

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/354648289>

Avaliação da Efetividade da Reserva Biológica do Gurupi na Conservação de Vertebrados Terrestres de Médio e Grande Porte

Article in *Biodiversidade Brasileira* · September 2021

DOI: 10.37002/biobrasil.v11i3.1769

CITATIONS

2

READS

249

4 authors:



Eloisa Neves Mendonça

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

18 PUBLICATIONS 205 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Alexandre Martins Costa Lopes

34 PUBLICATIONS 403 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Ana Luísa Albernaz

Museu Paraense Emílio Goeldi - MPEG

71 PUBLICATIONS 2,465 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

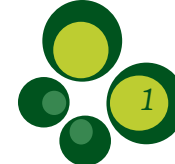


Elildo Carvalho Jr

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

50 PUBLICATIONS 625 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Avaliação da Efetividade da Reserva Biológica do Gurupi na Conservação de Vertebrados Terrestres de Médio e Grande Porte

Eloisa Neves Mendonça^{1,2}, Alexandre Martins Costa Lopes^{3,4}, Ana Luísa K. M. Albernaz⁵ & Elildo A. R. Carvalho Jr.^{6,7}

Recebido em 09/09/2020 – Aceito em 27/04/2021

- ¹ Museu Paraense Emílio Goeldi/MPEG, Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Evolução/PPGBE, Belém/PA, Brasil. CEP: 66.077-530. <eloisa.mendonca@icmbio.gov.br>.
- ² Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Reserva Biológica do Gurupi, Açailândia/MA, Brasil. CEP: 65.930-000. <eloisa.mendonca@icmbio.gov.br>.
- ³ Instituto de Pesquisa e Conservação de Tamaduaís no Brasil, Parnaíba/PB, Brasil. CEP: 64.200-025. <alexandre@tamandua.org>.
- ⁴ Universidade Federal do Piauí, Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação. Brasil. <alexandre@tamandua.org>.
- ⁵ Museu Paraense Emílio Goeldi/MPEG, Coordenação de Ciências da Terra e Ecologia, Belém/PA, Brasil. CEP: 66.077-530. <anakma@museu-goeldi.br>.
- ⁶ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros/CENAP, Atibaia/SP, Brasil. CEP: 12.952-011. <elildo.carvalho-junior@icmbio.gov.br>.
- ⁷ Faculty of Ecology and Natural Resource Management, Norwegian University of Life Sciences, P.O. Box 5003, 1432, Ås, Norway. <elildo.carvalho-junior@icmbio.gov.br>.

RESUMO – O protocolo de armadilhamento fotográfico TEAM para o monitoramento de vertebrados terrestres de médio e grande porte permite estimativas de parâmetros da biodiversidade que informam os gestores de áreas protegidas sobre os impactos de ameaças ou de ações de manejo da biodiversidade. Neste trabalho, apresentamos resultados de 4 anos do monitoramento TEAM na Reserva Biológica do Gurupi com objetivo de avaliar sua efetividade na conservação de vertebrados terrestres de médio e grande porte da Amazônia maranhense. Foram avaliadas tendências temporais na riqueza e composição da comunidade, nas taxas de ocupação das espécies monitoradas e no *Wildlife Picture Index*, índice sensível às mudanças na biodiversidade. Foram registradas 36 espécies de vertebrados de médio e grande porte, representando 72% das aves e 96% dos mamíferos com ocorrência na Amazônia maranhense. As populações monitoradas, inclusive de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção, permaneceram estáveis ao longo de 4 anos de monitoramento. A taxa de ocupação da maioria das espécies aumentou no período de monitoramento, refletindo no aumento do *Wildlife Picture Index*. Possivelmente essas tendências têm relação com o grande incêndio florestal que assolou a Reserva Biológica do Gurupi em 2015, indicando a recuperação da biota e a resiliência frente a eventos extremos. Os resultados obtidos demonstram que a Reserva Biológica do Gurupi tem sido efetiva e tem papel de destaque na conservação de vertebrados terrestres de médio e grande porte da Amazônia maranhense.

Palavras-chave: Amazônia maranhense; protocolo TEAM; monitoramento da biodiversidade.

Evaluating effectiveness of Gurupi Biological Reserve of the medium-to large-sized Terrestrial Vertebrates Conservation

ABSTRACT – The TEAM camera trap protocol to monitor medium- to large-sized terrestrial vertebrates, allow estimates of biodiversity parameters that inform protected area managers about threats to biodiversity or the impact of management actions. In this study, we present results of four years of camera trap monitoring at Gurupi Biological Reserve to evaluate its effectiveness in conserving medium- to large-sized terrestrial vertebrates from the Amazon region of Maranhão Brazilian State. We evaluate trends in species richness, community composition, species occupancy rates, and *Wildlife Picture Index* to assess biodiversity status and trends. We recorded 36 species of medium- to large-sized vertebrates, representing 72% of the birds and 96% of the mammals of Amazon region of Maranhão. The monitored populations, including endemic and endangered species, remained stable over 4 years monitoring. Occupancy rates for most species increased as well as the *Wildlife Picture Index*. Possibly these trends are related to wildlife recovery after a wildfire that hit Gurupi Biological Reserve in 2015, and indicates the resilience of the protected area after a severe impact. The results

show the Gurupi Biological Reserve has been effective in its goal of conserving medium-to large-sized terrestrial vertebrates.

Keywords: Amazon region of Maranhão Brazilian State; TEAM protocol; biodiversity monitoring.

Evaluación de la Efectividad de la Reserva Biológica del Gurupi en la Conservación de Vertebrados Terrestres de Mediano y Gran Tamaño

RESUMEN – El protocolo de captura fotográfica TEAM para monitorear vertebrados terrestres medianos y grandes, permite estimaciones de parámetros de biodiversidad que informan a los administradores de áreas protegidas sobre los impactos de las amenazas o acciones de gestión de la biodiversidad. En este trabajo, presentamos los resultados de 4 años de monitoreo TEAM en Reserva Biológica del Gurupi con el objetivo de evaluar su efectividad en la conservación de vertebrados terrestres medianos y grandes en la región amazónica el estado brasileño del Maranhão. Fueram evaluadas las tendencias temporales en la riqueza y composición de la comunidad, en las tasas de ocupación de las especies monitoreadas y en el Wildlife Picture Index, un índice sensible a los cambios en la biodiversidad. Fueram registradas 36 especies que representan 72% de las aves y 96% de los mamíferos presentes en la región amazónica del Maranhão. