



## Efeito de diferentes distúrbios antrópicos sobre assembleias de morcegos (Mammalia: Chiroptera) em um ecótono Cerrado-Amazônia

Ana Carolina Moreira Martins<sup>1\*</sup>

 <https://orcid.org/0000-0002-5340-2113>

\* Contato principal

Gabriel Lopes Ferreira da Rocha<sup>2</sup>

 <https://orcid.org/0000-0002-2737-6345>

Hernani Fernandes Magalhães de Oliveira<sup>3</sup>

 <https://orcid.org/0000-0001-7040-8317>

<sup>1</sup> Pesquisadora GEF-MAR/COPAN/ICMBio, Brasil. <ana.martins.bolsista@icmbio.gov.br>.

<sup>2</sup> Universidade Católica de Brasília, Campus Taguatinga, Brasília, Brasil. <gabriel10@gmail.com>.

<sup>3</sup> Universidade de Brasília, Campus Darcy Ribeiro, Brasília, Brasil. <oliveiradebioh@gmail.com>.

Recebido em 31/01/2023 – Aceito em 23/01/2024

### Como citar:

Martins ACM, Rocha GLF da, Oliveira HFM de. Efeito de diferentes distúrbios antrópicos sobre assembleias de morcegos (Mammalia: Chiroptera) em um ecótono Cerrado-Amazônia Biodivers. Bras. [Internet]. 2024; 14(1): 107-119. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i1.2393

**Palavras-chave:** Fogo; impactos ambientais; neotrópico; silvicultura.

**Resumo** – A expansão das fronteiras agropecuárias é o principal vetor da perda de *habitat* naturais no mundo e a maior causadora de impactos sobre a biodiversidade até o ano de 2100, levando ao grande declínio de espécies nos trópicos. Devido à grande magnitude e velocidade da perda de *habitat* no arco do desmatamento (especialmente no Mato Grosso), é indispensável a análise dos efeitos de diferentes matrizes e distúrbios como o fogo, na biota das matas remanescentes. Nesse contexto, os morcegos são excelentes bioindicadores porque respondem a uma ampla gama de alterações antrópicas na qualidade do *habitat*. Assim, o presente estudo tem como objetivo testar diferenças nas assembleias de morcegos de fragmentos florestais sobre diferentes distúrbios (fogo e diferentes limites de borda com eucalipto e seringal). Em 2012, morcegos foram capturados por redes de neblina durante seis noites consecutivas em seis sítios: três fragmentos florestais sob diferentes distúrbios (fogo, eucalipto, seringal) e três fragmentos controle. Foram registrados 83 morcegos de 21 espécies. Este estudo traz indicações conservacionistas de que plantios de seringais funcionam melhor como refúgio e corredor de fauna para morcegos do que eucaliptos, que têm copas muito abertas. Além disso, ainda se pode inferir que o fogo experimental, realizado dois anos antes da amostragem, teve um impacto mediano na quiropterofauna, que se mostrou menos impactada que nas áreas de eucalipto. Por fim, recomenda-se que monoculturas de eucalipto ou seringais invistam em estratégias de manutenção de sub-bosque para serem mais atrativas para a fauna.



## Effect of different antropic disturbances on bat assemblies in the ecotone Cerrado-Amazon

**Keywords:** environmental impact, fire, forestry, Neotropics

**Abstract** – The expansion of the agricultural frontier is the main vector of loss of natural *habitat* in the world, and the biggest cause of impacts on biodiversity until the year 2100, leading to the great decline of species in the tropics. Due to the great magnitude and speed of *habitat* loss in the deforestation arc (especially at Mato Grosso), it is essential to analyze the effects of different matrices and disturbances, such as fire, on the biota of the remaining forests. In this context, bats are excellent bioindicators because they respond to a wide range of anthropic changes in *habitat* quality. Thus, the present study aims to test differences in the bat assemblies of forest fragments under different disturbances (fire and different edge limits with eucalyptus and rubber plantations). In 2012, bats were captured by mist nets during six consecutive nights, at six sites in forest fragments under different disturbances (fire, eucalyptus, rubber plantations). Eighty-three bats of 21 species were collected at 4 sites. This study brings some conservationist indications, that rubber plantations work better as a refuge and fauna corridor for bats than eucalyptus trees, which have very open canopies. In addition, it can still be concluded that the experimental fire carried out 2 years before sampling had a median impact on chiropteran fauna, which was less impacted than eucalyptus areas. Finally, it is recommended that eucalyptus monocultures or rubber plantations invest in understory maintenance strategies to be more attractive to the fauna.

## Efecto de distintos desórdenes antrópica en ensamblajes de murciélagos en ecotono Cerrado-Amazônia

**Palabras clave:** Fuego; impacto ambiental; neotropical; silvicultura.

**Resumen** – La expansión de las fronteras agrícolas es el principal impulsor de la pérdida de *hábitats* naturales en el mundo y será la principal causa de los impactos sobre la biodiversidad hasta el año 2100, provocando la gran disminución de especies en los trópicos. Debido a la gran magnitud y velocidad de pérdida de *hábitat* en la región del llamado “arco de la deforestación” (especialmente en el estado de Mato Grosso), es fundamental analizar los efectos de diferentes matrices y perturbaciones como el fuego sobre la biota de los bosques remanentes. En este contexto, los murciélagos son excelentes bioindicadores porque responden a una amplia gama de cambios antrópicos en la calidad del *hábitat*. Por lo tanto, el presente estudio tiene como objetivo probar las diferencias en los ensamblajes de murciélagos en fragmentos de bosque bajo diferentes perturbaciones (incendios y diferentes límites fronterizos con eucaliptos y árboles de caucho). En 2012, los murciélagos fueron capturados con redes de niebla seis noches, en seis sitios y bajo dos tratamientos: 3 fragmentos de bosque bajo diferentes condiciones (incendio, eucalipto, plantación de caucho) y fragmentos de control. Se registraron 83 murciélagos de 21 especies. Este estudio brinda indicaciones conservacionistas de que las plantaciones de caucho funcionan mejor como refugio y corredor de fauna para los murciélagos que los árboles de eucalipto, que tienen copas muy abiertas. Además, también se puede inferir que el fuego experimental realizado 2 años antes del muestreo tuvo un impacto medio sobre la quiropterofauna, que fue menos impactada que en las zonas de eucalipto. Finalmente, se recomienda que los monocultivos de eucalipto o las plantaciones de caucho inviertan en estrategias de mantenimiento del sotobosque para que sean más atractivos para la fauna.

## Introdução

Morcegos são um grupo de mamíferos muito diversificado ecologicamente, o que pode ser evidenciado pela ampla diversidade de sua dieta[1]. Essa complexidade alimentar se traduz em importantes funções ecossistêmicas nos processos de polinização, dispersão de sementes, regeneração florestal e controle de populações de artrópodes[3][4][5][6][7]. Esses animais são importantes componentes das comunidades locais de mamíferos em florestas tropicais, além de ocuparem uma grande variedade de nichos tróficos, sendo usualmente o grupo mais abundante e rico em espécies localmente[8][9]. Como exemplo, é muito comum em inventários rápidos registrar-se pelo menos o dobro de indivíduos de morcegos em relação aos outros mamíferos, e essa abundância, em geral, vem acompanhada de mais diversidade[10][11][12]. Como sugerido pela grande abundância e riqueza de espécies, várias espécies desses mamíferos podem coexistir em uma mesma área, resultando em uma ampla diversidade de interações ecológicas[13][14].

