécies em uma região depende de componentes locais, assim como de interações entre estes componentes e entre da região estudada com outras regiões vizinhas. Assim, a compreensão dos mecanismos dos três níveis da diversidade é importante para a conservação da diversidade de espécies em uma região. A caatinga é caracterizada por um mosaico de vegetação xerófila com enclaves de savana e floresta tropical presentes no interior do Nordeste do Brasil. Esses enclaves resultam da expansão e retração de biomas méxicos e semi-áridos da América do Sul durante as mudanças climáticas do Pleistoceno. Os morcegos formam o mais rico grupo de mamíferos na Caatinga, apresentam alta diversidade local e diferentes redes de metacomunidade moldam a composição das espécies entre as áreas. Além disso, as espécies deste grupo apresentam diferentes repostas à fragmentação e perda de habitat. Tornando estes animais adequados para se avaliar a biodiversidade em regiões de Caatinga. Esta tese tem por objetivo avaliar os três níveis da diversidade de morcegos em fragmentos de caatinga na região do curso médio do rio São Francisco no estado da Bahia. No primeiro capítulo, descrevo a comunidade regional de morcegos nos fragmentos de caatinga, associando os componentes desta comunidade com a fauna de morcegos em outras regiões da Caatinga descritos em estudos anteriores. No segundo capítulo, procuro responder quais elementos da paisagem estão limitando o número de espécies e indivíduos presentes nos fragmentos de caatinga estudados. Por fim, no último capítulo observo a rede da metacomunidade de morcegos para inferir sobre a organização da partição de espécies entre os fragmentos estudados. Os resultados destes três capítulos indicam que a área de estudo é uma das regiões mais ricas em espécies de morcegos nos Domínios da Caatinga, a fauna apresenta influências de componentes de enclave e ecótono de Floresta Úmida, mas não de Savana. A riqueza e abundância de espécies nos fragmentos sofrem influências diretas da organização atual da paisagem, mas também apresentam relação indireta com a paisagem pretérita da região. A metacomunidade de morcegos na região sobrepõe características das redes das guildas de morcegos fitófagos e de morcegos faunívoros, pois apresenta aninhamento por colonização diferencial, como os fitófagos, e é menos resistente a ataques direcionados às espécies como os faunívoros. Além disso, é possível que ocorra efeitos multiescalares na composição da metacomunidade estudada. A conservação da alta diversidade de espécies observada depende, portanto, da manutenção das condições da paisagem para manter a diversidade local e da estabilidade da rede de relações da metacomunidade para permitir aumento na diversidade beta.

Palavras-chave: Biodiversidade; Conservação de espécies; Ecologia de Paisagens; Metacomunidade.

ABSTRACT

The diversity of species is a main focus in ecology. However this topic has a complex relation in organization level and scaling. The role of regional diversity of species is constrained by local components and interactions among these components and interactions among regional components. Thus, understanding the role of these three levels of diversity is useful to biological conservations of species in a given area. The caatinga is characterized by a mosaic of xeric woodland with a number of savanna and tropical rain forest enclaves in the interior of Northeastern Brazil. These enclaves seemingly result from the expansion and retraction of mesic and dry biomes of South America following the dynamics of climate changes during the Pleistocene. Bats is the richest group among Mammals in Caatinga, they have high local diversity and metacommunity networks shaping the species composition in different areas. Moreover, bat species have several responses to fragmentation and habitat loss. All of this, making these animals suitable to evaluated biodiversity in Caatinga. The goal of this thesis is to evaluate the three levels of bat diversity in fragments of caatinga xeric woodland in the plains of Middle São Francisco basin in Bahia. In the first chapter the regional bat community is described, associating the species of this community among bat fauna of other regions in Caatinga studied previously. The main of the second chapter is to analyze the role of the landscape upon the number of species and individuals in the focal fragments of caatinga. At last, the objective of third chapter is to observe the metacommunity network of bats to understanding the organization of turnover of species among the focal fragments. Overall, the results point the bat community of the study area one of the richest regions in Domain of Caatinga, this fauna has influences of components of enclave and ecotones of tropical rainforest, but lack of Savanna's environments. The richness and abundance of bats in the fragments are constrained directly by present landscape, but, also, there are records of indirect effects of past configuration of the landscape. The metacommunity of bats overlap attributes of the networks of plant-eating and animal-eating feeding guilds, once there is a nested pattern by differential colonization, like the plant-eating, and are less resistant to directional attacks of species, like the animal-eating guilds network. Besides that, it is possible multi-scale effects in the species compositions of the metacommunity. The conservation of the high species diversity of bats is constrained by the management of the landscape configuration to maintain the local diversity and the stability of the metacommunity network to allow suitable beta diversity.

Keywords: Biodiversity; Biological conservation; Landscape ecology; Metacommunity.

SUMÁRIO

Aquele Abraço.....	iv
Resumo.....	vi
Abstract.....	vii
Sumário.....	viii
Sumário de Figuras.....	x
Sumário de Tabelas.....	xi
Sumário de Apêndices.....	xii
Apresentação Geral.....	13
Referências Bibliográficas.....	16
Capítulo 1. Morcegos em fragmentos de caatinga no semi-árido Brasileiro.....	18
Resumo.....	19
Introdução.....	20
Material e Métodos.....	22
Área de Estudo.....	22
Coleta de Dados.....	25
Dados Bibliográficos.....	26
Análise de Dados.....	26
Resultados.....	27
Discussão.....	30
Referências Bibliográficas.....	35
Apêndices.....	38
Capítulo 2. Componentes da paisagem como determinantes da diversidade de morcegos em fragmentos de Caatinga.....	44
Resumo.....	45
Introdução.....	46
Material e Métodos.....	48
Área de Estudo.....	48
Seleção dos Pontos e Classificação das Imagens.....	49
Coleta dos Dados.....	54
Adensamento Estratificado da Vegetação.....	54
Métricas da Paisagem.....	55
Análise dos Dados.....	56
Hierarquia das relações causais.....	56
Autocorrelação espacial.....	57
Colinearidade.....	59

Curva de distribuição.....	59
Procedimento de seleção de variáveis	60
Análise do Modelo Final	61
Resultados	61
Discussão.....	65
Referências Bibliográficas.....	69
Apêndices	74
Capítulo 3. Organização da metacomunidade de morcegos em fragmentos de caatinga no Vale do Rio São Francisco, BA.....	76
Resumo.....	77
Introdução.....	78
Materiais e Métodos.....	80
Área de Estudo.....	80
Coleta de Dados	82
Agrupamento por guildas alimentares.....	83
Análise dos Dados.....	83
Coerência	83
NODF e wNODF	85
Razão Variância Média das áreas de ocorrência das espécies	86
Modularidade	88
Simulação de Ataque às espécies	89
Resultados	92
Discussão.....	100
Referências Bibliográficas.....	103

SUMÁRIO DE FIGURAS

Figura 1.1. Subdivisão da bacia do São Francisco e delimitação da área de estudo e dos pontos de coleta no Médio São Francisco.	24
Figura 1.2. Proporção de espécies por componentes de distribuição de habitat para as coletas nos fragmentos de caatinga xerófila na planície do Médio São Francisco, o conjunto fonte de espécies da Caatinga Xerófila e a média e variação das 10000 simulações de amostragem aleatória. Rest: Distribuição Restrita; TRFen: Distribuição compartilhada com enclave de Floresta Úmida; AFeco: Distribuição compartilhada com ecótono de Mata Atlântica; SVen; Distribuição compartilhada com enclave de Savana; CEReco: Distribuição compartilhada com ecótono de Cerrado; Wide: Distribuição ampla.....	31
Figura. 2.2. Cobertura da vegetação de Caatinga dos 20 pontos amostrais utilizados neste estudo.	53
Figura 2.3. Esquema passos das interseções para formar a imagem da composição histórica dos fragmentos de caatinga presentes em 2010.....	53
Figura 2.4. Esquema para o cálculo do Adensamento Estratificado da Vegetação (AEV).....	55
Figura 2.5. Estrutura da Hierarquia das Relações Causais definida a priori para a seleção de modelos.	58
Figura 2.6. Estrutura da Hierarquia das Relações Causais observadas na comunidade de morcegos dos fragmentos de caatinga do vale do curso médio do Rio São Francisco.....	65
Figura 3.1: Representações de metacomunidades, (a) Metacomunidade Perfeitamente Aninhada, (b) Metacomunidade com gradiente perfeitamente uniforme, (c) Metacomunidade compartimentalizada, (d) Metacomunidade quasi-compartimentalizada.....	91
Figura 3.2: Compartimentalização da rede através de remoção de espécies direcionada das espécies mais frequentes (pontos) e através da simulação por remoção aleatória de espécies (círculos). (a) Metacomunidade de morcegos; (b) Rede da guilda de morcegos fitófagos; (c) Rede da guilda de morcegos faunívoros.....	98
Figura 3.3: Resistência da rede após a retirada acumulada de espécies para ataques direcionados às espécies mais frequentes e para 1000 simulações de ataques aleatórios. (a) Organização para a metacomunidade completa, (b) para a rede da guilda de fitófagos e (c) para a rede da guilda de faunívoros.	99

SUMÁRIO DE TABELAS

Tabela 1.1 Abundância e status da amplitude de ocorrência das espécies de morcegos coletados nos fragmentos de caatinga xerófila na planície do Médio São Francisco – Bahia.	29
Tabela 2.1. Importância relativa e coeficiente angular médio das Variáveis Independentes que se relacionam com o Número de Espécies em fragmentos de Caatinga no vale do curso médio do Rio São Francisco. NTI: Número Total de Indivíduos; AEV: Adensamento Estratificado da Vegetação; NumF: Número de Fragmentos, DVP: Distância dos Vizinhos mais Próximos; REG: Média das áreas de Regeneração; AMF: Área Média dos Fragmentos; CV: Cobertura da Vegetação; DPM: Desvio Padrão da área de Floresta Madura.	62
Tabela 2.2. Importância relativa e coeficiente angular médio das Variáveis Independentes que se relacionam com o Número Total de Indivíduos em fragmentos de Caatinga no vale do curso médio do Rio São Francisco. AEV: Adensamento Estratificado da Vegetação; NumF: Número de Fragmentos, DVP: Distância dos Vizinhos mais Próximos; REG: Média das áreas de Regeneração; AMF: Área Média dos Fragmentos; CV: Cobertura da Vegetação; DPM: Desvio Padrão da área de Floresta Madura.....	63
Tabela 2.3. Importância relativa e coeficiente angular médio das Variáveis Independentes que se relacionam com o Adensamento Estratificado da Vegetação em fragmentos de Caatinga no vale do curso médio do Rio São Francisco. NumF: Número de Fragmentos, DVP: Distância dos Vizinhos mais Próximos; REG: Média das áreas de Regeneração; AMF: Área Média dos Fragmentos.....	63
Tabela 3.1: Número de espécies e razão faunívoro:fitófago dos morcegos coletados nos fragmentos de caatinga da margem direita do vale do curso médio do Rio São Francisco, BA.	93
Tabela 3.2: Relação das espécies dos morcegos fitófagos coletados nos fragmentos de caatinga da margem direita do vale do curso médio do Rio São Francisco, BA.	96
Tabela 3.3: Relação das espécies dos morcegos faunívoros coletados nos fragmentos de caatinga da margem direita do vale do curso médio do Rio São Francisco, BA.	97

SUMÁRIO DE APÊNDICES

Apêndice 1.1. Lista das espécies de morcegos registradas em habitats do Domínio da Caatinga. *: Espécies coletadas neste estudo; **: Novas ocorrências para Caatinga Xerófila após atualização com os dados deste estudo; ***: Modificação do Status de ocorrência após atualização com os dados deste estudo.....	38
Apêndice 1.2. Componentes da fauna de morcegos em habitats de Caatinga Xerófila.	42
Apêndice 2.1. Relação dos morcegos coletados, abundância e riqueza de espécies em 20 fragmentos de caatinga na região do vale do curso médio do Rio São Francisco	74

APRESENTAÇÃO GERAL

Os organismos biológicos se distribuem de maneira heterogênea no espaço e no tempo. Este é um dos sete princípios da Teoria Geral da Ecologia (Scheiner & Willig 2008). Isto ocorre porque existem diferenças entre os ambientes e diferenças entre diversos níveis hierárquicos da organização biológica, das quais emerge a diversidade biológica ou biodiversidade.

Compreender a diversidade biológica de uma área é um dos principais focos da ecologia (Scheiner & Willig 2008). No entanto, o próprio conceito de biodiversidade além de mal compreendido em estudos biológicos, ainda apresenta uma complexa relação entre níveis de organização e escala de observação (Willig et al. 2003). Por exemplo, os genes, espécies, guildas e biomas são alguns dos níveis de organização biológica nos quais pode ser observada a diversidade biológica. Apesar das diferenças existentes entre eles existem propriedades compartilhadas entre a diversidade em todos os níveis de organização (Lande 1996).

A diversidade presente em uma região, considerada diversidade γ , corresponde a dois fatores: a diversidade das áreas locais que compõem a região, ou diversidade α e a variação na composição de espécies em cada uma dessas áreas, ou diversidade β . Assim, diversos trabalhos formulam a relação das três diversidades em um contexto algébrico onde $\gamma = \alpha\beta$ (Whittaker 1960) ou $\gamma = \alpha + \beta$ (Lande 1996).

Isto ocorre porque a diversidade β é um resultado das co-ocorrências das espécies que formam rede de interações de uma metacomunidade (Lindo & Winchester 2008). No entanto, ainda são recentes estudos de metacomunidade em um contexto de redes complexa e pouco se sabe sobre as consequências da estrutura destas redes na diversidade β de uma comunidade biológica.

Além disso, a escala de observação é de grande importância em estudos de diversidade, pois uma comunidade regional não está isolada de outras comunidades regionais, assim como em comunidades locais pode ocorrer similaridades na composição de espécies entre várias comunidades regionais (Lindo & Winchester 2008). Apesar dessas semelhanças as explicações para a diversidade em comunidades locais e regionais são distintas, específicas para a escala de observação do estudo (Levin 1992).

Assim, a compreensão dos mecanismos dos três níveis da diversidade é importante para a conservação da diversidade de espécies em uma região. Neste contexto, os morcegos formam um bom grupo para estudar os três níveis da diversidade biológica.

Os morcegos são mamíferos da ordem Chiroptera. Os animais desta ordem apresentam alongamentos dos ossos dos dedos e das mãos, que são envolvidas por uma fina membrana resistente e elásticas, estas adaptações permitem aos morcegos realizarem voo verdadeiro, único grupo dentro dos mamíferos com esta capacidade (Hill & Smith 1988). Esta ordem apresenta mais de 1000 espécies registradas em todo o mundo, com exceção das regiões polares e algumas ilhas isoladas. Com isso os morcegos representam a segunda ordem de mamíferos em número de espécies, ficam atrás apenas de roedores (Hill & Smith 1988).

Embora a diversidade global dos morcegos seja menor que a de roedores, muitas vezes em níveis de comunidades locais estes animais formam o grupo de mais rico dentre os mamíferos (Willig et al. 2003). Por exemplo, Ochoa (2000) estudando morcegos, marsupias e roedores em fragmentos de florestas tropicais úmidas da Guinana venezuelana, morcegos apresentaram 45 de 61 espécies coletadas, a maior diversidade dentre os grupos de mamíferos estudados. Com isso, os morcegos são bastante utilizados para análises de diversidade em níveis locais de observação, como por exemplo, para observar a influencia da paisagem na diversidade de espécies em fragmentos florestais (Gorresen & Willig 2004; Klingbeil & Willig 2009; Schulze et al. 2000).

Análises da estrutura de metacomunidades ainda são recentes, mas já existem estudos com esta abordagem para metacomunidades de morcegos. Presley et al. (2009) analisaram a metacomunidade de morcegos no Paraguai (Presley et al. 2009) e Presley & Willig (2010) nas Antilhas, em ambos estudos metacomunidades destes animais formam redes compartimentalizadas, indicando grupos biogeográficos discretos na composição faunística nestas duas regiões estudadas. No entanto, Presley & Willig (2010) observaram também que a estrutura da metacomunidade adquire um padrão aninhado, quando analisada somente as Grandes Antilhas.

Desse modo, a biota de morcegos apresenta atributos para realização de estudos para os três níveis de diversidade. Apesar disto ser necessário em todas as regiões do mundo, é urgente em locais com alta diversidade e em alto processo de degradação ambiental e ausência de informação científica. Neste contexto, os fragmentos de caatingas na região do curso médio do rio São Francisco, formam uma área de alta relevância para estudos de biodiversidade, pois além de incluir muitas áreas prioritárias para a conservação da Caatinga (Silva et al. 2004) ainda está sob intenso processo de degradação ambiental.

A Caatinga é a maior região semi-árida da América do Sul e está totalmente inserida em território brasileiro. A alta dimensão de área da Caatinga torna esta região muito heterogênea, formando um mosaico de vegetação arbustivo-arbórea com característica caducifólia e xerófila, e também com presenças de enclaves de vegetações savânicas e de florestas úmidas (Ab'Sáber 2008; Prado 2003).

Apesar de ser uma região de grande relevância para compreensão de processos ecológicos em ambientes xerófilos na América do Sul, a Caatinga ainda é o ambiente com menos estudos de ecologia e diversidade do Brasil (Lewinsohn & Prado 2002). Com isso sabe-se pouco sobre processos ecológicos relacionados à sucessão e colonização de espécies da flora e da fauna, bem como a importância dos enclaves à diversidade local e regional deste Domínio (Leal et al. 2005). Apesar disso, a Caatinga está entre os ambientes brasileiros mais degradados, com estimativas que variam entre 30,4% e 51,7% de perda de habitat por ação humana (Castelletti et al. 2003).

A planície do curso Médio do rio São Francisco é um ambiente com vegetação heterogênea inserida em uma formação climática e geomorfológica homogênea. As caatingas xerófilas desta região são circundadas por enclaves de savanas, ecotones de cerrado e pela Mata ciliar do rio São Francisco, um grande enclave de Floresta tropical úmida (Brasil 2000; Silva et al. 2004). A alta heterogeneidade espacial deste local favoreceu a inclusão de três áreas prioritárias para a conservação da caatinga (Bom Jesus da Lapa; Arredores de Bom Jesus da Lapa e Guanambi), como indicado por Silva et al. (2004), mostrando que a planície do curso Médio do rio São Francisco apresenta alta relevância para estudos de diversidade biológica.

Assim esta tese tem como objetivo analisar os três níveis da diversidade de morcegos nos fragmentos de caatinga na região do curso médio do rio São Francisco no estado da Bahia. Para isso esta tese foi organizada em três capítulos:

No primeiro capítulo analiso a diversidade regional dos morcegos nos fragmentos de Caatinga do Curso Médio do Vale do Rio São Francisco da Bahia, com objetivo de associar os componentes desta comunidade com a fauna de morcegos em outras regiões da Caatinga descritos em estudos anteriores.

No segundo capítulo realizo um estudo sobre a diversidade local dos morcegos na área de estudo, com objetivo de responder quais elementos da paisagem estão limitando abundância e número de espécies nos fragmentos de caatinga estudados. Para isso utilizo parâmetros da paisagem atual e pretérita em uma abordagem multinível de seleção de modelos, a fim de analisar não só as relações diretas, como também inferir sobre possíveis efeitos indiretos da paisagem na diversidade local de morcegos.

Por fim, no último capítulo abordo a diversidade β , através de uma análise da estrutura da rede da metacomunidade de morcegos, com objetivo de responder como a organização da co-ocorrência de espécies entre os fragmentos estudados responde a diversidade β da área de estudo, comparando, também, a estrutura da rede completa de morcegos e das guildas de morcegos fitófagos e faunívoros nos fragmentos de Caatinga do Curso Médio do Vale do Rio São Francisco da Bahia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB'SÁBER, A. N. 2008. Os domínios de natureza do Brasil, 5 ed. Ateliê Editorial, São Paulo.
- BRASIL. 2000. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- CASTELLETTI, C. H. M., A. M. M. SANTOS, M. TABARELLI & J. M. C. SILVA. 2003. Quanto Ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. in: Ecologia e conservação da Caatinga (I. R. LEAL, M. TABARELLI & J. M. C. SILVA, eds.). Editora da UFPE, Recife.
- GORRESEN, P. M., & M. R. WILLIG. 2004. Landscape response of bats to habitat fragmentation in Atlantic Forest of Paraguay, *Journal of Mammalogy* 85:688-697.
- HILL, J. E. & J. D. SMITH. 1988. Bats: A Natural History. British Museum, London.

- KLINGBEIL, B. T., & M. R. WILLIG. 2009. Guild-specific responses of bats to landscape composition and configuration in fragmented Amazonian rainforest, *Journal of Applied Ecology* 46:203-213.
- LANDE, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities, *Oikos* 76:5-13.
- LEAL, I. R., J. M. C. SILVA, M. TABARELLI & T. E. LACHER Jr. 2005. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of northeastern Brazil, *Conservation Biology* 19:701-706.
- LEVIN, S. A. 1992. The Problem of Pattern and Scale in Ecology, *Ecology* 73:1943-1967.
- LEWINSOHN, T. M. & P. I. PRADO. 2002. Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual do conhecimento. Contexto, São Paulo.
- LINDO, Z., & N. WINCHESTER. 2008. Scale dependent diversity patterns in arboreal and terrestrial oribatid mite (Acari: Oribatida) communities, *Ecography* 31:53-60.
- OCHOA, J. 2000. Efectos de la extracción de maderas sobre la diversidad de mamíferos pequeños en bosques de tierras bajas de la Guayana Venezolana, *Biotropica* 32:146-164.
- PRADO, D. E. 2003. As caatingas da América do Sul. in: *Ecologia e conservação da Caatinga* (I. R. LEAL, M. TABARELLI & J. M. C. SILVA, eds.). Editora da UFPE, Recife.
- PRESLEY, S. J., C. L. HIGGINS, C. LÓPEZ-GONZÁLEZ, & R. D. STEVENS. 2009. Elements of metacommunity structure of Paraguayan bats: multiple gradients require analysis of multiple ordination axes., *Oecologia* 160:781-793.
- PRESLEY, S. J., & M. R. WILLIG. 2010. Bat metacommunity structure on Caribbean islands and the role of endemics, *Global Ecology and Biogeography* 19:185-199.
- SCHEINER, S., & M. R. WILLIG. 2008. A general theory of ecology, *Theoretical Ecology* 1:21-28.
- SCHULZE, M. D., N. E. SEAVY, & D. F. WHITACRE. 2000. A comparison of the phyllostomid bat assemblages in undisturbed Neotropical forest and forest fragments of a slash-and-burn farming mosaic in Petén, Guatemala, *Biotropica* 32:174-184.
- SILVA, J. M. C., M. TABARELLI, & M. T. FONSECA. 2004. Áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade na Caatinga. in *Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação* (J. M. C. Silva, M. Tabarelli, M. T. Fonseca & L. V. Lins, eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- WHITTAKER, R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California, *Ecological Monographs* 30:279-338.
- WILLIG, M. R., D. M. KAUFMAN, & R. D. STEVENS. 2003. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:273-309.

CAPÍTULO 1.
MORCEGOS EM FRAGMENTOS DE CAATINGA NO SEMI-ÁRIDO
BRASILEIRO.

Manuscrito submetido para o Journal of Arid Environment

RESUMO

A caatinga é caracterizada por um mosaico de vegetação xerófila com enclaves de savana e floresta tropical presentes no interior do Nordeste do Brasil. Esses enclaves resultam da expansão e retração de biomas méxicos e semi-áridos da América do Sul durante as mudanças climáticas do Pleistoceno. Pouco se sabe como a proximidade com enclaves influencia a composição de espécies nas vegetações xerófilas da Caatinga. A análise faunística em morcegos é mais adequada para abordagens em grandes escalas. Assim, o objetivo deste estudo foi analisar os componentes da fauna da comunidade de morcegos em fragmentos de vegetação xerófila nas planícies do vale do curso médio do rio São Francisco. Morcegos foram coletados em 20 fragmentos de caatinga durante um ano de amostragem. Estes dados foram comparados com dados bibliográficos sobre os morcegos no domínio da caatinga como um todo. Os resultados mostraram alta riqueza de espécies nos fragmentos de vegetação xerófila do vale do São Francisco, com uma forte presença de espécies restritas a ambientes xerófilos e outras compartilhadas com florestas tropicais, mas sem a presença de espécies compartilhadas com savanas. Esta associação é, possivelmente, devido à presença de fisionomias de floresta tropical na região durante o Holoceno, bem como a proximidade de enclaves de floresta tropical na área de estudo.

Palavras-chave: Chiroptera; Enclaves; Ecótonos; Biogeografia; Mammalia

INTRODUÇÃO

A região Neotropical abriga a mais rica diversidade em espécies de todas as zonas biogeográficas em todo o mundo (Williams et al., 1997). Além de riqueza de espécies, a região Neotropical também apresenta uma grande diversidade de biomas e ecorregiões - 211 ecorregiões em 11 biomas (Olson et al., 2001). Essas ecorregiões foram formadas por vários eventos de expansão, isolamento e retração devido a eventos tectônicos e mudanças climáticas que ocorreram ao longo da história geológica dessa região (Auler et al., 2004; van der Hammen, 1974).

Segundo a WWF (2010), existem 18 ecorregiões no bioma "Desertos e Vegetações Xerófilas" (doravante DVX) na região Neotropical. Em geral, essas ecorregiões têm um clima árido ou semi-árido, uma alta imprevisibilidade de chuvas, e espécies de plantas com adaptações para ambientes secos. No entanto, a fisionomia da vegetação é bastante heterogênea, variando de campos abertos a florestas estacionais decíduais (WWF, 2010). Outras formações abertas, como savanas e punas diferem do DVX porque, embora todas as três apresentem uma estação seca durante o ciclo anual, nas duas primeiras a estação chuvosa é mais previsível.

A Caatinga representa 62,4% da DVX na região Neotropical (WWF, 2010). No entanto, para Prado (2003), a caatinga é um mosaico de vegetação arbustivo-arbórea com característica caducifólia e xerófila presente nas planícies entre planaltos do Nordeste do Brasil até o norte do estado de Minas Gerais. Devido a esta grande heterogeneidade de habitats, Prado (2003) utiliza do termo as caatingas da América do Sul.

Estudos sobre a história biogeográfica da caatinga são escassas (Auler et al., 2004; Leal et al., 2005; Pennington et al., 2004). No entanto, Roig-Juñent et al. (2006) em um estudo sobre biogeografia de artrópodes em ambientes áridos da América do Sul, apontam a fauna de artrópodes da Caatinga como a primeira a se isolar dentre as regiões secas deste subcontinente, porém não conseguiram associar este isolamento da Caatinga a nenhum dos eventos de vicariância conhecido na história geológica sul americana. Sabe-se, no entanto que apesar de antiga, a área da Caatinga sofreu intensos processos de expansão e retração com biomas de savanas e florestas tropicais úmidas adjacentes e isso resultou em inúmeros enclaves

de florestas secas dentro de áreas de savanas e florestas úmidas, bem como em muitos enclaves de florestas tropicais úmidas e savanas em ambientes de Caatinga (Auler et al., 2004).

Este mosaico de fisionomias xerófilas com enclaves de outros biomas levanta muita divergência sobre a classificação e os limites da caatinga. Ab'Sáber (2008) classificou a caatinga como um domínio que inclui não apenas fisionomias xerófilas (caatinga *stricto sensu*), mas também os enclaves e ecótonos presentes na região (caatinga *lato sensu*). Segundo o WWF, estes enclaves formam ecorregiões distintas, de modo que o domínio da Caatinga abrange as ecorregiões Caatinga, Florestas Secas da Mata Atlântica e Campos rupestres (WWF, 2010). A Caatinga, no entanto, ainda é uma área pouco estudada, e sabe-se pouco sobre processos ecológicos relacionados à sucessão e colonização de espécies da flora e da fauna, bem como a importância dos enclaves à diversidade local e regional deste Domínio (Leal et al., 2005).

A planície do curso Médio do rio São Francisco é um ambiente com vegetação heterogênea inserida em uma formação climática e geomorfológica homogênea. As caatingas xerófilas desta região são circundadas por enclaves de savanas, ecótonos de cerrado e pela Mata ciliar do rio São Francisco, um grande enclave de Floresta tropical úmida (Brasil, 2000; Silva et al., 2004).

Estudos antigos referentes à mastofauna da Caatinga a consideravam uma região pobre em diversidade, composta basicamente por uma fauna depauperada do Cerrado com ausência de espécies endêmicas adaptadas ao ambiente árido (Mares et al., 1982; Mares et al., 1985; Mares et al., 1981), o que tornava uma área singular entre outras regiões áridas do planeta (Mares et al., 1985). Contudo, estudos recentes apontam que a diversidade de mamíferos da Caatinga é maior e com presença de endemismo, mas ainda sim, similar ao Cerrado (Fonseca et al., 1999; Oliveira et al., 2003).

Chiroptera é, depois dos roedores, a mais rica ordem entre os mamíferos. Os morcegos têm uma elevada diversidade local, e mesmo espécies raras de morcegos podem ter uma ampla distribuição geográfica (Willig et al., 2003), resultando em baixo turnover de espécies quando se reduz a escala de observação. Assim, análises faunísticas de morcegos são mais adequadas para abordagens em grandes escala. Além disso, os morcegos representam 44,7% das espécies de mamíferos na caatinga (Oliveira et al., 2003). Desta forma, a

análise faunística de morcegos pode ser útil para observar as interações entre fisionomias xerófilas, enclaves e formações ecotonais em ambientes de caatinga.

O objetivo deste estudo foi responder as seguintes perguntas: (1) Quais espécies de morcegos são registradas para o Domínio da Caatinga? (2) Quais espécies de morcegos são registradas para a fisionomia de Caatinga Xerófila? (3) Quais espécies de Caatinga Xerófila apresentam distribuição restrita a esta fisionomia, quais espécies são compartilhadas com outras fisionomias presentes no Domínio da caatinga e quais espécies apresentam ampla distribuição entre as fisionomias do Domínio da Caatinga?; (3) Como a diversidade de morcegos de fragmentos de caatinga xerófila das planícies do médio São Francisco se compara a outras áreas do Domínio da Caatinga? (4) A composição das espécies de morcegos da área de estudo é resultado de uma amostra aleatória da composição de espécies registradas em Caatinga Xerófila?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O São Francisco é o maior rio que corre totalmente em território brasileiro e forma a mais importante bacia hidrográfica que corta o domínio da Caatinga (Ab'Sáber, 2008; Brasil, 2011). Este rio é dividido em quatro regiões (Figura 1.1), (a) Alto São Francisco: das nascentes até Pirapora em Minas Gerais, correspondendo a 17,5% da área total; (b) Médio São Francisco: de Pirapora até Remanso na Bahia, correspondendo a 53,0% da área total; (c) Submédio São Francisco: de Remanso até Paulo Afonso na Bahia, correspondendo a 24,4% e (d) Baixo São Francisco: de Paulo Afonso até a foz do rio, correspondendo a 5,1% da bacia (Brasil, 2011).

Assim, a região do médio São Francisco corresponde a maior parte da bacia do rio São Francisco, correspondendo aos estados de Minas Gerais e Bahia. Neste trecho começam as primeiras formações de caatinga xerófila e presença de sub-bacias intermitentes. A topografia e vegetação são muito heterogêneas na região. Na margem esquerda do São Francisco se encontram um planalto coberto por savanas e os últimos afluentes perenes, as vegetações de caatinga xerófila e matas ciliares são encontradas apenas nas planícies perto da calha principal do rio. Já na margem direita, prevalece um relevo de planície até os limites com a Serra Geral. A vegetação de caatinga xerófila é a fisionomia dominante, com a presença de enclaves

de cerrado no alto de morros e matas ciliares próximas à calha principal do rio São Francisco. Com exceção do Rio Verde Grande, todos os afluentes da margem direita deste trecho do rio São Francisco são intermitentes (Brasil, 2011).

Este estudo foi realizado em fragmentos de caatinga xerófila nas planícies da margem direita do Médio São Francisco no estado da Bahia, abrangendo os municípios de Paratinga, Bom Jesus da Lapa, Malhada, Iuiú e Palmas de Monte Alto. A área de estudo está entre três áreas prioritárias para a conservação da caatinga (Bom Jesus da Lapa; Arredores de Bom Jesus da Lapa e Guanambi), como indicado por Silva et al. (2004), mas não há informações sobre a fauna de mamíferos da região (Oliveira et al., 2004).

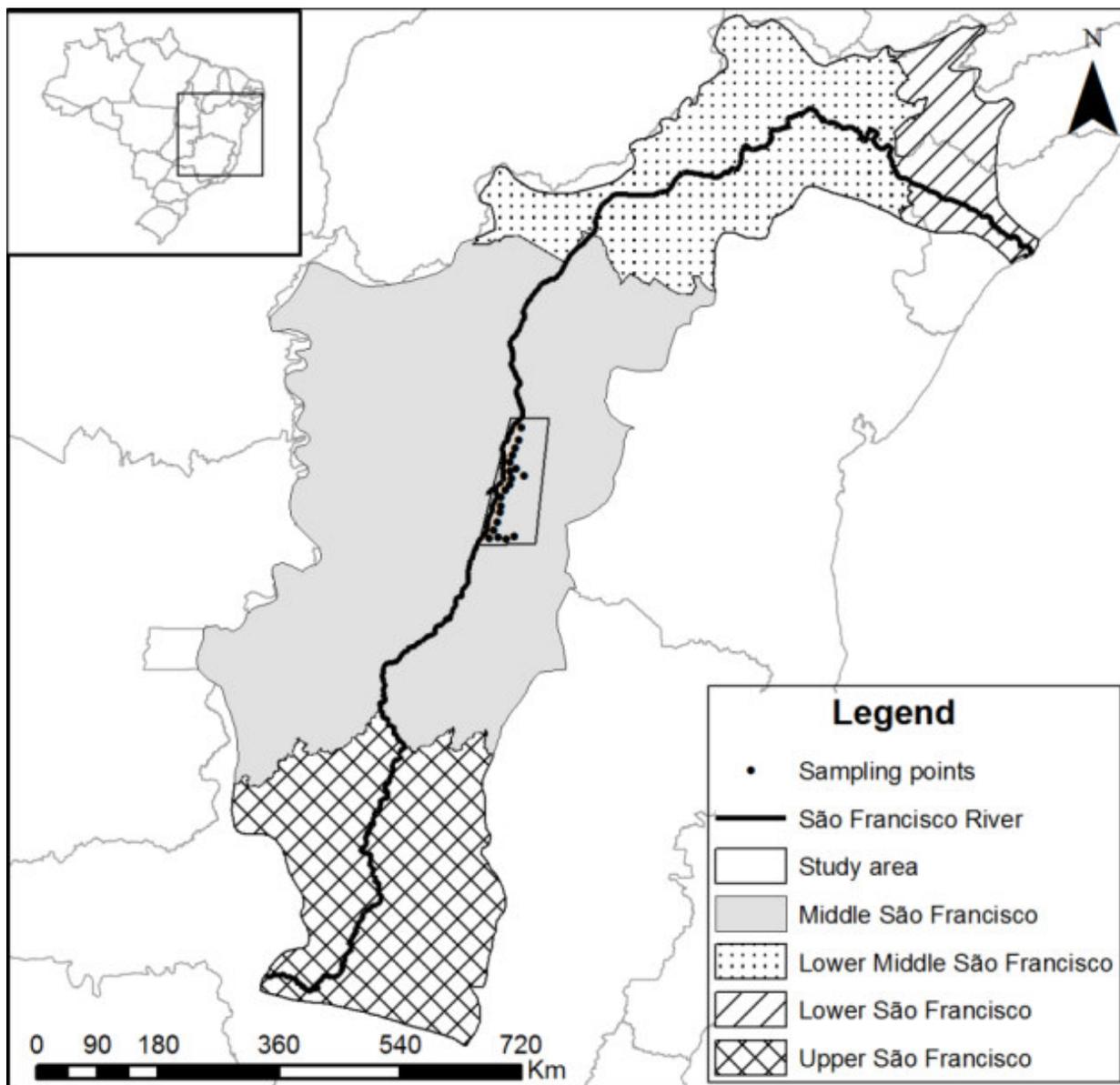


Figura 1.1. Subdivisão da bacia do São Francisco e delimitação da área de estudo e dos pontos de coleta no Médio São Francisco.

As altitudes variam entre 400m e 500m, com poucas formações de morros e cavernas (Bahia, 2011). O clima é semi-árido, com temperaturas variando entre 16,1°C e 45,0°C. A estação chuvosa ocorre no verão e varia entre 800mm a 1.000 mm de chuva/ano, concentradas em dezembro a fevereiro (Bahia, 2010). Embora incluída no polígono das secas brasileiro, esta região tem um menor risco de sofrer longos períodos de seca, ao contrário das regiões mais centrais da caatinga (Ab'Sáber, 2008).

Existem três fisionomias de vegetação na região, que são distribuídos paralelamente ao longo do rio: (a) mata ciliar - a fisionomia mais próxima da margem do rio. Embora muito degradada, essa floresta ainda

contém árvores mais altas e com maior área basal e presença de plantas menos tolerantes à seca do que outras fisionomias na área de estudo (Brasil, 1992); (b) Alagadiço – terras inundáveis entre a mata ciliar e a caatinga xerófila (abaixo). Esta fisionomia é dominada por um estrato herbáceo, com algumas manchas naturais de floresta estacional decidual com arbustos e árvores que crescem sobre solo arenoso aluvial, é eventualmente inundada durante a estação chuvosa, quando poças permanentes ou temporárias são formadas, e podem persistir durante a estação seca (Brasil, 1992); (c) Caatinga xerófila – fisionomia mais externa ao rio São Francisco, é mais representativa das três fitofisionomias da área de estudo, ocorre após o alagadiço até os limites da Serra Geral, um planalto que limita os sistemas de drenagem leste do Rio São Francisco. Apresenta vegetação caducifólia xerófila, de porte arbustivo arbóreo, as árvores têm no máximo até 15m de altura. Esta fisionomia não está sujeita a inundações (Brasil, 1992). É altamente fragmentada e a maioria dos fragmentos apresenta sinais de atividade humana (obs. pessoal).

Coleta de Dados

As coletas foram realizadas em 20 fragmentos de caatinga xerófila. Cada fragmento foi amostrado seis vezes através de coletas bimensais. Em cada coleta eram armadas 10 redes de 12,0m x 3,0m cada. As redes foram abertas das 17:30 até 0:00 e checadas a cada 30 minutos. Este estudo foi realizado entre Outubro de 2009 e setembro de 2010.

Os morcegos capturados foram identificados em campo, sexados, pesados com Pesola® 100g e tiveram o comprimento dos antebraços medidos. Após a triagem os animais eram marcados com colares de plástico ou metal com anilhas coloridas de plástico segundo método de Esbérard & Daemon (1999) e soltos após marcação. Cinco exemplares de cada espécie foram coletados para confirmação da identificação e estão tombadas como material testemunho na coleção científica de mamíferos do laboratório de biodiversidade do semi-árido, DCN/UESB. As coletas e capturas foram autorizadas pelos órgãos competentes (SISBIO: 19810-1 MMA - IBAMA e ICMBIO). A taxonomia dos morcegos seguiu Wilson & Reeder (2005), com a inclusão de *Xeronycteris vieiraii* (Gregorin & Ditchfield, 2005) e *Chiroderma vizottoi* (Taddei & Lim, 2010).

Dados Bibliográficos

Para analisar os componentes da fauna de morcegos no domínio da caatinga, foi realizado um procedimento de três passos. Primeiro, foram procurados artigos originais sobre os morcegos no domínio da caatinga. Os dados de três revisões bibliográficas sobre os morcegos da Caatinga foram utilizadas como fonte de informação, sendo incluídas na base de dados apenas na ausência dos documentos originais (Apêndice 1.1).

Depois, a base de dados originais foi compilada em uma única lista, e sempre que possível, os morcegos foram associados a um dos cinco principais ambientes/habitat da Caatinga: (a) Ecótono com Cerrado, (b) Ecótono com Mata Atlântica, (c) Enclave de Savana, (d) Enclave de Floresta Tropical Úmida, (e) Caatinga Xerófila – toda vegetação xerófila decidual arbustiva ou arbórea foi incluída nesta categoria. Alguns artigos originais não fornecem informação sobre o ambiente em que as espécies foram coletadas, neste caso, as espécies foram incluídas na lista completa, mas não foram incluídas na análise de distribuição de acordo com o ambiente.

Por fim, foi compilado o conjunto de espécies registradas na Caatinga Xerófila. Estas espécies foram classificadas em seis componentes faunísticos de acordo com a amplitude de utilização de habitats: (a) Distribuição ampla - espécies registradas em pelo menos três tipos de habitat, (b) Distribuição restrita – espécies registradas somente em Caatinga Xerófila, (c) Distribuição compartilhada com enclave de Floresta Tropical Úmida – quando a distribuição de uma espécie é compartilhada entre a Caatinga Xerófila e enclave de Floresta Tropical Úmida; (d) Distribuição compartilhada com ecótono de Mata Atlântica; (e) Distribuição compartilhada com enclave de Savana; (f) Distribuição compartilhada com ecótono de Cerrado. Então, estes dados foram atualizados com as novas informações sobre a ocorrência de espécies de morcegos na Caatinga Xerófila produzido neste estudo.

Análise de Dados

A fim de avaliar se os resultados da amostragem deste estudo foram significativamente diferentes de uma distribuição aleatória das espécies, um algoritmo foi elaborado no software R 2.8.1 (R Development Core Team, 2008), que simula a amostragem de espécies dos seis componentes faunísticos dos morcegos da Caatinga Xerófila através de “Bootstrap”. Esta simulação utiliza a proporção das espécies registradas em

cada um dos seis componentes faunísticos de distribuição da compilação bibliográfica como o conjunto fonte das espécies da Caatinga Xerófila. A hipótese nula deste teste é que a proporção das espécies entre os componentes faunísticos coletados neste estudo é semelhante a amostragens aleatórias do conjunto fonte de espécies. Se as espécies observadas neste estudo são oriundas de uma amostra aleatória do conjunto fonte então será observada as seguintes relações:

$$|cf_i - p_i| \approx 0 \therefore \sum_{i=1}^n |cf_i - p_i| \approx 0$$

Onde p_i corresponde à proporção de espécies do i -ésimo componente faunístico da amostra; cf_i corresponde à proporção de espécies do i -ésimo componente faunístico do conjunto fonte e n é o número de componentes faunísticos presentes no estudo. Para testar a significância deste teste foram realizadas 10.000 simulações de “Bootstrap”, a probabilidade neste caso será o número de eventos maiores ou iguais aos dados empíricos deste estudo dividido pelo total de simulações. Se a probabilidade for menor que 5,0%, então a hipótese nula de amostragem aleatória dos dados empíricos é rejeitada.

RESULTADOS

Durante 118 noites de amostragem e um esforço de coleta de 259.200m²h de redes abertas foram coletados 651 indivíduos de 31 espécies, 26 gêneros e cinco famílias de morcegos. Isso indica um esforço de 398m²h para coletar novos indivíduos. A família mais rica foi Phyllostomidae com 20 espécies, seguida por Vespertilionidae com cinco espécies, Molossidae com quatro espécies e Emballonuridae e Noctilionidae, ambos com uma espécie cada (Tabela 1.1).

Cinco espécies coletadas neste estudo não haviam sido registradas em Caatinga Xerófila; *Lasiurus blossevilli* tinha registros para enclaves de Floresta Úmida e Savana. *Chrotopterus auritus*, *Phylloderma stenops* e *Lyonictes spurelli* tinham registros apenas em enclaves de Floresta Úmida. Embora existam registros da literatura para *Myotis albescens* no Domínio da Caatinga, não foi possível identificar o tipo de habitat que espécie foi coletada (ver Apêndice 1.1).

Existem 86 espécies de morcegos registradas em estudos anteriores para o Domínio Caatinga: 22 espécies têm distribuição ampla, tendo sido registrados em pelo menos três tipos de habitat de Caatinga, enquanto 58 espécies têm ocorrências mais restritas, sendo registradas em dois ou apenas um ambiente. Para seis espécies registradas na caatinga não havia informações sobre o habitat em que foram encontrados (Apêndice 1.2).

Após atualizar a relação dos morcegos para a Caatinga Xerófila com as espécies coletadas neste estudo, foram compiladas 69 espécies para este ambiente. 23 espécies apresentaram distribuição ampla, 14 espécies distribuição restrita, 19 espécies distribuição compartilhada para caatinga e enclaves de Floresta Tropical, quatro espécies compartilhadas com ecótonos da Mata Atlântica, seis espécies compartilhadas com enclaves de Savana e três espécies foram compartilhadas com o ecótono Cerrado (Apêndice 1.2).

A fauna de morcegos nos fragmentos de caatinga nas planícies do curso médio do rio São Francisco representa 36,0% dos morcegos registrados para o Domínio da Caatinga e 44,9% dos morcegos da Caatinga Xerófila. Na área de estudo, 16 espécies de morcegos tinham ampla distribuição no Domínio da Caatinga, sendo registradas em pelo menos três habitats: *Phyllostomus discolor*, *Glossophaga soricina*, *Carollia perspicillata*, *Artibeus planirostris* e *Molossus molossus* foram registrados em todos os cinco habitats. *Artibeus lituratus*, *Platyrrhinus lineatus*, *Sturnira lillium*, *Desmodus rotundus* e *Myotis nigricans* não tinham registros apenas para o ecótono cerrado; *Lasiurus ega* ausente apenas para o ecótono de Mata Atlântica.

Phyllostomus hastatus, *Lonchophylla mordax* e *Lasiurus blossevilli* foram registrados na Caatinga Xerófila e em ambos os habitats de enclave. *Artibeus obscurus* foi registrado na Caatinga Xerófila e em ambos os habitats da floresta (enclave e ecótono). Existe registro de *Molossops temminckii* na Caatinga Xerófila, ecótono de Mata Atlântica e enclave de Savana.

Sete espécies coletadas neste estudo foram compartilhadas com enclaves de Floresta Úmida: *Peropteryx macrotis*, *Noctilio albiventris*, *Chiroderma villosum*, *Diphylla ecaudata* já haviam sido registradas em outros estudos, ao passo que para *Phylloderma stenops*, *Lionycteris spurelli* e *Chrotopterus auritus* este estudo foi o primeiro registro para Caatinga Xerófila. Quatro espécies foram compartilhadas com ecótonos Mata

Atlântica: *Micronycteris schmidtorum*, *Mimon crenulatum*, *Tonatia saurophylla* e *Eumops glaucinus*. Neste estudo, não foram coletadas espécies compartilhadas com o enclave de Savana ou o ecótono Cerrado.

Tabela 1.1 Abundância e status da amplitude de ocorrência das espécies de morcegos coletados nos fragmentos de caatinga xerófila na planície do Médio São Francisco – Bahia.

Táxon	Status de ocorrência	Número de Indivíduos	%
Emballonuridae			
<i>Peropteryx macrotis</i>	TRFen	2	0,31%
Noctilionidae			
<i>Noctilio albiventris</i>	TRFen	1	0,15%
Phyllostomidae			
Phyllostominae			
<i>Chrotopterus auritus</i>	TRFen	3	0,47%
<i>Micronycteris schmidtorum</i>	AFeco	8	1,23%
<i>Mimon crenulatum</i>	AFeco	40	6,14%
<i>Phylloderma stenops</i>	TRFen	1	0,15%
<i>Phyllostomus discolor</i>	Wide	58	8,91%
<i>Phyllostomus hastatus</i>	Wide	11	1,69%
<i>Tonatia saurophila</i>	AFeco	5	0,78%
Glossophaginae			
<i>Glossophaga soricina</i>	Wide	46	7,07%
<i>Lionycteris spurrelli</i>	TRFen	2	0,31%
<i>Lonchophylla mordax</i>	Wide	32	4,92%
Carollinae			
<i>Carollia perspicillata</i>	Wide	51	7,83%
Stenodermatinae			
<i>Artibeus lituratus</i>	Wide	11	1,69%
<i>Artibeus obscurus</i>	Wide	223	35,48%
<i>Artibeus planirostris</i>	Wide	67	10,29%
<i>Chiroderma villosum</i>	TRFen	1	0,15%
<i>Platyrrhinus lineatus</i>	Wide	10	1,54%
<i>Sturnira lilium</i>	Wide	2	0,31%
Desmodontinae			
<i>Desmodus rotundus</i>	Wide	34	5,22%
<i>Diaemus youngi</i>	Rest	1	0,15%
<i>Diphylla ecaudata</i>	TRFen	1	0,15%
Vespertilionidae			
<i>Eptesicus brasiliensis</i>	Rest	8	1,23%
<i>Lasiurus blossevillii</i>	Wide	2	0,31%
<i>Lasiurus ega</i>	Wide	1	0,15%
<i>Myotis albescens</i>	Rest	4	0,61%
<i>Myotis nigricans</i>	Wide	7	1,08%
Molossidae			
<i>Cynomops planirostris</i>	Rest	4	0,61%
<i>Eumops glaucinus</i>	AFeco	1	0,15%
<i>Molossops temminckii</i>	Wide	4	0,61%
<i>Molossus molossus</i>	Wide	2	0,31%

Rest: Distribuição Restrita; TRFen: Distribuição compartilhada com enclave de Floresta Úmida; AFeco: Distribuição compartilhada com ecótono de Mata Atlântica; SVen; Distribuição compartilhada com enclave de Savana; CEReco: Distribuição compartilhada com ecótono de Cerrado; Wide: Distribuição ampla.

Quatro espécies neste estudo tinham distribuição restrita para a Caatinga Xerófila: *Diaemus youngi*, *Eptesicus brasiliensis* e *Cynomops planirostris* já haviam sido registradas em outros estudos, enquanto *Myotis albescens* foi registrado pela primeira vez.

A probabilidade de encontrar uma fauna semelhante à observada neste estudo a partir de uma amostragem aleatória do conjunto fonte das espécies de Caatinga Xerófila foi 3,4% para 10.000 simulações (Figura 1.2).

DISCUSSÃO

Os resultados indicam uma alta riqueza de espécies de morcegos nos fragmentos de caatinga xerófila na planície do curso médio rio São Francisco. Esta área contém um terço das espécies registradas no domínio da caatinga, e quase metade das espécies já registradas em Caatinga Xerófila. Isto representa a segunda maior riqueza de espécies de morcego para o Domínio da Caatinga, independentemente do tipo de ambiente. Dentre todos os estudos faunísticos realizados neste Domínio (Fabián, 2008; Falcão, 2005; Gregorin et al., 2008; Guedes et al., 2000; Mares et al., 1981; Nogueira, 1998; Oliveira & Pessôa, 2005; Rios et al., 2008; Silva, 2007; Sousa et al., 2004), apenas nas caatingas xerófilas de Exu, Pernambuco, com 35 espécies de morcegos registradas, foi observada maior riqueza (Mares et al., 1981).

Apesar da alta riqueza de espécies, a área de estudo apresenta uma baixa taxa de captura de morcegos. Existem poucos estudos sobre morcegos na Caatinga que apresentam a abundância de espécies, além disso, a maioria deles não informa claramente o esforço amostral, isso torna difícil inferir sobre a taxa de captura de morcego na Caatinga. Por exemplo, o estudo com a maior abundância de morcegos no domínio da caatinga relata 2333 morcegos coletados em caatingas xerófilas de Exu e 2497 indivíduos coletados em enclaves de Savana no Crato, Ceará (Mares et al., 1981). Mas não é possível realizar uma comparação com destes dados, pois o esforço de coletas com redes não é explícita, isso torna impossível saber quantos morcegos foram capturados por este método (Mares et al., 1981).

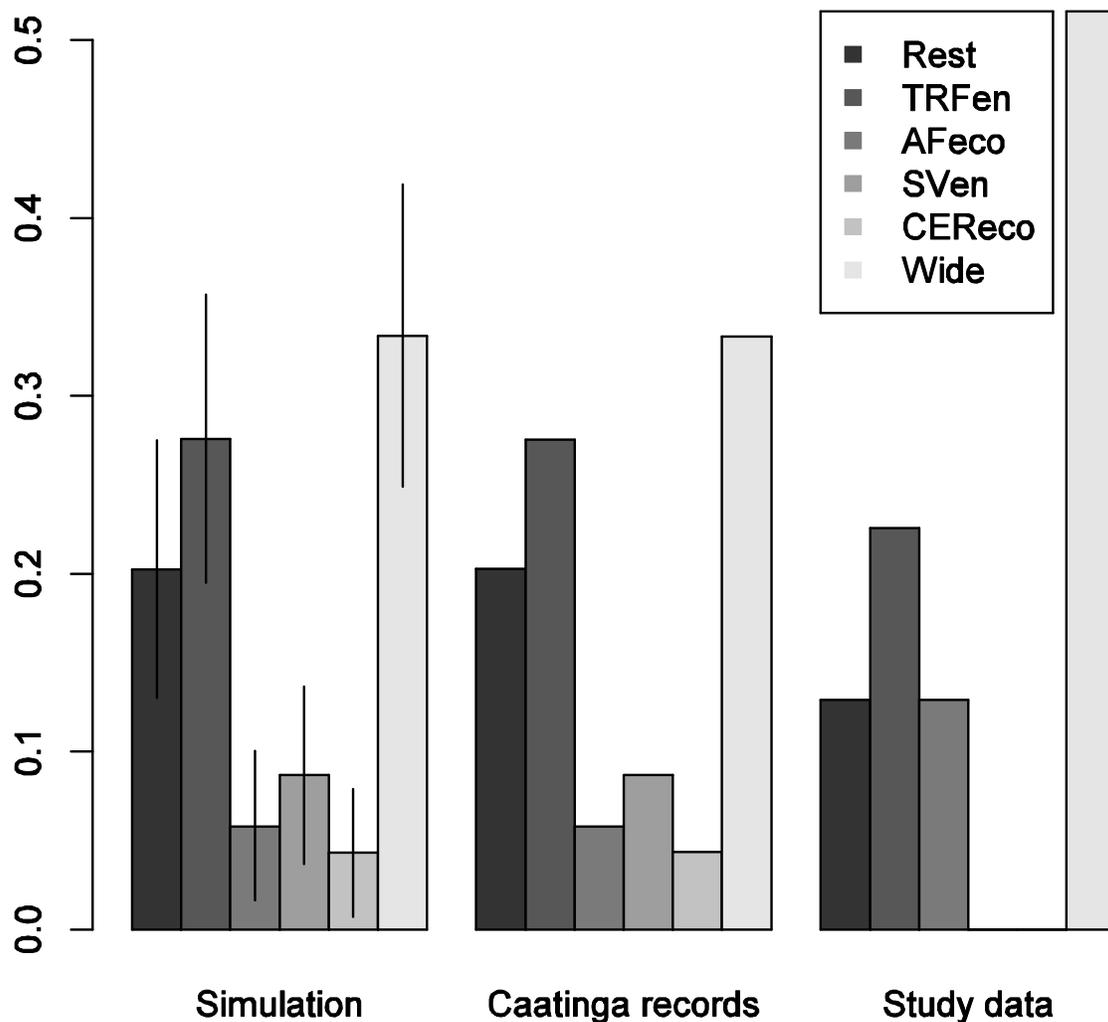


Figura 1.2. Proporção de espécies por componentes de distribuição de habitat para as coletas nos fragmentos de caatinga xerófila na planície do Médio São Francisco, o conjunto fonte de espécies da Caatinga Xerófila e a média e variação das 10000 simulações de amostragem aleatória. Rest: Distribuição Restrita; TRFen: Distribuição compartilhada com enclave de Floresta Úmida; AFeco: Distribuição compartilhada com ecótono de Mata Atlântica; SVen; Distribuição compartilhada com enclave de Savana; CEReco: Distribuição compartilhada com ecótono de Cerrado; Wide: Distribuição ampla.

No entanto, os poucos estudos disponíveis para comparação sustenta que a baixa taxa de captura encontrada na área de estudo é comum em outras áreas da Caatinga Xerófila. Silva (2007), em um estudo na caatinga xerófila na Fazenda Araras, em Brejo de Madre de Deus, Pernambuco, relatou uma taxa de captura um pouco maior do que a observada neste estudo. 587 indivíduos foram amostrados em um esforço de amostragem de 151.200 m²h, ou seja, um esforço de 257m²h para coletar novos indivíduos (Silva, 2007). Além disso, na Floresta Nacional Contendas do Sincorá, em área de caatinga xerófila, Rios et al. (2008) relataram 41 morcegos em 45.360 m²h, ou seja, 1.106 m²h para capturar novos indivíduos. Por outro lado, a taxa de captura é um pouco maior no enclave floresta úmida da Serra do Bituri, onde 819 indivíduos foram amostrados em um esforço de amostragem de 151.200 m²h, ou seja, um esforço de 185 m²h para pegar novos indivíduos (Silva, 2007).

A baixa taxa de captura de morcegos deve ser um padrão comum na Caatinga Xerófila. Sabe-se que a produtividade primária influencia a biomassa e a abundância em ecossistemas (Brown et al., 2004). Assim, como a Caatinga Xerófila apresenta baixa produtividade devido à imprevisibilidade dos períodos chuvosos (Prado, 2003), isso, provavelmente, reduz a densidade de morcegos neste tipo de habitat e conseqüentemente reduz a taxa de captura destes animais.

A diferença na composição de espécies encontradas na região da planície do São Francisco em relação ao conjunto das espécies de Caatinga Xerófila ocorre porque existe uma forte influência dos componentes dos habitats de Floresta Úmida na composição da fauna de morcegos na área de estudo. Esta relação é reforçada também pelas espécies que foram atualizadas com novas ocorrências para a Caatinga Xerófila e os componentes da fauna com distribuição compartilhada, nestes dois casos houve elementos dos componentes de Floresta Úmida, mas nenhum ambientes de savana.

As informações sobre distribuição das espécies, compiladas a partir dos dados bibliográficos, podem apresentar algumas incongruências devido à escassez de estudos faunísticos (Lewinsohn & Prado, 2002). De fato, algumas espécies, como *Peropterix macrotis* e *Diphylla ecaudata*, registrados como distribuição compartilhada na Caatinga Xerófila, embora raros, são relatados em diversos estudos com ampla distribuição e presentes em diversos ambientes (Greenhall et al., 1984; Jones Jr & Hood, 1993; Tavares et

al., 2010). No entanto, outras espécies da mesma categoria, como *Phylloderma stenops* e *Chiroderma villosum*, estão associados a ambientes de Floresta Tropical Úmida (Esbérard & Farias, 2006; Taddei & Lim, 2010), enquanto outras espécies, tais como *Diaemus youngi*, *Cynomops planirostris*, *Eumops glaucinus*, *Lionycteris spurelli* e *Noctilio albiventris*, são muito raras em levantamentos faunísticos, ou têm algum tipo de restrição de habitat (Best et al., 1997; Feijó et al., 2010; Gregorin & Mendes, 1999; Hood & Pitocchelli, 1983; Tavares et al., 2010). Como estas últimas espécies formam a maioria do conjunto de distribuição compartilhada, a escassez de estudos faunísticos não deve estar provocando graves desvios nos resultados.

A pequena quantidade de estudos realizados em ambientes de savana pode refletir na menor riqueza de espécies nestes habitats (Mares et al., 1981), mas isso não explica a total ausência de espécies compartilhadas com a Caatinga Xerófila. Isto porque também existem poucos estudos realizados nas regiões ecotonais de Mata Atlântica, no entanto, todas as quatro espécies compartilhadas entre este ambiente e a Caatinga Xerófila estavam presentes na área do estudo.

A ausência dos componentes de savana não era esperada, uma vez que os Domínios da Caatinga e do Cerrado são sazonais, com fisionomias abertas, e compartilham uma alta similaridade de espécies de mamíferos (ver Fonseca et al., 1999). No entanto, não há evidências de que fisionomias de savana ocorreram nas planícies do médio rio São Francisco ao longo da história paleoecológica da região, embora o Cerrado tenha expandido a área nos períodos mais secos ocorridos durante o pico da última glaciação no Pleistoceno (Pennington et al., 2004; van der Hammen, 1974). Isso deve explicar a ausência de espécies compartilhadas com ambientes de cerrado na área de estudo, apesar da presença de enclaves de Savana na Serra Geral ao leste e na Serra de Monte Alto ao sul, bem como, ecótonos de Cerrado no oeste e sul dos limites da planície do Médio São Francisco (Bahia, 2007).

A presença de espécies comuns de ambientes de floresta tropical pode ser explicada pela proximidade das matas ciliares do rio São Francisco. Muitos estudos mostram a importância dos enclaves no aumento da diversidade regional e local de comunidades (e.g. Werneck & Colli, 2006). Isto também é observado em morcegos. Silva (2007) justifica a presença de *Pygoderma bilabiatum* e *Artibeus fimbriatus* na caatinga xerófila pela proximidade de enclaves de floresta úmida. As matas ciliares do rio São Francisco são

consideradas, em muitos estudos, como remanescentes da Mata Atlântica (e.g. Brasil, 2000). Durante o Holoceno, climas mais úmidos podem ter resultado formações florestais úmidas, associadas com a Amazônia e a Mata Atlântica, que cobriram as dunas do Médio São Francisco (Oliveira et al., 1999). Estes dois fatores devem ter contribuído para a forte influência dos componentes compartilhados com habitats de Floresta observados na área de estudo.

