

ALINE JUNG DOS SANTOS

**ESPAÇO E COBERTURA VEGETAL NA DETERMINAÇÃO DA
DIVERSIDADE DE MORCEGOS EM REMANESCENTES DE CERRADO**



UNEMAT
Universidade do Estado de Mato Grosso

Nova Xavantina, MT

2015

ALINE JUNG DOS SANTOS

**ESPAÇO E COBERTURA VEGETAL NA DETERMINAÇÃO DA
DIVERSIDADE DE MORCEGOS EM REMANESCENTES DE CERRADO**

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Karina de Cassia Faria

Nova Xavantina, MT

2015

S237e Santos, Aline Jung dos (1990 -).

Espaço e cobertura vegetal na determinação da diversidade de morcegos em remanescentes de cerrado. /Aline Jung dos Santos: [s.n], 2015.

3 f.: il.

Orientadora: Karina de Cassia Faria

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, 2015.

Vegetação. 2. Morcegos. 3. Diversidade. 4. Cerrado I. Título.

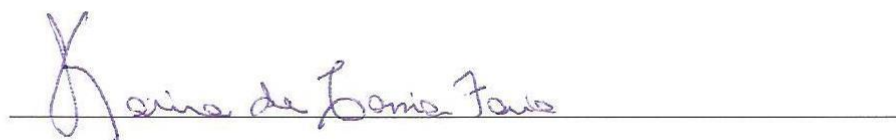
CDU – 599.4(817.2)

**ESPAÇO E COBERTURA VEGETAL NA DETERMINAÇÃO DA
DIVERSIDADE DE MORCEGOS EM REMANESCENTES DE
CERRADO**

ALINE JUNG DOS SANTOS

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso como requisito à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

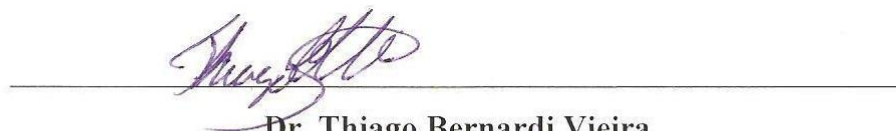
APROVADA em 24 de Julho de 2015, pela BANCA EXAMINADORA:



Dr^a. Karina de Cassia Faria

UNEMAT - Universidade do Estado de Mato Grosso

Orientadora



Dr. Thiago Bernardi Vieira

UNEMAT – Universidade do Estado de Mato Grosso

Membro titular



Dr^a. Monik Oprea

UFG – Universidade Federal de Goiás

Membro titular

Dr. Henrique Augusto Mews

UNEMAT – Universidade do Estado de Mato Grosso

Membro suplente

Dedico,

aos meus pais, Noeli e Domingos, exemplos
para a vida toda!

AGRADECIMENTOS

Agradeço a CAPES e CNPq pela bolsa de estudos e a UNEMAT, em especial ao *Campus* de Nova Xavantina, pela providência de condições necessárias para a realização do meu trabalho.

A minha orientadora Dr^a Karina Faria, por não medir esforços para me ajudar e ensinar.

Aos membros da banca, Dr. Thiago Bernardi, Dr^a Monik Oprea, Dr. Henrique Mews e Dr. Eddie Lenza pelas importantes contribuições.

Ao Dr. Thiago Bernardi e ao Dr. Henrique Mews por me ajudarem neste trabalho, pelas conversas e dicas e pela ajuda nas análises.

Aos meus professores pelos valiosos ensinamentos, que muito me ajudaram no desenvolvimento deste trabalho.

A minha família e em especial a minha mãe Noeli, ao meu pai Domingos, meus irmãos Arabela, Benhur e Daniel e meu namorado Alex, pelo apoio durante mais essa etapa.

Aos meus colegas de turma, em especial a Ana Paula, José Carlos, Leonardo e Luciano, pela amizade.

Aos meus companheiros e amigos Professor Joaquim, Adriano, Daiana, Hellen, Jaqueline, Júlio, Kerolay, Loana, Sérgio e Tatiane, sem os quais este trabalho não seria possível.

E acima de tudo, a Deus, pelos dons que me foram concedidos e pela força para superar as dificuldades!

FORMATAÇÃO

ESPAÇO E COBERTURA VEGETAL NA DETERMINAÇÃO DA DIVERSIDADE DE MORCEGOS EM REMANESCENTES DE CERRADO

Neste trabalho discutimos como as espécies de morcegos se distribuem em um ambiente fragmentado sob a perspectiva da teoria de Metacomunidade. O trabalho segue as formatações, incluindo citações e referências, exigidas pelo periódico ao qual será submetido: **Oecologia**, ISSN: 0029-8549 (versão impressa) ISSN: 1432-1939 (versão eletrônica) - <http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/442>

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	viii
LISTA DE TABELAS.....	ix
RESUMO.....	x
ABSTRACT.....	xi
1- INTRODUÇÃO.....	1
2- MATERIAL E MÉTODOS.....	5
2.1- Área de estudo.....	5
2.2 - Coleta de dados.....	5
2.3- Análises dos dados.....	7
3- RESULTADOS.....	9
4- DISCUSSÃO.....	17
5- REFERÊNCIAS.....	21

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Localização dos nove fragmentos escolhidos para a coleta de morcegos no Assentamento Santa Maria, município de Água Boa, Estado de Mato Grosso, Brasil. 6
- Figura 2. Representação do efeito negativo da densidade da vegetação e da autocorrelação espacial, representada pelo filtro espacial 2 sobre a Diversidade β total na comunidade de morcegos observada nos nove fragmentos amostrados no Assentamento Santa Maria, município de Água Boa, Mato Grosso. A diversidade β é representada pelo resíduo parcial extraído do modelo de regressão..... 15
- Figura 3. Representação do efeito negativo da densidade da vegetação e da autocorrelação espacial, representada pelo filtro espacial 2 sobre a Diversidade β parcial correspondente ao *Turnover* na comunidade de morcegos observada nos nove fragmentos amostrados no Assentamento Santa Maria, município de Água Boa, Mato Grosso. A diversidade β é representada pelo resíduo parcial extraído do modelo de regressão..... 16

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Riqueza e Abundância e Diversidade β das espécies registradas nos nove fragmentos (F0 – F8) no Assentamento Santa Maria, município de Água Boa, Estado de Mato Grosso, Brasil. N = Abundância de indivíduos por espécie. 11
- Tabela 2. Valores médios do EVI para os três anos analisados (Ano 01, 03 e 05) e os filtros espaciais calculados para os nove fragmentos no Assentamento Santa Maria, município de Água Boa, Estado de Mato Grosso, Brasil. 13
- Tabela 3. Relação entre as variáveis-resposta (Riqueza, Abundância e Diversidade β) e as variáveis preditoras (EVI médio dos anos 01/ 03/ 05 e o espaço) observada para os fragmentos amostrados no Assentamento Santa Maria, município de Água Boa, Estado de Mato Grosso, Brasil. 13
- Tabela 4. Relação entre Diversidade β total e parcial correspondente ao *Turnover*, o EVI dos três anos analisados (01, 03 e 05) e o espaço, observada para os nove fragmentos amostrados no assentamento Santa Maria, município de Água Boa, MT. Coeficiente = Coeficiente não padronizado; Coeficiente pad. = Coeficiente padronizado. VIF = fator de inflação da variância; Erro pad. = Erro padrão; t = Estatística t.; p = nível de significância. 14

RESUMO

O Cerrado brasileiro abriga diversas espécies de morcegos e diante do atual cenário de fragmentação e perda do hábitat, compreender como as comunidades estão estruturadas pode contribuir para a preservação do grupo. Sob a perspectiva da teoria de Metacomunidades investigamos o efeito do espaço e da variação temporal da vegetação sobre a estruturação das comunidades de morcegos. Nós amostramos as comunidades em nove fragmentos de Cerrado; observamos as alterações da vegetação ao longo de dez anos não consecutivos, por meio das séries temporais do Índice de Vegetação Realçado (EVI) e incluímos filtros espaciais para avaliar a autocorrelação espacial. Constatamos que a variação temporal da vegetação e a autocorrelação espacial têm um efeito negativo sobre a diversidade β total e parcial de *Turnover*: as comunidades são mais similares em termos de composição de espécies nos fragmentos mais próximos e onde a vegetação era mais densa no passado. Uma vez que há influência do ambiente e espaço sobre as comunidades locais de morcegos, consideramos que a metacomunidade é estruturada pelo modelo *mass-effect*: as espécies de morcegos são substituídas ao longo do gradiente ambiental, porém tal efeito é diluído pelo processo de dispersão. Assim, uma vez que as comunidades de morcegos respondem a alterações temporais da vegetação, consideramos necessário monitorar tais variações para futuras predições sobre a manutenção da diversidade do grupo no Cerrado. Isso é especialmente relevante, uma vez que o bioma tem sido submetido a alterações antrópicas há décadas e esse não é um quadro que tende a diminuir.