Os quirópteros são um exemplo de comunidade faunística que possibilita direcionar as ações necessárias à conservação da biodiversidade [15][16], pois, enquanto algumas espécies estão associadas a ambientes fragmentados e desmatados, outras vivem apenas em ambientes não perturbados[17]. Assim, é possível analisar a composição de espécies de um sítio amostrado e avaliar se o entorno é conservado ou desmatado. Além disso, são um grupo de mamíferos de relativa fácil amostragem em quase todos os tipos de ambientes naturais, alterados e urbanos[2][18][19][20]. Portanto, além da alta relevância ecológica, morcegos são considerados excelentes bioindicadores pois respondem a uma ampla gama de alterações antrópicas na qualidade do *habitat* e clima, incluindo a urbanização, a intensificação da agricultura, exploração madeireira, a perda de *habitat* e a fragmentação, mudança climática global[21][22][23]. Essa compreensão é importante para nortear o manejo necessário em fragmentos de vegetações nativas inseridas em mosaico de plantios de monocultura[15][16].

A perda de *habitat* é uma das causas para a perda da biodiversidade no mundo[24]. A expansão das fronteiras agrícolas, considerada a principal causa do desmatamento e da perda de *habitat* naturais, deve continuar sendo a maior responsável pelos impactos negativos sobre a biodiversidade até o ano de 2100, causando grande declínio da biodiversidade

dos trópicos[25]. Devido à grande extensão de áreas desmatadas na região do arco de desmatamento – um território que vai do oeste do Maranhão e sul do Pará em direção ao oeste, passando por Mato Grosso, Rondônia e Acre –, é indispensável a análise dos efeitos de diferentes matrizes e distúrbios como o fogo, na biota das matas remanescentes. Nessa região, principalmente no estado de Mato Grosso, existem mosaicos de pastagem e plantios de eucalipto, seringueiras, soja e outros grãos.

O gênero *Eucalyptus* é originário principalmente da Austrália, contando com 670 espécies conhecidas[26]; sendo que as espécies de interesse econômico possuem uma longa história no Brasil, tendo sido introduzido nesse país em meados do século XIX. Entretanto, a monocultura de eucalipto causa diversos impactos negativos, tanto para o solo quanto para a flora e fauna. A desertificação do solo ocorre porque cada indivíduo necessita de, aproximadamente, 30 litros de água por dia, sendo que esse ressecamento do solo também leva a uma maior exposição à erosão. Outro impacto desse plantio é a redução da biodiversidade, pois as florestas de eucalipto são cultivadas priorizando somente um retorno econômico, não sendo associadas a outras espécies vegetais, o que reduz a diversidade florística da região[26]. Ainda há de se mencionar que a grande maioria dos plantios de eucalipto optam pelo manejo e corte de todo sub-bosque por pelo menos dois anos[27], levando a uma ausência de oferta alimentar para animais. Outro problema é a redução extrema da diversidade da fauna, visto que poucos grupos de animais conseguem sobreviver nesses tipos de florestas[28].

A distância de terras agrícolas em relação a florestas nativas frequentemente é um excelente preditor para a redução da biodiversidade, pois animais silvestres encontrados em monoculturas são frequentemente restritos à interface fazenda-floresta e quanto maior a distância da floresta, menor a riqueza de espécies[29][30]. Nesse sentido, estudos recentes mencionam que a utilização de agroflorestas de seringueiras tem sustentado quase todas as espécies florestais associadas[31]. No caso das monoculturas como seringueiras e eucaliptos, a maioria das espécies animais provavelmente são apenas visitantes que usam paisagens cultivadas como extensão de seu *habitat* principal, o que é especialmente verdadeiro para espécies maiores e ameaçadas[30]. No entanto, algumas espécies são capazes de lidar bem com paisagens modificadas pelo homem, como, por exemplo, populações de primatas na Índia, que

ocupam monoculturas de seringais, utilizando seus recursos como fonte de alimento, sobretudo sementes, folhas, flores e cascas[31][33][34].

No Brasil, o Cerrado é uma formação savânica limítrofe à Floresta Amazônica pelos flancos sul e leste, formando o ecótono de transição Cerrado-Amazônia. O fogo é um evento comum e natural no Cerrado[35], além de um importante fator estruturante de suas comunidades vegetais e fitofisionomias[36]. Entretanto, os incêndios podem causar altas taxas de mortalidade de plantas arbóreas e mamíferos, influenciando a composição da fauna e flora nativa[36][37][38][39], pois tendem a favorecer o estabelecimento de gramíneas e espécies pioneiras[36]. Nas matas de transição da floresta amazônica e Cerrado, o fogo de incêndios não-intencionais ocasiona árvores com menos folhas, que caem ao chão e ficam mais secas, sob a ação da maior quantidade de luz do sol que penetra pelo dossel rarefeito. Além disso, as mudanças climáticas globais podem promover uma frequência maior de eventos El Niño, acelerando o círculo vicioso de ressecamento e inflamabilidade da mata de transição[40]. Sabe-se que assembleias de morcegos em matas de galeria do Cerrado têm uma capacidade considerável de recuperação quando afetadas por incêndios, e a sucessão nessas áreas pode ocorrer com base na soma temporal de espécimes e espécies[39]. Entretanto, as florestas de transição, quando não estão associadas a corpos d'água, provavelmente não são tão resilientes quanto as matas de galeria do Cerrado.

A atividade dos morcegos após o fogo tende a variar de acordo com a densidade das árvores remanescentes[41]. Em alguns casos, morcegos insetívoros respondem positivamente ao fogo[42], pois o fogo pode aumentar a disponibilidade de abrigo em árvores mortas[42][43]. Embora o fogo possa reduzir momentaneamente a oferta de alimento e abrigo para os morcegos[44], com o passar do tempo as condições mudam e há um aumento da oferta de alimentos ou abrigos, principalmente para aquelas espécies mais adaptadas a ambientes relativamente alterados e clareiras florestais[42][43], como insetívoros e frugívoros generalistas.

Nesse cenário, o objetivo deste trabalho é verificar se há diferença nas assembleias de morcegos de fragmentos florestais sobre diferentes distúrbios antrópicos (fogo e diferentes limites de borda com eucalipto, seringal e pasto). Espera-se encontrar diferenças significativas entre os distúrbios analisados, visto que as monoculturas analisadas são diferentes,

seringal e silvicultura. Além disso, espera-se que o impacto do fogo também seja diferente dos demais. É esperado que o efeito do distúrbio da borda de eucalipto tenha o maior impacto nas assembleias de morcegos, por se tratar de uma monocultura com dossel mais aberto.

## Material e Métodos

### Área de estudo

O estudo foi realizado em duas áreas de transição de floresta ombrófila e floresta estacional: fazenda Tanguro, município de Querência, leste de Mato Grosso (13°04'35''S, 52°23'08''W), e fazenda Destino, município de Ribeirão Cascalheira, também em Mato Grosso (12°51'46''S, 52°05'43''W). As duas fazendas apresentam como vegetação dominante a floresta de transição entre o Cerrado e a Floresta Amazônica, e distam cerca de 60 km uma da outra. A fazenda Tanguro, que é de propriedade do Grupo Maggi, possui uma área de 82.000 ha, dos quais 38.000 ha foram desmatados, sendo que 3/4 foram destinados à agricultura de grãos de soja desde 2002. A principal diferença entre as duas áreas é a matriz, na fazenda Tanguro composta basicamente por soja e milho, e na fazenda Destino a matriz é formada por pastagem. Na fazenda Tanguro, foram selecionados três fragmentos de mata sobre diferentes distúrbios: fogo anual, borda com eucalipto, borda com seringal; e na outra área foram analisadas somente áreas de borda entre mata e pasto.