Esta forte associação entre os componentes dos ambientes de Floresta Úmida e a Caatinga Xerófila reforça a necessidade de mais pesquisas e conservação das áreas naturais na planície do curso médio do rio São Francisco dentro de um paradigma de metacomunidade. Pois é importante conhecer a dinâmica de interação entre os enclaves e as vegetações xerófilas da região, tratando estes habitats como componentes de um único sistema da metacomunidade (Mouquet & Loreau, 2003). Tratar um sistema de metacomunidade como sistemas isolados de comunidades locais pode negligenciar alguns habitats e conseqüentemente comprometer a dinâmica da metacomunidade de uma região (Mouquet & Loreau, 2003).

A diversidade de espécies encontrada nos fragmentos de caatinga xerófila nas planícies do Médio São Francisco apresenta alta riqueza de espécies, mas baixa taxa de captura de morcegos, semelhante a outras áreas de caatinga xerófila. Entretanto, a alta riqueza de espécies encontradas apresenta forte associação com ambientes de enclaves de floresta úmida e ecótono de Mata Atlântica, diferindo da composição de espécies atualmente registrada para a fisionomia de Caatinga Xerófila. Isto confirma a área de estudo como prioritária para a conservação da biodiversidade da Caatinga (e.g. Silva et al., 2004), como também mostra a importância de conservação de enclaves de florestas tropicais úmidas para a manutenção da diversidade das áreas secas na planície do Médio São Francisco.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ab'Sáber, A.N., 2008. Os domínios de natureza do Brasil, 5 ed. Ateliê Editorial, São Paulo.
- Auler, A.S., Wang, X., Edwards, R.L., Cheng, H., Cristalli, P.S., Smart, P.L., Richards, D.A., 2004. Palaeoenvironments in semi-arid northeastern Brazil inferred from high precision mass spectrometric speleothem and travertine ages and the dynamics of South American rainforests. *Speleogenesis and Evolution of Karst Aquifers* 2, 1-4.
- Bahia, 2007. Perfil regional Serra Geral. Companhia de Desenvolvimento e Ação Regional, Salvador.
- Bahia, 2010. Estatística dos municípios baianos: território de identidade Sertão Produtivo. Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia - SEI, Salvador.
- Bahia, 2011. Sistemas de dados estatísticos. Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia - SEI, <http://www.sei.ba.gov.br/side/pesquisa.wsp>.
- Best, T.L., Kiser, W.M., Rainey, J.C., 1997. *Eumops glaucinus*. *Mammalian Species* 551, 1-6.
- Brasil, 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. IBGE, Rio de Janeiro.
- Brasil, 2000. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Brasil, 2011. A bacia hidrográfica do rio São Francisco. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, <http://www.saofrancisco.cbh.gov.br/baciasf.aspx>.
- Brown, J.H., Gillooly, J.F., Allen, A.P., Savage, V.M., West, G.B., 2004. Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology* 85, 1771-1789.
- Esbérard, C.E.L., Daemon, C., 1999. Um novo método para marcação de morcegos. *Chiroptera neotropical* 5, 116-117.
- Esbérard, C.E.L., Farias, D., 2006. Novos registros de *Phylloderma stenops* Peters na Mata Atlântica, Brasil, (Chiroptera, Phyllostomidae). *Biota Neotropica* 6, 1-5.
- Fabián, M.E., 2008. Quirópteros do bioma caatinga, no Ceará, Brasil, depositados no museu de ciências naturais da fundação zoobotânica do Rio Grande do Sul. *Chiroptera Neotropical* 14, 354-359.
- Falcão, F., 2005. Morcegos do planalto da Conquista: Efeitos da Estrutura da vegetação e da paisagem, Dissertação. Mestrado em Ecologia, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, p. 103.
- Feijó, J.A., Araujo, P., Fracasso, M.P.A., Santos, K.R.P., 2010. New records of three bat species for the Caatinga of the state of Paraíba, northeastern Brazil. *Chiroptera Neotropical* 16, 723-727.
- Fonseca, G.A.B., Hermann, G., Leite, Y.L.R., 1999. Macrogeography of Brazilian mammals, in: Eisenberg, J.F., Redford, K.H. (Eds.), *Mammals of the Neotropics: the central Neotropics*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 549-563.
- Greenhall, A.M., Schmidt, U., Joermann, G., 1984. *Diphylla ecaudata*. *Mammalian Species* 227, 1-3.
- Gregorin, R., Carmignotto, A.P., Percequillo, A.R., 2008. Quirópteros do Parque Nacional da Serra das Confusões, Piauí, nordeste do Brasil. *Chiroptera Neotropical* 14, 366-383.
- Gregorin, R., Ditchfield, A.D., 2005. New genus and species of nectar-feeding bat in the tribe Lonchophyllini (Phyllostomidae: Glossophaginae) from northeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 86, 403-414.

- Gregorin, R., Mendes, L.F., 1999. Sobre quirópteros (Emballonuridae, Phyllostomidae, Natalidae) de duas cavernas da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *Iheringia, Sér Zool.* 86, 121-124.
- Guedes, P.G., Silva, S., Camardella, A.R., Abreu, M., Borges-Nojosa, D., Silva, J., Silva, A., 2000. Diversidade de mamíferos do Parque Nacional de Ubajara (Ceará, Brasil). *Mastozoologia Neotropical* 7, 95-100.
- Hood, C.S., Pitocchelli, J., 1983. *Noctilio albiventris*. *Mammalian Species* 197, 1-5.
- Jones Jr, J.K., Hood, C.S., 1993. Synopsis of South American bats of the family Emballonuridae. *Occasional Papers of the Museum of Texas Tech University* 155, 1-32.
- Leal, I.R., SILVA, J.M.C., Tabarelli, M., Lacher Jr, T.E., 2005. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of northeastern Brazil. *Conservation Biology* 19, 701-706.
- Lewinsohn, T.M., Prado, P.I., 2002. Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual do conhecimento. Contexto, São Paulo.
- Mares, M.A., Streilein, K.E., de la Rosa, M.P., 1982. Nonsynchronous molting in three genera of tropical rodents from the Brazilian Caatinga (*Thrichomys*, *Galea*, and *Kerodon*). *Journal of Mammalogy* 63, 484-488.
- Mares, M.A., Willig, M.R., Lacher Jr, T.E., 1985. The Brazilian Caatinga in South American zoogeography: tropical mammals in a dry region. *Journal of Biogeography* 12, 57-69.
- Mares, M.A., Willig, M.R., Streilein, K.E., Lacher Jr, T.E., 1981. The mammals of northeastern Brazil: a preliminary assessment. *Annals of Carnegie Museum* 50, 81-137.
- Mouquet, N., Loreau, M., 2003. Community Patterns in Source-Sink Metacommunities. *The American Naturalist* 162, 544-557.
- Nogueira, M.R., 1998. Aspectos sistemáticos e bionômicos dos quirópteros da região de Jaíba, norte de Minas Gerais, Tese. Pós Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p. 168.
- Oliveira, J.A., Coimbra Filho, A.F., Souto, A., Bonvicino, C.R., Scheibler, D.R., Wolf, F., Rocha, P.L.B., 2004. Mamíferos: áreas e ações prioritárias para a conservação da Caatinga, in: Silva, J.M.C., Tabarelli, M., Fonseca, G.A.B., Lins, L.V. (Eds.), *Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Oliveira, J.A., Gonçalves, P.R., Bonvicino, C.R., 2003. Mamíferos da caatinga, in: Leal, I.R., Tabarelli, M., SILVA, J.M.C. (Eds.), *Ecologia e conservação da caatinga*. Editora da UFPE, Recife, p. 275.
- Oliveira, J.A., Pessôa, L.M., 2005. Mamíferos, in: Juncá, F.A., Funch, L., Rocha, W. (Eds.), *Biodiversidade e conservação da Chapada Diamantina*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, pp. 377-405.
- 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. *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology* 152, 319-337.
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D'Amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E., Morrison, J.C., Loucks, C.J., Allnutt, T.F., Ricketts, T.H., Kura, Y., Lamoreux, J.F., Wettengel, W.W., Hedao, P., Kassem, K.R., 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience* 51, 933-938.
- 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. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 359, 515-537.
- Prado, D.E., 2003. As caatingas da América do Sul, in: Leal, I., Tabarelli, M., Silva, J. (Eds.), *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora da UFPE, Recife, pp. 3-73.
- R Development Core Team, 2008. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*, 2.8.1 ed. R Foundation for Statistical Computing, Viena.
- Rios, G.F.P., Sá-Neto, R.J., Gracioli, G., 2008. Fauna de dípteros parasitas de morcegos em uma área de Caatinga do nordeste do Brasil. *Chiroptera Neotropical* 14, 339-345.
- Roig-Juñent, S., Domínguez, M., Flores, G., Mattoni, C., 2006. Biogeographic history of South American arid lands: A view from its arthropods using TASS analysis. *Journal of Arid Environments* 66, 404-420.
- Silva, J.M.C., Tabarelli, M., Fonseca, M.T., 2004. Áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade na Caatinga, in: Silva, J.M.C., Tabarelli, M., Fonseca, M.T., Lins, L.V. (Eds.), *Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Silva, L.A.M., 2007. Comunidades de morcegos na Caatinga e Brejo de Altitude, no Agreste de Pernambuco, Tese. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade de Brasília, Brasília, p. 161.
- Sousa, M.A.N., Langguth, A., Gimenez, E.A., 2004. Mamíferos dos brejos de altitude Paraíba e Pernambuco, in: Porto, K.C., Cabral, J.J.P., Tabarelli, M. (Eds.), *Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba – História natural, ecologia e conservação*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, pp. 229-254.
- Taddei, V.A., Lim, B.K., 2010. A new species of *Chiroderma* (Chiroptera, Phyllostomidae) from Northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 70, 381-386.
- Tavares, V.C., Aguiar, L.M.S., Perini, F.A., Falcão, F., Gregorin, R., 2010. Bats of the state of Minas Gerais, southeastern Brasil. *Chiroptera Neotropical* 16, 675-705.
- van der Hammen, T., 1974. The Pleistocene changes of vegetation and climate in tropical South America. *Journal of Biogeography* 1, 3-26.
- Werneck, F.P., Colli, G.R., 2006. The lizard assemblage from Seasonally Dry Tropical Forest enclaves in the Cerrado biome, Brazil, and its association with the Pleistocenic Arc. *Journal of Biogeography* 33, 1983-1992.
- Williams, P.H., Gaston, K.J., Humphries, C.J., 1997. Mapping biodiversity value worldwide: combining higher-taxon richness from different groups. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 264, 141-148.
- Willig, M.R., Kaufman, D.M., Stevens, R.D., 2003. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34, 273-309.
- Wilson, D.E., Reeder, D.M., 2005. *Mammal species of the World: a taxonomic and geographic reference* Johns Hopkins University Press, <http://www.bucknell.edu/msw3/>.
- WWF, 2010. Ecoregions. World Wildlife Fund, www.worldwildlife.org/wildworld/profiles/terrestrial_nt.html.

APÊNDICES

Apêndice 1.1. Lista das espécies de morcegos registradas em habitats do Domínio da Caatinga. *: Espécies coletadas neste estudo; **: Novas ocorrências para Caatinga Xerófila após atualização com os dados deste estudo; ***: Modificação do Status de ocorrência após atualização com os dados deste estudo.

Táxon	Caatinga	Floresta Úmida		Savana		Habitat desconhecido	Ocorrência
		Enclave	Ecótono	Enclave	Ecótono		
Emballonuridae							
<i>Peropteryx kappleri</i>		1					Restricted
<i>Peropteryx macrotis</i> *	2-5	1; 6				7	Restricted
<i>Rhynchonycteris naso</i>	4	1				8; 9	Restricted
<i>Saccopteryx bilineata</i>						7	Unknown
<i>Saccopteryx leptura</i>	10			3			Restricted
Noctilionidae							
<i>Noctilio albiventris</i> *	2; 4; 8	1				8; 11	Restricted
<i>Noctilio leporinus</i>	2-4; 8; 10; 12	1; 5		3		8	Wide
Momooptidae							
<i>Pteronotus davyi</i>	2						Exclusive
<i>Pteronotus gymnotus</i>	3; 12			3	3		Wide
<i>Pteronotus parnellii</i>					3		Exclusive
<i>Pteronotus personatus</i>	3				3		Restricted
Phyllotomidae							
Phyllostominae							
<i>Chrotopterus auritus</i> *	X**	1; 5; 6					Restricted***
<i>Lonchorhina aurita</i>	2; 5				3		Restricted
<i>Lophostoma brasiliense</i>	3	1					Restricted
<i>Lophostoma carrikeri</i>	13						Restricted
<i>Lophostoma silvicolum</i>		1					Restricted
<i>Macrophyllum macrophyllum</i>				12			Exclusive
<i>Micronycteris hirsuta</i>			14				Exclusive
<i>Micronycteris megalotis</i>	2; 3; 5; 13	1; 15		3		9	Wide
<i>Micronycteris minuta</i>	2						Exclusive
<i>Micronycteris sanborni</i>	3; 4; 13; 16			3; 16			Restricted
<i>Micronycteris schmidtorum</i> *	3		14				Restricted
<i>Mimon bennettii</i>	13	13					Restricted
<i>Mimon crenulatum</i> *	3; 13		14				Restricted
<i>Phylloderma stenops</i> *	X**	1					Restricted***
<i>Phyllostomus discolor</i> *	2-5; 8; 12; 13	1; 5; 13; 15; 17	14	3; 12	3	8	Wide
<i>Phyllostomus elongatus</i>		1					Restricted
<i>Phyllostomus hastatus</i> *	2-4; 12	1; 12; 17		3; 12		8	Wide
<i>Tonatia bidens</i>	3; 4; 18					8	Exclusive
<i>Tonatia saurophila</i> *	2-4; 18		14				Restricted
<i>Trachops cirrhosus</i>	2; 3; 5	1; 5				8; 9	Restricted
<i>Vampyrum spectrum</i>		13					Restricted

Apêndice 1.1. Continuação

Táxon	Caatinga	Floresta Úmida		Savana		Habitat desconhecido	Ocorrência
		Enclave	Ecótono	Enclave	Ecótono		
Glossopaginae							
<i>Anoura caudifer</i>	12						Exclusive
<i>Anoura geoffroyi</i>	3; 8; 13	1; 5		3; 12		8	Wide
<i>Choeroniscus minor</i>		1					Restricted
<i>Glossophaga soricina*</i>	2-5; 8; 10; 12	1; 5; 6; 12; 13; 15; 17	14	3; 12	3	8; 9; 11; 19	Wide
<i>Lionycteris spurrelli*</i>	X**	6					Restricted***
<i>Lonchophylla mordax*</i>	2-5	1; 5; 6		3		9	Wide
<i>Xeronycteris vieirai</i>	2; 20						Exclusive
Carollinae							
<i>Carollia brevicauda</i>						21	Unknown
<i>Carollia perspicillata*</i>	2-5; 12; 13	1; 5; 6; 12; 13; 15; 17; 22	14	3; 12	3	8; 9; 11	Wide
Stenodermatinae							
<i>Artibeus cinereus</i>	2; 3; 23	1					Restricted
<i>Artibeus concolor</i>				3			Exclusive
<i>Artibeus fimbriatus</i>	5	1; 5					Restricted
<i>Artibeus gnomus</i>			14				Restricted
<i>Artibeus lituratus*</i>	2-5; 10; 13	1; 5; 17; 22	14	3; 12		11	Wide
<i>Artibeus obscurus*</i>	3	1; 12; 17	14				Wide
<i>Artibeus planirostris*</i>	2-5; 8; 10; 12; 13	1; 5; 6; 12; 13; 15; 17	14	3	3	8	Wide
<i>Chiroderma villosum*</i>	13	17					Restricted
<i>Chiroderma vizottoi</i>	13					24	Restricted
<i>Platyrrhinus lineatus*¹</i>	2-5; 10; 12; 13; 22	1; 5; 6; 12; 13; 17; 22	14	3; 12		8	Wide
<i>Platyrrhinus recifinus</i>		1				11	Exclusive
<i>Pygoderma bilabiatum</i>	5	1; 5	14				Wide
<i>Sturnira lilium*</i>	2-5; 8; 13	1; 5; 12; 13; 15; 17	14	3; 12		8	Wide
<i>Uroderma magnirostrum</i>	3; 4			3			Restricted
Desmodontinae							
<i>Desmodus rotundus*</i>	2-5; 13	1; 5; 6; 12; 13; 15; 17	14	3; 12			Wide
<i>Diaemus youngi*</i>	25						Exclusive
<i>Diphylla ecaudata*</i>	2-5	1; 5; 6; 12; 13					Restricted
Natalidae							
<i>Natalus stramineus</i>	12	6		3			Wide
Furipteridae							
<i>Furipterus horrens</i>	2; 3; 13	1; 17				8	Restricted

Apêndice 1.1. Continuação

Táxon	Caatinga	Floresta Úmida		Savana		Habitat desconhecido	Ocorrência
		Enclave	Ecótono	Enclave	Ecótono		
Vespertilionidae							
<i>Eptesicus brasiliensis</i> *	23						Exclusive
<i>Eptesicus diminutus</i>			14				Exclusive
<i>Eptesicus furinalis</i>	4			3			Restricted
<i>Lasiurus blossevillii</i> *	X**	1		3			Wide***
<i>Lasiurus ega</i> *	2; 3	5		3	3		Wide
<i>Lasiurus egregious</i>	5	1; 5; 15					Restricted
<i>Myotis albescens</i> *	X**					9; 11	Exclusive***
<i>Myotis nigricans</i> *	2; 4; 5; 8; 13	1; 5; 12; 13; 15	14	12		8; 11	Wide
<i>Myotis riparius</i>	3			3			Restricted
<i>Myotis ruber</i>	5	1; 5; 12					Restricted
<i>Rhogeessa</i> sp	2; 3; 5	1; 15					Restricted
Molossidae							
<i>Cynomops abrasus</i>					3	11	Exclusive
<i>Cynomops planirostris</i> *	3; 4					8	Exclusive
<i>Eumops auripendulus</i>	2				3		Restricted
<i>Eumops glaucinus</i> *	2		14				Restricted
<i>Eumops perotis</i>	23						Restricted
<i>Molossops matogrossensis</i>	2; 3; 26	1				27	Restricted
<i>Molossops temminckii</i> *	3; 13		14	3			Wide
<i>Molossus molossus</i> *	2-4; 8; 13	1; 12; 17	14	3	3	8; 9; 11	Wilde
<i>Molossus pretiosus</i>	4						Exclusive
<i>Molossus rufus</i>	2; 3			3	3	11	Wide
<i>Nyctinomops aurispinosus</i>						28	Unknown
<i>Nyctinomops laticaudatus</i>	2-5			3			Restricted
<i>Nyctinomops macrotis</i>						11	Unknown
<i>Promops</i> sp	3						Exclusive

1. Sousa, M.A.N., Langguth, A., Gimenez, E.A., 2004. Mamíferos dos brejos de altitude Paraíba e Pernambuco, in: Porto, K.C., Cabral, J.J.P., Tabarelli, M. (Eds.), Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba – História natural, ecologia e conservação. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, pp. 229-254.

2. Astúa, D., Guerra, D.Q., 2008. Caatinga bats in the Mammal Collection of the Universidade Federal de Pernambuco. Chiroptera Neotropical 14, 326-338.

3. Mares, M.A., Willig, M.R., Streilein, K.E., Lacher Jr, T.E., 1981. The mammals of northeastern Brazil: a preliminary assessment. Annals of Carnegie Museum 50, 81-137.

4. Nogueira, M.R., 1998. Aspectos sistemáticos e bionômicos dos quirópteros da região de Jaíba, norte de Minas Gerais, Tese. Pós Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p. 168.

5. Silva, L.A.M., 2007. Comunidades de morcegos na Caatinga e Brejo de Altitude, no Agreste de Pernambuco, Tese. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade de Brasília, Brasília, p. 161.

6. Gregorin, R., Mendes, L.F., 1999. Sobre quirópteros (Emballonuridae, Phyllostomidae, Natalidae) de duas cavernas da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Iheringia, Sér Zool. 86, 121-124.

7. Sanborn, C.C., 1937. American bats of the subfamily Emballonurinae. Zool. Ser., Field Museum of Natural History 20, 321-354.

8. Fabián, M.E., 2008. Quirópteros do bioma caatinga, no Ceará, Brasil, depositados no museu de ciências naturais da fundação zoobotânica do Rio Grande do Sul. Chiroptera Neotropical 14, 354-359.

9. Lima, J.L., 1926. Os morcegos da coleção do museu Paulista. Revista do Museu Paulista 15, 43-127.

10. Machado, D.A.N., Otoch, R., Bezerra, C.L.F., 1998. Preliminary survey of the bat fauna in the ecological context of the University Campus of Pici - UFC (Ceará State Federal University), Fortaleza, Ceará, Brazil, 11 International Bat Research Conference Universidade de Brasília, Pirenópolis, p. 47.

11. Vieira, C.O.C., 1942. Ensaio monográfico sobre os quirópteros do Brasil. Arquivo de Zoologia do Estado de São Paulo 3, 219-471.

12. Oliveira, J.A., Pessôa, L.M., 2005. Mamíferos, in: Juncá, F.A., Funch, L., Rocha, W. (Eds.), Biodiversidade e conservação da Chapada Diamantina. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, pp. 377-405.
13. Gregorin, R., Carmignotto, A.P., Percequillo, A.R., 2008. Quirópteros do Parque Nacional da Serra das Confusões, Piauí, nordeste do Brasil. *Chiroptera Neotropical* 14, 366-383.
14. Falcão, F., 2005. Morcegos do planalto da Conquista: Efeitos da Estrutura da vegetação e da paisagem, Dissertação. Mestrado em Ecologia, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, p. 103.
15. Silva, L.A.M., Nascimento, J.L., in press. Morcegos da Caatinga: história natural, riqueza e conservação, in: Pacheco, S.M., Marques, R.V., Esbérard, C.E.L. (Eds.), Morcegos no Brasil: biologia, sistemática, ecologia e conservação. Armazém Digital Comunicação Ltda, Porto Alegre.
16. Simmons, N.B., 1996. A new species of *Micronycteris* (Chiroptera: Phyllostomidae) from northeastern Brazil, with comments on phylogenetic relationships. *American Museum Novitates* 3158, 1-34.
17. Guedes, P.G., Silva, S., Camardella, A.R., Abreu, M., Borges-Nojosa, D., Silva, J., Silva, A., 2000. Diversidade de mamíferos do Parque Nacional de Ubajara (Ceará, Brasil). *Mastozoologia Neotropical* 7, 95-100.
18. 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.
19. Webster, W.D., 1983. Systematics and evolution of bats of the genus *Glossophaga*, Thesis. Texas Tech University.
20. Gregorin, R., Ditchfield, A.D., 2005. New genus and species of nectar-feeding bat in the tribe Lonchophyllini (Phyllostomidae: Glossophaginae) from northeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 86, 403-414.
21. Willig, M.R., Mares, M.A., 1989. Mammals from the caatinga: an updated list and summary of recent research. *Revista Brasileira de Biologia* 49, 361-367.
22. Thomas, O., 1910. On Mammals collected in Ceara, N.E. Brazil, by Fräulein Dr. Sneathlage. *The Annals and Magazine of Natural History* 6, 500-503.
23. Oliveira, J.A., Gonçalves, P.R., Bonvicino, C.R., 2003. Mamíferos da caatinga, in: Leal, I.R., Tabarelli, M., SILVA, J.M.C. (Eds.), Ecologia e conservação da caatinga. Editora da UFPE, Recife, p. 275.
24. Taddei, V.A., Lim, B.K., 2010. A new species of *Chiroderma* (Chiroptera, Phyllostomidae) from Northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 70, 381-386.
25. Feijó, J.A., Araujo, P., Fracasso, M.P.A., Santos, K.R.P., 2010. New records of three bat species for the Caatinga of the state of Paraíba, northeastern Brazil. *Chiroptera Neotropical* 16, 723-727.
26. Sazima, I., Taddei, V.A., 1976. A second Brazilian record of the South American Flat-Headed Bat, *Neoplaticymops mattogrossensis*. *Journal of Mammalogy* 57, 757-758.
27. Gregorin, R., 1998. Notes on the geographic distribution of *Neoplaticymops mattogrossensis* (Vieira, 1942) (Chiroptera, Molossidae). *Chiroptera Neotropical* 4, 88-90.
28. Vizotto, L.D., Dumbra, A.J., Rodrigues, V., 1980. Reencontro no Brasil, de *Tadarida aurispinosa* (Peale 1848) (Chiroptera - Molossidae), Anais do VII Congresso Brasileiro de Zoologia. Escola Superior de Agricultura de Mossoró, Mossoró, pp. 100-102.

Apêndice 1.2. Componentes da fauna de morcegos em habitats de Caatinga Xerófila.

Distribuição Ampla: 23 espécies / 33.3% da fauna	
Espécies	Família
1. <i>Phyllostomus discolor</i>	Phyllostomidae
2. <i>Glossophaga soricina</i>	Phyllostomidae
3. <i>Carollia perspicillata</i>	Phyllostomidae
4. <i>Artibeus planirostris</i>	Phyllostomidae
5. <i>Molossus molossus</i>	Molossidae
6. <i>Artibeus lituratus</i>	Phyllostomidae
7. <i>Platyrrhinus lineatus</i>	Phyllostomidae
8. <i>Sturnira lillium</i>	Phyllostomidae
9. <i>Desmodus rotundus</i>	Phyllostomidae
10. <i>Lasiurus ega</i>	Vespertilionidae
11. <i>Myotis nigricans</i>	Vespertilionidae
12. <i>Noctilio leporinus</i>	Noctilionidae
13. <i>Pteronotus gymnotus</i>	Mormoopidae
14. <i>Micronycteris megalotis</i>	Phyllostomidae
15. <i>Phyllostomus hastatus</i>	Phyllostomidae
16. <i>Anoura geoffroyi</i>	Phyllostomidae
17. <i>Lonchophylla mordax</i>	Phyllostomidae
18. <i>Artibeus obscurus</i>	Phyllostomidae
19. <i>Pygoderma bilabiatum</i>	Phyllostomidae
20. <i>Natalus stramineus</i>	Natalidae
21. <i>Lasiurus blossevillii</i>	Vespertilionidae
22. <i>Molossops temminckii</i>	Molossidae
23. <i>Molossus rufus</i>	Molossidae
Distribuição Compartilhada com enclave de Floresta Úmida: 19 espécies / 27.5% da fauna	
Espécies	Família
1. <i>Peropteryx kappleri</i>	Emballonuridae
2. <i>Peropteryx macrotis</i>	Emballonuridae
3. <i>Rhynchonycteris naso</i>	Emballonuridae
4. <i>Noctilio albiventris</i>	Noctilionidae
5. <i>Chrotopterus auritus</i>	Phyllostomidae
6. <i>Lophostoma brasiliense</i>	Phyllostomidae
7. <i>Mimon bennettii</i>	Phyllostomidae
8. <i>Phylloderma stenops</i>	Phyllostomidae
9. <i>Trachops cirrhosus</i>	Phyllostomidae
10. <i>Lionycteris spurrelli</i>	Phyllostomidae
11. <i>Artibeus cinereus</i>	Phyllostomidae
12. <i>Artibeus fimbriatus</i>	Phyllostomidae
13. <i>Chiroderma villosum</i>	Phyllostomidae
14. <i>Diphylla ecaudata</i>	Phyllostomidae
15. <i>Furipterus horrens</i>	Furipteridae
16. <i>Lasiurus egregious</i>	Vespertilionidae
17. <i>Myotis ruber</i>	Vespertilionidae
18. <i>Rhogeessa SP</i>	Vespertilionidae
19. <i>Molossops matogrossensis</i>	Molossidae
Distribuição Compartilhada com ecótono de Mata Atlântica: 04 espécies, 5.8% da fauna	
Espécies	Família
1. <i>Micronycteris schmidtorum</i>	Phyllostomidae
2. <i>Mimon crenulatum</i>	Phyllostomidae
3. <i>Tonatia saurophila</i>	Phyllostomidae
4. <i>Eumops glaucinus</i>	Molossidae

Apêndice 1.2. Continuação

Distribuição Compartilhada com enclave de Savana: 06 espécies; 8.7% da fauna	
Espécies	Família
1. <i>Saccopteryx leptura</i>	Emballonuridae
2. <i>Micronycteris sanborni</i>	Phyllostomidae
3. <i>Uroderma magnirostrum</i>	Phyllostomidae
4. <i>Eptesicus furinalis</i>	Vespertilionidae
5. <i>Myotis riparius</i>	Vespertilionidae
6. <i>Nyctinomops laticaudatus</i>	Molossidae
Distribuição Compartilhada com ecótono de Cerrado: 03 Espécies; 4.4% da fauna	
Espécies	Família
1. <i>Pteronotus personatus</i>	Mormoopidae
2. <i>Lonchorhina aurita</i>	Phyllostomidae
3. <i>Eumops auripendulus</i>	Molossidae
Distribuição Restrita para Caatinga Xerófito: 14 espécies; 20.3% da fauna	
Espécies	Família
1. <i>Pteronotus davyi</i>	Mormoopidae
2. <i>Lophostoma carrikeri</i>	Phyllostomidae
3. <i>Micronycteris minuta</i>	Phyllostomidae
4. <i>Tonatia bidens</i>	Phyllostomidae
5. <i>Anoura caudifer</i>	Phyllostomidae
6. <i>Xeronycteris vieiraii</i>	Phyllostomidae
7. <i>Chiroderma vizottoi</i>	Phyllostomidae
8. <i>Diaemus youngi</i>	Phyllostomidae
9. <i>Eptesicus brasiliensis</i>	Vespertilionidae
10. <i>Myotis albescens</i>	Vespertilionidae
11. <i>Cynomops planirostris</i>	Molossidae
12. <i>Eumops perotis</i>	Molossidae
13. <i>Molossus pretiosus</i>	Molossidae
14. <i>Promops sp</i>	Molossidae

CAPÍTULO 2.
**COMPONENTES DA PAISAGEM COMO DETERMINANTES DA
DIVERSIDADE DE MORCEGOS EM FRAGMENTOS DE CAATINGA.**

Preparado para submissão no Landscape Ecology

RESUMO

A alteração e perda de habitat são fatores importantes para compreender como a paisagem influencia a diversidade de espécies. Existem muitos componentes espaciais, como isolamento, fragmentação, perda de habitat que aumentam a complexa configuração espacial do habitat. A diversidade pode, também, ser influenciada pela alteração pretérita da paisagem. Assim, é importante compreender a complexidade das interações espaciais em cadeias de relações hierárquicas, para observar influências diretas e indiretas na biodiversidade. A Caatinga é, aparentemente, uma região que tem sofrido forte alteração na paisagem. No entanto há poucos estudos associando isto à diversidade local. O objetivo deste estudo é analisar como a paisagem atual e pretérita influenciam a diversidade de morcegos na Caatinga. Para isso realizou-se coletas de morcegos em 20 fragmentos de caatinga na região do vale do rio São Francisco. As variáveis de número de espécies, número total de indivíduos de morcegos, adensamento estratificado da vegetação, métricas presentes e pretéritas da paisagem foram analisadas para seleção de modelos GLM em uma cadeia hierárquica de relações. Os resultados apontam uma relação do número de espécies com número de indivíduos e número de manchas na paisagem em 2010. Já o número de indivíduos se relacionou com o adensamento estratificado da vegetação, cobertura da vegetação e distância dos vizinhos mais próximos em 2010, enquanto o adensamento estratificado da vegetação se relacionou com a área média em regeneração, distância dos vizinhos mais próximos em 1990 e área média do fragmento em 1980. A presença das variáveis dentro de uma cadeia hierárquica indica que a paisagem pode influenciar direta e indiretamente a diversidade de morcegos na Caatinga.