Palavras - chave: Fragmentação, Metacomunidades, *Mass-effect*, Diversidade β .

ABSTRACT

The Brazilian Cerrado harbors several bat species, and under the current scenario of habitat loss and fragmentation, the understanding of how communities are structured can contribute to the preservation of the group. From the perspective of the Metacommunity Theory, we assessed the effect of space and the vegetation's temporal variation on bat community structure. We sampled the communities in nine Cerrado patches; observed the changes in vegetation in the course of ten non-consecutive years, by means of a temporal series of the Enhanced Vegetation Index (EVI), and included spatial filters to evaluate spatial autocorrelation. We found that temporal variation in the vegetation and spatial autocorrelation have a negative effect on turnover total and partial β diversity: the communities' compositions were more similar in more aggregated patches and where the vegetation used to be denser in the past. Since there is an influence of environment and space on local bat communities, we considered that the metacommunity is structured by the mass-effect model: bat species present a turnover along the environmental gradient, but this effect is diluted by the process of dispersal. Therefore, since the bat communities respond to temporal changes in the vegetation, we suggest that it is necessary to monitor these variations for future predictions on the maintenance of the group's diversity in the Cerrado. This is especially relevant since the biome has been undergoing anthropogenic alterations for decades, and this scenario does not tend to improve.

Keywords: Fragmentation, Metacommunity, Mass-effect, β -Diversity.

1- INTRODUÇÃO

A perda de hábitat é considerada uma das principais ameaças à biodiversidade, uma vez que diminui o número de indivíduos e aumenta o isolamento e, conseqüentemente, o risco de extinção local (Fahrig 2003). Evidências empíricas mostram que, em todo o mundo, populações naturais de aves, mamíferos, insetos e plantas têm apresentado declínio populacional em resposta à redução das áreas naturais (Haddad et al. 2015). E de fato, a fragmentação do Cerrado e da Mata Atlântica no Brasil, é tida como causadora da diminuição populacional e modificação da estrutura das comunidades naturais (Carvalho et al. 2009; Canale et al. 2012). Entre as 701 espécies de mamíferos encontradas no Brasil (Paglia et al. 2012), 100 estão listadas entre as categorias de risco de extinção da IUCN (International Union for Conservation of Nature), incluindo listas globais ou nacionais, devido aos impactos causados pela fragmentação e perda do hábitat (Alves e Brito 2013). A redução do hábitat tem ocorrido de forma tão rápida que 28 espécies de aves da Mata atlântica, por exemplo, foram indicadas para reavaliação do risco de extinção (Schnell et al. 2013), inflando assim o número de espécies nas categorias de risco de extinção no Brasil.

Apesar de tudo, ainda se discute como as comunidades de morcegos respondem aos diferentes níveis de alterações do hábitat - a fragmentação por si só, por exemplo, é apontada como um fator muitas vezes positivo sobre a abundância de algumas espécies (Ethier e Fahrig 2011). Em paisagens moderadamente fragmentadas, nas quais as manchas se mantêm conectadas, a diversidade pode ser mantida ou mesmo aumentada, desde que os recursos alimentares e abrigos sejam mantidos (Gorresen e Willig 2004). Assim, podemos entender que o efeito da fragmentação e perda de habitat é diferenciado entre os grupos tróficos de morcegos. Enquanto algumas guildas são afetadas negativamente pelas mudanças estruturais do hábitat outras são pouco ou não influenciadas ou ainda beneficiadas pela alteração do hábitat (Ethier e Fahrig 2011). Os morcegos insetívoros, animalívoros e onívoros (subfamília

Phyllostominae, por exemplo) correspondem às guildas mais afetadas pelo processo de perda de hábitat, têm sua abundância e riqueza reduzidas, em virtude da menor disponibilidade de abrigo e de alimento uma vez que o comportamento de forrageamento é menos favorecido em áreas alteradas (Gorresen e Willig 2004). Em contrapartida, os morcegos frugívoros e nectarívoros (subfamília Stenodermatinae e Glossophaginae, respectivamente) correspondem às guildas menos afetadas pela perda de hábitat (Castro-Luna et al. 2007; De la Peña-Cuéllar et al. 2015). Morcegos frugívoros e nectarívoros apresentam aumento da abundância e da riqueza em áreas alteradas, devido ao aparecimento de plantas frutíferas pioneiras que lhes servem de alimento (Fleming 1988).

Atualmente, o padrão de estruturação das comunidades de morcegos tem sido discutido no âmbito da teoria de Metacomunidade, observando os gradientes ambientais e padrões espaciais (por exemplo, Stevens et al., 2007; López-González et al. 2012). A Metacomunidade é definida como o conjunto de diversas comunidades locais, interligadas pelo processo de dispersão das espécies que potencialmente interagem entre si em uma escala regional (Leibold et al. 2004). Conjuntamente ao modelo de metacomunidades, Leibold et al. (2004) apresenta quatro mecanismos de estruturação das metacomunidades sendo eles baseado nos padrões espaciais (*patch-dynamic* e *neutral model*), ou no gradiente ambiental (*species-sorting*) ou na interação entre o espaço e o gradiente ambiental (*mass-effect*). O modelo *patch-dynamic* considera a existência de várias manchas idênticas, que podem ser ocupadas e desocupadas ao longo do tempo devido à dispersão e à exclusão competitiva dentro delas (Hastings 1980; Tilman 1994) e o modelo *species-sorting* assume que há uma substituição de espécies ao longo de um gradiente ambiental (Chase e Leibold 2003). Quando as comunidades locais são afetadas quantitativamente pelo processo de dispersão a metacomunidade é configurada pelo modelo *mass-effect* e o papel da dispersão é duplo - a imigração eleva a densidade local e a emigração pode reduzi-la (Shmida e Wilson 1985). Por

fim, quando as espécies são ecologicamente equivalentes e a sua distribuição é influenciada fortemente por padrões espaciais temos uma metacomunidade estruturada sob o *neutral model*, como proposto por Hubbel et al. (2001).

A abordagem considerando que as comunidades de morcegos em fragmentos de vegetação se comportam como metacomunidades já foi observado em outros trabalhos como Avila-Cabadilla et al. (2012) e Cisneros et al. (2015). Morcegos encontram refúgio e alimento nos remanescentes vegetais podendo residir em fragmentos específicos e transitar entre eles, dependendo da conectividade e da capacidade de voo das espécies presentes na comunidade (Estrada e Estrada-Coates 2002). O processo de dispersão, somado a fragmentos que podem ser considerados individualmente como uma localidade capaz de manter uma comunidade, estabelece uma dinâmica de metacomunidades (Leibold et al. 2004). Aqui é importante ressaltar que a percepção das espécies de morcegos à fragmentação não é uniforme. Algumas espécies de frugívoros de médio e grande porte como *Platyrrhinus lineatus* e *Artibeus lituratus*, por exemplo, podem voar 20 ou 30 km em busca de alimento ou abrigo (Menezes et al. 2008; Reis et al. 2012), enquanto que outras espécies menores restringem suas atividades de forrageio a dois ou três quilômetros de distância, como *Glossophaga soricina* ou a espécie endêmica do Cerrado, *Lonchophylla dekeyseri* (Aguilar et al. 2014). Diversos estudos que buscam por padrões de distribuição dos morcegos em áreas alteradas, observaram relações positivas entre as espécies e o tamanho dos remanescentes ou a heterogeneidade do hábitat (Fahr e Kalko 2011), porém os processos que regulam a distribuição, abundância e a interação das espécies de morcegos ao longo do tempo e espaço ainda não foram elucidados. O conhecimento da influência temporal, espacial e das condições ambientais na estrutura das comunidades de morcegos pode contribuir para a conservação da biodiversidade e para a articulação de planos de ação efetivos (Law e Dickman 1998) principalmente em regiões de alta diversidade que vêm sofrendo com os efeitos de fragmentação e perda do hábitat, como o

Cerrado brasileiro, cuja área natural atual corresponde a apenas 39,5% de sua distribuição histórica (Sano et al. 2008) e a riqueza de morcegos corresponde a 60% do total encontrado no Brasil (Paglia et al. 2012).