O fogo da fazenda Tanguro é colocado de maneira experimental a fim de entender como incêndios típicos da região que ameaçam a mata de transição entre Cerrado e Floresta Amazônica sob o estresse constante do fogo. O sítio de distúrbio de fogo pode ser descrito pela presença de árvores com menos folhas, que caem ao chão e ficam mais secas, sob a ação da maior quantidade de luz do sol que penetra pelo dossel rarefeito[40]. O incêndio controlado era realizado durante três dias por ano, em sucessivas linhas de fogo, em uma área de 100 ha, e ocorreu nos anos de 2004, 2007 e 2010[45]. Nos anos seguintes, o fogo foi aplicado em mais dois lotes de 100 ha, somando 300 ha, que seriam comparados com outros 150 ha, divididos em três lotes de controle. É importante ressaltar, também, que cerca de 35.000 ha já haviam sido desmatados para a pecuária pelos proprietários anteriores, os bancos Santander e Noroeste[40][45].

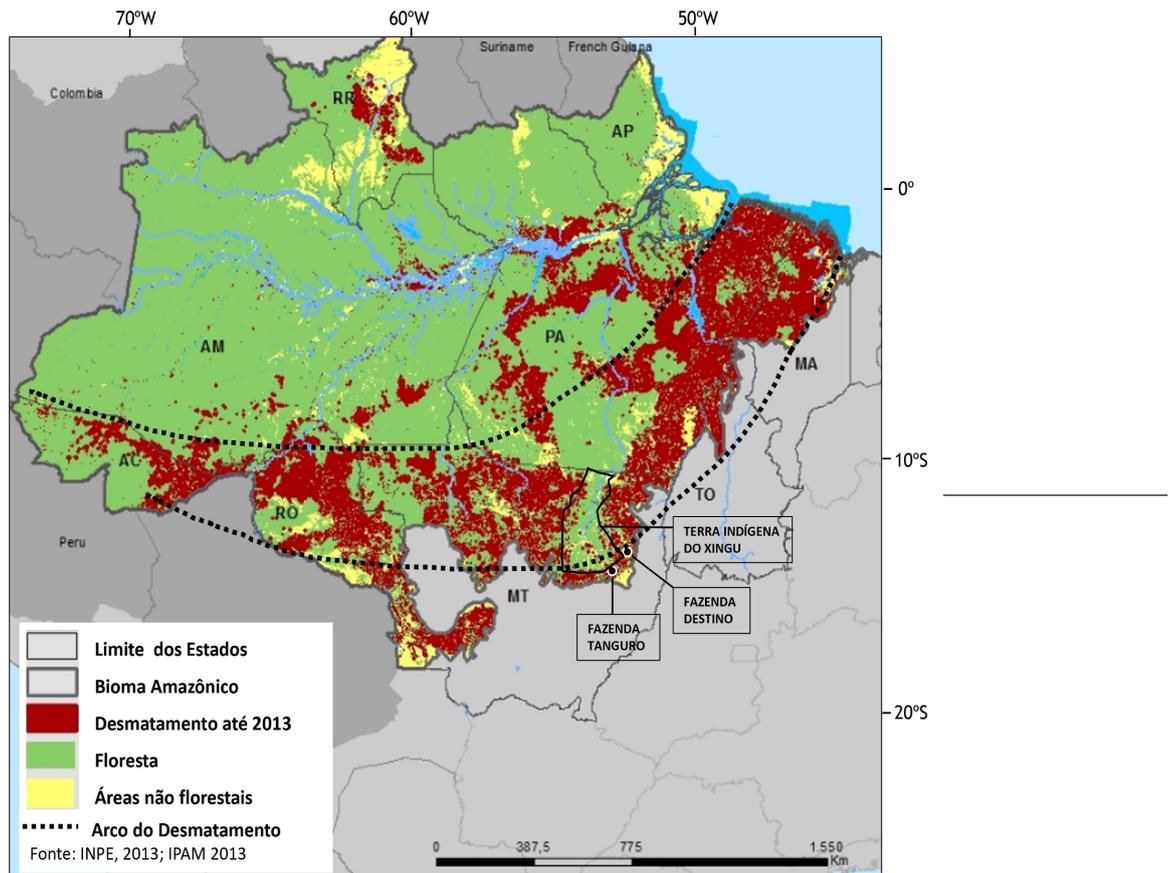


Figura 1 – Localização da fazenda Tanguro e da fazenda Destino no “Arco do Desmatamento”, nos municípios de Querência e Ribeirão Cascalheiras, estado do Mato Grosso. Adaptado de INPE e IPAM 2013.

Os seringais amostrados são plantados em linhas espaçadas com distância média de 7 m, mas, apesar do distanciamento, as copas das árvores se unem formando um dossel denso, com pouca incidência de luz. Embora rentáveis, as florestas de seringueiras oferecem alto risco de incêndio, pois a casca que protege o látex em todo o tronco da árvore é altamente inflamável, evitando-se o plantio de seringais próximos a pastagens, canaviais, capoeiras, etc.[46].

Nos plantios de eucalipto, as mudas não podem ser plantadas muito perto umas das outras, porque isso atrapalha as podas, o corte e também prejudica o crescimento das plantas. Em geral, o plantio é feito em linhas espaçadas com distância de até 12 m e, além disso, os eucaliptos apresentam copa reduzida que permitem a entrada de luz abaixo do dossel[47]. Dessa forma, os sítios de eucalipto se assemelham mais aos sítios de fogo experimental, no quesito de abertura de dossel, do que aos sítios de seringais, com copas mais densas.

## Coleta de dados

Os morcegos foram amostrados por meio do uso de 10 redes de neblina (12 x 3 m), armadas no sub-bosque, abertas das 18h até as 23h (5 horas/noite/sítio), ao longo de trilhas previamente abertas ou nas bordas do fragmento. As redes foram checadas a cada 30 min.; os morcegos foram armazenados em sacos de pano, tiveram os dados biométricos registrados (peso e antebraço), sendo, em seguida, identificados e liberados no local da captura. A identificação das espécies segue[48][49][50].

Em outubro de 2012, morcegos foram capturados por redes de neblina durante seis noites, em um projeto piloto de inventário rápido de fauna. Na fazenda Tanguro, foram instalados três sítios de amostragem em fragmentos florestais sobre diferentes distúrbios (fogo, eucalipto, seringal). No sítio de fogo anual, as redes foram instaladas a 600 m da borda para evitar a interferência da matriz nos resultados. Para testar bordas limítrofes com as monoculturas

(eucalipto ou seringal) as redes foram instaladas entre a mata e a monocultura (na estrada).

A fazenda Destino foi usada como controle para todos os distúrbios, por se tratar de fragmentos florestais maiores e mais conservados. O esforço de captura foi calculado segundo[51], em que o comprimento da rede é multiplicado pela altura e, em seguida, pelo número de horas em que as redes ficaram abertas nas duas áreas.