Palavras-Chave: Chiroptera; Mammalia; Ecologia de Paisagens; Time-Lag; Conservação de espécies; Biodiversidade.

INTRODUÇÃO

A alteração de habitat natural e conversão em paisagens agrícolas ou urbanas é a maior ameaça a biodiversidade em escala global (Primack & Rodrigues 2002; Wilson 1997). Esta conversão vem aumentando gradativamente nos últimos anos, provocando perda e fragmentação de habitat, isolamento de fragmentos e populações biológicas (Brown & Brown 1992; Corlett 1992; Fonseca 1985; Wilcove et al. 1986). Muitas vezes não é possível dissociar um efeito de perda de habitat com fragmentação e isolamento de fragmentos (Fahrig 2003). Apesar de estimar-se uma redução exponencial do número de espécies de uma região (Primack & Rodrigues 2002; Simberloff & Abele 1982), a suscetibilidade das espécies ou comunidades biológicas aos efeitos da alteração da paisagem dependem de características intrínsecas do grupo como: nível trófico, vagilidade, dimensão do organismo, amplitude de nicho e abundância (Ewers & Didham 2006a). Além disso, nem sempre a resposta da alteração da paisagem é imediata. Algumas vezes ocorrem atrasos na resposta das espécies, de modo que existe uma relação mais forte destes grupos com as alterações pretéritas da paisagem (Harding et al. 1998; Lindborg & Eriksson 2004; Metzger et al. 2009).

Este cenário torna as interrelações espaciais um problema complexo, no qual a paisagem influencia diversos níveis hierárquicos de organização da diversidade (e.g. Riqueza, Abundância) sob diferentes escalas de observação (Ewers & Didham 2006b; Gorresen et al. 2005; Klingbeil & Willig 2009). Para Hershberger et al. (2003), analisar as influências da paisagem em uma estrutura hierárquica da diversidade observando não só as relações diretas, mas também uma influência indireta é importante para compreender a complexidade da organização da diversidade biológica. Esta abordagem é bastante utilizada em estudos de economia e ciências humanas, mas seu uso ainda é limitado na ecologia (Grace 2006; Tomer 2003). Meentemeyer et al. (2008) observaram que a modificação da área de vegetação de florestas entre 1942 e 2000, bem como a irradiação solar exercem influencia indireta na infestação de um patógeno em folhas de carvalho (*Quercus* sp.), através do aumento da temperatura máxima e da densidade de folhas da planta hospedeira.

Castelletti et al (2003), estima a perda de habitat na Caatinga entre 30,4%, no cenário mais otimista, a 51,7%, no cenário mais desfavorável, o que coloca esta região como um dos ecossistemas brasileiros mais alterados pelo ser humano atrás apenas da Mata Atlântica e do Cerrado na primeira estimativa e apenas da

Mata Atlântica na segunda. No entanto este ambiente foi incluído entre os 37 “Wilderness Area”, grandes regiões com mais de 10.000Km² de área original e mais de 70,0% de vegetação natural intacta (Aguilar et al. 2002). Estas incongruências refletem a falta de conhecimento sobre esta região.

Diversos estudos mostram que morcegos são sensíveis a qualidade do habitat (Cosson et al. 1999; Fenton 1997; Fenton et al. 1992; Reis & Muller 1995; Schulze et al. 2000). Esses animais apresentam alta diversidade entre os mamíferos, além de apresentarem grande variedade de hábito alimentar. Desse modo os morcegos podem ocupar diversos nichos em um ambiente, sendo que cada um desses grupos funcionais pode reagir de forma diferente à alteração ambiental.

Em florestas tropicais, a diversidade de morcegos é sensível a modificações da paisagem como perda de habitat em florestas tropicais no Paraguai (Gorresen & Willig 2004) e área da borda e distância dos vizinhos mais próximos para as florestas tropicais úmidas no Peru (Klingbeil & Willig 2009). Além disso, é possível observar que existe alta variação entre as espécies e guildas de morcegos a estes tipos de variação (Gorresen & Willig 2004; Klingbeil & Willig 2009). Gorresen et al. (2005) também observaram que estas respostas são dependentes da escala.

Apesar de existirem trabalhos sobre os efeitos da alteração da paisagem em comunidades de morcegos em outras regiões áridas e semi-áridas do mundo (Aguirre 2002; Williams et al. 2006), isto ainda não foi realizado na Caatinga, apesar dos morcegos representarem 44,7% dos mamíferos da região (Oliveira et al. 2003). Assim, estudos sobre a influência da paisagem na diversidade de morcegos nas regiões de Caatinga são de fundamental importância para a compreensão e conservação da biodiversidade nesta região semi-árida.

Os objetivos deste trabalho é responder as seguintes perguntas: (1) Quais variáveis explicativas têm maior importância relativa para a diversidade de morcegos em fragmentos de Caatinga? (2) Existe uma estrutura hierárquica de relação causal entre paisagem e diversidade de morcegos na área de estudo? (3) Existe atraso temporal na relação da paisagem com a diversidade de morcegos?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O São Francisco é o maior rio que corre totalmente em território brasileiro e forma a mais importante bacia hidrográfica que corta o domínio da Caatinga (Ab'Sáber 2008; Brasil 2011). Este rio é dividido em quatro regiões, (a) Alto São Francisco: das nascentes até Pirapora em Minas Gerais, correspondendo a 17,5% da área total; (b) Médio São Francisco: de Pirapora até Remanso na Bahia, correspondendo a 53,0% da área total; (c) Submédio São Francisco: de Remanso até Paulo Afonso na Bahia, correspondendo a 24,4% e (d) Baixo São Francisco: de Paulo Afonso até a foz do rio, correspondendo a 5,1% da bacia (Brasil 2011).

Assim, a região do médio São Francisco corresponde a maior parte da bacia do rio São Francisco, correspondendo aos estados de Minas Gerais e Bahia. Neste trecho começam as primeiras formações de caatinga xerófila e presença de sub-bacias intermitentes. A topografia e vegetação são muito heterogêneas na região. Na margem esquerda do São Francisco se encontram um planalto coberto por savanas e os últimos afluentes perenes, as vegetações de caatinga xerófila e matas ciliares são encontradas apenas nas planícies perto da calha principal do rio. Já na margem direita, prevalece um relevo de planície até os limites com a Serra Geral. A vegetação de caatinga xerófila é a fisionomia dominante, com a presença de enclaves de cerrado no alto de morros e matas ciliares próximas à calha principal do rio São Francisco. Com exceção do Rio Verde Grande, todos os afluentes da margem direita deste trecho do rio São Francisco são intermitentes (Brasil 2011).

Este estudo foi realizado em fragmentos de caatinga xerófila nas planícies da margem direita do Médio São Francisco no estado da Bahia, abrangendo os municípios de Paratinga, Bom Jesus da Lapa, Malhada, Iuiú e Palmas de Monte Alto. A área de estudo está entre três áreas prioritárias para a conservação da caatinga, como indicado por Silva et al. (2004), mas não há informações sobre a fauna de mamíferos da região (Oliveira et al. 2004).

As altitudes variam entre 400m e 500m de altitude, com algumas poucas formações de montanhas e cavernas (Bahia 2011). O clima é semi-árido, com temperaturas variando entre 16,1°C e 45,0°C. A estação

chuvosa ocorre no verão e varia entre 800mm a 1.000 mm de chuva/ano, concentradas em dezembro a fevereiro (Bahia 2010). Embora incluída no polígono das secas brasileiro, esta região tem um menor risco de sofrer longos períodos de seca, ao contrário das regiões mais centrais da caatinga (Ab'Sáber 2008).

Existem três diferentes fisionomias de vegetação na região, que são distribuídos paralelamente ao longo do rio: (a) mata ciliar - a fisionomia mais próxima da margem do rio. Embora muito degradada, essa floresta ainda contém árvores mais altas e com maior área basal e presença de plantas menos tolerantes à seca do que outras fisionomias na área de estudo (Brasil 1992); (b) Alagadiço – terras inundáveis entre a mata ciliar e a caatinga xerófila (abaixo). Esta fisionomia é dominada por um estrato herbáceo, com algumas manchas naturais de floresta estacional decidual com arbustos e árvores que crescem sobre solo arenoso aluvial, é eventualmente inundada durante a estação chuvosa, quando poças permanentes ou temporárias são formadas, e podem persistir durante a estação seca (Brasil 1992); (c) Caatinga xerófila – fisionomia mais externa ao rio São Francisco, é mais representativa das três fitofisionomias da área de estudo, ocorre após o alagadiço até os limites da Serra Geral, um planalto que limita os sistemas de drenagem leste do Rio São Francisco. Apresenta vegetação caducifólia xerófila, de porte arbustivo arbóreo, as árvores têm no até 15m de altura. Esta fisionomia não está sujeita a inundações (Brasil 1992). É altamente fragmentada e a maioria dos fragmentos apresenta sinais de atividade humana (obs. pessoal). As principais matrizes da paisagem são pastos para criação bovina, mais frequentes nos pontos ao norte da área de estudo e culturas de algodão nos pontos ao sul (obs. pessoal).

Seleção dos Pontos e Classificação das Imagens

A seleção destes pontos foi realizada a partir de uma imagem temática com classes de vegetação e não vegetação, produzidas a partir de um mosaico de imagens LandSat 5 (219_69 e 219_70; 29/07/2009) compostas pelas bandas 2, 3 e 4 do sensor TM. Estas imagens são fornecidas gratuitamente pelo INPE (www.inpe.br). As imagens foram ortorretificadas com o software Spring 5.1.8 (64 bits) através do registro de pontos de controle obtidos pela comparação com imagens LandSat 5, sensor TM, bandas 2, 3 e 4 (20/08/2000) previamente ortorretificadas fornecida pela Global Land Cover Facility (<http://glcf.umiacs.umd.edu/index.shtml>). Para a classificação optou-se por utilizar o algoritmo *isoseg*

(limiar de aceitação: 75%), um método de classificação não supervisionado que cria classes arbitrárias a partir da similaridade do conjunto espectral. Para reduzir os efeitos de confusão por este método foi realizado um procedimento de segmentação por crescimento de regiões (similaridade 5%, área nove pixels). Esta imagem segmentada foi utilizada como unidades das classes, ao invés da utilização de pixel. Então, todas as classes geradas pelo algoritmo isoseg foram reclassificadas em vegetação (todas as vegetações nativas, independente do estado de conservação) e não-vegetação (matrizes agropecuárias, povoamentos, estradas e corpos d'água), esta etapa foi realizada no software ArcGis 10.0, após transformação em imagem vetorial (shapefile), assim os polígonos das classes que misturaram vegetação e não-vegetação podiam ser analisados individualmente. Por fim, foi realizada uma interseção entre as imagens da estação seca e chuvosa, e as áreas de conflito entre as estações foram analisadas novamente para confirmação da classe, seguindo a metodologia descrita em Pacheco et al. (2006).

Nesta etapa, para a seleção dos pontos amostrais, foi calculado apenas o percentual da cobertura de vegetação em 20 buffers com 3,0Km de raio. Estes pontos estavam em igual número de fragmentos de caatinga xerófila e estavam a pelo menos 10Km de distância de outro ponto amostral (Figura 2.1). A seleção dos pontos seguiu um critério de redução linear no percentual de vegetação dentro de um raio de 3,0Km dos pontos (Figura 2.2), assim houve uma variação de 94,8% até 6,2%, tentando, sempre que possível, evitar pontos próximos com valores de coberturas semelhantes para reduzir o efeito de autocorrelação espacial. A validação da imagem foi confirmada após visitas aos pontos amostrais em julho e agosto de 2009.

Para a obtenção das métricas de paisagem utilizadas neste estudo um procedimento semelhante foi realizado para as imagens Landsat de 14/06/2010 (estação seca) e 21/01/2010 (estação chuvosa); 22/09/2000 (estação seca) e 10/04/2001 (estação chuvosa); 25/07/1990 (estação seca) e 18/02/1991 (estação chuvosa), diferindo apenas que a classificação e segmentação ocorreram em imagens recortadas pelos buffers dos 20 pontos, para reduzir o tempo de processamento. Optou-se em utilizar a imagem de 2010 ao invés de 2009, pois a maior parte das coletas ocorreu neste ano e alguns pontos de coletas sofreram redução da vegetação. Para as imagens de MSS de 1980/1981 (11/09/1980 – estação seca e 05/12/1981 – estação chuvosa) foi realizada uma correção de resolução para ajustar os pixels em 30m x 30m. Por estas imagens utilizarem outro sensor,

foram utilizadas as bandas 4, 5 e 6, que representam melhor as faixas espectrais do vermelho e infravermelho próximo, faixas mais adequadas para detecção de vegetação na Caatinga (Pacheco et al. 2006).

Após formação das imagens temáticas foi realizado um procedimento de interseção da imagem de 1980 com a imagem de 1990, produzindo uma nova imagem com as informações de perda e recuperação da vegetação entre os anos. O produto desta interseção foi utilizado novamente com a imagem de 2000, e por fim, com a imagem de 2010 (Figura 2.3). Com isso, é possível decompor a vegetação de 2010 em vegetação alterada e não alterada desde 1980.

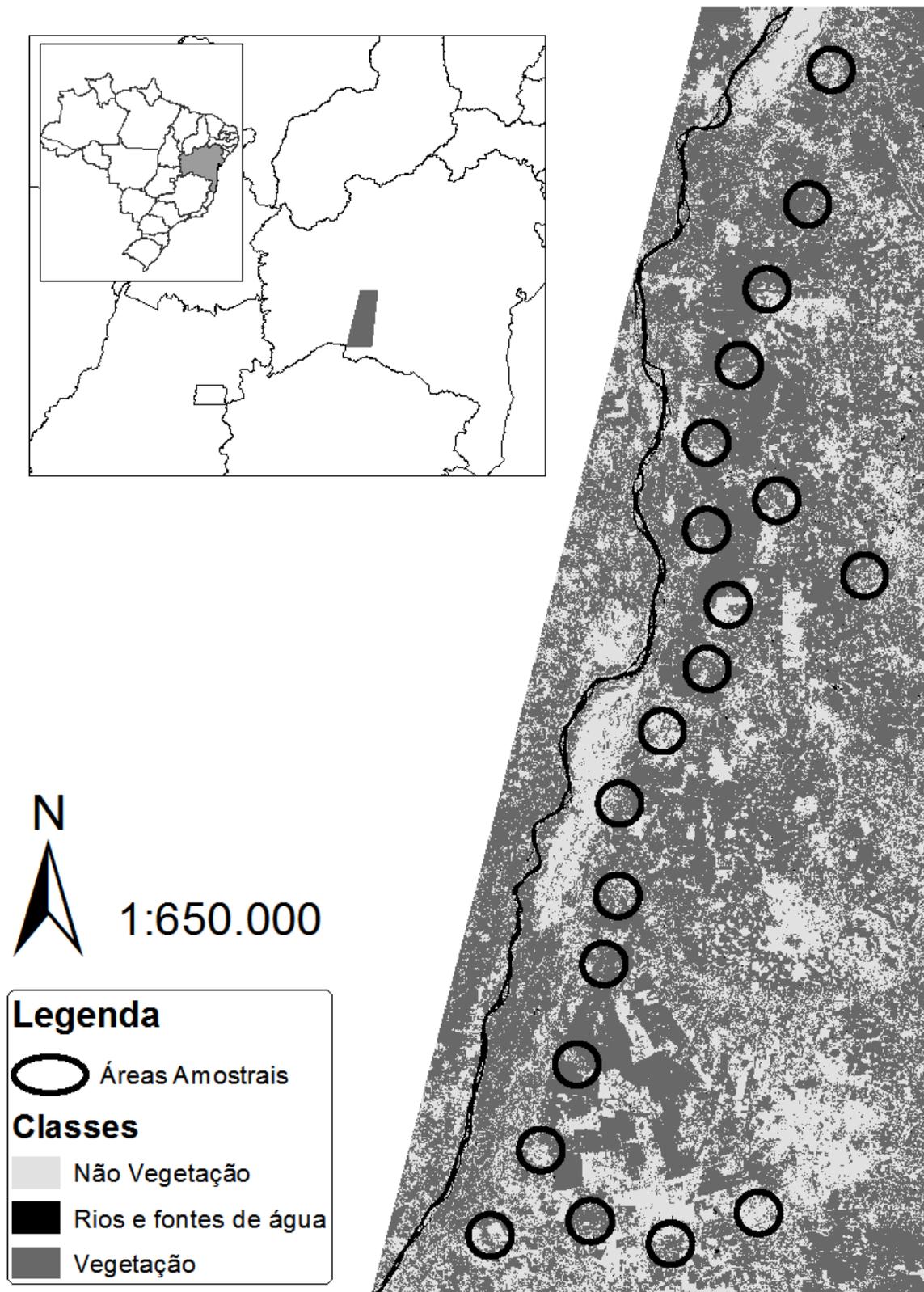


Figura. 2.1. Características da paisagem e localização da área de estudo na planície do curso médio do Rio São Francisco, no estado da Bahia.

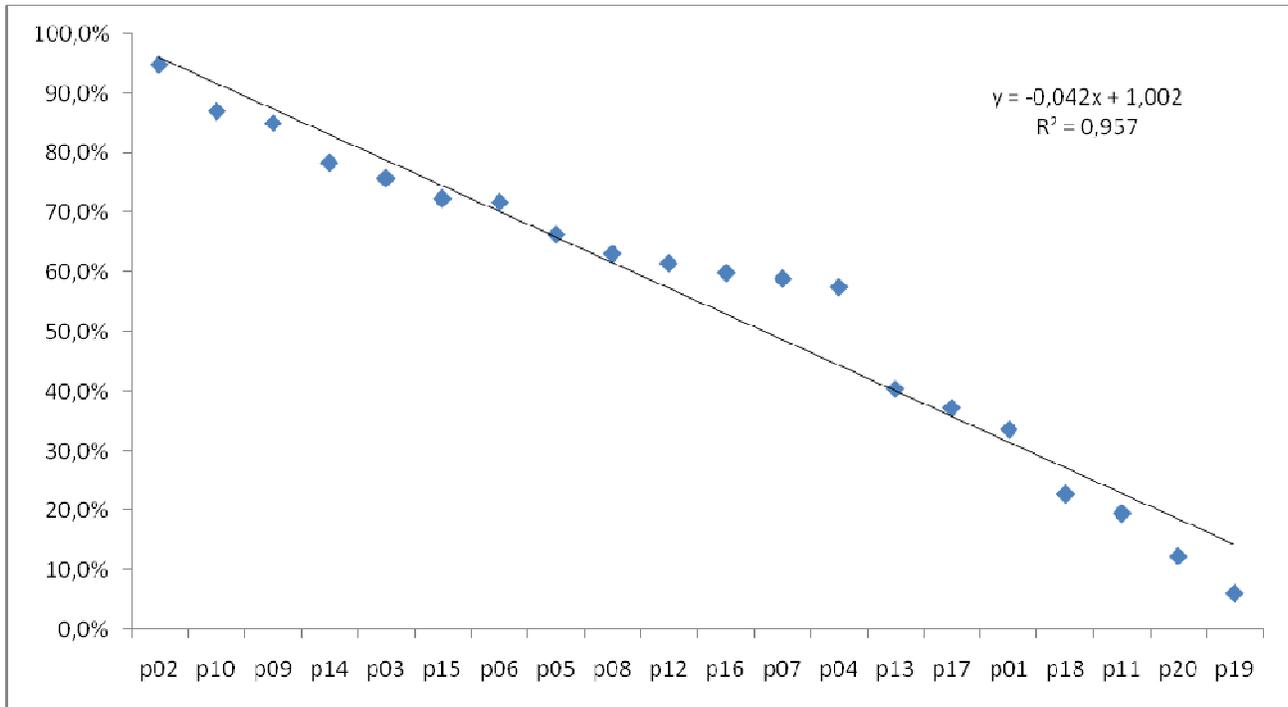


Figura. 2.2. Cobertura da vegetação de Caatinga dos 20 pontos amostrais utilizados neste estudo.

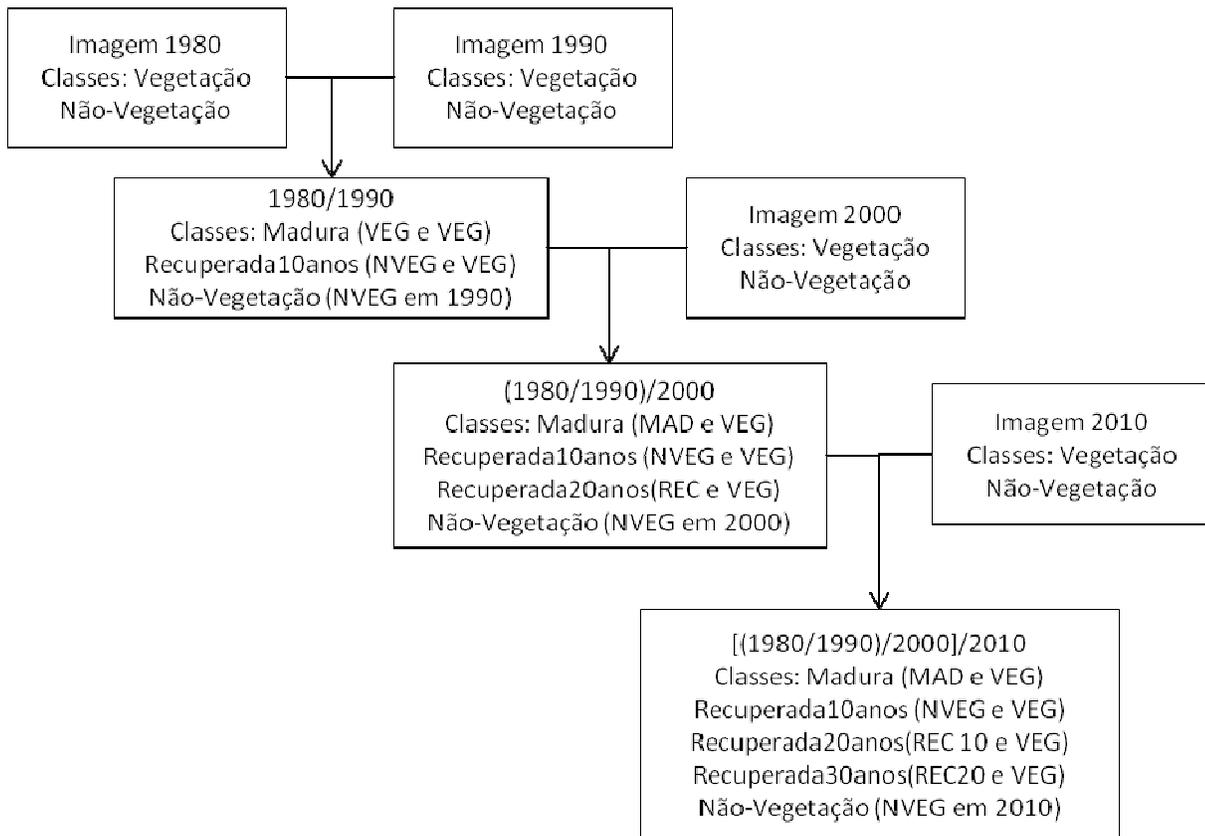


Figura 2.3. Esquema passos das interseções para formar a imagem da composição histórica dos fragmentos de caatinga presentes em 2010

Coleta dos Dados

Durante 12 meses foram realizadas visitas mensais de 10 dias na área de estudo, assim cada ponto amostral foi visitado seis vezes, uma visita a cada dois meses. Em cada visita foram armadas 12 redes de 12,0m X 3,0m, que ficaram abertas das 18:00 até 00:00. Após abertas eram checadadas a cada 30 minutos.

Os morcegos coletados eram identificados em campo, para auxiliar a identificação media-se o comprimento do antebraço, com um paquímetro (0.02mm) e o peso do animal com um dinamômetro pesola® 100g. Após a identificação os animais foram marcados e soltos, a marcação seguiu a metodologia de Esbérard & Daemon (1999), na qual se prende colares com anilhas plásticas coloridas, sendo que cada cor representa um algarismo romano.

As identificações dos animais coletados seguiram as chaves de Vizotto & Taddei (1973) para identificação de gêneros e algumas espécies, Gregorin & Taddei (2002) para identificação das espécies da família Molossidae, chaves específicas para alguns gêneros (Cloutier & Thomas 1992; Haynes & Lee Jr 2009; Medellín 1989; Medellín & Arita 1989; Medellín et al. 1985; Shump Jr & Shump 1982a), além de diagnoses de espécies (Gregorin & Ditchfield 2005; Hollis 2005; Reis et al. 2007; Shump Jr & Shump 1982b; Simmons 1996; Taddei & Lim 2010; Williams et al. 1995). A nomenclatura final seguiu Wilson & Reeder (2005). Cinco exemplares de cada espécie foram mortos e tombados na coleção científica de mamíferos do laboratório de biodiversidade do semi-árido da UESB. As coletas e capturas foram autorizadas por licença do IBAMA/ICMBIO (SISBIO 19810-1).

Para este estudo o número de espécies (NSP) e número total de indivíduos (NTI) foram utilizados como medidas de diversidade, o primeiro como parâmetro de riqueza e o outro como parâmetro de abundância. Estas duas medidas foram obtidas através da soma das coletas de campo de morcegos em cada ponto amostral.

Adensamento Estratificado da Vegetação

Para observar o adensamento da vegetação por estratificação vertical, registrava-se a presença ou ausência de adensamento da vegetação em um cilindro imaginário de 15,0cm de diâmetro e 1,0m de altura, isto foi realizado do estrato vertical de 1,0m de altura até 10,0m (Figura 2.4).

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 estratos com adensamento
8 - -
9 1
10 2 1
Média = 5,17

Amostra 02
Distância entre estratos com adensamento
1
2 1 -
3 2 1
Média = 1,67

Figura 2.4. Esquema para o cálculo do Adensamento Estratificado da Vegetação (AEV).

Assim, foi calculada a média da distância entre os estratos com presença de adensamento. Neste cálculo foi incluído o estrato solo (sempre presença), como padrão de referência. Utilizando o solo como referência para os outros estratos adensamentos de vegetação somente em estratos mais altos apresenta valores maiores que adensamentos em estratos mais baixos, do contrário, sem a referência do solo, os dois adensamentos teriam o mesmo valor. Amostras em clareira o adensamento terá valor zero.

Foram obtidas 15 amostras aleatórias do adensamento estratificado da vegetação (AEV) em cada ponto amostral. E o valor final do AEV nos pontos amostrais foi a média destas 15 amostras.

Métricas da Paisagem

Neste estudo, optou-se por dois grupos de métricas de paisagem, o primeiro são as métricas obtidas através dos cálculos das imagens de vegetação em cada um dos quatro anos (1980, 1990, 2000, 2010). Estas

métricas representam um retrato da paisagem presente em cada ano utilizado neste estudo, neste caso optou-se por medidas que representassem a quantidade de habitat, fragmentação e isolamento dos fragmentos; assim as seguintes métricas foram utilizadas:

(1) Cobertura da vegetação (CV) – percentual da vegetação de caatinga na paisagem, esta métrica representa a quantidade de habitat na paisagem;

(2) Número de fragmentos (NumF) – número de fragmentos de caatinga presentes na paisagem, esta métrica representa a fragmentação da paisagem;

(3) Área média dos fragmentos (AMF) – razão da soma das áreas dos fragmentos (hectare) pelo número de fragmentos, esta métrica combina elementos da quantidade de habitat com elementos de fragmentação;

(4) Distância média dos vizinhos mais próximos (DVP) – média da distância mais curta dos fragmentos presentes na paisagem, esta métrica representa o isolamento dos fragmentos.

O segundo grupo de métricas utilizou a imagem combinada pelos quatro anos utilizados no estudo, a fim de obter medidas da dinâmica da paisagem nos pontos amostrais. Assim, utilizaram-se as seguintes métricas:

(1) Média das áreas em regeneração (REG) – razão da soma das áreas (hectare) de vegetação não madura (i.e. áreas que não estavam presentes desde 1980) sobre o número de áreas, esta métrica representa a quantidade de área em regeneração entre os pontos amostrais;

(2) Variação da área de vegetação madura (DPM) – desvio padrão da área de vegetação madura (hectare) entre os quatro anos do estudo, esta métrica representa a variação da perda da vegetação entre os pontos amostrais.

Análise dos Dados

Hierarquia das relações causais

Neste trabalho observaram-se as relações diretas da paisagem presente e pretérita sobre as variáveis locais de riqueza, abundância e complexidade da vegetação, mas, além disso, realizaram-se inferências sobre as

relações indiretas da paisagem sobre as variáveis locais. Para isso, adotou-se a seguinte hierarquia de relações causais entre as variáveis locais (Figura 2.5).

$$(1) \text{NSP} = \alpha + \beta_2 * \text{NTI} + \beta_3 * \text{AEV} + \beta_M * \text{Paisagem} + \varepsilon$$

$$(2) \text{NTI} = \alpha + \beta_3 * \text{AEV} + \beta_M * \text{Paisagem} + \varepsilon$$

$$(3) \text{AEV} = \alpha + \beta_M * \text{Paisagem} + \varepsilon$$

Onde, α = intercepto, β = vetor ou matriz de coeficientes angulares e ε = resíduo. Esta hierarquia foi baseada em relações descritas na literatura científica (Gotelli & Colwell 2001; Yates & Muzika 2006). Sabe-se que o número de indivíduos de morcegos é menor em vegetações mais adensadas (Yates & Muzika 2006). Como na métrica do adensamento estratificado da vegetação, os menores valores estão associados a adensamento dos estratos arbustivos é esperada uma relação direta do adensamento sobre a abundância. Do mesmo modo, Gotelli & Colwell (2001) justificam o uso da rarefação justamente para reduzir o efeito do número de indivíduos nas estimativas de riqueza de espécies, pois esperam uma relação positiva entre a abundância e a riqueza.

Assim, por exemplo, são consideradas relações indiretas para número de espécies as relações diretas presentes nos modelos plausíveis de abundância e complexidade da vegetação, se estas variáveis forem incluídas nos modelos plausíveis de riqueza de espécies. Com este procedimento é possível inferir as relações indiretas, mas não quantificá-las.