Assim, frente ao atual cenário de fragmentação e perda do hábitat no bioma Cerrado e a dinâmica de metacomunidade existente entre fragmentos, o nosso objetivo foi investigar como as comunidades de morcegos se distribuem em fragmentos remanescentes, considerando o efeito da densidade da cobertura vegetal, atual e histórica, e do espaço. Testamos a hipótese de que as comunidades de morcegos apresentam maiores valores de riqueza, abundância e diversidade β em fragmentos com maior densidade de vegetação.

2- MATERIAL E MÉTODOS

2.1- Área de estudo

Realizamos nosso estudo no município de Água Boa, na região leste do estado de Mato Grosso, Brasil. O clima da região é classificado como Aw, segundo Köppen, caracterizado por uma estação chuvosa e quente, de outubro a abril, e outra seca com temperaturas amenas, de maio a setembro (Silva et al., 2008). A área está inserida no bioma Cerrado, constituído por várias fitofisionomias compreendidas entre campos abertos e formações florestais (Ribeiro e Walter, 2008), e observamos na área faixas de vereda, cerrado rupestre, cerrado típico e matas de galeria.

Amostramos nove fragmentos no Assentamento Santa Maria no município de Água Boa (Figura 1). Os fragmentos tem a mesma fitofisionomia dominante - “cerrado sentido restrito sobre solos profundos” (*sensu* Ribeiro e Walter 2008) e variam em tamanho (F0= 23,67 ha; F1= 5,21 ha; F2= 3,35 ha; F3= 103,23 ha; F4= 0,83 ha; F5= 26,72ha; F6= 1,68 ha; F7= 56,96 ha; F8=5,99 ha). Como se trata de uma área de assentamento, a interferência humana na área é constante e nos fragmentos há indícios de retirada de madeira para lenha ou cerca, roçado e fogo, o que pode ao longo do tempo alterar a estrutura de cada fragmento.

2.2 - Coleta de dados

Realizamos as coletas entre os meses de março e setembro de 2014 e empenhamos três noites de coleta não consecutivas em cada fragmento, priorizando noites de lua minguante e nova para evitar fobia lunar como apontado por Esbérard (2007). Nós usamos 10 redes de neblina de 9 x 3 m, abertas entre 18h 00min e 00h 00min e vistoriadas a cada 45 min e assim, empenhamos em cada fragmento 4.860h.m² de esforço amostral, calculado segundo Straube e Biancone (2002).

Nós identificamos os espécimes em campo com base em literatura especializada (Vizotto e Taddei 1973; Reis et al. 2007; Reis et al. 2013). Marcamos os espécimes com anilhas numeradas, com exceção de fêmeas prenhas ou indivíduos muito jovens para evitar o estresse dos animais, e depois os liberamos no local de captura. Levamos os espécimes coletados como material testemunho sob a Licença do IBAMA nº 18276-1 para o Laboratório de Genética, na Universidade do Estado de Mato Grosso, *Campus* de Nova Xavantina, onde foram depositados na Coleção de Quirópteros.

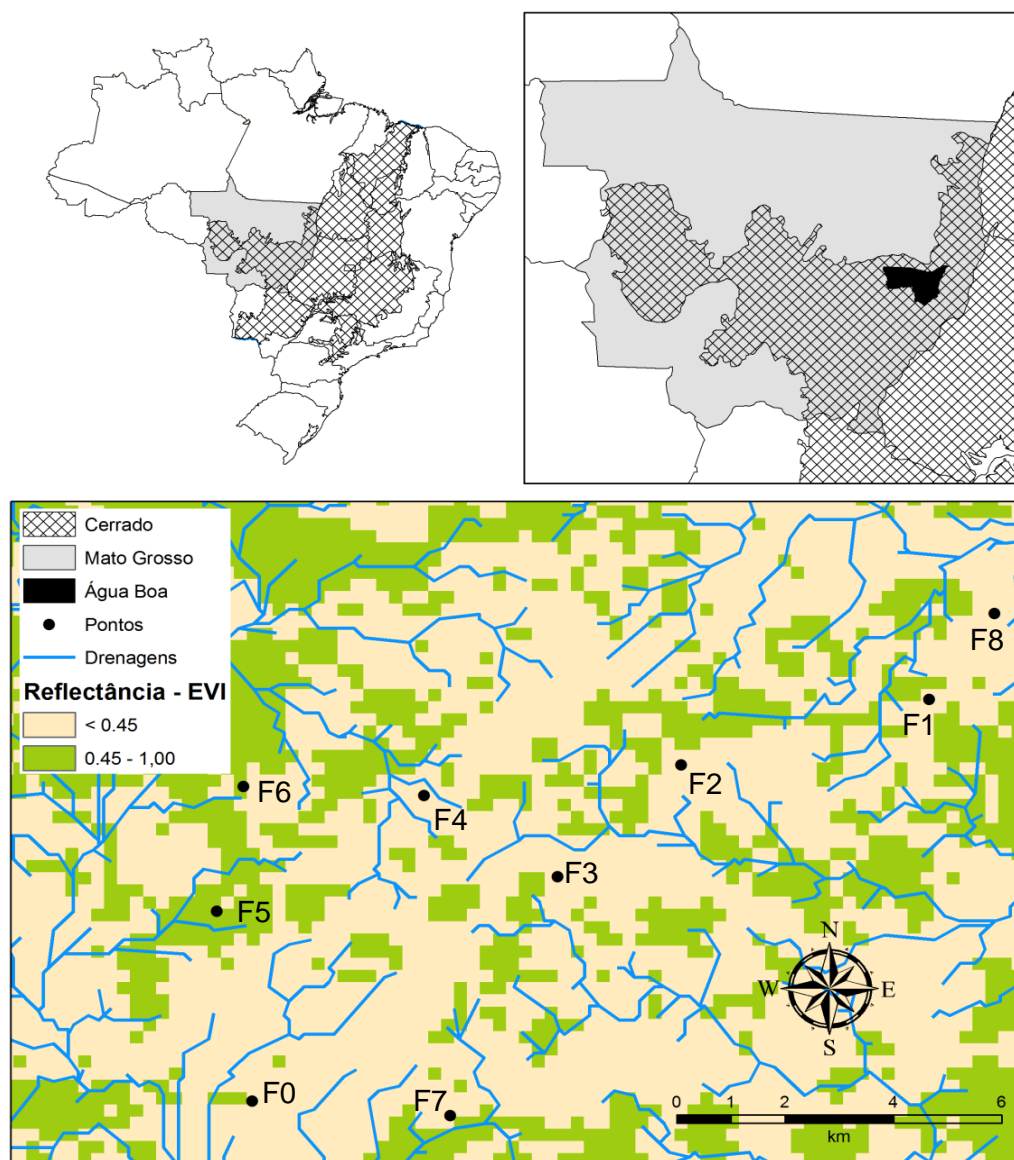


Figura 1. Localização dos nove fragmentos escolhidos para a coleta de morcegos no Assentamento Santa Maria, município de Água Boa, Estado de Mato Grosso, Brasil.

Para que tivéssemos um histórico das alterações na área, consideramos a variação da vegetação ao longo de dez anos não consecutivos, representada pelas séries temporais do Índice de Vegetação Realçado (EVI), do sensor moderate resolution imaging spectroradiometer (MODIS, produto MOD13Q1), obtidos no Banco de Produtos MODIS na Base Estadual Brasileira, disponibilizado pela EMBRAPA Informática Agropecuária (<<http://www.modis.cnptia.embrapa.br/geonetwork/srv/pt/main.home>>). Com uma resolução espacial de 250 m e resolução temporal de 16 dias, o EVI é sensível às variações na estrutura do dossel, incluindo variação da área foliar, tipo de dossel, fisionomia vegetal e arquitetura do dossel (Gao et al. 2000; Huete et al. 2002) e pode ser empregado na avaliação da heterogeneidade e complexidade do hábitat (Vieira et al. 2015) e de alterações na paisagem ao longo do tempo (por exemplo, ferreira et al. 2010). Com o auxílio do software R 3.1.2 (R Development Core Team 2014) nós reunimos os valores do ano de 2013 (outubro/dezembro) e 2014 (janeiro/setembro) e calculamos um valor médio - EVI M Ano 01, considerando como ano 01, o ano da coleta. Repetimos essa operação selecionando os mesmos meses dos anos de 2011 e 2012 (EVI M Ano 03); 2009 e 2010 (EVI M Ano 05), 2004 e 2005 (EVI M Ano 10).