### Análises estatísticas

O índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) foi usado para avaliar a diversidade de espécies, e o índice de Pielou ( $J'$ ) para equitabilidade. Além desses parâmetros, também foram considerados riqueza de espécies, abundância, número de grupos funcionais (guildas tróficas, segundo[52]) e diversidade filogenética adaptada de[53], com base em uma filogenia de morcegos calibrada temporalmente em nível de espécie[54]. Para esse cálculo a probabilidade temporal de cada ramo da árvore filogenética foi somada da espécie até a raiz entre as várias famílias da assembleia; assim, o valor da diversidade filogenética de uma assembleia é a soma da diversidade filogenética de cada espécie multiplicado por 0,1. Nesse cálculo, algumas espécies tiveram que ser substituídas por congêneres geneticamente mais próximos da espécie em questão: *Carollia brevicauda* no lugar de *C. perspicillata*, *Sturnira tildae* no lugar de *S. lilium* e *Lophostoma evotis* no lugar de *L. carrikeri*.

Avaliamos a diversidade para cada sítio pelo Índice de Diversidade de Shannon ( $H'$ ) que é calculado pela fórmula:

$$H' = -\sum p_i * \ln p_i, p_i = n_i/N;$$

sendo:  $H'$  = Índice de Shannon-Wiener;  $p_i$  = proporção de indivíduos da  $i$ -ésima espécie;  $\ln$  = logaritmo de base neperiano ( $e$ );  $n_i$  = número de indivíduos amostrados para a espécie  $i$ ;  $N$  = número total de indivíduos amostrados.

Para comparação desses índices foi utilizado o teste  $t$  de Hutchinson[55] ao nível de 5% ( $p < 0,05$ ). A curva do coletor foi calculada para cada sítio amostrado, computando-se os esforços das noites amostradas em cada um deles e o acúmulo de espécies. O índice estimador de diversidade de Chao:

$$S^* = S_{obs} + (a^2 / 2b);$$

onde  $S^*$ , é o número de espécies esperadas,  $S_{obs}$  é o número de espécies observado,  $a$  é o

número de espécies registradas uma única vez, e  $b$  é o número de espécies registradas somente duas vezes,

foi usado para estimar o número total de espécies esperadas para cada localidade.

Para realizar as comparações estruturais, foi preparada uma matriz baseada na abundância das espécies para uma análise de agrupamento (*cluster analysis*) utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis[55]. Essa matriz foi composta pelas espécies, tipo de dieta e parâmetros da estrutura das assembleias de morcegos capturados em quatro fragmentos florestais (controle, fogo, eucalipto e seringal).

O coeficiente de correlação cofenética (C.C.C.) da análise de agrupamento foi a correlação de Pearson entre a matriz dos dados originais e a matriz de derivada, e indica se o dendrograma representa adequadamente os dados originais (C.C.C. > 0,8 significativo). Essa análise teve o objetivo de verificar quais os distúrbios tiveram efeitos mais similares nas assembleias de morcegos filostomídeos.

### Resultados

Foram coletados 83 indivíduos de 21 espécies e 3 famílias, em 4 sítios no sudoeste da Amazônia Brasileira (Tab. 1). A riqueza em cada localidade variou de 4-15 espécies, e a abundância entre 7-46 indivíduos (Tab. 1), sendo registradas espécies das famílias Phyllostomidae, Vespertilionidae e Emballonuridae. Nesse ponto, ressaltamos que, apesar de este estudo utilizar apenas redes instaladas em sub-bosque (até 3 m de altura), um método que tem um viés para maior amostragem de morcegos frugívoros da família Phyllostomidae e baixas taxas de captura das demais famílias, devido ao seu nicho e estratégias alimentares[56][57], optou-se por incluir nas análises os morcegos insetívoros das outras famílias (Vespertilionidae e Emballonuridae). Tal escolha se deve ao fato de estes terem sido registrados apenas na área controle e esta informação agregar uma melhor caracterização das comparações entre os sítios e distúrbios analisados.

O esforço total de captura foi de 10.800 h x  $m^2$  sendo 1.800 h x  $m^2$  em cada área amostrada, equivalente a cinco horas de esforço amostral por noite. Ao todo foram capturados 83 indivíduos das três famílias citadas acima. A família Phyllostomidae teve cinco subfamílias representadas: Glossophagi-

nae, Carollinae, Micronycterinae, Rhinophyllinae, Stenodermatinae e Phyllostominae (Tabela 1).

As espécies mais abundantes foram os frugívoros generalistas *Artibeus lituratus* e *Carollia perspicillata*.

Tabela 1 – Lista de espécies e parâmetros da estrutura das assembleias de morcegos capturados em quatro fragmentos florestais no Ecótono Cerrado-Amazônia, (Querência e Ribeirão Cascalheiras/MT, 2012).

Espécies /famílias-subfamílias	Grupo funcional	Controle	Seringal	Eucalipto	Fogo	Total
<b>Phyllostomidae</b>						
<b>Stenodermatinae</b>						
<i>Artibeus cinereus</i> (Gervais, 1856)	FD	1	0	0	0	1
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	FD	11	6	0	2	19
<i>Artibeus obscurus</i> (Schinz, 1821)	FD	1	3	4	3	11
<i>Platyrrhinus incarum</i> (Thomas, 1912)	FD	0	1	0	0	1
<i>Sturnira tildae</i> de la Torre, 1959	FS	1	0	1	2	4
<i>Uroderma bilobatum</i> Peters, 1866	FD	11	3	0	0	14
<b>Carollinae</b>						
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	FS	12	0	1	3	16
<i>Rhinophylla pumilio</i> Peters, 1865	FS	1	0	0	0	1
<b>Glossophaginae</b>						
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	N	1	0	0	2	3
<b>Micronycterinae</b>						
<i>Micronycteris megalotis</i> (Gray, 1842)	IC	1	0	0	0	1
<i>Micronycteris</i> sp.	IC	1	0	0	0	1
<b>Phyllostominae</b>						
<i>Chrotopterus auritus</i> (Peters, 1856)	C	0	0	1	0	1
<i>Gardnerycteris crenulatum</i> (É. Geoffroy, 1803)	IC	0	0	0	1	1
<i>Lophostoma carrikeri</i> (Allen, 1910)	O	0	1	0	0	1
<i>Phyllostomus elongatus</i> (É. Geoffroy, 1810)	O	0	1	0	0	1
<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)	O	1	1	0	0	2
<i>Tonatia maresi</i> Williams, Willig e Reid, 1995	O	0	1	0	0	1
<b>Emballonuridae</b>						
<b>Emballonurinae</b>						
<i>Rhynchonycteris naso</i> (Wied, 1820)	IA	1	0	0	0	1
<b>Vespertilionidae</b>						
<b>Vespertilioninae</b>						
<i>Eptesicus brasiliensis</i> (Desmarest, 1819)	IA	1	0	0	0	1
<i>Rhogeessa io</i> Thomas, 1903	IA	1	0	0	0	1
<b>Myotinae</b>						
<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	IA	1	0	0	0	1
<b>Número de Espécies</b>	<b>21</b>	<b>15</b>	<b>8</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>21</b>
<b>Número de Indivíduos</b>	<b>83</b>	<b>46</b>	<b>17</b>	<b>7</b>	<b>13</b>	<b>83</b>
<b>Número de Grupos Funcionais</b>	<b>7</b>	<b>6</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>7</b>

FD (Frugívoro de Dossel), FS (Frugívoro de Sub-bosque), C (Carnívoro), IA (Insetívoro aéreo), N (Nectarívoro), O (Onívoro), IC (Insetívoro catador)

Do total de indivíduos capturados, 84% são frugívoros ou nectarívoros, um padrão comum em comunidades de morcegos neotropicais[15], sendo apenas sete indivíduos insetívoros, um carnívoro e cinco onívoros. Essa alta representatividade da guilda de frugívoros demonstra a dependência dessas espécies da vegetação. Além disso, espécies frugívoras são normalmente mais associadas a áreas florestais, enquanto espécies insetívoras podem ocorrer em muitos tipos de vegetação[58].