Antes da realização das análises foram realizados os seguintes procedimentos exploratórios: (1) avaliação da autocorrelação espacial das variáveis dependentes; (2) avaliação da colinearidade das variáveis independentes; (3) avaliação da curva de distribuição das variáveis dependentes.

Autocorrelação espacial

Foi realizado um teste de I de Moran para observar efeitos da proximidade dos pontos sobre as variáveis dependentes, caso ocorresse presença de autocorrelação espacial algumas métricas associadas às coordenadas geográficas seriam incorporadas aos modelos, no entanto, nenhuma das variáveis dependentes apresentou autocorrelação espacial (NSP: $ZI=1,506$, $p=0,066$; NTI: $ZI=-0,939$, $p=0,826$; AEV: $ZI=-0,751$,

p=0,774) e deste modo não foi necessário realizar a inclusão das métricas associadas às coordenadas nestas análises. O teste de autocorrelação espacial foi realizado através do pacote “spdep” (Bivand et al. 2011) do software R 2.12.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2010).

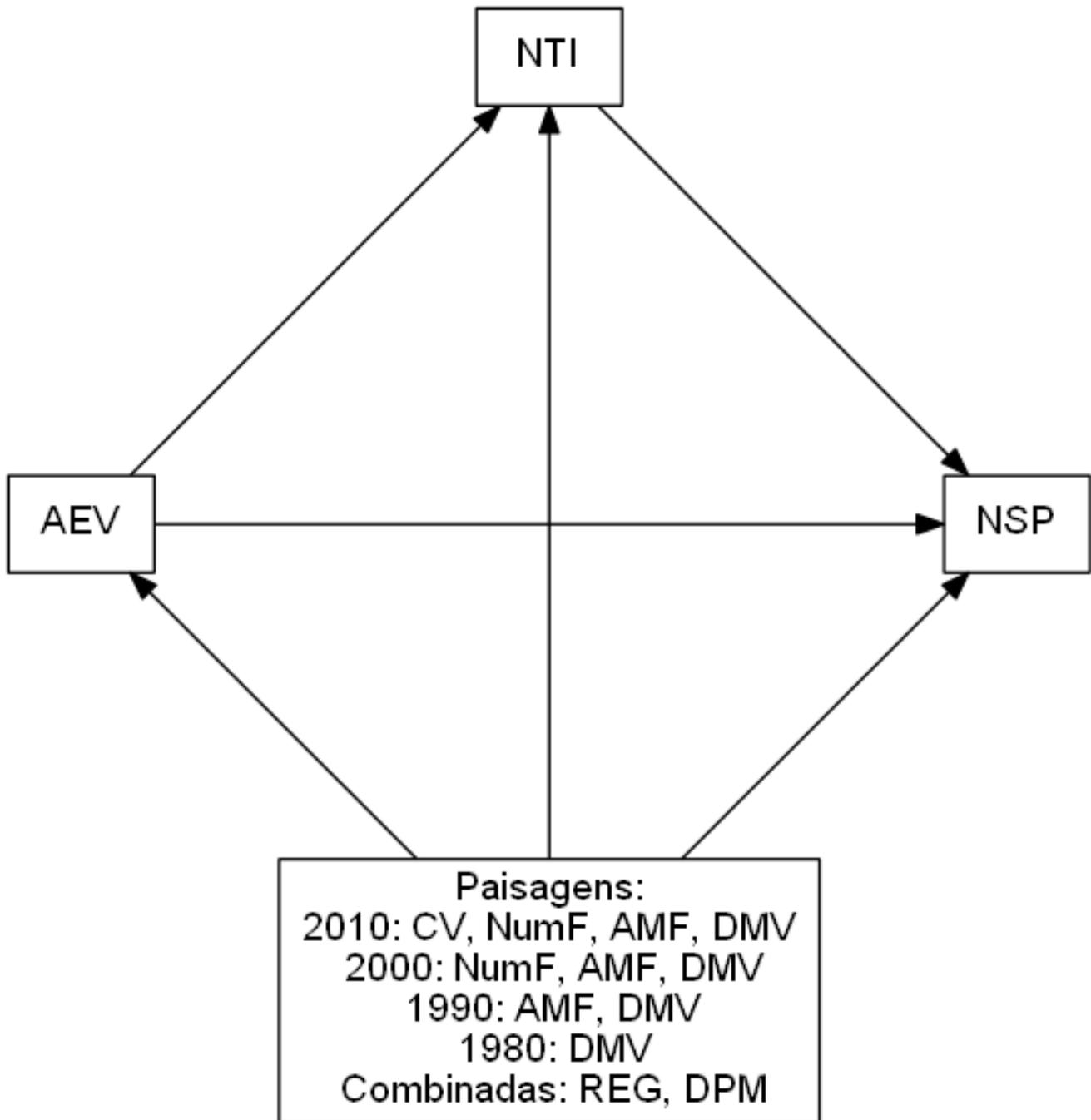


Figura 2.5. Estrutura da Hierarquia das Relações Causais definida a priori para a seleção de modelos.

Colinearidade

Para evitar a inclusão de variáveis independentes com alta correlação entre si foram observadas as relação de colinearidade através de uma matriz de correlação, caso a correlação apresentasse valor alto ($r > 0.75$) uma delas seria retirada da análise. Como algumas variáveis apresentaram colinearidade alta, as seguintes variáveis não foram utilizadas:

1. CV2000, CV1990 e CV1980: Estas três variáveis apresentaram colinearidade alta com CV2010 ($r_{2000}=0,896$; $r_{1990}=0,881$; $r_{1980}=0,832$) e foram excluídas, pois a colinearidade mascara o efeito de atraso temporal.
2. NumF1990: Esta variável apresenta colinearidade alta com NumF2010 ($r_{\text{NumF1990}}=0,852$) e foi excluída, pois colinearidade mascara o efeito de atraso temporal.
3. AMF1980: Esta variável apresenta colinearidade alta com AMF1990 ($r_{\text{AMF1980}}=0,810$) e foi excluída, pois colinearidade mascara o efeito de atraso temporal.

Curva de distribuição

A avaliação das variáveis dependentes seguiu o procedimento descrito em Zuur et al. (2009). Assim, os modelos de número de espécie foram calculados a partir de uma distribuição de Poisson, pois esta variável é uma contagem com variância semelhante média (razão variância:média = 0,843). Para abundância foi utilizada uma distribuição binomial negativa, pois apesar de também se tratar de uma contagem a variância é maior que o dobro da média (razão variância:média = 7,093). Já para a complexidade foi utilizado uma distribuição gaussiana, pois a variável é contínua e normal (Shapiro-Wilk: $W=0,974$, $p=0,839$). Todos os modelos foram calculados através de Modelos Gerais Linearizados (GLM) pelo software R 2.12.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2010), os modelos com distribuição binomial utilizaram o pacote MASS (Venables & Ripley 2002), enquanto os modelos com distribuição de Poisson e gaussiana foram realizados no pacote Stats (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2010).

Procedimento de seleção de variáveis

Como este estudo utilizou 20 pontos de coleta, não foi possível comparar um modelo completo com todas as variáveis independentes (Quinn & Keough 2002). Deste modo foi determinada a importância relativa das variáveis independentes, através do somatório do peso do critério de seleção de Akaike (wAIC), em que uma determinada variável está presente (Arnold 2010). Esta análise é recomendável para casos onde o objetivo é selecionar variáveis com mais peso na informação dos modelos entre muitas variáveis potencialmente relevantes (Arnold 2010). Para Arnold (2010), neste procedimento têm que ser gerados iguais números de modelos para todas as variáveis, assim todos os modelos possíveis com até quatro parâmetros para cada variável dependente foram utilizados, a fim de reduzir, também, a influência do tamanho amostral (Quinn & Keough 2002).

Para Posada & Buckley (2004) a importância relativa das variáveis pode ser estimada através do cálculo do modelo médio, este procedimento é permite fazer inferências através do grupo dos modelos candidatos. Estes modelos candidatos podem ser todos os modelos ou os modelos com maiores potenciais de informação de Akaike, este procedimento minimiza o efeito dos parâmetros pouco informativos e é útil para estimar as variáveis, caso estas variáveis sejam independentes e não colineares (Arnold 2010). A utilização da importância relativa das variáveis dispensa a apresentação de uma tabela com os modelos selecionados, visto que objetivo desta análise é selecionar os parâmetros e não os modelos (Arnold 2010).

Com isso, foi calculado o modelo médio, para observar a importância relativa das variáveis, a partir dos modelos plausíveis. A seleção dos modelos mais plausíveis foi realizada através do critério de informação de Akaike (AIC). Neste procedimento os modelos mais plausíveis são os que apresentam menores valores de AIC. Assim para saber quais modelos são igualmente plausíveis escolhe-se um valor arbitrário de corte, neste caso adotou-se como referência o modelo com menor AIC, a diferença entre o menor AIC com o AIC de cada modelo gerou a medida do ΔAIC . Modelos com valores de ΔAIC menores que 2,0 foram considerados como modelos plausíveis (Arnold 2010). Além do ΔAIC , também foi realizada uma análise visual dos resíduos, caso os resíduos apresentassem algum padrão (e.g. variação não aleatória em função dos valores estimados) ou fosse detectada a presença de “leverage”, o modelo seria invalidado e estaria fora do

conjunto de modelos plausíveis. O cálculo do modelo médio foi efetuado pelo pacote MuMIn (Barton 2011) do software R 2.12.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2010).

Análise do Modelo Final

As variáveis explanatórias com valores de importância relativa maior ou igual a 0,70 foram selecionadas para formação do modelo final para cada variável dependente. Para cada modelo final realizou-se a observação da razão de desviância do modelo seguindo os critérios sugeridos por Zuur et al. (2009). Neste caso, uma desviância residual maior que o dobro do valor da desviância nula o modelo apresenta sobredispersão dos dados. Caso isso acontecesse, todos os procedimentos seriam refeitos a partir de outra curva de distribuição dos dados.

A presença aninhada das variáveis dependentes, ou seja, a presença de número total de indivíduos e adensamento estratificado da vegetação como variáveis explicativas do número de espécies e apontaria para uma estrutura de relação hierárquica. Os modelos finais foram avaliados utilizando as variáveis dependentes padronizadas e não padronizadas, afim de observar, também, o coeficiente angular destas variáveis do modelo final, dentro de uma mesma escala de observação.

RESULTADOS

Após 259.200 m²h de redes abertas (12.960 m²h por ponto amostral) foram coletados 651 indivíduos de 31 espécies 26 gêneros e cinco famílias de morcegos. Sendo a família Phyllostomidae a mais representativa com 20 espécies, seguida por Vespertilionidae com cinco espécies, Molossidae com quatro espécies, Emballonuridae e Noctilionidae com uma espécie cada. Oito espécies concentraram 85,8% dos morcegos capturados (Apêndice 2.1).

Foram coletados morcegos nos 20 pontos amostrais, sendo que em média foram encontradas oito espécies (variando de 5-13 espécies) por ponto e 32 indivíduos (variando de 8-61 indivíduos) por ponto. Apenas *Artibeus obscurus* foi encontrado em todos os pontos. As outras espécies apresentaram frequências menores (Apêndice 2.1).

Para a seleção dos modelos explicativos para distribuição das espécies por fragmentos foram avaliados 2.516 modelos com até quatro parâmetros. Destes modelos 26 foram considerados plausíveis por apresentarem ΔAIC menor que 2,0 e resíduos com desvios adequados. Dentre os modelos selecionados todas as 16 variáveis independentes utilizadas neste estudo estavam presentes na avaliação do modelo médio (Tabela 2.1). Apesar de nenhuma variável apresentar coeficiente significativamente diferente de zero, abundância e número de fragmentos de caatinga em 2010 apresentaram valores próximos de 0,05 e as maiores importâncias relativas para o modelo médio (Tabela 2.1).

Tabela 2.1. Importância relativa e coeficiente angular médio das Variáveis Independentes que se relacionam com o Número de Espécies em fragmentos de Caatinga no vale do curso médio do Rio São Francisco. NTI: Número Total de Indivíduos; AEV: Adensamento Estratificado da Vegetação; NumF: Número de Fragmentos, DVP: Distância dos Vizinhos mais Próximos; REG: Média das áreas de Regeneração; AMF: Área Média dos Fragmentos; CV: Cobertura da Vegetação; DPM: Desvio Padrão da área de Floresta Madura.

Parâmetros	Importância Relativa	Valores absolutos			Valores padronizados		
		Coefficiente	Erro Padrão	Erro Padrão Ajustado	Coefficiente	Erro Padrão	Erro Padrão Ajustado
NTI	1.000	0.012	0.006	0.006	0.071	0.033	0.036
NumF2010	0.763	0.004	0.002	0.002	0.062	0.032	0.035
DVP2000	0.377	-0.003	0.002	0.002	-0.054	0.037	0.040
REG	0.281	-0.062	0.050	0.054	-0.048	0.039	0.042
DVP2010	0.206	-0.001	0.001	0.001	-0.060	0.041	0.044
NumF2000	0.168	0.010	0.007	0.008	0.048	0.035	0.038
AMF2010	0.107	-0.002	0.002	0.003	-0.044	0.042	0.046
AMF2000	0.074	-0.001	0.001	0.001	-0.034	0.036	0.039
DVP1990	0.063	0.000	0.001	0.001	0.011	0.054	0.058
CV2010	0.063	-0.001	0.005	0.005	-0.007	0.044	0.047
DPM	0.058	0.000	0.001	0.001	-0.012	0.038	0.041
AMF1980	0.032	0.000	0.000	0.000	0.017	0.038	0.041
AMF1990	0.032	-0.001	0.001	0.001	-0.018	0.040	0.044
AEV	0.031	-0.071	0.196	0.212	-0.015	0.041	0.044
DVP1980	0.031	0.000	0.001	0.001	-0.014	0.042	0.045
NumF1980	0.029	-0.002	0.010	0.010	-0.007	0.038	0.041

Para seleção de modelos explicativos para distribuição da abundância por fragmentos foram avaliados 1940 modelos com até quatro parâmetros. Destes, 12 modelos foram considerados plausíveis. Dentre os modelos selecionados 13 das 15 variáveis independentes utilizadas estavam presentes na avaliação do modelo médio. No entanto, apenas complexidade da vegetação, distância dos vizinhos mais próximos em 2010 e cobertura da vegetação em 2010 apresentaram coeficientes com probabilidades abaixo de 0,05 e importância relativa elevada (Tabela 2.2).

Tabela 2.2. Importância relativa e coeficiente angular médio das Variáveis Independentes que se relacionam com o Número Total de Indivíduos em fragmentos de Caatinga no vale do curso médio do Rio São Francisco. AEV: Adensamento Estratificado da Vegetação; NumF: Número de Fragmentos, DVP: Distância dos Vizinhos mais Próximos; REG: Média das áreas de Regeneração; AMF: Área Média dos Fragmentos; CV: Cobertura da Vegetação; DPM: Desvio Padrão da área de Floresta Madura.

Parâmetros	Importância Relativa	Valores absolutos			Valores padronizados		
		Coeficiente	Erro Padrão	Erro Padrão Ajustado	Coeficiente	Erro Padrão	Erro Padrão Ajustado
AEV	1.000	0.482	0.139	0.150	0.017	0.005	0.005
CV2010	1.000	0.014	0.005	0.006	0.022	0.008	0.009
DVP2010	0.906	0.002	0.001	0.001	0.017	0.008	0.008
DPM	0.178	-0.001	0.001	0.001	-0.008	0.006	0.007
AMF1980	0.164	0.000	0.000	0.000	0.006	0.006	0.007
NumF1980	0.083	0.005	0.008	0.009	0.004	0.006	0.006
NumF2010	0.072	-0.001	0.003	0.003	-0.002	0.007	0.007
NumF2000	0.071	0.003	0.008	0.008	0.002	0.006	0.007
DVP2000	0.070	-0.001	0.002	0.002	-0.002	0.007	0.008
AMF2010	0.070	0.001	0.002	0.002	0.002	0.006	0.007
AMF1990	0.069	0.000	0.001	0.001	-0.002	0.007	0.008
AMF2000	0.068	0.000	0.001	0.001	-0.001	0.006	0.007
REG	0.067	0.004	0.040	0.043	0.001	0.005	0.006

Avaliando os 255 modelos para observação da complexidade da vegetação, somente cinco modelos foram selecionados, nestes modelos, cinco das nove variáveis independentes deste estudo foram utilizadas para avaliação do modelo médio. Sendo que a média das áreas de regeneração dos fragmentos, distância dos vizinhos mais próximos de 1990 apresentaram coeficientes com probabilidade abaixo de 0,05, enquanto média das áreas de caatinga de 1980 apresentou coeficientes probabilidade próximas de 0,05. Estes três parâmetros também apresentaram importância relativa mais elevada (Tabela 2.3).

Tabela 2.3. Importância relativa e coeficiente angular médio das Variáveis Independentes que se relacionam com o Adensamento Estratificado da Vegetação em fragmentos de Caatinga no vale do curso médio do Rio São Francisco. NumF: Número de Fragmentos, DVP: Distância dos Vizinhos mais Próximos; REG: Média das áreas de Regeneração; AMF: Área Média dos Fragmentos.

Parâmetros	Importância Relativa	Valores absolutos			Valores padronizados		
		Coeficiente	Erro Padrão	Erro Padrão Ajustado	Coeficiente	Erro Padrão	Erro Padrão Ajustado
REG	1.000	-0.176	0.061	0.065	-0.615	0.212	0.229
DVP1990	0.926	-0.150	0.070	0.075	-0.566	0.264	0.282
AMF1980	0.837	-0.104	0.056	0.060	-0.526	0.285	0.303

NumF2010	0.421	-0.094	0.055	0.060	-0.433	0.253	0.275
DVP2000	0.225	0.154	0.114	0.124	0.356	0.262	0.285

Observando um novo modelo, no qual se utiliza apenas os parâmetros com alta importância relativa do modelo médio, verifica-se que, para número de espécies, os coeficientes de abundância e número fragmentos de caatinga em 2010 apresentam diferenças significantes para zero, e uma relação diretamente proporcional com o número de espécies de acordo com a seguinte equação ($NSP = \exp(1,4185 + 0,0121*NTI + 0,0046*NumF2010) + \epsilon$). Como o valor dos coeficientes é influenciado pela escala das variáveis explicativas, esta equação foi refeita com a padronização das variáveis, para observar o peso dos coeficientes quando as variáveis estão na mesma escala. Assim, obteve-se a seguinte equação ($NSP = \exp(2,068 + 0,184*NTI + 0,177*NumF2010) + \epsilon$).

Realizando o mesmo procedimento para abundância, observa-se que todos os parâmetros com alta importância relativa dos modelos mantiveram coeficientes significativamente diferentes de zero. Todos os coeficientes são positivos apresentando, assim, uma relação diretamente proporcional entre número de indivíduos e as três variáveis explicativas de acordo com a seguinte equação ($NTI = \exp(1.1624 + 0,4713*AEV + 0,0149*CV2010 + 0,0025*DVP2010) + \epsilon$, $\theta = 16.29 \pm 8.40$) e com os valores padronizados ($NTI = \exp(3.422 + 0,256*AEV + 0,356*CV2010 + 0,259*DVP2010) + \epsilon$).

Por fim, para relações da complexidade da vegetação com os três parâmetros altamente representativos observa-se uma alteração nos coeficientes, de modo que apenas a média das áreas de regeneração dos fragmentos apresentou coeficiente com diferença significativa para zero. No entanto todos os parâmetros apresentaram relação inversamente proporcional com a complexidade da vegetação de acordo com a seguinte equação ($\ln(AEV) = 1,979 - 0,172*\ln(REG) - 0,114*\ln(DVP1990) - 0,072*\ln(AMF1980) + \epsilon$) e com os valores padronizados ($\ln(AEV) = 1,009 - 0,120*\ln(REG) - 0,086*\ln(DVP1990) - 0,074*\ln(AMF1980) + \epsilon$).

Existe a presença de uma estrutura hierárquica quando os modelos selecionados para as três variáveis dependentes são observados em conjunto, uma vez que o Adensamento Estratificado da Vegetação está presente como variável explicativa do Número de Indivíduos e, este último está presente como variável explicativa do Número de Espécies (Figura 2.6).

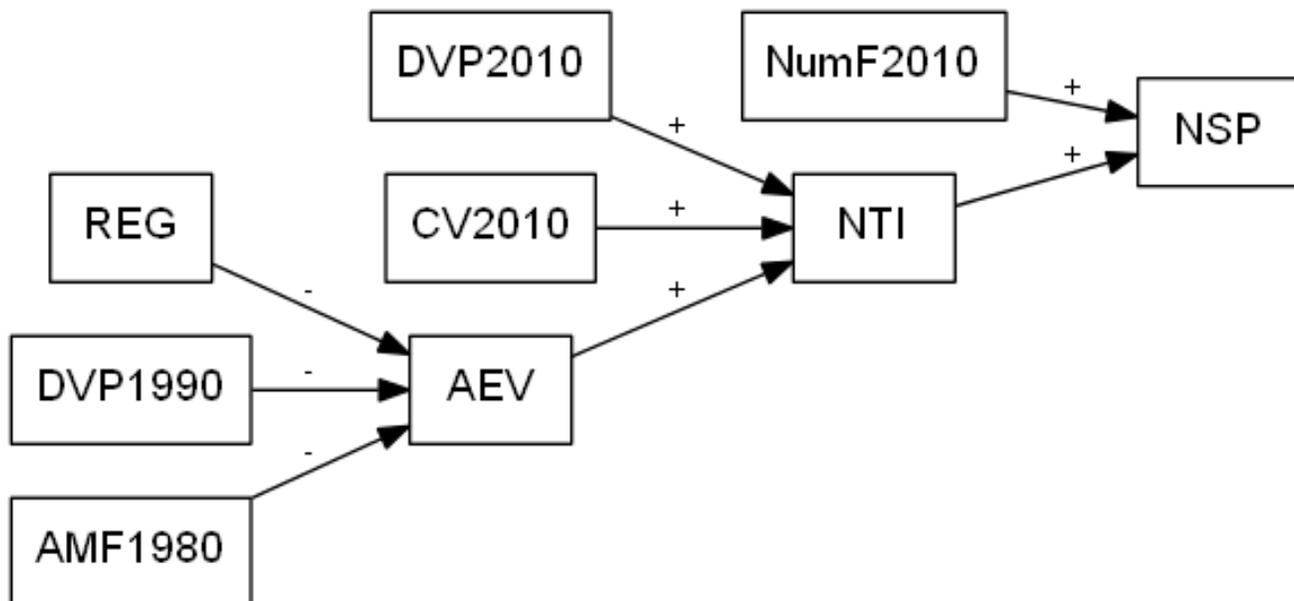


Figura 2.6. Estrutura da Hierarquia das Relações Causais observadas na comunidade de morcegos dos fragmentos de caatinga do vale do curso médio do Rio São Francisco.

DISCUSSÃO

Os resultados observados neste trabalho indicam uma relação de estrutura hierárquica das relações causais da paisagem com indicadores de diversidade. Muitos estudos apontam a influência direta da paisagem em diversos grupos biológicos (Ewers & Didham 2006b; Faria et al. 2007), inclusive morcegos (Gorresen & Willig 2004; Jones et al. 2009; Klingbeil & Willig 2009). Entretanto, poucos observaram relações indiretas da paisagem em grupos biológicos (Grace 2006; Meentemeyer et al. 2008; Pugsek et al. 2003).

A cadeia de relações observadas neste estudo ressalta a importância de diferentes fenômenos da paisagem agindo de forma direta e indireta para a determinação de riqueza de espécies em fragmentos de caatinga. A relação direta do número de fragmentos em 2010 com o número de espécies de morcegos reflete a influência de processos de fragmentação e perda de habitat na riqueza de espécies de morcegos na área de estudo.

O número de fragmentos é uma medida simples da paisagem e está muito associada à fragmentação, mas também é influenciada por uma relação não linear com a perda de habitat (Fahrig 2003). De modo geral, se a cobertura da vegetação for mantida constante, o aumento da fragmentação irá aumentar o número de fragmentos. Por outro lado, se a fragmentação for mantida constante, o número de fragmentos apresentará

maior valor em estágios intermediários de cobertura da vegetação, pois paisagens com alta e baixa cobertura da vegetação não apresentarão muitas combinações de fragmentos isolados (Fahrig 2003).

O número de fragmentos, independente do tamanho ou da forma, também é importante para os processos de dinâmica da metacomunidade. Segundo a teoria de trampolins ecológicos (“stepping stones”), a presença de pequenos fragmentos facilita a comunicação de populações e comunidades entre fragmentos maiores presentes na paisagem e isolados por uma matriz impermeável (Fahrig 2003; Fahrig & Merriam 1994; Metzger 2001).

A fragmentação e perda de habitat são processos bastante associados à redução de espécies. No entanto, os estudos com morcegos apresentaram resultados divergentes: Gorresen & Willig (2004), observaram uma relação negativa entre a fragmentação e a riqueza de espécies de Phyllostomidae, em fragmentos de florestas tropicais no Paraguai. Klingbeil & Willig (2009) não observaram associação da riqueza com a alteração da paisagem na Amazônia do Peru.

A observação de uma relação hierárquica entre paisagem, abundância e riqueza de espécies, enriquece as teorias de biodiversidade, pois pouco se sabe dos fatores que regulam o número de indivíduos e a relação da abundância com a riqueza de espécie é muitas vezes considerada como um viés de experimento devido a diferenças no esforço amostral e muitos trabalhos calculam métricas para retirar este efeito em estudos de diversidade (Gotelli & Colwell 2001). Hubell (2001) formulou uma série de modelos estocásticos de assembléias com indivíduos neutros. Nestes modelos o número de indivíduos da comunidade é um dos parâmetros utilizados para observar o número médio de espécies em uma assembléia, mas estes modelos não inserem fatores que regulem o número de indivíduos da comunidade.

A relação direta da cobertura da vegetação em 2010, distância média dos vizinhos mais próximos em 2010 influenciando a abundância reflete os processos de perda de habitat e isolamento interferindo na abundância dos morcegos em fragmentos de caatinga, na área de estudo. Mas, além disso, como a abundância influencia diretamente a riqueza de espécies, pode-se supor que estes processos interferiram indiretamente no número de espécies presentes nos fragmentos estudados.

O processo da perda de habitat provoca a redução na cobertura da vegetação nativa, portanto esta métrica é amplamente usada para representar a perda de habitat, desde que se considere a cobertura da vegetação como o inverso da perda de habitat (Fahrig 2003). A distância média dos vizinhos mais próximos é bastante usada como uma medida de isolamento (Boscolo & Metzger 2011).

Assim, é esperado que quanto menor a cobertura da vegetação e maior a distância entre os fragmentos menor seja o número de indivíduos presentes em fragmentos de caatinga na área de estudo. Como o número de indivíduos apresenta uma relação direta com o número de espécies, pode-se observar uma relação indireta com riqueza de espécies. No entanto, esta relação é diferente do esperado para efeitos diretos da paisagem na diversidade biológica, onde o aumento na distância entre os fragmentos tende a reduzir a riqueza de espécies (Brown & Brown 1992; Cosson et al. 1999; Ewers & Didham 2006b).

A relação direta da riqueza, observada neste estudo não é significativa, mas o coeficiente observado é negativo (Tabela 2.2). Em estudos de análise de caminhos é possível um fator apresentar uma relação direta com coeficiente negativo ou nulo e apresentar uma relação indireta positiva (Grace 2006; Grace & Pugsek 1998; Meentemeyer et al. 2008; Shipley 1997), e isto deve estar ocorrendo neste estudo.

O adensamento estratificado da vegetação foi a medida encontrada para observar a variação contínua do adensamento presente nos locais de coleta, assim valores baixos da complexidade estão presentes em locais adensados e/ou com árvores arbustivas. Desse modo, a observação do adensamento estratificado da vegetação com a abundância, indica que quanto maior adensamento da vegetação no subosque, menor o número de indivíduos de morcegos presentes nos fragmentos de Caatinga.

O maior adensamento da vegetação deve dificultar o voo dos morcegos, principalmente quando este adensamento ocorre nos estratos mais baixos da vegetação. Bernard (2001), coletando em fragmentos de florestas tropicais úmidas na Amazônia, encontrou um maior número de espécies utilizando regiões de dossel, mas o subosque foi utilizado por maior número de indivíduos. Falcão (2005) em fragmentos de florestas estacionais no Planalto de Conquista e Yates & Mizuka (2006) em fragmentos de florestas de

carvalho também observaram uma redução no uso de fragmentos por morcegos devido ao aumento do adensamento da vegetação.

Da relação do adensamento estratificado da vegetação com a abundância também é possível observar uma relação hierárquica com a paisagem, uma vez que o adensamento da vegetação é influenciado pela média da área de regeneração do fragmento, distância do vizinho mais próximo de 1990 e média das áreas de fragmentos de caatinga de 1980.

A métrica de média da área de regeneração indica quanto do fragmento estudado é formado por áreas de regeneração, ou seja, locais onde houve supressão de vegetação após 1980 e depois houve uma nova ocupação da vegetação de caatinga. Deste modo, esta métrica está relacionada com a variação histórica do fragmento. Como as outras métricas da paisagem relacionadas com o adensamento da vegetação são métricas de anos pretéritos, pode-se supor que existe um atraso temporal na reposta do adensamento da vegetação.

No entanto, o aumento da área de regeneração aumenta o adensamento do subosque e/ou reduz a altura da vegetação. Assim fragmentos com maior composição de florestas maduras deverão apresentar maior porte da vegetação e menores adensamentos no subosque, o que facilita o aumento na abundância de morcegos.

Neste estudo, não houve relação direta de atraso temporal na riqueza de espécies e na abundância, no entanto, elas podem estar atuando indiretamente, via o adensamento estratificado da vegetação. Metzger et al. (2009) observaram que árvores tendem a ter um atraso temporal mais forte que animais e plantas anuais. Para estes autores isto se justifica porque árvores têm um tempo de vida mais longo, e isto torne este grupo menos suscetível a mudanças imediatas na paisagem (Lindborg & Eriksson 2004; Metzger et al. 2009).

A alta riqueza regional de espécies de morcegos encontrada neste estudo é resultado das influencias da paisagem na diversidade local. Assim, a presença de uma estrutura hierárquica de relações causais para explicar a riqueza de espécies de morcegos demonstra que os processos de alteração da paisagem influenciam a diversidade de espécies de uma forma mais complexa que o observado por relações diretas de causas e efeitos. A compreensão desta hierarquia tem importantes implicações para conservação e manejo de espécies. Por exemplo, a baixa taxa de captura de espécies sugere uma baixa densidade de morcegos na área

de estudo (ver Capítulo 1), junto com a influência direta do número de indivíduos sobre o número de espécies nos fragmentos torna importante, também, a manutenção de elementos que permitam o aumento da abundância nos fragmentos estudados.