2.3- Análises dos dados

Calculamos Riqueza e Abundância pelo somatório do total de espécies e de indivíduos, respectivamente. Como a diversidade β (diferença na composição de espécies entre um hábitat e outro) pode refletir dois processos distintos, o de substituição (*Turnover*) e o de aninhamento de espécies (*Nestedness*) (Harrison et al. 1992), nós calculamos a diversidade β total e sua partição entre os dois componentes. Para tanto, fizemos comparações entre os pares de fragmentos considerando os dados de composição, o que resultou em três matrizes de similaridade: Sørensen (correspondente à diversidade β total), Simpson (correspondente à substituição de espécies ao longo de um gradiente - *Turnover*) e a

fração resultante (correspondente ao aninhamento das espécies - *Nestedness*) de acordo com Baselga (2010). Por fim, fizemos uma análise de coordenadas principais (PCoA) para cada uma das matrizes e tomamos o valor do primeiro eixo como o valor correspondente a diversidade β (Total, *Turnover* e *Nestedness*) para cada fragmento.

Testamos conjuntamente o efeito do espaço (filtros espaciais) e do ambiente (EVI M dos anos 01, 03, 05 e 10) sobre a Riqueza, Abundância e Diversidade Beta por meio de modelos de regressão múltipla. Para as variáveis preditoras que possuem efeito significativo fizemos uma análise parcial dos resíduos. Calculamos ainda a partição da variância, considerando a porção exclusiva do ambiente (A.B), a porção exclusiva do espaço (B.A), a interação de ambos os fatores (A+B) e o resíduo [1-(A+B)], com o auxílio do programa SAM 4.0 (Rangel et al. 2010).

Os filtros espaciais são gerados a partir de uma matriz de distância euclidiana obtida através de mapas de autovetores espaciais (MEM's - *Moran's eigenvectors maps*) propostos por Dray et al. (2006). Nós escolhemos os MEM's para avaliar o efeito do espaço porque são considerados a melhor forma de se tratar a autocorrelação espacial (Bini et al. 2009; Peres-Neto e Legendre 2010). Para a inclusão das variáveis ambientais observamos a multicolinearidade, considerando 10 como o valor limite de VIF (*Variance Inflation Factor* ou fator de inflação da variância) e excluímos o ano 10 devido a multicolinearidade. Para a escolha dos filtros espaciais usamos o Critério de Informação de Akaike (AIC), considerando sempre o menor valor, e incluímos apenas um filtro em cada modelo, aquele que melhor se ajustou ao modelo.

3- RESULTADOS

Em todos os fragmentos, capturamos 350 indivíduos, representantes de 19 espécies e quatro famílias, sendo que a maioria dos indivíduos capturados (98,3%) é representante da família Phyllostomidae, e as espécies mais abundantes são *Artibeus planirostris* (98 indivíduos), *Carollia perspicillata* (64 indivíduos), *Glossophaga soricina* (72 indivíduos), e *Platyrrhinus lineatus* (43 indivíduos) (Tabela 1). Entre os 350 indivíduos capturados, anilhamos 248 e os liberamos no local de captura, no entanto, recapturamos apenas três indivíduos, o que corresponde a 1,2% do total de indivíduos marcados. Os indivíduos são representantes de duas espécies: *C. perspicillata* (02 indivíduos recapturados depois de um intervalo de um mês e de cinco meses) e *S. lilium* (01 indivíduo recapturado depois de um intervalo de 4 meses).

Os valores de riqueza, abundância e diversidade β variaram entre os fragmentos - há um fragmento com apenas cinco espécies e fragmentos com até 11 espécies; a abundância varia entre 16 e 65 indivíduos; a diversidade β total representada pelo primeiro eixo da PCoA varia entre -0.916 e 1.128, enquanto que a diversidade β parcial correspondente a substituição de espécies (*Turnover*) varia de -1.213 a 0.919 e a diversidade β parcial correspondente ao aninhamento (*Nestedness*) varia de -2.135 a 2.211 (Tabela 1).

O efeito do espaço e da densidade da cobertura vegetal e de sua variação ao longo do tempo (EVI médio dos anos 01, 03 e 05) sobre a diversidade β , riqueza e abundância é significativo para a diversidade β total ($R^2 = 0,876$; $p = 0,042$) e para a diversidade β parcial correspondente ao *Turnover* ($R^2 = 0,938$; $p = 0,011$), enquanto que abundância e riqueza não são influenciadas (Tabela 3). A partição da variância mostra que ambiente e espaço explicam a variação dos dados de diversidade β : para a diversidade β total o ambiente explica 56,1% enquanto que o espaço explica 39,5% da variação; para a diversidade β parcial de *Turnover* o

ambiente explica 58% enquanto que o espaço explica 43,9% da variação dos dados (Tabela 3).

As variáveis preditoras que contribuem para a variação da diversidade β são o EVI M do Ano 03 e o filtro espacial 2 (Tabela 4) e podemos observar que ambas as variáveis têm um efeito negativo sobre a diversidade β total e parcial de *Turnover* (Figura 2). Nos fragmentos cuja densidade da vegetação era mais elevada no passado (três anos antes), as comunidades apresentam-se atualmente mais similares em termos de composição de espécies e consequentemente os valores de diversidade β declinam. O mesmo é observado para áreas cuja autocorrelação espacial é mais elevada, onde os valores de diversidade β também diminuem em decorrência das comunidades locais também serem mais similares.

Tabela 1. Riqueza e Abundância e Diversidade β das espécies registradas nos nove fragmentos (F0 – F8) no Assentamento Santa Maria, município de Água Boa, Estado de Mato Grosso, Brasil. N = Abundância de indivíduos por espécie.

FAMÍLIA Subfamília Espécie	F0	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	N
PHYLLOSTOMIDAE										
Carollinae										
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	2	5	3	3	5	8	10	25	3	64
Desmotondinae										
<i>Desmodus rotundus</i> (E, Geoffroy, 1810)									2	2
Glossophaginae										
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	16	8	1	13	2	15		14	3	72
Micronycterinae										
<i>Micronycteris microtis</i> Miller, 1898			2							2
Phyllostominae										
<i>Lophostoma brasiliense</i> Peters, 1867				1						1
<i>Lophostoma silvicolum</i> d'Orbigny, 1836	1				2	3				6
<i>Phyllostomus discolor</i> Wagner, 1843	1	1		2	3	3	2			12
<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)		2		1	5					8
<i>Trachops cirrhosus</i> (Spix, 1823)									1	1
<i>Trinycteris nicefori</i> (Sanborn, 1949)		1								1
Stenodermatinae										
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	1		2	2	1			4	1	11
<i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823)	5	8	8	16	7	4		7	43	98
<i>Chiroderma villosum</i> Peters, 1860			1						1	2
<i>Platyrrhinus lineatus</i> (E, Geoffroy,	2	3	2	12	2	7	2	9	4	43
<i>Sturnira lilium</i> (E, Geoffroy, 1810)					2	2		4	1	9
<i>Uroderma bilobatum</i> Peters, 1866					4	3	1	2	2	12

FAMÍLIA Subfamília Espécie	F0	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	N
MOLOSSIDAE										
Molossinae										
<i>Molossops temminckii</i> (Burmeister,			1		1				1	3
MORMOOPIDAE										
<i>Pteronotus parnellii</i> (Gray, 1838)							1			1
VESPERTILIONIDAE										
Vespertilioninae										
<i>Eptesicus diminutus</i> Osgood, 1915		1				1				2
Abundância	28	29	20	50	34	46	16	65	62	350
Riqueza	7	8	8	8	11	9	5	7	11	19
Diversidade β total	0.039	0.471	-0.916	0.028	-0.107	0.396	1.128	-0.265	-0.775	
Diversidade β – <i>Turnover</i>	-0.052	0.719	-1.213	0.062	0.084	0.593	0.919	-0.37	-0.742	
Diversidade β – <i>Nestedness</i>	-0.953	0.056	-0.235	-0.046	2.211	0.862	-2.135	-1.212	1.453	

Tabela 2. Valores médios do EVI para os três anos analisados (Ano 01, 03 e 05) e os filtros espaciais calculados para os nove fragmentos no Assentamento Santa Maria, município de Água Boa, Estado de Mato Grosso, Brasil.