A assembleia de morcegos da mata controle (fazenda Destino) apresentou a maior diversidade de Shannon e Filogenética (Tab. 2), seguida pela assembleia do seringal e de fogo experimental. As comparações do índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) entre os sítios com diferentes distúrbios, através do teste-t proposto por Hutchinson, detectou diferenças significativas entre controle e eucalipto ( $t = 2,707$  e  $p = 0,042$ ). Os demais distúrbios, comparados par a par, não apresentaram diferença: eucalipto e seringal ( $t = -1,815$ ;  $p = 0,129$ ); fogo x seringal ( $t = -1,292$   $p = 0,253$ ).

Tabela 2 – Parâmetros da estrutura das assembleias de morcegos capturados em quatro fragmentos florestais no Ecótono Cerrado-Amazônia (Querência e Ribeirão Cascalheiras/MT, 2012).

Parâmetros das comunidades	Controle	Seringal	Eucalipto	Fogo
Riqueza	15	8	4	6
Abundância	46	17	7	13
Diversidade filogenética	12,46	8,79	3,71	6,22
Índice de diversidade de Shannon (H)	2,03	1,81	1,15	1,74
Equitabilidade (J)	0,75	0,87	0,83	0,97

As curvas baseadas em indivíduos sugerem quantos indivíduos devem ser contados para que o esforço seja suficiente, além de permitir comparar diferenças na dinâmica de diversidade. A curva de rarefação utilizando o estimador de riqueza Jackknife 1, apontou que o esforço amostral não foi suficiente

para estimar a riqueza real da área estudada (Fig. 2), mas também possibilita avaliar a diferença entre a diversidade das áreas amostradas, indicando que o eucalipto teria o menor número de espécies, mesmo se o número de indivíduos das outras áreas fosse o mesmo.

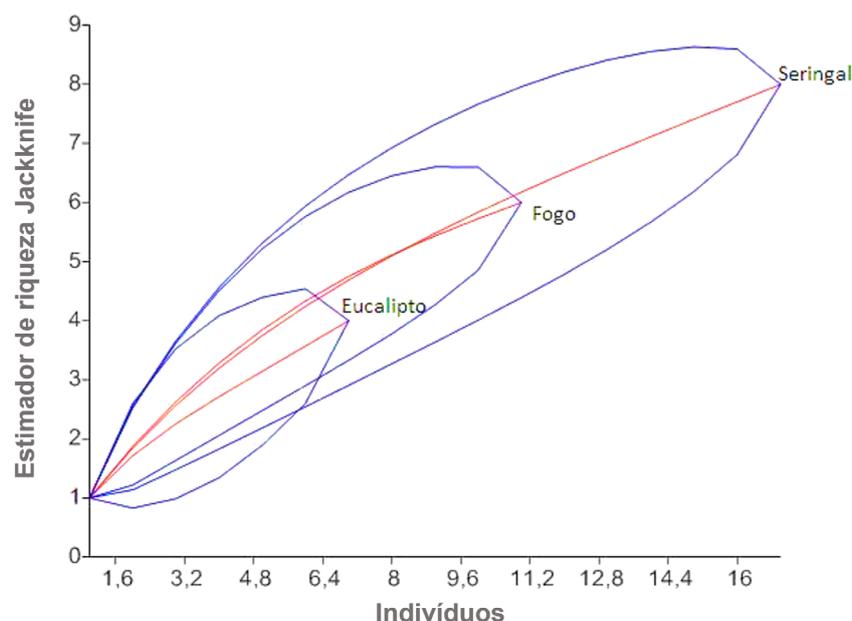


Figura 2 – Curva de rarefação por indivíduos, intervalo de confiança (95%, azul) e estimador de riqueza Jackknife para os morcegos capturados nos três fragmentos com diferentes tratamentos (eucalipto, fogo e seringal) no ecótono Cerrado-Amazônia, na fazenda Tanguro e fazenda Destino (Querência e Ribeirão Cascalheiras/MT, 2012).

A análise de agrupamento (Fig. 3) entre as assembleias de morcegos apresentou um coeficiente de correlação cofenética significativo (0,969592) e indicou que as assembleias do fogo e do eucalipto

são mais similares, reafirmando que estes dois distúrbios alteram de maneira similar as assembleias de morcegos nesta região.

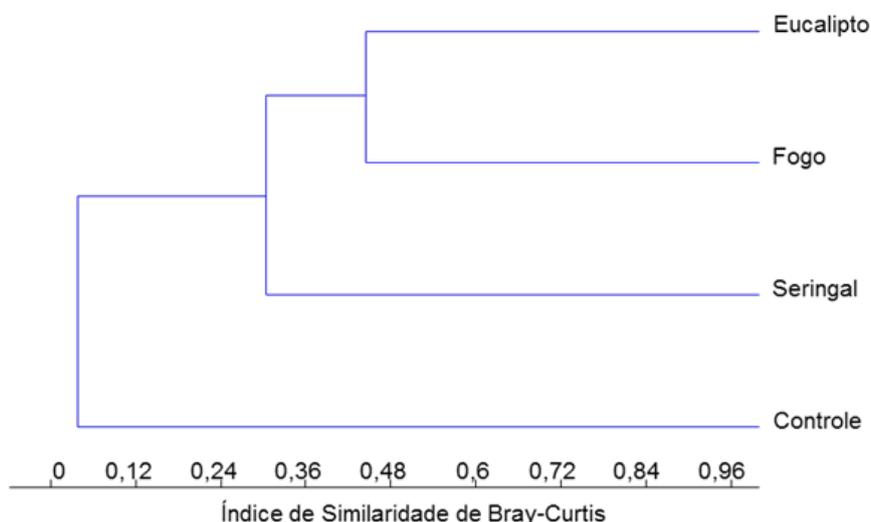


Figura 3 – Dendrograma da análise de agrupamento das assembleias de morcegos filostomídeos de fragmentos de mata de transição Cerrado-Amazônia na fazenda Tanguro (MT), com coeficiente de correlação cofenética= 0,9592.

## Discussão

Nas assembleias amostradas ocorreu a maior abundância de espécies de morcegos plantívoros, confirmando o que já era esperado para áreas florestais e capturas usando redes de neblina no sub-bosque. Além disso, as curvas de rarefação possibilitam verificar a diferença entre a diversidade das áreas amostradas, indicando que o eucalipto teria o menor número de espécies. Nesse contexto, era esperado que o efeito do distúrbio da borda de eucalipto tivesse o maior impacto na assembleia de morcegos por se tratar de uma monocultura com dossel mais aberto. Além disso, a abundância de frugívoros (*Carollia perspicillata*, *Rhinophylla pumilio*, *Artibeus lituratus*, *Uroderma bilobatum*) e nectarívoros (ex. *Glossophaga soricina*) está relacionada à estrutura da vegetação em fragmentos florestais da Amazônia[59].