Assim, é necessário conservar fragmentos com estrutura florestal, ou seja, maior adensamento no dossel e menor adensamento no subosque, pois isso influencia o número de indivíduos localmente, bem como fragmentos inseridos em uma paisagem com configuração que favoreça o aumento no número de manchas, ou menor isolamento entre manchas e maior cobertura da vegetação. Conservando estas áreas é possível manter os fragmentos com maior riqueza de espécie.

Com isso a hierarquia das relações causais presentes neste estudo ressaltam a importância de observar a paisagem em uma abordagem mais complexa. Compreender a cadeia de relações, e não só as influências diretas do sistema é fundamental para a conservação e manejo da diversidade em sistemas biológicos ameaçados pela intervenção humana, não só para a Caatinga e outras regiões semi-áridas, mas também em outros Biomas terrestres.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ab'Sáber AN (2008) Os domínios de natureza do Brasil. Ateliê Editorial, São Paulo

Aguiar J, Lacher TE, Silva JMC (2002) The Caatinga. In: Mittermeier R. A., Mittermeier C. G., Robles Gil P. et al (eds), Wilderness: earth's last wild places. CEMEX, Mexico, pp. 174-181

Aguirre LF (2002) Structure of a neotropical savanna bat community. *Journal of Mammalogy* 83(3):775-784

Arnold TW (2010) Uninformative parameters and model selection using Akaike's information criterion. *Journal of Wildlife Management* 74(6):1175-1178

Bahia (2010a) Estatística dos municípios baianos: território de identidade Sertão Produtivo. Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia - SEI, Salvador

Bahia (2010b) Estatística dos municípios baianos: território de identidade: Velho Chico. Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia - SEI, Salvador

Bahia (2011) Sistemas de dados estatísticos. Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia - SEI, <http://www.sei.ba.gov.br/side/pesquisa.wsp>,

Barton K (2011) MuMIn: Multi-model inference. R package version 1.5.2 edn.,

Bernard E (2001) Vertical stratification of bat communities in primary forests of Central Amazon, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 17:115-126

Bivand R, Altman M, Anselin L et al (2011) spdep: spatial dependence: weighting schemes, statistics and models. R package version 0.5-40 edn.,

- Boscolo D, Metzger PJ (2011) Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. *Ecography*:no prelo
- Brasil (1992) Manual técnico da vegetação brasileira. IBGE, Rio de Janeiro
- Brasil (2004) Cenários para o bioma Caatinga. Conselho Nacional da Biosfera, SECTMA, Recife
- Brasil (2011) A bacia hidrográfica do rio São Francisco. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, <http://www.saofrancisco.cbh.gov.br/baciasf.aspx>,
- Brown KS, Brown GG (1992) Habitat alteration and species loss in Brazilian forest. In: Whitemore T. E. & Slayer J. A. (eds), *Tropical deforestation and species extinction*. Chapman and Hall, London, pp. 119-142
- Castelletti CHM, Santos AMM, Tabarelli M et al (2003) Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária UFPE, Recife, pp. 719-734
- Cloutier D, Thomas DW (1992) *Carollia perspicillata* Mammalian Species 417:1-9
- Corlett RT (1992) The ecological transformation of Singapore, 1819-1990. *Journal of Biogeography* 19:411-420
- 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
- Esbérard CEL, Daemon C (1999) Um novo método para marcação de morcegos. *Chiroptera neotropical* 5:116-117
- Ewers RM, Didham RK (2006a) Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81(1):117-142
- Ewers RM, Didham RK (2006b) Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81:117-142
- Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34:487-515
- Fahrig L, Merriam G (1994) Conservation of Fragmented Populations. *Conservation Biology* 8:50-59
- Falcão FC (2005) *Moregos do planlto da Conquista: Efeitos da estrutura da vegetação e da paisagem*. Mestrado em Zoologia, UESC
- Faria D, Paciencia MLB, Dixo M, Laps RR, Baumgarten J (2007) Ferns, frogs, lizard, 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
- Fenton MB (1997) Science and the conservation of bats. pp. 1-14
- Fenton MB, Acharya L, Audet D et al (1992) Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics. *Biotropica* 24(3):440-446
- Fonseca GAB (1985) The vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 34:17-34
- Gorresen PM, Willig MR (2004) Landscape response of bats to habitat fragmentation in Atlantic Forest of Paraguay. *Journal of Mammalogy* 85(4):688-697
- Gorresen PM, Willig MR, Strauss RE (2005) Population and community-level response of phyllostomid bats to landscape structure: the importance of scale. *Ecological Applications* 15:2126-2136
- Gotelli NJ, Colwell RK (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4:379-391

- Grace JB (2006) Structure equation modeling and natural systems. Cambridge University Press, New York
- Grace JB, Pugsek BH (1998) On the use of path analysis and related procedures for the investigation of ecological problems. *The American Naturalist* 152:151-159
- Gregorin R, Ditchfield AD (2005) New genus and species of nectar-feeding bat in the tribe Lonchophyllini (Phyllostomidae: Glossophaginae) from northeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 86:403-414
- Gregorin R, Taddei VA (2002) Chave artificial para a identificação de molossídeos brasileiros (Mammalia, Chiroptera). *Mastozoologia Neotropical* 9:13-32
- Harding JS, Benfield EF, Bolstad PV, Helfman GS, Jones EBD (1998) Stream biodiversity: the ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 95:14843-14847
- Haynes MA, Lee Jr TE (2009) *Artibeus obscurus*. *Society* 752:1-5
- Hershberger SL, Marcoulides GA, Parramore MM (2003) Structural equation modeling: an introduction. In: Pugsek B. H., Tomer A., Von Eye A. (eds), *Structural equation modeling: Applications in ecological and evolutionary biology*. Cambridge University Press, New York, pp. 3-41
- Hollis L (2005) *Artibeus planirostris*. *Mammalian Species* 775:1-6
- Hubbell SP (2001) *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press
- Jones G, Jacobs DS, Kunz TH, Willig MR, Racey PA (2009) *Carpe noctem*: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research* 8:93-115
- Klingbeil BT, Willig MR (2009) Guild-specific responses of bats to landscape composition and configuration in fragmented Amazonian rainforest. *Journal of Applied Ecology* 46(1):203-213
- Lindborg R, Eriksson O (2004) Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85:1840-1845
- Medellín RA (1989) *Chrotopterus auritus*. *Mammalian Species* 343:1-5
- Medellín RA, Arita HT (1989) *Tonatia evotis* and *Tonatia silvicola*. *Mammalian Species* 334:1-5
- Medellín RA, Wilson DE, Navarro L D (1985) *Micronycteris brachyotis* *Mammalian Species* 251:1-4
- Meentemeyer RK, Rank NE, Anacker BL, Rizzo DM, Cushman JH (2008) Influence of Land-cover change on the spread of an invasive forest pathogen. *Ecological Applications* 18:159-171
- Metzger JP (2001) O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica* 1:1-9
- Metzger JP, Martensen AC, Dixo M et al (2009) Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142:1166-1177
- Nascimento CES, Rodal MJN, Cavalcanti AC (2003) Phytosociology of the remaining xerophytic woodland associated to an environmental gradient at the banks of the São Francisco river - Petrolina, Pernambuco, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 26(3):271-287
- Oliveira JA, Coimbra Filho AF, Souto A et al (2004) Mamíferos: áreas e ações prioritárias para a conservação da Caatinga. In: Silva J. M. C., Tabarelli M., Fonseca G. A. B., Lins L. V. (eds), *Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília,
- Oliveira JA, Gonçalves PR, Bonvicino CR (2003) Mamíferos da Caatinga. In: Leal I., Tabarelli M., Silva J. M. C. (eds), *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária UFPE, Recife, pp. 275-333

- Pacheco A, Freire NCF, Borges UN (2006) Uma contribuição do sensoriamento remoto para detecção de áreas degradadas na Caatinga brasileira. *Boletim Goiano de Geografia* 26(1):49-68
- Posada D, Buckley TR (2004) Model selection and model averaging in phylogenetics: Advantages of Akaike information criterion and Bayesian approaches over likelihood ratio tests. *Systematic Biology* 53(5):793-808
- Primack RB, Rodrigues E (2002) *Biologia da Conservação*. Vida, Londrina
- Pugesek BH, Tomer A, von Eye A (2003) *Structural equation modeling: Applications in ecological and evolutionary biology*. Cambridge University Press, New York
- Quinn GP, Keough MJ (2002) *Experimental designs and data analysis for biologist*. Cambridge University Press, Cambridge
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2010) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. 2.12.0 edn. R Foundation for Statistical Computing, Viena,
- Reis NR, Muller MF (1995) Bat diversity of forest and open areas in a subtropical region of South Brazil. *Ecologia Austral* 5:31-36
- Reis NR, Peracchi AL, Pedro WA, Lima IP (2007) *Morcegos do Brasil*. Universidade Estadual de Londrina, Londrina
- Schulze MD, Seavy NE, Whitacre DF (2000) A comparison of the phyllostomid bat assemblages in undisturbed neotropical forest and forest fragments of a slash-and-burn farming mosaic in Petén, Guatemala. *Biotropica* 32(1):174-184
- Shipley B (1997) *Exploratory path analysis with applications in ecology and evolution*. *The American Naturalist* 149:1113-1138
- Shump Jr KA, Shump AU (1982a) *Lasiurus borealis*. *Mammalian Species* 183:1-6
- Shump Jr KA, Shump AU (1982b) *Lasiurus cinereus*. *Mammalian Species* 185:1-5
- Silva JMC, Tabarelli M, Fonseca MT (2004) Áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade na Caatinga. In: Silva J. M. C., Tabarelli M., Fonseca M. T., Lins L. V. (eds), *Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília,
- Simberloff D, Abele LG (1982) Refuge Design and Island Biogeographic Theory: Effects of Fragmentation. *The American Naturalist* 120(1):41-50
- Simmons NB (1996) A new species of *Micronycteris* (Chiroptera: Phyllostomidae) from northeastern Brazil, with comments on phylogenetic relationships. *American Museum Novitates* 3158:1-34
- Taddei VA, Lim BK (2010) A new species of *Chiroderma* (Chiroptera, Phyllostomidae) from Northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 70:381-386
- Tomer A (2003) A short history of structural equation models. In: Pugesek B. H., Tomer A., Von Eye A. (eds), *Structural equation modeling: Applications in ecological and evolutionary biology*. Cambridge University Press, New York, pp. 85-124
- Venables WN, Ripley BD (2002) *Modern Applied Statistics with S*. Springer, New York
- Vizotto LD, Taddei VA (1973) Chave para determinação de quirópteros brasileiros. *Revista da Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de São José do Rio Preto* 1:1-72

- Wilcove DS, McLellan CH, Dobson AP (1986) Habitat fragmentation in the temperate zone. In: Soulé M. E. (ed), Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sinauer Associates, Sunderland, pp. 237-256
- Williams JA, O'Farrel MJ, Brett RR (2006) Habitat use by bats in a riparian corridor of the Mojave desert in southern Nevada. *Journal of Mammalogy* 87(6):1145-1153
- Williams SL, Willig MR, Reid FA (1995) Review of the *Tonatia bidens* complex (Mammalia: Chiroptera), with descriptions of two new subspecies. *Journal of Mammalogy* 76:612-626
- Wilson DE, Reeder DM (2005) *Mammal species of the World: a taxonomic and geographic reference* Johns Hopkins University Press, <http://www.bucknell.edu/msw3/>
- Wilson EO (1997) *Biodiversidade*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro
- Yates MD, Muzika RM (2006) Effect of forest structure and fragmentation on site occupancy of bat species in Missouri Ozark Forests. *The Journal of Wildlife Management* 70:1238-1248
- Zuur AF, Ieno EN, Walker NJ, Saveliev AA, Smith GM (2009) *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer, New York

APÊNDICES

Apêndice 2.1. Relação dos morcegos coletados, abundância e riqueza de espécies em 20 fragmentos de caatinga na região do vale do curso médio do Rio São Francisco

Táxon / Família	Pontos de Coletas																				Total		Frequência
	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	N	%	
Artibeus obscurus /Phyllostomidae	3	35	11	6	9	16	6	4	6	14	7	6	14	6	15	6	19	11	27	10	231	35.4	1.00
Artibeus planirostris /Phyllostomidae	0	6	2	0	4	1	5	4	0	7	0	4	3	1	2	0	4	4	15	5	67	10.3	0.75
Phyloderma stenops /Phyllostomidae	0	3	0	1	10	2	1	9	5	1	1	0	0	5	2	5	2	8	3	0	58	8.8	0.75
Carollia perspicillata /Phyllostomidae	0	11	9	4	3	0	8	1	2	4	1	1	4	0	0	0	3	0	0	0	51	7.8	0.60
Glossophaga soricina /Phyllostomidae	1	0	12	12	3	2	0	5	0	0	1	2	1	3	0	0	3	1	0	0	46	7.1	0.60
Mimon crenulatum /Phyllostomidae	0	0	0	0	0	3	2	3	2	6	1	4	5	0	2	1	2	0	8	1	40	6.1	0.65
Desmodus rotundus /Phyllostomidae	2	0	5	3	0	0	8	0	0	3	0	1	0	0	12	0	0	0	0	0	34	5.2	0.35
Lonchophylla mordax /Phyllostomidae	0	0	8	0	3	1	3	0	7	1	3	1	4	0	0	1	0	0	0	0	32	4.9	0.50
Phyllostomus discolor /Phyllostomidae	0	0	3	4	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	11	1.7	0.30
Artibeus lituratus /Phyllostomidae	0	2	0	0	5	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	11	1.7	0.30
Platyrrhinus lineatus /Phyllostomidae	0	0	0	0	4	0	2	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	10	1.5	0.30
Micronycteris schmidtorum /Phyllostomidae	0	0	2	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	8	1.2	0.15
Eptesicus brasiliensis /Vespertilionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	2	0	8	1.2	0.10
Myotis nigricans /Vespertilionidae	1	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	7	1.1	0.25
Tonatia saurophila /Phyllostomidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	1	0	0	0	0	0	0	1	5	0.8	0.20

Apêndice 2.1 Continuação

Táxon / Família	Pontos de Coletas																				Total		Frequência
	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	N	%	
Myotis albescens /Vespertilionidae	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	4	0.6	0.15
Cynomops planirostris /Molossidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	4	0.6	0.10
Molossops temminckii /Molossidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	4	0.6	0.10
Chrotopterus auritus /Phyllostomidae	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0.5	0.10
Peropterix macrotis /Emballonuridae	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0.3	0.10
Lionycteris spurrelli /Phyllostomidae	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0.3	0.10
Sturnira lilium /Phyllostomidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	2	0.3	0.10
Lasiurus blossevillii /Vespertilionidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0.3	0.10
Molossus molossus /Molossidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0.3	0.10
Noctilio albiventris /Noctilionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0.2	0.05
Phyllostomus hastatus /Phyllostomidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.2	0.05
Chiroderma villosum /Phyllostomidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.2	0.05
Diaemus youngi /Phyllostomidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0.2	0.05
Diphylla ecaudata /Phyllostomidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.2	0.05
Lasiurus ega /Vespertilionidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.2	0.05
Eumops glaucinus /Molossidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.2	0.05
Abundância	8	57	60	32	41	29	38	30	24	45	18	20	43	18	35	15	34	25	61	18	651	100.0	1.00
Riqueza	5	5	13	7	8	10	11	10	7	12	9	8	13	7	7	6	7	5	7	5	31	-	-

CAPÍTULO 3.
ORGANIZAÇÃO DA METACOMUNIDADE DE MORCEGOS EM
FRAGMENTOS DE CAATINGA NO VALE DO RIO SÃO FRANCISCO,
BA.

Preparado para submissão no Journal of Mammalogy

RESUMO

As comunidades locais tendem a apresentar potencial de interação entre si, formando redes de metacomunidades. Recentemente, muitos trabalhos tentam observar atributos específicos de cada rede de para unificar diversos modelos de organização de metacomunidade, com isso é possível fazer inferências sobre a resistência da rede a ataques aos elementos que as formam. Dentre os morcegos, existem estudos com esta abordagem realizados em grandes escalas com inferências biogeográficas. O objetivo do presente trabalho é observar a estrutura e resistência da metacomunidade de morcegos em fragmentos de caatinga no vale do rio São Francisco. Para isso foi analisada a metacomunidade formada por 20 fragmentos de caatinga na área de estudo, a partir de dados de captura com redes de neblina. A metacomunidade de morcegos apresentou padrão coerente, aninhado para espécie, mas não para os indivíduos, bem como alta razão variância : média, mas não para modularidade. Padrão semelhante foi observado para a rede de morcegos fitófagos, mas a rede de faunívoros se assemelha a redes aleatórias. As redes observadas apresentaram forte resistência a ataques aleatórios de espécies, mas a rede da metacomunidade e de faunívoros apresenta menor resistência a ataques direcionados. Nas simulações de ataques para os fragmentos contíguos a rede apresentou resistência menor que o esperado para o acaso, mas todas as redes apresentaram variação para a escala da remoção. Os resultados indicam que a metacomunidade retém características das redes das duas guildas sobrepostas, pois apresenta aninhamento por colonização diferencial, como os fitófagos, e é menos resistente a ataques direcionados às espécies como os faunívoros. É possível que ocorra efeitos multiescalares na composição da metacomunidade estudada, reforçando a necessidade de manejo integrado dos fragmentos de caatinga na área de estudo.

Palavras-Chave: Chiroptera; Teoria de Redes; Diversidade; Guildas Alimentares; Mammalia

INTRODUÇÃO

O conceito mais utilizado para Metacomunidade na recente literatura científica (Leibold & Mikkelsen 2002; Presley et al. 2010) é o de “potencial de inter-relação das comunidades locais de uma determinada região”. Apesar de representar um conceito novo na ecologia, elementos do que hoje se chama de metacomunidades estão inseridos em antigos debates desta disciplina. Clements (1916) descreveu o conceito de superorganismo, segundo o qual espécies vegetais se distribuem no espaço conjuntamente formando agrupamentos discretos. Como contraponto, Gleason (1926) estabeleceu o modelo individualista das espécies em que existe um gradiente na distribuição espacial das espécies, mas este gradiente seria formado por requerimentos individuais das populações de cada espécie sem que se possa identificar agrupamentos discretos.

Apesar do intenso debate entre as hipóteses do superorganismo e individualistas, atualmente as duas hipóteses são tratadas como organizações distintas de metacomunidades com gradiente de espécies (Leibold & Mikkelsen 2002). O gradiente ocorre porque existe uma substituição de espécies ao longo comunidades locais. Esta substituição pode ser discreta formando zonas compartmentalizadas ou parcialmente compartmentalizada, como proposto por Clements (1916). Este tipo de organização ocorre em outros tipos de redes complexas, como interações mutualísticas (Lewinsohn et al. 2006) ou participações de atores em filmes (Guimerà et al. 2007). No entanto, Guimerà et al. (2007) utilizam o termo módulo ao invés de compartimentos ou zonas. Neste caso, existe maior interação nos nós dentro dos módulos que fora deles, no entanto, algumas vezes poucos nós podem apresentar maior amplitude de ligações, agindo como hubs de redes, neste caso os módulos não se apresentam totalmente isolados e sim ligados pelos hubs.

Este tipo de organização ocorre porque as espécies que formam os módulos apresentam requerimentos semelhantes de condições e recursos, assim tenderão co-ocorrer com maior frequência (Clements 1916). Além disso, espécies que compartilham as mesmas regiões biogeográficas também tenderão a formar módulos, independente da amplitude de condições de recursos, como foi observado para morcegos nas ilhas do Caribe (Presley & Willig 2010).

A substituição das espécies em uma metacomunidade em gradiente também pode ocorrer de um modo contínuo, onde cada espécie tem uma amplitude e locais específicos de ocorrência, como proposto no modelo individualista (Gleason 1926). Neste caso cada espécie apresenta requerimentos específicos de condições de recursos, conseqüentemente embora a incidência das espécies seja coerente a co-ocorrência será aleatória, assim a metacomunidade apresentará um gradiente contínuo sem formação de módulos (Leibold & Mikkelsen 2002).

Outra forma de metacomunidade em gradiente ocorre quando ocorre substituição de espécies ao longo das comunidades locais, mas as espécies apresentam as mesmas amplitudes de ocorrência, formando um gradiente contínuo e uniformemente espaçado (veja em Leibold & Mikkelsen 2002). A metacomunidade “tabuleiro de xadrez”, também presente no estudo de Leibold & Mikkelsen (2002) não passa de uma metacomunidade compartimentalizada sem a devida ordenação na matriz de ocorrência das espécies.

No entanto algumas comunidades locais são formadas por subgrupos de outras comunidades maiores formando uma metacomunidade aninhada (Patterson & Atmar 1986). A estrutura aninhada não forma um gradiente de substituição de espécies como nos modelos modulares e individualista de espécies. Existem várias hipóteses para o padrão aninhado (veja em Higgins et al. 2006). Dentre as mais aceitas, uma trata o aninhamento como uma extinção diferencial (Patterson & Atmar 1986), ou seja, os subgrupos são formados devido à extinção das espécies mais raras nas comunidades locais com menor riqueza de espécies. Outra hipótese considera que o aninhamento surja pela colonização diferencial de espécies, sendo os subgrupos formados pela colonização das espécies mais comuns nas comunidades com menor quantidade de espécie (Cutler 1991).

Diante de uma grande variedade de organização de metacomunidade Leibold & Mikkelsen (2002) propuseram uma classificação para todos os modelos de organização espacial de metacomunidade baseada na análise dos elementos da metacomunidade (AEM). No entanto muitos dos testes utilizados nestas análises estão defasados e podem gerar equívocos na interpretação dos resultados. Assim a realização deste procedimento incorporando métricas recentes mais consistentes pode melhorar a robustez da análise.

Os trabalhos que utilizaram o conceito de metacomunidade para morcegos, até o momento, foram abordagens biogeográficas no Paraguai (Presley et al. 2009) e nas Antilhas (Presley & Willig 2010), utilizando o método proposto por Leibold & Mikkelsen (2002). Com isso os dois trabalhos utilizando AEM em morcegos ocorrem dentro de uma grande escala geográfica. Nestes dois estudos foram observadas redes compartimentalizadas, mas este padrão pode alterar-se quando as guildas de morcegos são analisadas separadamente. Conseqüentemente, as explicações dos padrões encontrados estão associadas a questões da história geológica ou variações biogeográficas da vegetação (Presley et al. 2009; Presley & Willig 2010).

Estas diferenças nas respostas de morcegos de diferentes guildas alimentares também são observadas, em escalas menores, como em estudos de fragmentação e perda de habitat, em que morcegos carnívoros são mais sensíveis a fragmentação de habitats que os morcegos herbívoros (Fenton et al. 1992). No entanto a organização da metacomunidade de morcegos em escalas menores deve estar associada a fatores ambientais mais restritos espacialmente e, assim, a observação desta organização pode ajudar na compreensão da composição de espécies em fragmentos e auxiliar estudos de conservação biológica.

Desse modo, o objetivo deste estudo é responder as seguintes perguntas: (1) Qual a estrutura da metacomunidade de morcegos em fragmentos de caatinga na região do curso médio do vale do rio São Francisco? (2) Existe diferença na estrutura da metacomunidade de morcegos fitófagos para metacomunidade de morcegos faunívoros? (3) As metacomunidades das guildas alimentares contribuem para a organização da metacomunidade total das espécies de morcegos na área de estudo?

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

O São Francisco é o maior rio que corre totalmente em território brasileiro e forma a mais importante bacia hidrográfica que corta o domínio da Caatinga (Ab'Sáber 2008; Brasil 2011). Este rio é dividido em quatro regiões, (a) Alto São Francisco: das nascentes até Pirapora em Minas Gerais, correspondendo a 17,5% da área total; (b) Médio São Francisco: de Pirapora até Remanso na Bahia, correspondendo a 53,0% da área

total; (c) Submédio São Francisco: de Remanso até Paulo Afonso na Bahia, correspondendo a 24,4% e (d) Baixo São Francisco: de Paulo Afonso até a foz do rio, correspondendo a 5,1% da bacia (Brasil 2011).

Assim, a região do médio São Francisco corresponde a maior parte da bacia do rio São Francisco, correspondendo aos estados de Minas Gerais e Bahia. Neste trecho começam as primeiras formações de caatinga xerófila e presença de sub-bacias intermitentes. A topografia e vegetação são muito heterogêneas na região. Na margem esquerda do São Francisco se encontram um planalto coberto por savanas e os últimos afluentes perenes, as vegetações de caatinga xerófila e matas ciliares são encontradas apenas nas planícies perto da calha principal do rio. Já na margem direita, prevalece um relevo de planície até os limites com a Serra Geral. A vegetação de caatinga xerófila é a fisionomia dominante, com a presença de enclaves de cerrado no alto de morros e matas ciliares próximas à calha principal do rio São Francisco. Com exceção do Rio Verde Grande, todos os afluentes da margem direita deste trecho do rio São Francisco são intermitentes (Brasil 2011).

Este estudo foi realizado em fragmentos de caatinga xerófila nas planícies da margem direita do Médio São Francisco no estado da Bahia, abrangendo os municípios de Paratinga, Bom Jesus da Lapa, Malhada, Iuiú e Palmas de Monte Alto. A área de estudo está entre três áreas prioritárias para a conservação da caatinga, como indicado por Silva et al. (2004), mas não há informações sobre a fauna de mamíferos da região (Oliveira et al. 2004).

As altitudes variam entre 400m e 500m de altitude, com algumas poucas formações de montanhas e cavernas (Bahia 2011). O clima é semi-árido, com temperaturas variando entre 16,1°C e 45,0°C. A estação chuvosa ocorre no verão e varia entre 800mm a 1.000 mm de chuva/ano, concentradas em dezembro a fevereiro (Bahia 2010). Embora incluída no polígono das secas brasileiro, esta região tem um menor risco de sofrer longos períodos de seca, ao contrário das regiões mais centrais da caatinga (Ab'Sáber 2008).

Existem três diferentes fisionomias de vegetação na região, que são distribuídos paralelamente ao longo do rio: (a) mata ciliar - a fisionomia mais próxima da margem do rio. Embora muito degradada, essa floresta ainda contém árvores mais altas e com maior área basal e presença de plantas menos tolerantes à seca do que

outras fisionomias na área de estudo (Brasil 1992); (b) Alagadiço – terras inundáveis entre a mata ciliar e a caatinga xerófila (abaixo). Esta fisionomia é dominada por um estrato herbáceo, com algumas manchas naturais de floresta estacional decidual com arbustos e árvores que crescem sobre solo arenoso aluvial, é eventualmente inundada durante a estação chuvosa, quando poças permanentes ou temporárias são formadas, e podem persistir durante a estação seca (Brasil 1992); (c) Caatinga xerófila – fisionomia mais externa ao rio São Francisco, é mais representativa das três fitofisionomias da área de estudo, ocorre após o alagadiço até os limites da Serra Geral, um planalto que limita os sistemas de drenagem leste do Rio São Francisco. Apresenta vegetação caducifólia xerófila, de porte arbustivo arbóreo, as árvores têm no até 15m de altura. Esta fisionomia não está sujeita a inundações (Brasil 1992). É altamente fragmentada e a maioria dos fragmentos apresenta sinais de atividade humana (obs. pessoal).

Coleta de Dados

As coletas foram realizadas em 20 fragmentos de caatinga xerófila, cada fragmento foi amostrado seis vezes através de coletas bimensais. Em cada coleta eram armadas 10 redes de 12,0m x 3,0m cada. As redes foram abertas das 17:30 até 0:00 e checadas a cada 30 minutos.

Os morcegos capturados foram identificados em campo, sexados, pesados com dinamômetro (Pesola® 100g) e tiveram o comprimento dos antebraços medidos. Após a triagem os animais eram marcados com colares de plástico ou metal com anilhas coloridas de plástico segundo método de Esbérard & Daemon (1999) e soltos após marcação. Cinco exemplares de cada espécie foram coletados para confirmação da identificação e estão tombados como testemunho na Coleção Científica de Mamíferos do Laboratório de Biodiversidade do Semiárido, DCN/UESB. A nomenclatura das espécies seguiu Wilson and Reeder (2005), com a inclusão de *Xeronycteris vieirai* (Gregorin & Ditchfield 2005) e *Chiroderma vizottoi* (Taddei & Lim 2010). As identificações seguiram as chaves de Vizotto & Taddei (1973) para identificação de gêneros e algumas espécies, Gregorin & Taddei (2002) para identificação das espécies da família Molossidae, chaves específicas para alguns gêneros (Cloutier & Thomas 1992; Haynes & Lee Jr 2009; Medellín & Arita 1989; Medellín et al. 1985; Shump Jr & Shump 1982a), além de diagnoses de espécies (Gregorin & Ditchfield

2005; Hollis 2005; Reis et al. 2007; Shump Jr & Shump 1982b; Simmons 1996; Taddei & Lim 2010; Williams et al. 1995).

Agrupamento por guildas alimentares

Os morcegos podem ser classificados por seus hábitos alimentares (Patterson et al. 2003). Em muitos casos é possível identificar o hábito alimentar pelas características morfológicas das espécies, porém, muitas vezes há variações deste hábito associadas à época do ano e outras características do ambiente. Além disso, mesmo apresentando adaptações morfológicas para um determinado tipo de alimentação é possível que uma dada espécie utilize outros recursos alimentares para os quais não apresentam adaptações morfológicas (Ferrarezzi & Gimenez 1996; Gardner et al. 1977; Koopman 1981).

No presente estudo, optou-se por agrupar os morcegos em dois grandes grupos alimentares. Fitófagos, composto por espécies frugívoras e nectarívoras e Faunívoros, composto por espécies insetívoras, hematófagas, carnívoras, piscívoras. A determinação das guildas de cada espécie foi feita a partir do item alimentar mais freqüente nas fezes dos animais coletados na área de estudo. Assim, por exemplo, *Phyllostomus discolor* e *Phyllostomus hastatus* foram incluídos em guildas alimentares distintas apesar de pertencerem ao mesmo gênero e serem descritos como espécies onívoras na literatura (Gardner et al. 1977; Kwiecinski 2006; Sá-Neto 2000). No entanto, na área de estudo a primeira espécie foi encontrada alimentando-se de néctar e frutos em 66,3% dos registros ao passo que *P. hastatus* alimentou-se de insetos em 75,0% dos registros obtidos.

Análise dos Dados

A análise dos dados foi realizada a partir de uma matriz bipartida, na qual as colunas representavam os fragmentos estudados e as linhas as espécies coletadas. Os testes foram realizados para a comunidade completa das espécies de morcegos encontrados na área de estudo, bem como para as guildas alimentares.