Fragmentos	EVI M	EVI M	EVI M	Filtro espacial	Filtro espacial	Filtro espacial	Filtro espacial
	Ano 01	Ano 03	Ano 05	01	02	03	04
F0	0,405	0,403	0,383	0.137	-0.141	-0.685	-0.309
F1	0,369	0,361	0,356	-0.573	-0.175	0.003	0.165
F2	0,430	0,409	0,423	-0.135	0.42	0.257	-0.653
F3	0,392	0,371	0,396	0.071	0.561	0.158	0.075
F4	0,389	0,383	0,381	0.343	0.016	0.262	0.433
F5	0,455	0,411	0,436	0.302	-0.438	0.006	-0.273
F6	0,401	0,381	0,396	0.248	-0.375	0.429	0.004
F7	0,392	0,391	0,390	0.179	0.308	-0.432	0.394
F8	0,360	0,410	0,381	-0.573	-0.175	0.003	0.165

Tabela 3. Relação entre as variáveis-resposta (Riqueza, Abundância e Diversidade β) e as variáveis preditoras (EVI médio dos anos 01/ 03/ 05 e o espaço) observada para os fragmentos amostrados no Assentamento Santa Maria, município de Água Boa, Estado de Mato Grosso, Brasil.

Modelos	R ²	p	Partição da Variância			
			Ambiente	Interação	Espaço	Resíduo
Riqueza	0,232	0,864	0,161	0,068	0,003	0,768
Abundância	0,604	0,346	0,358	-0,026	0,272	0,396
Diversidade Beta Total	0,876	0,042*	0,561	-0,079	0,395	0,124
Diversidade Beta Aninhamento	0,093	0,976	0,06	0,029	0,003	0,907
Diversidade Beta Turnover	0,938	0,011*	0,58	-0,081	0,439	0,062

* = valor significativo ($p < 0.05$).

Tabela 4. Relação entre Diversidade β total e parcial correspondente ao *Turnover*, o EVI dos três anos analisados (01, 03 e 05) e o espaço, observada para os nove fragmentos amostrados no assentamento Santa Maria, município de Água Boa, MT. Coeficiente = Coeficiente não padronizado; Coeficiente pad. = Coeficiente padronizado. VIF = fator de inflação da variância; Erro pad. = Erro padrão; t = Estatística t.; p = nível de significância.

Diversidade β Total						
Variáveis Predictoras	Coeficiente	Coeficiente pad.	VIF	Erro pad.	t	p
Constante	7,387	0	0	2,421	3,051	0,055
EVI Médio Ano 01	<,001	0,278	6,494	<,001	0,622	0,578
EVI Médio Ano 03	-0,003	-0,921	1,875	<,001	-3,827	0,031*
EVI Médio Ano 05	<,001	0,239	8,241	0,001	0,473	0,668
Filtro espacial 2	-1,245	-0,699	1,237	0,348	-3,575	0,037*
Diversidade β Turnover						
Variáveis Predictoras	Coeficiente	Coeficiente pad.	VIF	Erro pad.	t	p
Constante	9,053	0	0	1,893	4,782	0,017
EVI Médio Ano 01	<,001	0,253	6,494	<,001	0,801	0,482
EVI Médio Ano 03	-0,004	-0,928	1,875	<,001	-5,454	0,012*
EVI Médio Ano 05	<,001	0,192	8,241	0,001	0,538	0,628
Filtro espacial 2	-1,453	-0,737	1,237	0,272	-5,336	0,013*

* = valor significativo ($p < 0.05$).

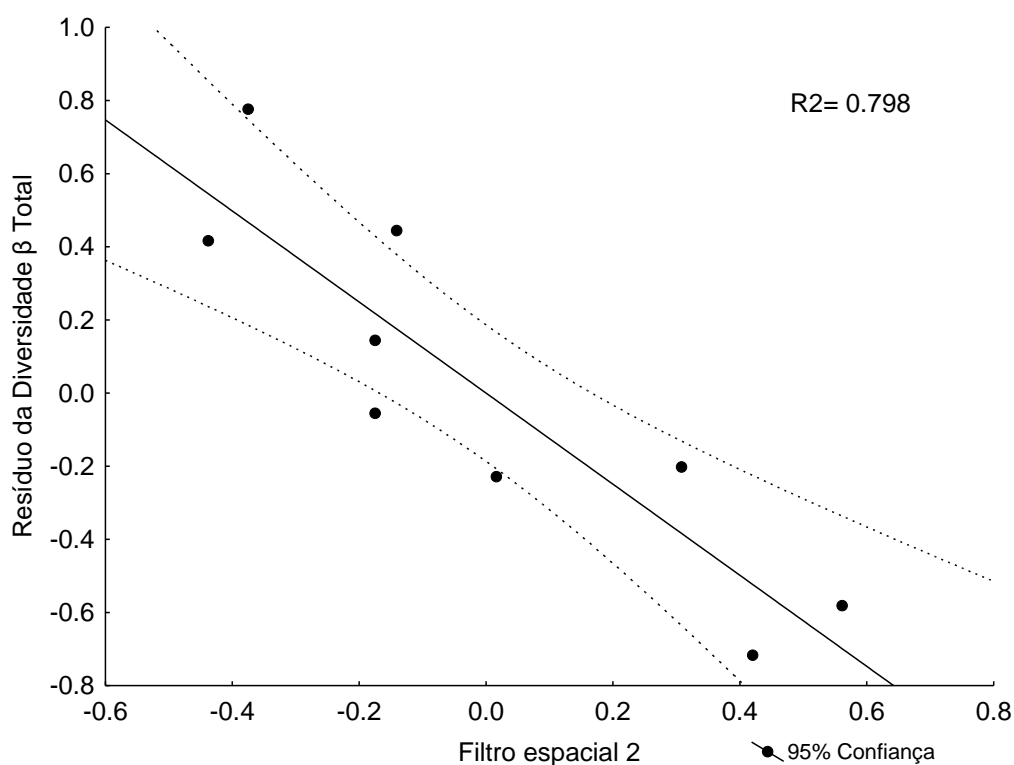
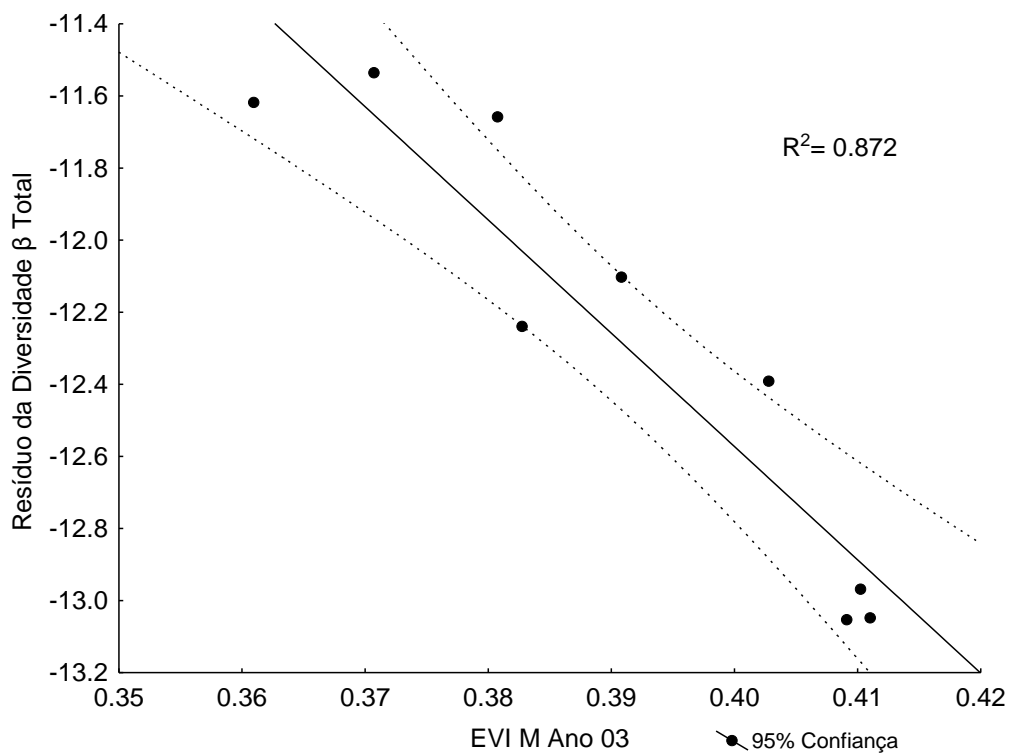