Dessa forma, proteger áreas com árvores nativas de grande porte e copas fechadas pode ser uma estratégia para aumentar a persistência de morcegos polinizadores e dispersores de sementes na Amazônia, bem como a diversidade filogenética[59]. Portanto, monoculturas como seringais e eucaliptos deveriam usar as estratégias de sistemas agroflorestais

(SAFs), incluindo tanto espécies nativas associadas quanto o cultivo de um sub-bosque de altura intermediária[60] para fornecer um dossel mais fechado e também recursos alimentares para os morcegos. A expansão das monoculturas de eucalipto intensifica o desmatamento e a perda de espaços naturais, bem como a pressão sobre a fauna nativa, destaca a necessidade de entender como as espécies usam e sustentam seus nichos em diferentes paisagens[61]. Os SAFs podem ser vistos como alternativas aos tradicionais sistemas de monocultivos e uma estratégia de recuperação ambiental. Neles são cultivadas, simultaneamente, espécies nativas e frutíferas, geralmente sem agrotóxico e maquinário pesado, para um melhor equilíbrio do ambiente. Eles também contribuem para a conservação da biodiversidade por fornecerem abrigo, sombra, alimento e outros recursos, atraindo insetos, aves e mamíferos como os morcegos[61].

Com relação ao distúrbio do fogo, sabe-se que ele é um elemento natural comum no Cerrado e que também influencia este ecótono com a Amazônia, podendo alterar a estrutura de árvores, comunidades de mamíferos e condições ambientais[35]. A falta de recurso alimentar para uma parte dos animais

após a passagem das chamas implica em mudanças no metabolismo e até mesmo a morte[39][62]. No presente estudo foram corroborados os achados de[39], pois o fragmento pós-fogo no ecótono Amazônia-Cerrado amostrado também registrou baixa riqueza e abundância de morcegos quando comparado a fragmentos controle.

Com relação aos seringais, a grande demanda de borracha eleva as taxas de desmatamento florestal para dar espaço às extensas plantações de seringueiras, afetando a biodiversidade de pássaros, morcegos, insetos e primatas. Outro índice preocupante é a demanda por fertilizantes, fungicidas, inseticidas e estimulantes da produção de látex. Apesar disso, a seringueira apresenta uma ótima capacidade para estocagem de carbono, que beneficia comunidades animais locais, pois podem ser utilizadas como corredores ecológicos, o que é de grande importância pois promovem a ligação entre duas áreas fragmentadas, aumentando a conectividade do *habitat* e migração de populações [63]. Assim, esse estudo traz informações similares, pois indica que muitas espécies de morcegos utilizam o seringal como recurso, seja apenas como corredor, ou como abrigo e recursos alimentares.

Com relação às similaridades na composição das assembleias de morcegos entre os diferentes tipos de distúrbio, a análise de agrupamento indicou que as assembleias do fogo e do eucalipto são mais similares. Isso reafirmou que esses dois distúrbios apresentaram efeitos mais fortes com relação às assembleias de morcegos nessa região, promovendo não somente a estruturação de assembleias que são mais distintas do que as outras em termos da composição de espécies, mas que também possuem menores riqueza e abundância observadas, bem como diversidades de Shannon e filogenéticas mais baixas. As assembleias se apresentaram distintas e a diferença na riqueza de espécies nos diferentes pontos pode ser explicada pela maior complexidade ambiental. Uma maior complexidade ambiental pode significar maior diversidade de recursos alimentares, como frutos, insetos e abrigos. Dessa forma, os padrões de frutificação e disponibilidade de alimento moldam a diversidade e a composição de espécies de morcegos[64][63]. Esse resultado pode ser consequência das características do local de estudo, uma região de ecótono, onde há a predominância de espécies amazônicas, mas onde o clima é similar ao da região de Cerrado, sendo marcadamente sazonal com uma estação seca e uma estação chuvosa bem definida. Essa vegetação de transição, apesar de

formar um ambiente florestal, está ligada à baixa umidade, a qual já foi descrita como um dos possíveis fatores que atenuam o efeito de borda[66][67].

As diferenças entre riqueza e similaridade de espécies possivelmente também se relacionam com a variação na diversidade filogenética entre as áreas. Florestas preservadas normalmente possuem maior oferta de alimentos e abrigos[68], o que é um dos fatores potencialmente responsáveis por elas abrigarem um maior número de espécies únicas[69], elevando com isso a sua diversidade taxonômica e filogenética ao mesmo tempo em que diminui a similaridade com outros ambientes desmatados. Esses resultados reforçam a necessidade de preservação da Amazônia com relação às queimadas e às plantações de espécies cultivares exóticas para a preservação da diversidade de morcegos. Ressalta-se ainda a importância de tais achados, visto que poucos estudos avaliaram anteriormente os efeitos de queimadas e plantações de espécies exóticas em assembleias de morcegos na Amazônia[70][71].

## Conclusão

A partir dos três impactos estudados no projeto (fogo, eucalipto e seringal), podemos concluir que: 1) a alta diversidade e abundância de morcegos nos seringais indica que suas copas mais fechadas e densas proporcionam um *habitat* mais adequado para o deslocamento, que também é protegido da visão de predadores; 2) diferentemente do seringal, o eucalipto possui uma copa mais aberta e seu manejo inclui corte raso, o que é ainda mais prejudicial à fauna nativa, deixando-o assim com um número de espécies e indivíduos muito inferior aos outros distúrbios; e 3) apesar de ser um dos impactos mais intensos, o fogo, por ser um experimento controlado e de pequeno porte, não apresentou tanta redução da diversidade de espécies de morcegos, como o eucalipto.

Do ponto de vista conservacionista, plantios de seringais funcionam melhor como refúgio ou corredor de fauna para morcegos do que eucaliptos, que têm copas muito abertas. Além disso, ainda se pode inferir que o fogo experimental realizado dois anos antes da amostragem teve um impacto mediano na quiropterofauna, que já se mostrou menos impactada que as áreas de eucalipto. Por fim, recomenda-se que monoculturas de eucalipto ou seringais invistam em estratégias e boas práticas de manejo do plantio e do entorno, como localização da plantação próxima

às áreas de vegetação nativa, redução dos usos de herbicidas para controle de pragas e manutenção de sub-bosque quando possível, para tornar essas monoculturas mais atrativas à fauna.