Coerência

Para Leibold & Mikkelsen (2002) em uma metacomunidade perfeitamente coerente a distribuição das espécies ao longo do gradiente de ocorrência será contínua. Assim, na matriz de metacomunidade binária, não se observaria valor zero entre valores um. O método proposto por Leibold & Mikkelsen (2002) para

avaliar a coerência é contar o número de ausências entre presenças. No entanto, como este teste é sensível a ordenação dos dados na matriz, estes autores recomendam que a matriz seja ordenada pelo primeiro eixo de uma análise de correspondência (“reciprocal average”), o que permite que a ocorrência das espécies se concentre ao longo da diagonal principal da matriz, maximizando a ocorrência das espécies (Lewinsohn et al. 2006).

Para a realização do teste de coerência deste estudo foram realizadas algumas adaptações para a análise originalmente proposta por Leibold & Mikkelsen (2002). Como a coerência é um atributo da distribuição das espécies e não da área de ocorrência, no presente estudo contou-se apenas as ausências para as espécies – que, no caso, estavam registradas nas linhas das matrizes. Para Leibold & Mikkelsen (2002) este teste precede as análises de “turnover” para observar aninhamento e agrupamento para definir o gradiente, mas se a hipótese nula para a coerência da matriz não for refutada, os outros testes não precisam ser realizados e a metacomunidade será considerada aleatória. Entretanto, neste estudo, mesmo considerando que uma metacomunidade não aleatória deve apresentar coerência, outros testes seriam realizados mesmo se não se observasse coerência na matriz de metacomunidade, pois, uma metacomunidade com baixa frequência de espécies pode não apresentar coerência significativa, mas pode apresentar significância nos outros testes. Por fim, a hipótese nula proposta por Leibold & Mikkelsen (2002) é bicaudal, ou seja, o número de ausências não deverá ser maior nem menor que o esperado ao acaso. Se for maior os autores consideram que a metacomunidade tem a estrutura de tabuleiro de xadrez. Este tipo de matriz representa uma metacomunidade compartimentalizada, mas indevidamente ordenada pois, após a ordenação por análise de correspondência, como sugerido pelos próprios autores, uma estrutura de tabuleiro de xadrez passa a ser compartimentada e perfeitamente coerente. Desse modo, no presente estudo considerou-se como hipótese nula que o número de ausências entre presenças será maior ou igual que o esperado pelo acaso.

Assim, para observar se a coerência da distribuição das espécies diferia do observado ao acaso, foram geradas matrizes por 1000 simulações de modelos nulos de coluna fixa e linha proporcional. Os valores dos números de ausências entre presenças das 1000 simulações foram testados para normalidade e a média e desvio padrão destes valores foram utilizados para realizar a estatística Z unicaudal. Caso o valor observado

fosse menor que os valores simulados para uma significância de 5% a hipótese nula seria descartada. Todos os testes de coerência foram realizados no software R 2.12.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2010). O cálculo das métricas e os modelos nulos foram gerados a partir de uma adaptação para linguagem R do algoritmo desenvolvido em linguagem MatLab por Presley et al (2010).

NODF e wNODF

Se uma matriz perfeitamente aninhada for ordenada de modo decrescente pelo total marginal das linhas e colunas será observada estrutura em forma de escada (Figura 3.1a). Isto porque uma rede aninhada se caracteriza por uma redução no número de espécies em cada área, bem como na redução de áreas de ocorrência para cada espécie, mas, além disso, a área com menor número de espécies será um subconjunto da área mais rica em espécie, assim como a espécie com menor área de ocorrência ocupará um subconjunto das áreas das espécies com maior ocorrência. Para Almeida-Neto et al. (2008) estas propriedades são chamadas de redução do preenchimento e sobreposição de pares. Baseada nestas duas características de uma rede aninhada foi desenvolvida a métrica chamada de NODF (Almeida-Neto et al. 2008) e recentemente a wNODF, no qual utiliza os mesmo princípios acima, mas ponderados pelo *ranking* da abundância, ou seja, por uma matriz não binária (Almeida-Neto & Ulrich 2011).

As duas métricas variam de zero a 100, o que respectivamente representa desde a total ausência de padrão aninhado até o aninhamento perfeito. Adicionalmente, estas métricas apontam para o grau de aninhamento das linhas e das colunas na matriz bipartida, podendo-se inferir onde ocorre o maior aninhamento da rede. Apesar das semelhanças as duas métricas no final acabam representando eventos distintos, pois o NODF indica o quanto uma rede binária, ou seja, bidimensional está aninhada. Já o wNODF pode observar os efeitos do ranqueamento da abundância verifica o aninhamento em três dimensões e o uso combinado destas duas métricas pode ser útil para inferências sobre as variáveis que estariam estruturando o aninhamento da rede.

Como o declínio populacional é uma dos parâmetros para observar a extinção de espécies (Collen et al. 2011; Lee & Jetz 2011), espera-se que em um aninhamento baseado em extinção diferencial os valores de NODF e wNODF estejam acima do esperado ao acaso. Já numa metacomunidade aninhada por colonização

diferencial, indivíduos de uma determinada espécie podem ocupar áreas abaixo das condições mínimas para o crescimento da população, simplesmente porque estas áreas estão próximas de outras que apresentam as condições ótimas para o estabelecimento da população daquela espécie (Mouquet & Loreau 2003). Neste caso espera-se que a rede apresente um valor de $wNODF$ abaixo do esperado ao acaso e o $NODF$ maior do que o observado ao acaso.

Para Almeida-Neto et al. (2007) uma matriz só pode ser aninhada ou não-aninhada. Seguindo este princípio, as métricas $NODF$ não consideram o padrão de antianinhamento (Almeida-Neto et al. 2008). Desse modo o teste de significância do aninhamento deve ser realizado em uma estatística unicaudal, partindo de uma hipótese nula de que o valor do $NODF$ observado deve ser menor ou igual que o esperado pelo acaso, mas para testar as hipóteses da organização do padrão aninhado a estatística para o $wNODF$ será bicaudal.

Assim, para observar se o $NODF$ da metacomunidade diferia do observado ao acaso, foram geradas matrizes por 1000 simulações de modelos nulos de coluna fixa e linha proporcional. Os valores de $NODF$ das 1000 simulações foram testados para normalidade e a média e desvio padrão destes valores foram utilizados para realizar a estatística Z unicaudal. Caso o valor observado fosse maior que os valores simulados para uma significância de 5% a hipótese nula seria descartada.

Caso o valor do $NODF$ fosse significativo, uma nova simulação seria realizada para o $wNODF$, utilizando o mesmo princípio do modelo nulo, mas baseado na proporcionalidade dos indivíduos e não das espécies e utilizando a estatística Z bicaudal. Todos os testes de $NODF$ e $wNODF$ foram realizados no software R 2.12.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2010). O cálculo das métricas foi realizado pela função “`nestednodf`” do pacote `Vegan 2.0-1` (Oksanen et al. 2011) e os modelos nulos foram gerados a partir de uma adaptação para linguagem R do algoritmo desenvolvido em linguagem MatLab por Presley et al. (2010).

Razão Variância Média das áreas de ocorrência das espécies

Um gradiente perfeito representa uma relação na qual a ausência de uma espécie i é em um local k é compensado pela entrada de uma espécie j no mesmo local, mas que está ausente na área adjacente $k-1$. Com isto um gradiente perfeito lembra uma faixa ao longo da diagonal principal de uma matriz de dados (Figura 3.1b).

Para Leibold & Mikkelsen (2002) este gradiente perfeito representa a metacomunidade uniformemente distribuída (“Evenly spaced gradients”) e difere da metacomunidade Gleasoniana porque nesta última a distribuição de espécies é aleatória, uma vez que é baseada na distribuição individual de cada espécie.

O que se observa em um gradiente perfeito é que praticamente todas as espécies ocorrem em um mesmo número de áreas e todas as áreas terão praticamente o mesmo número de espécies. Assim, espera-se que tanto para a área de ocorrência de cada espécie, como para o número de espécies em cada área a variância seja menor que a média e, conseqüentemente, a razão entre a variância e a média seja menor que a observada em simulações de matrizes geradas por modelos nulos.

Uma metacomunidade perfeitamente aninhada tem a propriedade de redução de preenchimento. Portanto espera-se que a razão variância : média seja maior que a observada em simulações de matrizes geradas por modelos nulos. Já a razão variância : média de uma metacomunidade com gradientes individuais de espécies não apresentará diferenças significativas para a observada em simulações de matrizes geradas por modelos nulos. Uma metacomunidade compartimentada não terá um padrão claro, isto irá depender na estrutura interna de cada compartimento.

Assim, para observar se a razão de variância média da distribuição das espécies diferia do observado ao acaso, foram geradas matrizes por 1000 simulações de modelos nulos de coluna fixa e linha proporcional. Os valores da razão variância média das 1000 simulações foram testados para normalidade e a média e desvio padrão destes valores foram utilizados para realizar a estatística Z bicaudal. Caso o valor observado fosse maior ou menor que os valores simulados para uma significância de 5% a hipótese nula da razão variância média semelhante à razão variância média gerada ao acaso seria descartada. Todos os testes da razão de variância : média foram realizados no software R 2.12.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2010), o cálculo das métricas foi realizado por algoritmo próprio e os modelos nulos foram gerados a partir de uma adaptação para linguagem R do algoritmo desenvolvido em linguagem MatLab por Presley et al. (2010).

Modularidade

Uma rede com estrutura de módulos apresenta maior conexão entre as espécies e áreas (nós da rede) dentro dos módulos que entre os nós de outros módulos (Newman & Girvan 2004). Para Guimerà & Amaral (2005) na partição ideal de uma rede os módulos devem incluir o máximo de nós com ligações internas e o mínimo de nós com ligações externas. Para isso foi desenvolvida a métrica da modularidade (Newman & Girvan 2004). Nesta métrica é calculada a fração de ligação de cada nó dentro dos módulos subtraída da fração de ligações externas ao módulo. Com isso o valor da modularidade varia de zero até um, sendo que $M=0$ representa ausência de modularidade e $M=1,0$ a compartimentalização perfeita.

No entanto, na prática, é complicado calcular a modularidade por não se conhecer a priori os módulos de cada rede. Existem diversos algoritmos para tentar maximizar as ligações internas ou minimizar as ligações externas (Guimerà & Amaral 2005; Newman 2004; Newman & Girvan 2004) e Guimerà & Amaral (2005) desenvolveram o método de simulação de anelamento para maximização da modularidade. Neste procedimento são realizadas iterações dos módulos construídos nos quais os nós são realocados aleatoriamente em outros módulos e pares de módulos são fundidos ou formados para se obter a maximização da modularidade. A diferença desta métrica para os outros métodos é que, durante a iteração, valores menores de modularidade podem ser aceitos. Para isso é preciso realizar uma sorteio com uma probabilidade ponderada pela diferença entre o custo novo e o antigo (custo = valor oposto da modularidade) e pela temperatura do sistema, sendo que esta temperatura vai se reduzindo a uma taxa fixa após cada iteração. Na prática essa probabilidade ponderada funciona como uma penalidade para se aceitar valores menores de modularidade em detrimento do valor maior.

Recentemente Guimerà et al. (2007) adaptaram a fórmula da modularidade para trabalhar com redes bipartidas, pois nestas redes as linhas e colunas representam conjuntos não sobrepostos e, conseqüentemente, não podem ser avaliadas conjuntamente como nos métodos de modularidade originais. Em uma rede bipartida de metacomunidade, portanto, é possível avaliar os módulos entre as espécies e entre os pontos amostrais. No presente estudo, contudo, foi avaliada a modularidade somente entre as espécies na metacomunidade, pois o objetivo era observar se estes grupos formam blocos de comunidades distintas (Figura 3.1c) como o padrão descrito por Clements (1916) e seguido por Leibold & Mikkelsen (2002).

Para verificar se a modularidade das espécies na metacomunidade diferia do observado ao acaso, foi calculada a modularidade para redes bipartidas através de anelamento simulado para os dados observados e para os dados obtidos por matrizes geradas por 1000 simulações das matrizes. Os valores da modularidade das 1000 simulações foram testados para normalidade e a média e desvio padrão destes valores foram utilizados para realizar a estatística Z unicaudal. Caso o valor observado fosse maior que os valores simulados para uma significância de 5% a hipótese nula da modularidade observada semelhante à modularidade gerada ao acaso seria descartada. Os testes de modularidade foram realizados através da adaptação para realização de simulações da matriz e compilação do software Bipartmod (Guimerà et al. 2007), disponibilizados em <http://etseq.urv.cat/seeslab/downloads/network-c-libraries-rgraph/>.

Simulação de Ataque às espécies

A resistência da rede a ataques é um método bastante utilizado em outras áreas do conhecimento, como a internet e controle de aeroportos (Barabasi 2002; Mello et al. 2011), sendo a sua aplicação em estudos ecológicos ainda recente (Mello et al. 2011). Com este método é possível inferir o quanto uma rede é robusta à compartimentalização quando submetidas a ataques aleatórios ou ataques direcionados aos hubs.

Com a simulação de ataques é possível observar duas características da metacomunidade: a resistência e a capacidade de fragmentação da rede em compartimentos distintos. Em uma rede bipartida, é possível gerar uma curva da resistência de nós de determinado conjunto da rede em função da retirada acumulada de nós do outro conjunto desta mesma rede bipartida, ou seja, avalia-se quantas colunas continuam presentes quando se retiram as linhas da matriz bipartida, e vice-versa. Desse modo a resistência (“robustness”) é o valor da integral desta curva de remoção acumulada e a resistência irá variar de 0-1, sendo R=0 uma curva de declínio rápido, representando uma rede pouco resistente a remoção de nós.

Além da perda de nós, a retirada acumulada de pontos também tem a capacidade de fragmentar a rede em compartimentos. Uma metacomunidade quase-compartimentada, ou seja, uma rede com dois módulos distintos unidos por poucos hubs (Figura 3.1d) é muito suscetível a ataques direcionados, ao passo que ataques aleatórios podem fragmentar a rede somente se os nós hubs forem atacados.

Em uma remoção acumulada, com chances semelhantes de ataque para todas as espécies, uma rede quasi-compartimentalizada com apenas um hub pode se fragmentar em qualquer momento da simulação do ataque, pois isso obedece a um sistema de amostragem aleatória sem repetição dos dados (Skorokhod 2005). Mas rede apresenta menor chance de fragmentar e esta fragmentação ocorrerá mais no final da simulação conforme o aumento do número de hubs interconectando os compartimentos da rede observada.

Desse modo, uma metacomunidade perfeitamente aninhada nunca irá se compartimentalizar, pois a remoção da espécie mais freqüente irá simultaneamente retirar a área com menor riqueza e isso, conseqüentemente, manterá o padrão aninhado em uma matriz menor. Já matrizes com gradiente uniforme deverão ser resistentes a ataques aleatórios, apesar de não apresentarem propriamente espécies hubs, já que todas as espécies tendem a ter número semelhante de conexões, e a remoção direcionada das espécies mais centrais no gradiente pode compartimentalizá-lo (Figura 3.1b). Do mesmo modo, as redes com gradiente individual de espécies serão pouco resistentes a retirada direcionada de hubs, mas serão mais resistente a retirada aleatória.

Assim, foram realizadas simulações de ataques para as espécies da metacomunidade e das guildas alimentares para observar a robustez e a compartimentalização dessas redes em simulações de ataques direcionados para os hubs. Para testar a significância dos valores observados, foram realizadas 1000 simulações de ataques aleatórios às espécies para comparar o quanto o ataque direcionado difere de ataques ao acaso. Todos os testes simulação de ataques foram realizados no software R 2.12.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2010), e o cálculo da resistência foi realizado por algoritmo próprio, baseado no conceito apresentado por Mello et al. (2011). O cálculo da compartimentalização foi realizado pela função “compartment” do pacote Bipartite (Dorman et al. 2008).

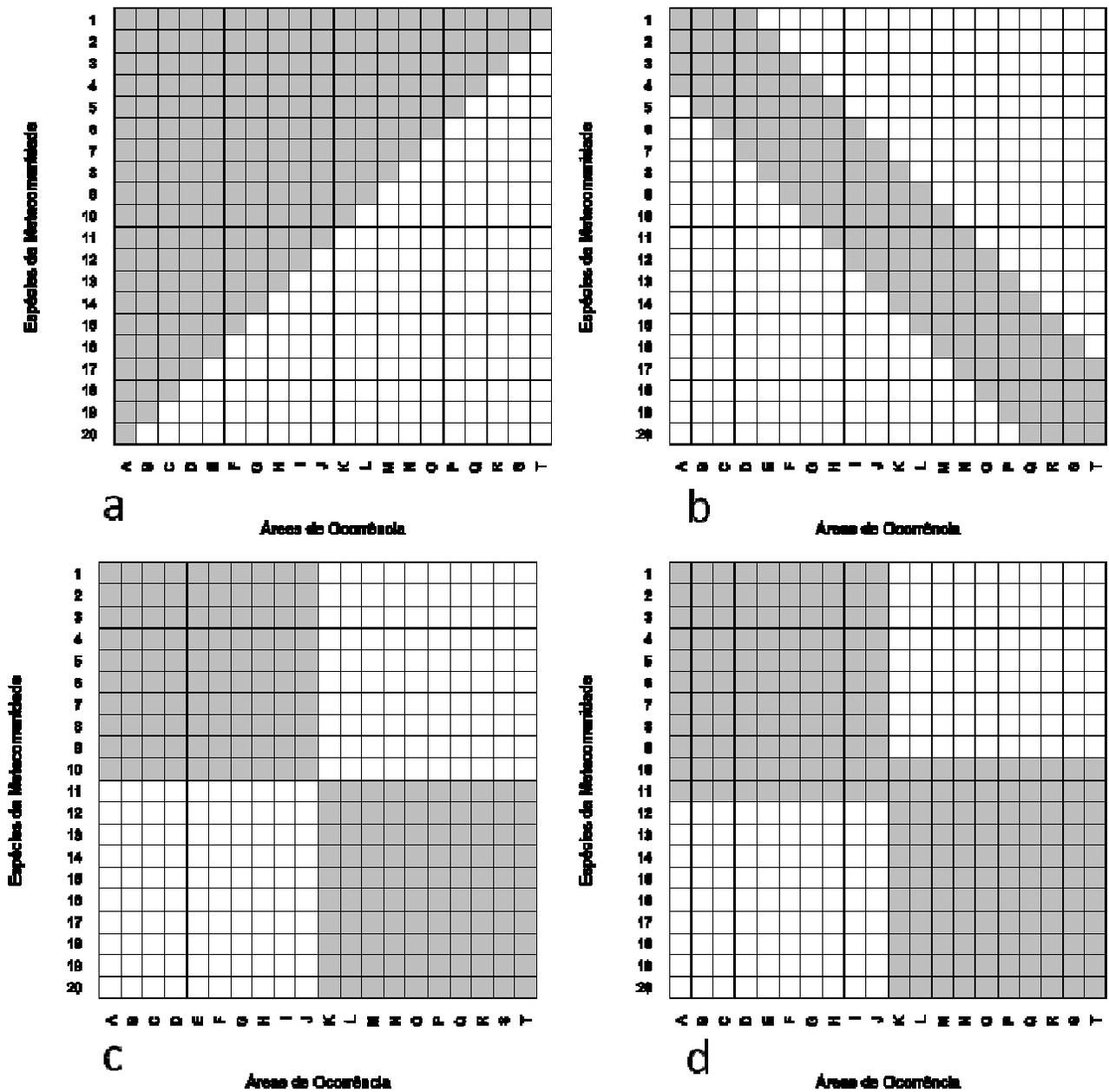


Figura 3.1: Representações de metacomunidades, (a) Metacomunidade Perfeitamente Aninhada, (b) Metacomunidade com gradiente perfeitamente uniforme, (c) Metacomunidade compartimentalizada, (d) Metacomunidade quasi-compartimentalizada.

RESULTADOS

Foram coletados morcegos nos 20 pontos amostrais, em um total 651 indivíduos de 31 espécies 26 gêneros e cinco famílias. Cada ponto apresentou em média oito espécies (variando de 5-13 espécies) e 32 indivíduos (variando de 8-61 indivíduos). Dentre as espécies de morcegos encontradas havia espécies frugívoras, nectarívoras, hematófagas, carnívora e insetívora, sendo que neste grupo funcional foram encontrados insetívoros forrageadores sobre a folhagem (foliage gleaners), insetívoro aéreo de vôo lento, insetívoro aéreo de vôo rápido e insetívoros forrageadores de corpos d'água.

Esta diversidade de grupos funcionais pode ser agrupada em duas guildas alimentares, fitófagos, composta por frugívoros e nectarívoros e faunívoros composta por hematófagos, carnívoros e insetívoros. Dentre os morcegos fitófagos foram registradas 11 espécies e 511 indivíduos. Foram encontrados morcegos fitófagos em todos os pontos, com uma média de cinco espécies (variando de 2-8 espécies) e 26 indivíduos (variando de 4-57 indivíduos) por ponto amostral.

Dentre os morcegos faunívoros foram coletadas 20 espécies e 140 indivíduos, estes animais foram encontrados em 18 dos 20 pontos de coleta, sendo que em média foram encontradas três espécies (variando de 0-7 espécies) e sete indivíduos (variando de 0-17 indivíduos). O número de espécies de morcegos faunívoros é maior que a de morcegos fitófagos na razão 1,81:1 espécies. No entanto, em 15 fragmentos o número de espécies faunívoras é menor que a de fitófagos e mesmo nos cinco fragmentos onde os faunívoros são mais representativos a razão máxima é de 1,50:1 espécies (Tabela 3.1).

A rede da metacomunidade encontrada entre os pontos de coleta apresenta uma conectância de 26,1% entre os vértices da rede, mas toda a rede está ligada formando somente um compartimento na metacomunidade. Apenas *Artibeus obscurus*, um morcego fitófago foi encontrado em todos os pontos, enquanto as outras espécies são menos frequentes (Tabela 3.2 e Tabela 3.3).

Tabela 3.1: Número de espécies e razão faunívoro:fitófago dos morcegos coletados nos fragmentos de caatinga da margem direita do vale do curso médio do Rio São Francisco, BA.

Fragmentos de caatinga	Número de Espécies			Razão Faunívoro:Fitófago
	Faunívoro	Fitófago	Total	
P01	3	2	5	1,50
P02	0	5	5	0,00
P03	7	6	13	1,17
P04	3	4	7	0,75
P05	0	8	8	0,00
P06	5	5	10	1,00
P07	4	7	11	0,57
P08	3	7	10	0,43
P09	2	5	7	0,40
P10	5	7	12	0,71
P11	4	5	9	0,80
P12	2	6	8	0,33
P13	7	6	13	1,17
P14	2	5	7	0,40
P15	4	3	7	1,33
P16	2	4	6	0,50
P17	1	6	7	0,17
P18	1	4	5	0,25
P19	4	3	7	1,33
P20	2	3	5	0,67
Total	20	11	31	1,82

A metacomunidade de morcegos observada neste estudo apresenta uma estrutura significativamente coerente ($N_{\text{observado}}=152$ ausências; $N_{\text{simulado}}=218 \pm 25$ ausências; $p=0,004$). Este padrão também é observado para a rede de morcegos fitófagos ($N_{\text{observado}}=33$ ausências; $N_{\text{simulado}}=53 \pm 8$ ausências; $p=0,005$), no entanto a rede de morcegos faunívoros não apresentou significância na coerência da distribuição das espécies ($N_{\text{observado}}=88$ ausências; $N_{\text{simulado}}=82 \pm 18$ ausências; $p=0,623$).

O conjunto completo da metacomunidade de morcegos estudada apresenta um padrão aninhado, pois, embora o valor de NODF seja baixo, é maior do que o esperado pelo acaso ($NODF_{\text{observado}}=43,9$; $NODF_{\text{simulado}}=39,0 \pm 1,6$; $p=0,001$). O mesmo ocorre para o conjuntos de fitófagos, cujo aninhamento também é significativamente maior que o esperado pelo acaso, mas com o valor de NODF mais alto ($NODF_{\text{observado}}=66,7$; $NODF_{\text{simulado}}=60,1 \pm 2,8$; $p=0,009$). Já para a rede de faunívoros o valor do aninhamento não difere do encontrado ao acaso ($NODF_{\text{observado}}=27,2$; $NODF_{\text{simulado}}=24,3 \pm 2,6$; $p=0,132$).

O aninhamento da riqueza da metacomunidade não é observado quando a análise é feita com a ponderação da abundância, neste caso os valores de wNODF são menores que o esperado pelo acaso para a metacomunidade total ($wNODF_{\text{observado}} = 24,8$; $wNODF_{\text{simulado}} = 34,5 \pm 1,9$; $p < 0,001$), o mesmo ocorrendo para a rede de fitófagos ($wNODF_{\text{observado}} = 35,0$; $wNODF_{\text{simulado}} = 45,1 \pm 3,8$; $p = 0,004$). Este teste não foi realizado com os morcegos faunívoros, visto que este grupo não apresentou aninhamento significativo para a riqueza.

A ocorrência das espécies de morcegos na metacomunidade apresenta uma razão entre a variância e a média de graus por nó na rede maior que o esperado pelo acaso ($Razão_{\text{observada}} = 5,23$; $Razão_{\text{simulada}} = 3,44 \pm 0,44$; $p < 0,001$). Esta razão também é maior que o esperado pelo acaso para a rede de morcegos fitófagos ($Razão_{\text{observada}} = 4,26$; $Razão_{\text{simulada}} = 2,86 \pm 0,51$; $p = 0,003$). Já a razão para a rede de morcegos faunívoros não apresenta um valor diferente do acaso ($Razão_{\text{observada}} = 2,78$; $Razão_{\text{simulada}} = 2,07 \pm 0,53$; $p = 0,090$).

A metacomunidade de morcegos apresenta uma modularidade baixa e não é maior do que a esperada ao acaso ($M_{\text{observado}} = 0,119$; $M_{\text{simulado}} = 0,113 \pm 0,009$; $p = 0,252$). O mesmo padrão é observado para a rede de morcegos fitófagos ($M_{\text{observado}} = 0,139$; $M_{\text{simulado}} = 0,133 \pm 0,005$; $p = 0,115$) e também para a rede das espécies faunívoras ($M_{\text{observado}} = 0,313$; $M_{\text{simulado}} = 0,113 \pm 0,028$; $p = 0,106$).

A união da rede em somente um compartimento se mantém estável mesmo com a retirada das 10 espécies mais frequentes. Após este valor, a retirada de espécies passa a fragmentar a rede em vários compartimentos, até alcançar um máximo de seis compartimentos (Figura 3.2a). A resistência da rede para remoção direcionada de espécies é mais baixa que o esperado pelo acaso ($R_{\text{observado}} = 0,628$; $R_{\text{simulado}} = 0,710 \pm 0,030$; $p = 0,003$).

Esta estabilidade no número de compartimentos também é observada na rede das guildas de fitófagos, no qual o número de compartimento passa a se fragmentar a partir de seis espécies removidas (Figura 3.2b). Neste caso a resistência da rede não apresenta diferenças significativas para as redes geradas pelas simulações ($R_{\text{observado}} = 0,697$; $R_{\text{simulado}} = 0,742 \pm 0,030$; $p = 0,062$). Já a rede de morcegos faunívoros se fragmenta imediatamente após a remoção de *Mimon crenulatum*, a espécie mais freqüente entre os

faunívoros (Figura 3.2c). A resistência da rede a ataques direcionados a espécies foi mais baixa que a esperada pelo acaso ($R_{\text{observado}} = 0,467$; $R_{\text{simulado}} = 0,575 \pm 0,038$; $p = 0,002$).

Esta organização da metacomunidade torna a rede resistente à retirada aleatória de espécies. Em 1000 simulações de retirada aleatória de espécies, a rede não se fragmentou em 391 ocasiões e em 491 ocasiões a rede só se fragmentou após a remoção de 23 espécies ou mais (74,19%). Nestas simulações em apenas uma ocasião a rede se fragmentou em seis compartimentos, sendo que a mediana da compartimentalização máxima foram dois compartimentos (Figura 3.2a). Além disso, a resistência da rede para ataque aleatórios foi mais alta que a resistência para ataques direcionados ($R_{\text{direcionado}} = 0,628$; $R_{\text{aleatório}} = 0,920 \pm 0,044$; $p < 0,001$ – Figura 3.3a).

A rede de fitófagos é ainda mais resistente, neste caso em 750 ocasiões a rede não se fragmentou após as retiradas aleatórias de espécie e houve apenas 28 eventos de fragmentação mantendo seis espécies ou mais de morcegos fitófagos. Assim, a mediana da compartimentalização máxima foi um compartimento, sendo que em 33 ocasiões a rede se fragmentou em três compartimentos ou mais (Figura 3.2b). Além disso, a resistência da rede para ataque aleatórios foi mais alta que a resistência para ataques direcionados ($R_{\text{direcionado}} = 0,697$; $R_{\text{aleatório}} = 0,909 \pm 0,049$; $p < 0,001$ – Figura 3.3b).

A rede de faunívoros, ao contrário das outras, não se fragmenta em apenas 134 ocasiões, nas demais simulações o número de espécies removidas que iniciou formação de compartimentos obedece a uma distribuição uniforme ($\chi^2_{17} = 5,774$; $p = 0,994$) tendo, portanto, chances semelhantes da compartimentalização ocorrer com a retirada de uma ou 18 espécies da rede de morcegos faunívoros (Figura 3.2c). Porém, mesmo menor que as demais redes, a resistência da guilda de faunívoros para ataque aleatórios foi mais alta que a resistência para ataques direcionados ($R_{\text{direcionado}} = 0,467$; $R_{\text{aleatório}} = 0,709 \pm 0,072$; $p < 0,001$, – Figura 3.3c).

Tabela 3.2: Relação das espécies dos morcegos fitófagos coletados nos fragmentos de caatinga da margem direita do vale do curso médio do Rio São Francisco, BA.

Táxon	Pontos de Coleta																				Total	Frequência de ocorrência
	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20		
<i>Artibeus obscurus</i>	3	35	11	6	9	16	6	4	6	14	7	6	14	6	15	6	19	11	27	10	231	1,00
<i>Artibeus planirostris</i>	0	6	2	0	4	1	5	4	0	7	0	4	3	1	2	0	4	4	15	5	67	0,75
<i>Phyllostomus discolor</i>	0	3	0	1	10	2	1	9	5	1	1	0	0	5	2	5	2	8	3	0	58	0,75
<i>Carollia perspicillata</i>	0	11	9	4	3	0	8	1	2	4	1	1	4	0	0	0	3	0	0	0	51	0,60
<i>Glossophaga soricina</i>	1	0	12	12	3	2	0	5	0	0	1	2	1	3	0	0	3	1	0	0	46	0,60
<i>Lonchophylla mordax</i>	0	0	8	0	3	1	3	0	7	1	3	1	4	0	0	1	0	0	0	0	32	0,50
<i>Artibeus lituratus</i>	0	2	0	0	5	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	11	0,30
<i>Plathyrrinus lineatus</i>	0	0	0	0	4	0	2	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	10	0,30
<i>Lionycteris spurelli</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,10
<i>Sturnira lillium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	2	0,10
<i>Chiroderma villosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,05
Total de Indivíduos	4	57	43	23	41	22	26	25	21	29	13	15	27	16	19	13	32	24	45	16	511	1,00

Tabela 3.3: Relação das espécies dos morcegos faunívoros coletados nos fragmentos de caatinga da margem direita do vale do curso médio do Rio São Francisco, BA.