Figura 2. Representação do efeito negativo da densidade da vegetação e da autocorrelação espacial, representada pelo filtro espacial 2 sobre a Diversidade β total na comunidade de morcegos observada nos nove fragmentos amostrados no Assentamento Santa Maria, município de Água Boa, Mato Grosso. A diversidade β é representada pelo resíduo parcial extraído do modelo de regressão.

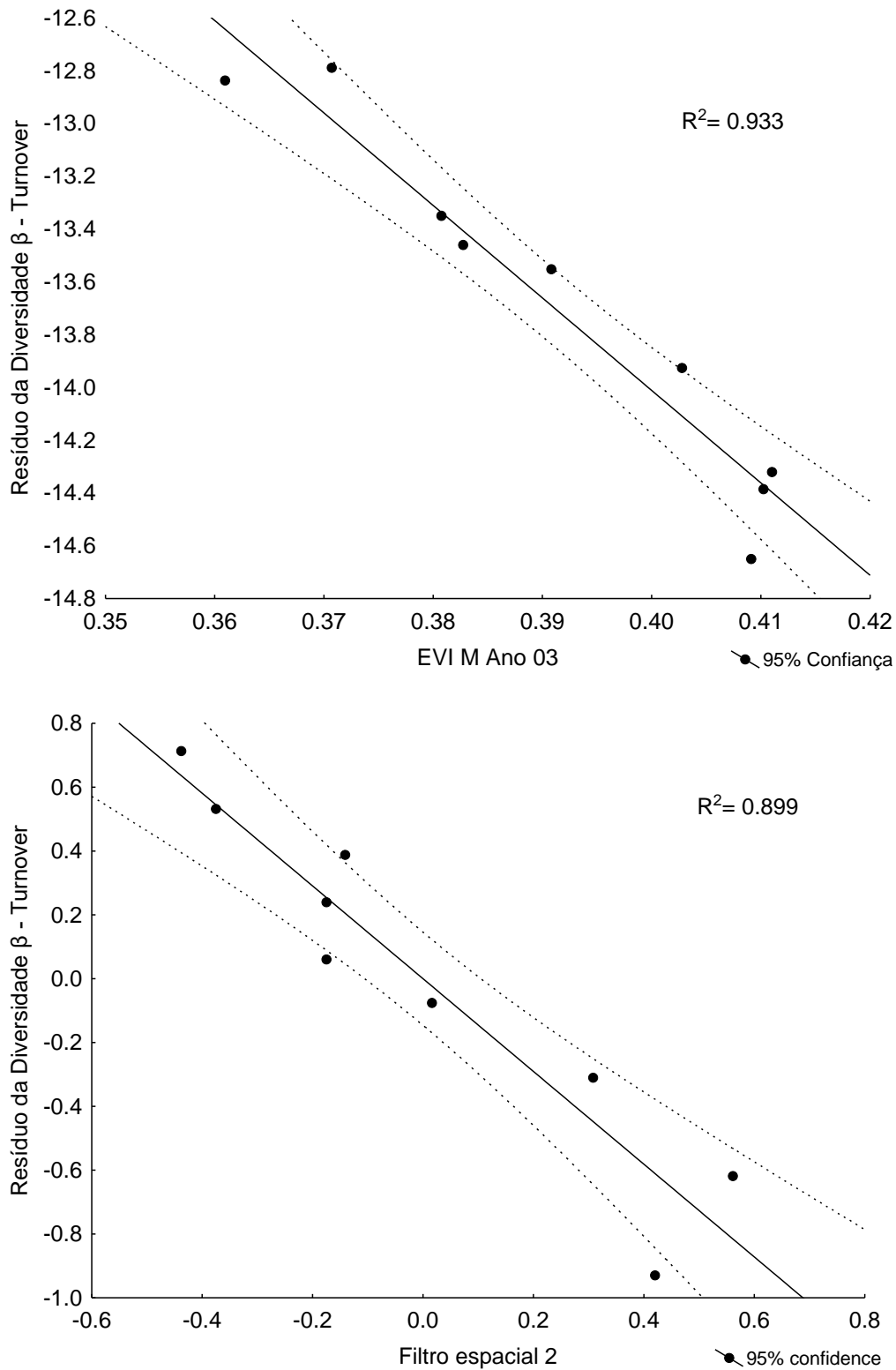


Figura 3. Representação do efeito negativo da densidade da vegetação e da autocorrelação espacial, representada pelo filtro espacial 2 sobre a Diversidade β parcial correspondente ao *Turnover* na comunidade de morcegos observada nos nove fragmentos amostrados no Assentamento Santa Maria, município de Água Boa, Mato Grosso. A diversidade β é representada pelo resíduo parcial extraído do modelo de regressão.

4- DISCUSSÃO

Nós observamos que a diversidade β total e sua fração correspondente ao *Turnover* são influenciadas pela variação da densidade da cobertura vegetal longo do tempo e pelo espaço de maneira significativa. Em outros estudos realizados com metacomunidades de morcegos, apenas fatores ambientais como a variação na estrutura do hábitat, a disponibilidade de alimento e abrigo influenciam as comunidades, porém a variação temporal não foi considerada nesses estudos (por exemplo, López-González et al. 2012; López-González et al. 2014). Nós consideramos importante avaliar a influência da variação temporal da vegetação, pois a mesma pode afetar ao longo do tempo, as taxas de reprodução e processos regionais como a dispersão, alterando a estrutura das diversas comunidades animais (Pettorelli et al. 2005), bem como influenciar a disponibilidade de alimento e consequentemente a diversidade local das comunidades de morcegos (Hodgkison et al. 2004) e a diversidade β , considerada a diferença da composição de espécies entre um hábitat e outro como apontado por Whittaker (1972). Assim, fica evidente que os fatores locais estruturantes das comunidades de morcegos, observados por López-González et al. (2012) e López-González et al. (2014), estão sob a influência da variação temporal do hábitat, o que torna necessário o acompanhamento de tais variações para se obter um melhor entendimento das relações entre as diferentes espécies e comunidades de morcegos.

Tratando da estrutura da metacomunidade, o fato de o ambiente determinar alterações nas comunidades indica que a metacomunidade é estruturada segundo o modelo *species-sorting* (Leibold et al. 2004; Cottenie 2005), pois há uma substituição ao longo de um gradiente ambiental – áreas com menores e maiores valores de EVI. Entretanto, esta estrutura baseada no ambiente não implica na ausência de processos espaciais, que atuam conjuntamente com o ambiente. A estrutura das comunidades locais de morcegos pode responder a processos como a dispersão ou dinâmicas de interações intra e interespecíficas (Stevens et al. 2007; López-González et al. 2014), processos esses, que dependem de fatores

regionais como a conectividade dos fragmentos ou a presença de barreiras na paisagem (Baguette et al. 2012). Nesse caso, a metacomunidade é estruturada segundo o modelo *mass-effect*, que descreve a integração das espécies em resposta às suas relações com o ambiente e às elevadas taxas de dispersão (Holt 1993; Mouquet e Loreau 2002), e que pode ser considerado como um modelo intermediário entre *species-sorting* (pelo qual as comunidades são influenciadas apenas pelo ambiente) e *neutral model* (pelo qual as comunidades são influenciadas puramente pelo espaço) (Stevens et al. 2007). Sob essa perspectiva, o modelo *mass-effect* é adequado para descrever as estruturas das metacomunidades de morcegos influenciadas pelo ambiente e espaço, e pode ser visto ainda como um modelo geral, diante da dependência das espécies de morcegos em relação à heterogeneidade do hábitat e de sua elevada capacidade de dispersão (Stevens et al. 2007).