## Referências

- Giannini NP, Kalko EKV. Trophic structure in a large assemblage of phyllostomid bats in Panama. *Oikos*. 2004 May; 105(2): 209-20.
- Fleming TH. The short-tailed fruit bat, a study in plant-animal interactions. The University of Chicago Press, Chicago, 365 p. 1988.
- Medellin RA, Gaona O. Seed dispersal by bats and birds in forest and disturbed habitats of Chiapas, Mexico. *Biotropica*. 1999 Sep; 31(3): 478-85.
- Thies W, Kalko EKV. Phenology of neotropical pepper plants (Piperaceae) and their association with their main dispersers, two short-tailed fruit bats, *Carollia perspicillata* and *C. castanea* (Phyllostomidae). *Oikos* 2004 Feb; 104(2): 362-76.
- Patterson BD, Willig MR, Stevens RD. Trophic strategies, niche partitioning, and patterns of ecological organization. In: Kunz TH, Fenton MB (eds), *Bat ecology*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois. 2003: 536-579.
- Kalko MB, Smith AR, Kalko EKV. Bats limit arthropods and herbivory in a tropical forest. *Science*. 2008 Apr 4; 320(5872): 71-1.
- Lobova TA, Geiselman CK, Mori SA. 2009. *Seed dispersal by bats in the neotropics*. New York, NY: Botanical Garden Press.
- Rex K, Kelm DH, Wiesner K, Kunz TH, Voigt CC. Species richness and structure of three neotropical bat assemblages. *Biological Journal of the Linnean Society*. 2008 Jun 28; 94(3): 617-29.
- Fahr J, Kalko EKV. Biome transitions as centres of diversity: *habitat* heterogeneity and diversity patterns of West African bat assemblages across spatial scales. *Ecography*. 2010 Aug 13; 34(2): 177-95.
- Silva CR, Martins ACM, de Castro IJ, Bernard E, Cardoso EM, dos Santos Lima D et al. Mammals of Amapá State, Eastern Brazilian Amazonia: a revised taxonomic list with comments on species distributions. *Mammalia*. 2013 Jan 1; 77(4).
- Sampaio R, Röhe F, Rylands AB. Diversity of primates and other mammals in the middle Purus basin in the Brazilian Amazon. *Mammalia*. 2018 Nov 27; 82(6): 565-79.
- Martins ACM, Oliveira HFM, Zimbres B, Sá-Neto RJ, Marinho-Filho J. Environmental heterogeneity and water availability shape the structure of phyllostomid bat assemblages (Mammalia: Chiroptera) in the northeastern Amazon forest. *Forest Ecology and Management*. 2022 Jan; 504: 119863.
- Bonaccorso FJ, Gush TJ. Feeding behaviour and foraging strategies of captive Phyllostomid fruit bats: an experimental study. *Journal of Animal Ecology* [Internet]. 1987 [cited 2019 Nov 15]; 56(3): 907-20. Available from: [https://www.jstor.org/stable/4956?seq=1#page\\_scan\\_tab\\_contents](https://www.jstor.org/stable/4956?seq=1#page_scan_tab_contents)
- Bianconi GV, Mikich SB, Pedro WA. Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em remanescentes florestais do município de Fênix, noroeste do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 2004 Dec; 21(4): 943-54.
- Emmons LH, Feer F. Neotropical rainforest mammals: a field guide (Second edition). Chicago, The University of Chicago Press, XVI +. 1997; 307p.
- Peracchi AL, Lima IP, Reis NR, Nogueira MR, Ortêncio Filho H. Ordem Chiroptera. In: Reis NR, Peracchi AL, Pedro WA, Lima IP (eds.). *Mamíferos do Brasil*. 2 ed. Londrina. 2011: 155-234.
- Fenton MB, Acharya L, Audet D, Hickey MBC, Merriman C, Obrist MK et al. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of *habitat* disruption in the Neotropics. *Biotropica* [Internet]. 1992 [cited 2020 Dec 2]; 24(3): 440-6. Available from: <https://www.jstor.org/stable/2388615?seq=1>
- McNab BK. The structure of tropical bat faunas. *Ecology*. 1971 Mar; 52(2): 352-8.
- Bredt A, Uieda W, Pedro WA. Plantas e morcegos: na recuperação de áreas degradadas e na paisagem urbana. Brasília: Rede de Sementes do Cerrado. 273 p. 2012.
- Bordignon MO, Shapiro JT. Bat diversity in the western Brazilian Pantanal. *Mammalia*. 2017 Aug 25; 82(3): 256-65.
- Sanchez-Cordero V. Elevation gradients of diversity for rodents and bats in Oaxaca, Mexico. *Global Ecology and Biogeography*. 2001 Jan; 10(1): 63-76.
- Clarke FM, Rostant LVE, Racey PA. Life after logging: post-logging recovery of a neotropical bat community. *Journal of Applied Ecology*. 2005 Apr 18; 42(2): 409-20.
- Jones G, Jacobs D, Kunz T, Willig M, Racey P. *Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators*. *Endangered Species Research* [Internet]. 2009 Jul 9; 8(1-2): 93-115. Available from: <http://www.bu.edu/cecb/files/2009/08/jones2009.pdf>
- Fahrig L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 2003 Nov; 34(1): 487-515.