Táxon	Pontos de Coleta																				Total	Frequência de ocorrência
	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20		
<i>Mimon crenulatum</i>	0	0	0	0	0	3	2	3	2	6	1	4	5	0	2	1	2	0	8	1	40	0,65
<i>Desmodus rotundus</i>	2	0	5	3	0	0	8	0	0	3	0	1	0	0	12	0	0	0	0	0	34	0,35
<i>Phyllostomus hastatus</i>	0	0	3	4	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	11	0,30
<i>Myotis nigricans</i>	1	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	7	0,25
<i>Tonatia saurophylla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	1	0	0	0	0	0	0	1	5	0,20
<i>Micronycteris schmidtorum</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	8	0,15
<i>Myotis albensis</i>	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	4	0,15
<i>Chrotopterus auritus</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0,10
<i>Cynomops planirostris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	4	0,10
<i>Eptesicus brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	2	0	8	0,10
<i>Lasiurus blossevilli</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0,10
<i>Molossops temminckii</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	4	0,10
<i>Molossus molossus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,10
<i>Peropterix macrotis</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,10
<i>Diaemus youngii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0,05
<i>Diphylla ecaudata</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,05
<i>Eumops glaucinus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,05
<i>Lasiurus ega</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,05
<i>Noctilio albiventris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0,05
<i>Phylloderma stenops</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,05
Total de Indivíduos	4	0	17	9	0	7	12	5	3	16	5	5	16	2	16	2	2	1	16	2	140	0,90

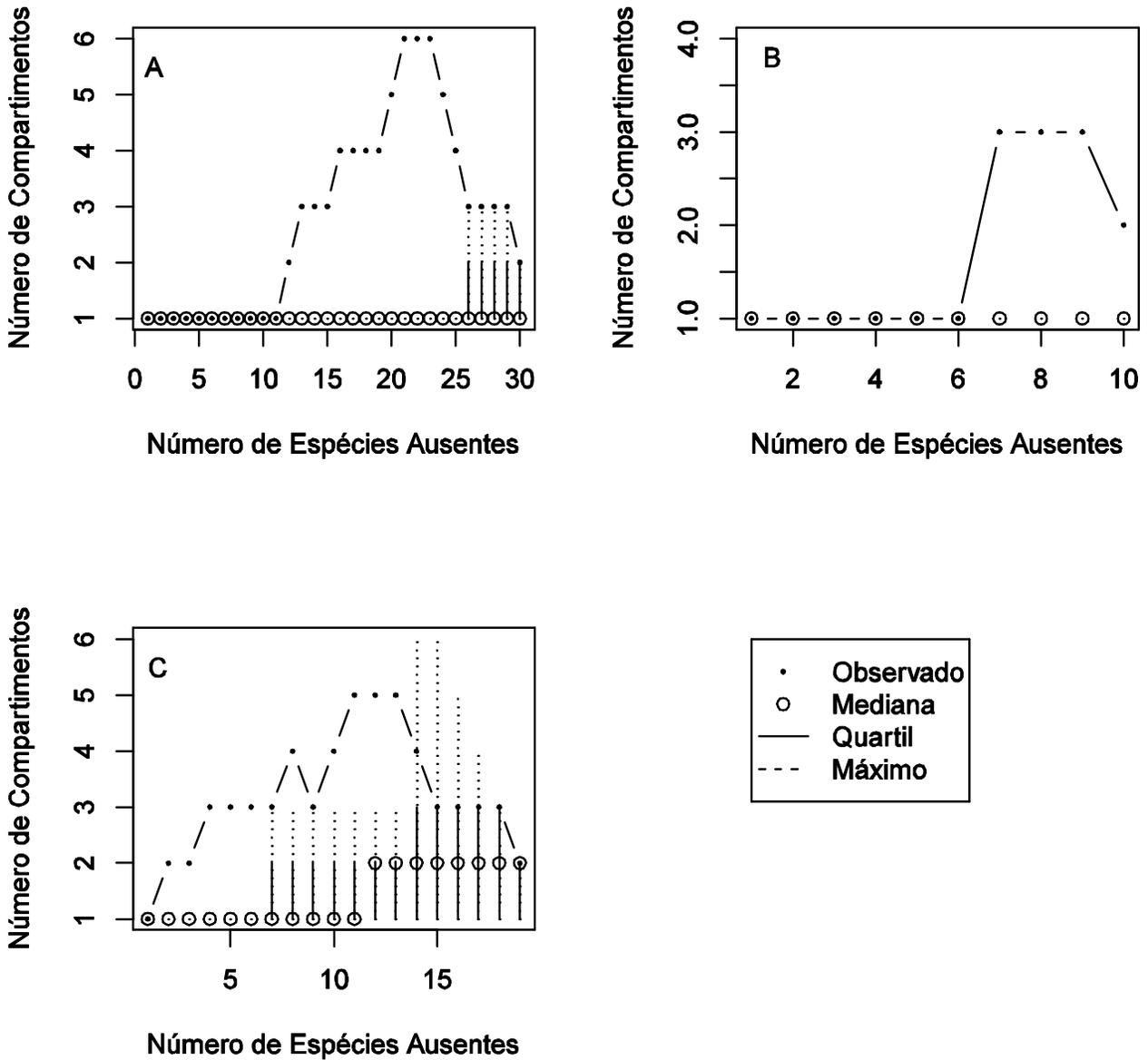


Figura 3.2: Compartimentalização da rede através de remoção de espécies direcionada das espécies mais frequentes (pontos) e através da simulação por remoção aleatória de espécies (círculos). (a) Metacomunidade de morcegos; (b) Rede da guilda de morcegos fitófagos; (c) Rede da guilda de morcegos faunívoros.

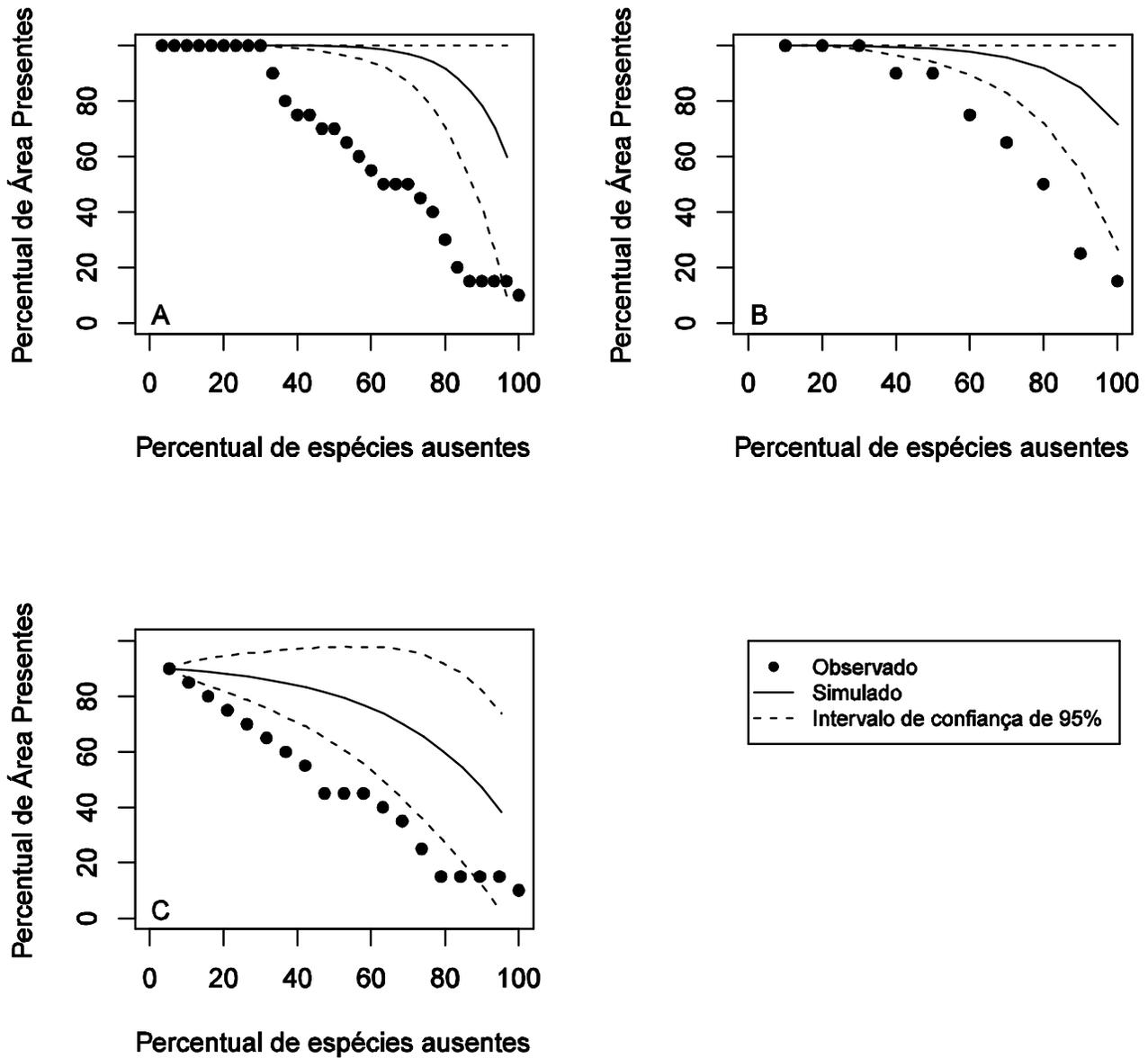


Figura 3.3: Resistência da rede após a retirada acumulada de espécies para ataques direcionados às espécies mais frequentes e para 1000 simulações de ataques aleatórios. (a) Organização para a metacomunidade completa, (b) para a rede da guilda de fitófagos e (c) para a rede da guilda de faunívoros.

DISCUSSÃO

A metacomunidade de morcegos nos fragmentos de caatinga estudados apresenta um número de espécies com cerca de duas vezes o número de espécies da área com maior riqueza. Esse valor é alto para uma matriz aninhada, pois se espera que a área mais rica contenha todas as espécies da metacomunidade (Almeida-Neto et al. 2007; Higgins et al. 2006). Isto ocorre porque a diversidade β é maior do que seria esperado em um padrão alto de uma comunidade aninhada.

Com isso pode-se inferir que a metacomunidade de morcegos apresenta uma estrutura híbrida resultado da mescla das redes das guildas de espécies faunívoras e fitófagas. Desse modo, o aninhamento observado é, provavelmente, originário da organização da rede de fitófago, enquanto o alto número de espécies excedentes seria oriundo da maior diversidade β dos morcegos faunívoros.

Essa característica é comum em metacomunidades de morcegos onde as redes das guildas de faunívoros e fitófagos têm características diferentes, mas não desorganizam a metacomunidade quando agrupadas. Por exemplo, Presley et al. (2009) observaram uma organização compartimentalizada para a metacomunidade de morcegos no Paraguai, enquanto a rede de morcegos insetívoros aéreos apresentou padrão de gradiente individual de espécies e as redes das espécies frugívoras e da família Molossidae foi aleatória. Presley et al. (2010), observaram que a metacomunidade de morcegos nas ilhas das Bahamas apresenta uma estrutura compartimentada, semelhante ao padrão dos morcegos faunívoros, enquanto a rede dos morcegos fitófagos foi aleatória. Neste mesmo estudo a metacomunidade nas Grandes Antilhas, foi aninhada, assim como a rede de morcegos faunívoros, no entanto a rede de fitófagos apresentou estrutura compartimentada.

O número de morcegos fitófagos encontrados neste estudo é baixo, mas apesar disso são muito representativos em termos de abundância de indivíduos. Essa relação entre a riqueza e abundância é comum em outros estudos realizados na Caatinga (Gregorin et al. 2008; Mares et al. 1981; Silva 2007; Willig 1983). Stevens et al. (2004) também observaram esta relação em áreas secas no Paraguai, mas não nas áreas úmidas daquele País. Para Patterson et al. (2003) morcegos faunívoros tendem a apresentar maior número de espécies mesmo em locais de florestas úmidas com intensa amostragem e muitos dados, como o observado por Simmons & Voss (1998) na Guiana Francesa. Entretanto, no estudo da Guiana Francesa, mesmo

apresentando representatividade menor, em número absoluto foram registradas 23 espécies de morcegos fitófagos, enquanto, nos estudos em Caatinga e no Paraguai o número de espécies fitófagas varia entre nove e 11 espécies.

A guilda de morcegos fitófagos apresenta um padrão aninhado e o número de espécies total é semelhante ao número de espécies no fragmento mais rico. Porém, mesmo com uma diversidade β pequena, a complementaridade é menor que o esperado, uma vez que a perda de espécies na metacomunidade é observada apenas quando se remove o fragmento que contém *Chiroderma villosum*, a única espécie fitófaga que foi coletada apenas uma vez, mas este fragmento não é o mais rico em morcegos fitófagos. Ademais, na ausência desta espécie o número de espécies fitófagas não se reduz com a ausência de nenhum dos fragmentos. No entanto, espera-se que pelo menos uma espécie seja perdida na metacomunidade somente quando a área mais rica está ausente (Higgins et al. 2006).

Apesar da rede dos morcegos fitófagos apresentar um padrão aninhado significativo, existe uma baixa complementaridade ocasionada pela ocorrência de espécies raras em fragmentos com menor número de espécies. Este fato e a não significância do aninhamento ponderado por abundância, sugerem um aninhamento originado por colonização diferencial ao invés do padrão por extinção diferencial. A ocorrência das espécies raras é considerada como presenças inesperadas e uma das formas de testar as hipóteses da formação do padrão aninhado para outras métricas como o índice U (Cutler 1991).

Além disso, é pouco provável que as espécies de morcegos fitófagos encontradas neste estudo estejam se aninhando por extinção diferencial, uma vez que a maioria dessas espécies de morcegos é comum, com ampla distribuição geográfica e alta plasticidade no uso de habitats, sendo pouco sensíveis à fragmentação de habitats (Clarke et al. 2005; Faria 2006; Gorresen & Willig 2004). Por exemplo, dentre os fitófagos as espécies do gênero *Artibeus* podem aumentar a população em áreas degradadas (Castro-Arellano et al. 2007), além de serem comuns em áreas urbanas (Sazima et al. 1994), *Glossophaga soricina* também é outra espécie comum em áreas urbanas e degradadas (Lemke 1985) ao passo que *Carollia perspicillata* é bastante associada a espécies de plantas comuns em borda de matas e áreas degradadas (Fleming 1988).

Phyllostomus discolor além de apresentar forte variação no hábito alimentar, a depender da área de ocorrência, também pode viver em grandes cidades e áreas perturbadas (Kwiecinski 2006; Sá-Neto 2000).

Os faunívoros apresentam alta riqueza de espécies na metacomunidade de morcegos mas isso não é observado localmente, uma vez que poucos fragmentos apresentaram maior riqueza de faunívoros que de fitófagos, e mesmo nos cinco fragmentos onde essa guilda foi mais representativa, a relação faunívoros/fitófagos ainda foi menor que a relação observada na metacomunidade. Isso ocorre porque apesar do menor número de espécies nos fragmentos a rede das espécies faunívoras não se aninha. Ao contrário, as espécies apresentam pouca sobreposição de áreas e, com isso, a estrutura da rede de faunívoros apresentou alta diversidade β . De fato esta guilda apresenta espécies mais sensíveis à fragmentação, com restrições de deslocamento em matrizes não florestadas (Fenton et al. 1992; Meyer et al. 2008).

A pequena quantidade de espécies funcionando como hub torna a rede pouco resistente, fácil de compartimentalizar através de ataques direcionados, porém, os compartimentos formados são irregulares, ou seja, existe um grande bloco com a maioria das espécies e dos fragmentos focais, enquanto os outros blocos apresentam poucas espécies, raras e encontradas em poucos fragmentos estudados. Como esta guilda também apresentou uma modularidade baixa, é provável que a fragilidade desta rede para ataques direcionados não seja consequência da presença de comunidades isoladas de morcegos faunívoros entre os fragmentos estudados formando uma estrutura compartimentalizada.

Muitas espécies da rede de faunívoros são raras e de ocorrência limitada a poucos fragmentos focais. Isso provoca um baixo preenchimento da matriz e conseqüentemente torna a rede de faunívoros aleatória. Redes aleatórias de morcegos faunívoros não são comuns, isso foi registrado apenas para a rede de Molossidae no Paraguai, enquanto em outras áreas este grupo apresentou padrão de gradiente individual de espécies ou rede compartimentalizada (Presley et al. 2009; Presley & Willig 2010).

Porém é provável que em escalas menores, como a realizada neste estudo, redes aleatórias de morcegos faunívoros sejam mais comuns, pois as restrições de deslocamento, comuns em muitas espécies deste grupo, isolam mais facilmente populações em locais com alta fragmentação de habitat.

A alta riqueza de espécies regionais encontrada neste estudo é influenciada, não só por fatores da diversidade local, mas também pela estrutura da metacomunidade de morcegos. Esta estrutura, embora aninhada e com baixa complementaridade de espécies ainda conserva alta diversidade β , e isto aumenta a riqueza regional de espécies de morcegos. As redes das espécies das guildas de fitófagos e de faunívoros têm organizações diferentes e conseqüentemente necessitam de manejos distintos para manutenção da diversidade na área de estudo. A guilda de morcegos fitófagos tende a ser localmente mais rica em espécie, mas apresenta menor diversidade β que a guilda de faunívoros. Com isso, planos de manejo que visem conservar a diversidade local (ver Capítulo 2) deverá favorecer mais a guilda de fitófago, enquanto o manejo integrado da paisagem reforçando corredores ecológicos entre os fragmentos de vegetação xerófila e também com outras fisionomias como a Mata Ciliar pode ser útil para manter a estabilidade da rede de faunívoros e conseqüentemente a manutenção da diversidade β encontrada nesta região.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB'SÁBER, A. N. 2008. Os domínios de natureza do Brasil, 5 ed. Ateliê Editorial, São Paulo.
- ALMEIDA-NETO, M., P. R. GUIMARAES JR, & T. M. LEWINSOHN. 2007. On nestedness analyses: rethinking matrix temperature and anti-nestedness, *Oikos* 116:716-722.
- ALMEIDA-NETO, M., P. GUIMARAES, P. R. GUIMARAES JR, R. D. LOYOLA, & W. ULRICH. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement, *Oikos* 117:1227-1239.
- ALMEIDA-NETO, M., & W. ULRICH. 2011. A straightforward computational approach for measuring nestedness using quantitative matrices, *Environmental Modelling & Software* 26:173-178.
- BAHIA. 2010. Estatística dos municípios baianos: território de identidade Sertão Produtivo. Vol. 9. Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia - SEI, Salvador.
- BAHIA. 2011. Sistemas de dados estatísticos. Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia - SEI, <http://www.sei.ba.gov.br/side/pesquisa.wsp>.
- BARABASI, A.-L. 2002. *Linked: The new science of networks*. Perseus Publishing, Cambridge, Massachusetts.
- BRASIL. 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. IBGE, Rio de Janeiro.
- BRASIL. 2011. A bacia hidrográfica do rio São Francisco. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, <http://www.saofrancisco.cbh.gov.br/baciasf.aspx>.
- CASTRO-ARELLANO, I., S. J. PRESLEY, L. N. SALDANHA, M. R. WILLIG, & J. M. WUNDERLE JR. 2007. Effects of reduced impact logging on bat biodiversity in terra firme forest of lowland Amazonia, *Biological Conservation* 138:269-285.

- CLARKE, F., D. PIO, & P. RACEY. 2005. A comparison of logging systems and bat diversity in the Neotropics, *Conservation Biology* 19:1194-1204.
- CLEMENTS, F. E. 1916. *Plant succession: An Analysis of the developments of vegetation*. Vol. 458. Carnegie Institution of Washington, Washington.
- CLOUTIER, D., & D. W. THOMAS. 1992. *Carollia perspicillata* *Mammalian Species* 417:1-9.
- COLLEN, B., L. MCRAE, S. DEINET, A. DE PALMA, T. CARRANZA, N. COOPER, J. LOH, & J. E. M. BAILLIE. 2011. Predicting how populations decline to extinction, *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 366:2577-2586.
- CUTLER, A. 1991. *Biological Journal of the Linnean Society, Conservation Biology* 5:496-505.
- DORMAN, C. F., B. GRUBER, & J. FRÜND. 2008. Introducing the bipartite Package: Analysing Ecological Networks, *R news* 8:8-11.
- ESBÉRARD, C. E. L., & C. DAEMON. 1999. Um novo método para marcação de morcegos, *Chiroptera neotropical* 5:116-117.
- FARIA, D. 2006. Phyllostomid bats of a fragmented landscape in the north-eastern Atlantic forest, Brazil, *Journal of Tropical Ecology* 22:531-542.
- FENTON, M. B., L. ACHARYA, D. AUDET, M. B. C. HICKEY, C. MERRIMAN, M. K. OBRIST, & D. M. SYME. 1992. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics, *Biotropica* 24:440-446.
- FERRAREZZI, H., & E. A. GIMENEZ. 1996. Systematic patterns and the evolution of feeding habitats in Chiroptera (Archonta: Mammalia), *Invited Revisionary Papers* 1:75-94.
- FLEMING, T. H. 1988. *The short-tailed fruit bat: A study in plant-animal interactions*. The University of Chicago Press, Chicago.
- GARDNER, A. L., R. J. BAKER, J. KNOX JONES, & D. C. CARTER. 1977. Feeding habits, Pp. 293-350 in *Biology of bats of the new world family Phyllostomatidae. Part II*. Texas Tech Press, Lubbock.
- GLEASON, H. A. 1926. The individualistic concept of the plant association, *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 53:7-26.
- GORRESEN, P. M., & M. R. WILLIG. 2004. Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic forest of Paraguay, *Journal of Mammalogy* 85:688-697.
- GREGORIN, R., A. P. CARMIGNOTTO, & A. R. PERCEQUILLO. 2008. Quirópteros do Parque Nacional da Serra das Confusões, Piauí, nordeste do Brasil, *Chiroptera Neotropical* 14:366-383.
- GREGORIN, R., & A. D. DITCHFIELD. 2005. New genus and species of nectar-feeding bat in the tribe Lonchophyllini (Phyllostomidae: Glossophaginae) from northeastern Brazil, *Journal of Mammalogy* 86:403-414.
- GREGORIN, R., & V. A. TADDEI. 2002. Chave artificial para a identificação de molossídeos brasileiros (Mammalia, Chiroptera), *Mastozoologia Neotropical* 9:13-32.
- GUIMERÀ, R., & L. A. N. AMARAL. 2005. Cartography of complex networks: modules and universal roles, *Journal of Statistical Mechanics: Theory and Experiment*:art. no. P02001.
- GUIMERÀ, R., M. SALES-PARDO, & L. A. N. AMARAL. 2007. Module identification in bipartite and directed networks, *Physical Review E* 76:art. no. 036102.
- HAYNES, M. A., & T. E. LEE JR. 2009. *Artibeus obscurus*, *Society* 752:1-5.

- HIGGINS, C. L., M. R. WILLIG, & R. E. STRAUSS. 2006. The role of stochastic processes in producing nested patterns of species distributions, *Oikos* 114:159-167.
- HOLLIS, L. 2005. *Artibeus planirostris*, *Mammalian Species* 775:1-6.
- KOOPMAN, K. F. 1981. The distributional patterns of new world nectar-feeding bats, *Ann. Missouri Bot. Gard.* 68:352-369.
- KWIECINSKI, G. G. 2006. *Phyllostomus discolor*, *Mammalian Species* 801:1-11.
- LEE, T. M., & W. JETZ. 2011. Unravelling the structure of species extinction risk for predictive conservation science, *Proceedings of the Royal Society B* 278:1329-1338.
- LEIBOLD, M. A., & G. M. MIKKELSON. 2002. Coherence , species turnover , and boundary clumping : elements of meta-community structure, *Oikos* 97:237-250.
- LEMKE, T. O. 1985. Pollen carrying by the nectar-feeding bat *Glossophaga soricina* in a suburban environment, *Biotropica* 17:107-111.
- LEWINSOHN, T. M., P. I. PRADO, P. JORDANO, J. BASCOMPTE, & J. M. OLESEN. 2006. Structure in plant–animal interaction assemblages, *Oikos* 113:174-184.
- MARES, M. A., M. R. WILLIG, K. E. STREILEIN, & T. E. LACHER JR. 1981. The mammals of northeastern Brazil: a preliminary assessment, *Annals of Carnegie Museum* 50:81-137.
- MEDELLÍN, R. A., & H. T. ARITA. 1989. *Tonatia evotis* and *Tonatia silvicola*, *Mammalian Species* 334:1-5.
- MEDELLÍN, R. A., D. E. WILSON, & D. NAVARRO L. 1985. *Micronycteris brachyotis* *Mammalian Species* 251:1-4.
- MELLO, M. A. R., F. M. D. MARQUETTI, P. R. GUIMARÃES JR, E. K. V. KALKO, P. JORDANO, & M. A. M. D. AGUIAR. 2011. The Missing Part of Seed Dispersal Networks: Structure and Robustness of Bat-Fruit Interactions, *PLoS ONE* 6:e17395.
- MEYER, C. F. J., J. FRÜND, W. P. LIZANO, & E. K. V. KALKO. 2008. Ecological correlates of vulnerability to fragmentation in Neotropical bats, *Journal of Applied Ecology* 45:381- 391.
- MOUQUET, N., & M. LOREAU. 2003. Community Patterns in Source-Sink Metacommunities, *The American Naturalist* 162:544–557.
- NEWMAN, M. E. J. 2004. Fast algorithm for detecting community structure in networks, *Physical Review E* 69:art. no. 066133.
- NEWMAN, M. E. J., & M. GIRVAN. 2004. Finding and evaluating community structure in networks, *Physical Review E* 69:art. no. 026113.
- OKSANEN, J., F. G. BLANCHET, R. KINDT, P. LEGENDRE, P. R. MINCHIN, R. B. O'HARA, G. L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M. H. H. STEVENS, & H. WAGNER. 2011. vegan: Community Ecology Package. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- OLIVEIRA, J. A., A. F. COIMBRA FILHO, A. SOUTO, C. R. BONVICINO, D. R. SCHEIBLER, F. WOLF, & P. L. B. ROCHA. 2004. Mamíferos: áreas e ações prioritárias para a conservação da Caatinga Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação (J. M. C. Silva, M. Tabarelli, G. A. B. Fonseca and L. V. Lins, eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- PATTERSON, B. D., & W. ATMAR. 1986. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos, *Biological Journal of the Linnean Society* 28:65-82.

- PATTERSON, B. D., M. R. WILLIG, & R. D. STEVENS. 2003. Trophic strategies, niche partitioning, and patterns of ecological organization, Pp. 536-579 in Bat Ecology (T. H. Kunz and M. B. Fenton, eds.). The University of Chicago Press, Chicago.
- PRESLEY, S. J., C. L. HIGGINS, C. LÓPEZ-GONZÁLEZ, & R. D. STEVENS. 2009. Elements of metacommunity structure of Paraguayan bats: multiple gradients require analysis of multiple ordination axes., *Oecologia* 160:781-793.
- PRESLEY, S. J., C. L. HIGGINS, & M. R. WILLIG. 2010. A comprehensive framework for the evaluation of metacommunity structure, *Oikos* 119:908-917.
- PRESLEY, S. J., & M. R. WILLIG. 2010. Bat metacommunity structure on Caribbean islands and the role of endemics, *Global Ecology and Biogeography* 19:185-199.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2010. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena.
- REIS, N. R., A. L. PERACCHI, W. A. PEDRO, & I. P. LIMA. 2007. Morcegos do Brasil. Universidade Estadual de Londrina, Londrina.
- SÁ-NETO, R. J. 2000. Morcegos em área urbana: aspectos reprodutivos e alimentares de *Phyllostomus discolor* (Chiroptera; Phyllostomidae) em Salvador, Bahia, Monografia de Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal da Bahia.
- SAZIMA, I., W. A. FISCHER, M. SAZIMA, & E. A. FISCHER. 1994. The fruit bat *Artibeus lituratus* as a forest and city dweller, *Ciência e Cultura* 46:164-168.
- SHUMP JR, K. A., & A. U. SHUMP. 1982a. *Lasiurus borealis*, *Mammalian Species* 183:1-6.
- SHUMP JR, K. A., & A. U. SHUMP. 1982b. *Lasiurus cinereus*, *Mammalian Species* 185:1-5.
- SILVA, J. M. C., M. TABARELLI, & M. T. FONSECA. 2004. Áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade na Caatinga. Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação (J. M. C. Silva, M. Tabarelli, M. T. Fonseca and L. V. Lins, eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- SILVA, L. A. M. 2007. Comunidades de morcegos na Caatinga e Brejo de Altitude, no Agreste de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade de Brasília, Brasília.
- SIMMONS, N., & R. S. VOSS. 1998. The mammals of parcou french guiana, a neotropical lowland rainforest fauna. Part I bats, Pp. 1-219.
- SIMMONS, N. B. 1996. A new species of *Micronycteris* (Chiroptera: Phyllostomidae) from northeastern Brazil, with comments on phylogenetic relationships, *American Museum Novitates* 3158:1-34.
- SKOROKHOD, A. V. 2005. Basic principles and applications of probability theory. Springer-Verlag, Berlin.
- STEVENS, R. D., M. R. WILLIG, & I. G. FOX. 2004. Comparative community ecology of bats from eastern Paraguay: Taxonomic, ecological, and biogeographic perspectives, *Journal of Mammalogy* 85:698-707.
- TADDEI, V. A., & B. K. LIM. 2010. A new species of *Chiroderma* (Chiroptera, Phyllostomidae) from Northeastern Brazil, *Brazilian Journal of Biology* 70:381-386.
- VIZOTTO, L. D., & V. A. TADDEI. 1973. Chave para determinação de quirópteros brasileiros, *Revista da Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de São José do Rio Preto* 1:1-72.

- WILLIAMS, S. L., M. R. WILLIG, & F. A. REID. 1995. Review of the *Tonatia bidens* complex (Mammalia: Chiroptera), with descriptions of two new subspecies, *Journal of Mammalogy* 76:612-626.
- WILLIG, M. R. 1983. Composition, microgeographic variation, and sexual dimorphism in Caatingas and Cerrado bat communities from northeast Brazil, *Bulletin of Carnegie Museum of Natural History* 23:1-131.
- WILSON, D. E., & D. M. REEDER. 2005. *Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference*. Johns Hopkins University Press, <http://www.bucknell.edu/msw3/>.