Em relação aos valores de diversidade β observados, como as comunidades de morcegos respondem à variação da vegetação, se torna evidente sua relação e dependência do ambiente, diferentemente do proposto por Rodriguez e Arita (2004), por exemplo, que consideraram a heterogeneidade ambiental como um fator menos importante quando relacionado à diversidade β de morcegos. O declínio da diversidade β observada entre os fragmentos cuja vegetação é mais densa nos indica que a ocorrência das espécies de morcegos está relacionada com a maior densidade da vegetação e estruturação vertical do hábitat, como já observado em áreas de savanas por Farh e Kalko (2011). Fragmentos onde há maior heterogeneidade ambiental estão disponíveis maiores quantidades de recursos, que sustentam um maior número de espécies de morcegos e contribuem para o aumento da diversidade local, e, portanto, a estrutura do ambiente reflete os valores de diversidade β (López-González et al. 2014). Esse padrão também é observado para outros grupos de animais, que em geral vivem associadas ou restritas aos fragmentos restantes em áreas alteradas, onde dispõem de abrigo e alimento (Gascon et al. 1999), como por exemplo,

comunidades de artrópodes, aves, outros mamíferos, além de anfíbios e répteis, que apresentam correlação positiva com a estrutura do ambiente quando consideradas as comunidades locais (Tews et al. 2004).

Quanto à influência do espaço sobre a diversidade, seu efeito negativo sobre as frações de diversidade β total e de *Turnover* pode ser explicado pelo fato de que as espécies de morcegos apresentam uma maior mobilidade quando comparadas as demais espécies animais e podem residir em fragmentos próximos, transitando continuamente entre eles – tais fragmentos são chamados de trampolins ecológicos (“*stepping stone*”) e permitem o trânsito contínuo dos morcegos pela paisagem (Estrada e Estrada-Coates 2002). O pequeno número de recapturas obtido sustenta esta ideia de um elevado e constante fluxo de indivíduos entre os fragmentos, o que conduz a um aumento da diversidade local de espécies e consequente redução da diversidade β em virtude da homogeneização das comunidades. Tal padrão é perfeitamente descrito pelo modelo de estruturação das metacomunidades acima proposto – o *mass-effect*. O modelo prediz que as espécies podem ser resgatadas da exclusão por competição nos fragmentos onde não são boas concorrentes, devido ao processo de dispersão e com isso há uma homogeneização das comunidades, pois há um aumento da diversidade local e uma diminuição da diversidade β (Shmida e Wilson 1985). Assim, é possível que a dispersão entre os fragmentos seja elevada, e que o seu efeito dilua o processo de substituição das espécies ao longo do gradiente ambiental analisado, tornando as comunidades mais homogêneas em termos de composição de espécies, assim como Cottenie (2005) também propõe.

Assim, concluímos que as comunidades de morcegos no Cerrado são dependentes do ambiente e espaço e respondem às alterações variações temporais da vegetação, sendo importante o acompanhamento de tais variações para futuras predições sobre a manutenção das comunidades, considerando que há décadas o bioma tem sido submetido a alterações,

devido à exploração humana, e esse não é um quadro que tende a diminuir, pois o cerrado é um dos biomas menos protegido no Brasil (Barr et al., 2011).

5- REFERÊNCIAS

- Aguiar L, Bernard E, Machado RB (2014) Habitat use and movements of *Glossophaga soricina* and *Lonchophylla dekeyseri* (Chiroptera: Phyllostomidae) in a Neotropical savannah. *Zoologia* 31: 223-229 doi:10.1590/S1984-46702014000300003
- Alves DMCC, Brito D (2013) Priority mammals for biodiversity conservation in Brazil. *Trop. Conserv. Sci.* 6:558-583
- Avila-Cabadilla LD, Sanchez-Azofeifa GA, Stoner KE, Alvarez-Añorve MY, Quesada M, Portillo-Quintero CA (2012) Local and Landscape Factors Determining Occurrence of Phyllostomid Bats in Tropical Secondary Forests. *PLoS ONE* 7(4): e35228. doi:10.1371/journal.pone.0035228
- Baguette M, Blanchet S, Legrand D, Stevens VM, Turlure C (2013) Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biol. Rev.* 88: 310-326 doi: 10.1111/brv.12000
- Barr LM, Pressey RL, Fuller RA, Segan DB, McDonald-Madden E, Possingham HP (2011) A new way to measure the world's protected area coverage. *PLoS One* 6:e2470 doi:10.1371/journal.pone.0024707
- Baselga A (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Glob. Ecol. Biogeog.* 19: 134-143 doi:10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x
- Bini LM, Diniz-Filho JAF, Rangel TFLVB, Akre TSB, Albaladejo RG, Albuquerque FS, Aparicio A, Araújo MB, Baselga A, Beck J, Isabel Bellocq M, Böhning-Gaese K, Borges PAV, Castro-Parga I, Khen Chey V, Chown SL, De Marco Jr P, Dobkin DS, Ferrer-Castán D, Field R, Filloy J, Fleishman E, Gómez JF, Hortal J, Iverson JB, Kerr JT, Daniel Kissling W, Kitching IJ, León-Cortés JL, Lobo JM, Montoya D, Morales-Castilla I, Moreno JC, Oberdorff T, Olalla-Tárraga MÁ, Pausas JG, Qian H, Rahbek C, Rodríguez MÁ, Rueda M, Ruggiero A, Sackmann P, Sanders NJ, Carina Terribile L, Vetaas OR,

- Hawkins BA (2009) Coefficient shifts in geographical ecology: an empirical evaluation of spatial and non-spatial regression. *Ecography* 32:193-204 doi:10.1111/j.1600-0587.2009.05717.x
- Canale GR, Peres CA, Guidorizzi CE, Gatto CAF, Kierulff MCM (2012) Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. *PLoS ONE* 7:e41671 doi:10.1371/journal.pone.0041671
- Carvalho FM, De Marco P, Ferreira LG (2009) The Cerrado into-pieces: habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biol. Conserv.* 142:1392-1403 doi:10.1016/j.biocon.2009.01.031
- Castro-Luna A, Sosa VJ, Castillo-Campos G (2007) Quantifying phyllostomid bats at different taxonomic levels as ecological indicators in a disturbed tropical forest. *Acta Chiropt.* 9:219-228 doi:10.3161/1733-5329(2007)9[219:QPBADT]2.0.CO;2
- Chase JM, Leibold MA (2003) *Ecological Niches*. University of Chicago Press, Chicago
- Cisneros LM, Fagan ME, Willig MR (2015) Season-specific and guild-specific effects of anthropogenic landscape modification on metacommunity structure of tropical bats. *J. Anim. Ecol.* 84: 373-385 doi: 10.1111/1365-2656.12299
- Cottenie K (2005) Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecol. Lett.* 8:1175-1182 doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00820.x
- De la Peña-Cuéllar E, Benítez-Malvido J, Avila-Cabadilla LD, Martínez-Ramos M, Estrada A (2015) Structure and diversity of phyllostomid bat assemblages on riparian corridors in a human-dominated tropical landscape. *Ecol. Evol.* 5:903-913 doi: 10.1002/ece3.1375
- Dray S, Legendre P, Peres-Neto PR (2006) Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecol Model.* 196:483-493 doi:10.1016/j.ecolmodel.2006.02.015
- Esbérard CEL (2007) Influência do ciclo lunar na captura de morcegos Phyllostomidae. *Iheringia, Sér. Zool.* 97:81-85 doi:10.1590/S0073-47212007000100012