25. Sala OE. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*. 2000 Mar 10; 287(5459): 1770-4.
26. Andrade JCS. Conflito, cooperação e convenções: análise das estratégias socioambientais para a gestão sustentável das plantações de eucalipto da Aracruz Celulose S.A. *Revista Organizações e Sociedade*. Salvador, v. 8. 2001.
27. Borges, PHDC. Períodos de controle de plantas de sub-bosque na cultura do eucalipto. Universidade Estadual Paulista (Unesp), Available at: <<http://hdl.handle.net/11449/235533>>. 2022.
28. Barlow J, Gardner TA, Araujo IS, Avila-Pires TC, Bonaldo AB, Costa JE et al. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2007 Nov 14; 104(47): 18555-60.
29. Yue S, Brodie JF, Zipkin EF, Bernard H. Oil palm plantations fail to support mammal diversity. *Ecological Applications*. 2015 Dec; 25(8): 2285-92.
30. Gilroy JJ, Edwards FA, Medina Uribe CA, Haugaasen T, Edwards DP. Surrounding *habitats* mediate the trade-off between land-sharing and land-sparing agriculture in the tropics. Kleijn D, editor. *Journal of Applied Ecology*. 2014 Jul 21; 51(5): 1337-46.
31. Marques JRB, Virgens Filho ADC, Reis EL, Afonso JM. 2012. Sistema agroflorestal (SAF) com seringueira, cacaueteiro e cultivos alimentares. Ilhéus: Ceplac/Cenex.
32. Medhi R, Chetry D, Bhattacharjee PC, Patiri BN. Status of *Trachypithecus geei* in a rubber plantation in western Assam, India. *International Journal of Primatology*. 2004 Dec; 25(6): 1331-7.
33. Campbell-Smith G, Campbell-Smith M, Singleton I, Linkie M. Raiders of the lost bark: Orangutan foraging strategies in a degraded landscape. Gratwicke B, editor. *PLoS ONE*. 2011 Jun 22; 6(6): e20962.
34. Harich F. Mammalian wildlife diversity in rubber and oil palm plantations. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*. 2016 Jul 1; 11(020).
35. Miranda HS, Bustamante MM, Miranda AC. The fire factor. In the cerrados of Brazil. Columbia University Press. 2002 Dec 31; 51-68.
36. Hoffmann WA, Moreira AG. The role of fire in population dynamics of woody plants. In: *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. Oliveira PS, Marquis RJ (eds.). Columbia University Press, New York. 2002; 159-177.
37. Henriques RPB, Bizerril MXA, Palma ART. Changes in small mammal populations after fire in a patch of unburned cerrado in Central Brazil. *Mammalia*. 2000; 64(2).
38. Briani DC, Palma ART, Vieira EM, Henriques RPB. Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of central Brazil. *Biodiversity and Conservation*. 2004 May; 13(5): 1023-37.
39. Oliveira HFM de, Aguiar LMS. The response of bats (Mammalia: Chiroptera) to an incidental fire on a gallery forest at a Neotropical savanna. *Biota Neotropica*. 2015; 15(4).
40. Leite M. Fogo contrafogo: Queimada controlada na Amazônia procura entender impacto sobre fauna e flora. *Revista FAPESP*, ed. 103. Available from: <https://revistapesquisa.fapesp.br/fogo-contra-fogo>. 2004.
41. Fisher JT, Wilkinson L. The response of mammals to forest fire and timber harvest in the North American boreal forest. *Mammal Review* 2005 May; 35(1): 51-81.
42. Loeb SC, Waldrop TA. Bat activity in relation to fire and fire surrogate treatments in southern pine stands. *Forest Ecology and Management*. 2008 May; 255(8-9): 3185-92.
43. Boyles JG, Aubrey DP. Managing forests with prescribed fire: Implications for a cavity-dwelling bat species. *Forest Ecology and Management*. 2006 Feb; 222(1-3): 108-15.
44. Silvis A. The response of bats to Shelterwood harvest and prescribed fire. 2011. Available from: [https://etd.ohiolink.edu/acprod/odb\\_etd\\_etd/r/1501/10?clear=10&p10\\_accession\\_num=osu1299601292](https://etd.ohiolink.edu/acprod/odb_etd_etd/r/1501/10?clear=10&p10_accession_num=osu1299601292)
45. Brando PM, Nepstad DC, Balch JK, Bolker B, Christman MC, Coe M et al. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior. *Global Change Biology*. 2011 Sep 23; 18(2): 630-41.
46. Gonçalves PDS, Bataglia OC, Ortolani AA, Fonseca FDS. Manual de Heveicultura para o Estado de São Paulo, Série Tecnologia APTA. Campinas: Instituto Agrônômico (IAC). 2001
47. Ribeiro N, Siteo A, Guedes B, Staiss C. Manual de silvicultura tropical. Maputo: Universidade Eduardo Mondlane. 2002. Available from: <https://www.bibliotecaagpatea.org.br/agricultura/silvicultura/livros/MANUAL%20DE%20SILVICULTURA%20TROPICAL.pdf>
48. Gardner AL. Mammals of South America, Volume 1 Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. Chicago University Of Chicago Press Ann Arbor, Michigan Proquest; 2014.
49. Lim BK, Engstrom MD. Bat community structure at Iwokrama Forest, Guyana. *Journal of Tropical Ecology*. 2001 Sep; 17(5): 647-65.
50. Diaz MM, Solari S, Aguirre LF, Aguiar L, Barquez RM. Clave de identificación de los murciélagos de Sudamérica/

Chave de identificação dos morcegos da América do Sul. Publicación Especial Nro, 2, 2016; 160.

51. Straube FC, Bianconi GV. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar o esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. *Chiroptera Neotropical*, 2002; 8(1-2): 150-152.
52. Findley J. *Bats: a community perspective*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 1993.
53. Cadotte MW, Cardinale BJ, Oakley TH. Evolutionary history and the effect of biodiversity on plant productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2008 Nov 4; 105(44): 17012-7.
54. Agnarsson I, Zambrana-Torrel CM, Flores-Saldana NP, May-Collado LJ. A time-calibrated species-level phylogeny of bats (Chiroptera, Mammalia). *PLoS Currents* [Internet]. 2011 Feb 4; 3. Available from: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3038382/>
55. Zar JH. *Biostatistical Analysis*. 5th Edition, Prentice-Hall/Pearson, Upper Saddle River, 2010: 944 p.
56. Kalko EKV, Herre EA, Handley CO. Relation of fig fruit characteristics to fruit-eating bats in the New and Old World tropics. *Journal of Biogeography*. 1996 Jul; 23(4): 565-576.
57. Kalko EKV. Organization and diversity of tropical bat communities through space and time. *Zoology*, 1998; 101: 281-297.
58. Lopez-Gonzalez C. Ecological zoogeography of the bats of Paraguay. *Journal of Biogeography*. 2004 Jan; 31(1): 33-45.
59. Martins ACM, Willig MR, Presley SJ, Marinho-Filho J. Effects of forest height and vertical complexity on abundance and biodiversity of bats in Amazonia. *Forest Ecology and Management*. 2017 May; 391: 427-35.
60. Righi CA, Bernardes MS (eds.) *Cadernos da disciplina sistemas agroflorestais*. Piracicaba: Série Difusão, 2018; 2: 208.
61. Harvey CA, González Villalobos JA. Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. *Biodiversity and Conservation*. 2007 May 31; 16(8): 2257-92.

62. Bendell JF. *Effects of fire on birds and mammals*. Elsevier eBooks. 1974 Jan 1; 73-138.
63. Silva DR, Gouveia KRRO, Xavier EG, Marques IC, Dos Santos SHA. Impactos ambientais condicionados a heveicultura e seus segmentos. In: *Congresso Interdisciplinar-ISSN: 2595-7732*. 2017.
64. Myers P, Wetzel RM. *Systematics and zoogeography of the bats of the Chaco Boreal*. 1983. Available from: <https://deepblue.lib.umich.edu/bitstream/handle/2027.42/56409/MP165.pdf>
65. Aguirre LF. Structure of a neotropical savanna bat community. *Journal of Mammalogy*. 2002 Aug 1; 83(3): 775-84.
66. Phillips OL, Rose S, Mendoza AM, Vargas PN. Resilience of Southwestern Amazon Forests to Anthropogenic Edge Effects. *Conservation Biology*. 2006 Dec; 20(6): 1698-710.
67. Vasconcelos HL, Vilhena JMS, Magnusson WE, Albernaz ALKM. Long-term effects of forest fragmentation on Amazonian ant communities. *Journal of Biogeography*. 2006 Aug; 33(8): 1348-56.
68. Meyer CF, Struebig MJ, Willig MR. Responses of tropical bats to *habitat* fragmentation, logging, and deforestation. In: Voigt C, Kingston CC (eds.) *Bats in the anthropocene: conservation of bats in a changing world*. Berlin: Springer; 2016: 63-103.
69. Carvalho WD, Mustin K, Farneda FZ, de Castro IJ, Hilário RR, Martins ACM et al. Taxonomic, functional and phylogenetic bat diversity decrease from more to less complex natural *habitats* in the Amazon. *Oecologia*. 2021 Aug 8; 197(1): 223-39.
70. Carvalho WD, Meyer CFJ, Xavier B da S, Mustin K, Castro IJ de, Silvestre SM et al. Consequences of replacing native savannahs with *Acacia* plantations for the taxonomic, functional, and phylogenetic  $\alpha$ - and  $\beta$ -diversity of bats in the Northern Brazilian Amazon. *Frontiers in Ecology and Evolution*. 2020 Dec 14; 8.
71. Colombo GT, Di Ponzio R, Benchimol M, Peres CA, Bobrowiec PED. Functional diversity and trait filtering of insectivorous bats on forest islands created by an Amazonian mega dam. *Functional Ecology*. 2022 Jul 5.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.

Fluxo Contínuo

n.1, 2024

<http://www.icmbio.gov.br/revistaelectronica/index.php/BioBR>

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