- Estrada A, Coates-Estrada R (2002) Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biol. Conserv.* 103:237-245 doi:10.1016/S0006-3207(01)00135-5
- Ethier K, Fahrig L (2011) Positive effects of forest fragmentation, independent of forest amount, on bat abundance in eastern Ontario, Canada. *Landscape Ecol.* 26:865–876 doi:10.1007/s10980-011-9614-2
- Fahr J, Kalko EKV (2011) Biome transitions as centres of diversity: habitat heterogeneity and diversity patterns of West African bat assemblages across spatial scales. *Ecography* 34:177-195 doi:10.1111/j.1600-0587.2010.05510.x
- Fahrig L (2003) Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34:487-515 doi:10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419
- Ferreira NC, Ferreira LG, Huete AR (2010) Assessing the response of the MODIS vegetation indices to landscape disturbance in the forested areas of the legal Brazilian Amazon. *Int. J. Remote Sens.* 31:745-759 doi:10.1080/01431160902897817
- Fleming TH (1988) *The short-tailed fruit bat: a study in plant-animal interactions.* University of Chicago Press, Chicago
- Gao X, Huete Ar, Ni W, Miura T (2000) Optical-biophysical relationships of vegetation spectra without background contamination. *Remote Sens. Environ.* 74:609-620 doi:10.1016/S0034-4257(00)00150-4
- Gascon C, Lovejoy TE, Bierregaard-Junior RO, Malcolm JR, Stouffer PC, Vasconcelos HL, Laurance WF, Zimmerman B, Tocher M, Borges S (1999) Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biol. Conserv.* 91:223-229 doi:10.1016/S0006-3207(99)00080-4
- Gorresen PM, Willig MR (2004) Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic Forest of Paraguay. *J. Mammal.* 85:688-697 doi:10.1644/BWG-125

- Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, Davies KF, Gonzalez A, Holt RD, Lovejoy TE, Sexton JO, Austin MP, Collins CD, Cook WM, Damschen EI, Ewers RM, Foster BL, Jenkins CN, King AJ, Laurance WF, Levey DJ, Margules CR, Melbourne BA, Nicholls AO, Orrock JL, Dan-Xia S, Townshend JR (2015) Hábitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Sci. Adv.* 1: e1500052 doi:10.1126 / sciadv.1500052
- Harrison S, Ross SJ, Lawton JH (1992) Beta-diversity on geographic gradients in Britain. *J. Anim. Ecol.* 61:151-158 doi:10.2307/5518
- Hodgkison R, Balding ST, Zubaid A, Kunz TH (2004) Temporal Variation in the Relative Abundance of Fruit Bats (Megachiroptera: Pteropodidae) in Relation to the Availability of Food in a Lowland Malaysian Rain Forest. *Biotropica* 36:522-533 doi: 10.1111/j.1744-7429.2004.tb00347.x
- Holt RD (1993) Ecology at the mesoscale: the influence of regional processes on local communities. In: Ricklefs R, Schlute D (eds) *Species Diversity in Ecological Communities*. University of Chicago Press, Chicago pp 77-88
- Hubbell SP (2001) *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton
- Huete A, Didan K, Miura T, Rodriguez EP, Gao X, Ferreira LG (2002) Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sens. Environ.* 83:195-213 doi:10.1016/S0034-4257(02)00096-2
- Law BS, Dickman CR (1998) use of habitat The mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. *Biodivers. Conserv.* 7:323-333 doi:10.1023/A:1008877611726
- Leibold MA, Holyoak M, Mouquet N, Amarasekare P, Chase JM, Hoopes MF, Holt RD, Shurin JB, Law R, Tilman D, Loreau M, Gonzalez A (2004) The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecol. Lett.* 7:601-613 doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x

- López-González C, Presley SJ, Lozano A, Stevens RD, Higgins CL (2012) Metacommunity analysis of Mexican bats: environmentally mediated structure in an area of high geographic and environmental complexity. *J. Biogeogr.* 39:177-192 doi:10.1111/j.1365-2699.2011.02590.x
- López-González C, Presley SJ, Lozano A, Stevens RD, Higgins CL (2014) Ecological biogeography of Mexican bats: the relative contributions of habitat heterogeneity, beta diversity, and environmental gradients to species richness and composition patterns. *Ecography* 37:1-12 doi:10.1111/ecog.0081
- Menezes Jr. LF, Duarte AC, Novaes RLM, Façanha AC, Peracchi AL, Costa LM, Fernandes AFPD, Esbérard CEL (2008) Deslocamento de *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) (Mammalia, Chiroptera) entre ilha e continente no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Biota Neotrop.* 8:243-245 doi:10.1590/S1676-06032008000200021
- Mouquet N, Loreau M (2002) Coexistence in metacommunities: the regional similarity hypothesis. *Am. Nat.* 159: 420-426 doi: 10.1086/338996
- Paglia AP, Fonseca GAB, Rylands AB, Herrmann G, Aguiar LMS, Chiarello AG, Leite YLR, Costa LP, Siciliano S, Kierulff MCM, Mendes SL, Tavares VC, Mittermeier RA, Patton JL (2012) Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil, 2nd edn. Conservation International, Arlington
- Peres-Neto PR, Legendre P (2010) Estimating and controlling for spatial structure in the study of ecological communities. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 19:174-184 doi:10.1111/j.1466-8238.2009.00506.x
- Pettorelli N, Vik JO, Myrsetrud A, Gaillard JM, Tucker CJ, Stenseth NC (2005) Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends Ecol. Evol.* 20:503-510 doi:10.1016/j.tree.2005.05.011
- R - Development Core Team (2014) R: A language and environment for statistical computing, versão 3.1.2. R Foundation for Statistical Computing, Viena

- Rangel TF, Diniz-Filho JAF, Bini LM (2010) SAM: a comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography* 33:46-50 doi:10.1111/j.1600-0587.2009.06299.x
- Reis NR, Fregonezi MN, Peracchi AL, Shibatta AO (2013) *Morcegos do Brasil: Guia de campo*, 1nd edn. Technical Books, Rio de Janeiro
- Reis NR, Peracchi AL, Pedro WA, Lima IP (2007) *Morcegos do Brasil*. Nélío R. dos Reis, Londrina
- Reis NR, Fregonezi MN, Peracchi AL, Rossaneis BK (2012) Metapopulation in bats of Southern Brazil. *Braz. J. Biol.* 72:605-609 doi:10.1590/S1519-69842012000300025
- Ribeiro JF, Walter BMT (2008) As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano SM, Almeida SP, Ribeiro JF (eds) *Cerrado: Ecologia e Flora*. Embrapa Cerrados, Brasília, pp151-212
- Rodríguez P, Arita HT (2004) Beta diversity and latitude in North American mammals: testing the hypothesis of covariation. *Ecography* 27:547-556 doi: 10.1111/j.0906-7590.2004.03788.x
- Sano EE, Rosa R, Brito JLS, Ferreira LG (2008) Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. *Pes. Agropec. Bras.* 43:153-156 doi:10.1590/S0100-204X2008000100020
- Schnell JK, Harris GM, Pimm SL, Russell GJ (2013) Quantitative Analysis of Forest Fragmentation in the Atlantic Forest Reveals More Threatened Bird Species than the Current Red List. *PLoS ONE* 8:e65357 doi:10.1371/journal.pone.0065357
- Shmida A, Wilson MV (1985) Biological determinants of species diversity. *J. Biogeogr.* 12:1-20 doi:10.2307/2845026
- Silva FAM, Assad ED, Evangelista BA (2008) Caracterização Climática do Bioma Cerrado. In: Sano SM, Almeida SP, Ribeiro JF (eds) *Cerrado: Ecologia e Flora*. Embrapa Cerrados, Brasília, pp 67-88.

- Stevens RD, López-González C, Presley SJ (2007) Geographical ecology of Paraguayan bats: spatial integration and metacommunity structure of interacting assemblages. *J. Anim. Ecol.* 76:1086-1093 doi:10.1111/j.1365-2656.2007.01288.x
- Straube FC, Bianconi GV (2002) Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar o esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. *Chiropt. Neotrop.* 8:1-2
- Tews J, Brose U, Grimm V, Tielbörger K, Wichmann MC, Schwager M, Jeltsch F (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J. Biogeogr.* 31:79-92 doi:10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x
- Tilman D (1994) Competition and biodiversity in spatially structured habitats. *Ecology* 75:2-16 doi:10.2307/1939377
- Vieira TB, Dias-Silva K, Pacífico ES (2015) Effects of riparian vegetation integrity on fish and Heteroptera communities. *AEER.* 13:53-65 doi:10.15666/aeer/1301_053065
- Vizotto LD, Taddei VA (1973) Chave para determinação de quirópteros brasileiros. *Revista da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras - Boletim de Ciências* 1:1-72
- Whittaker RH (1972) Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 2-3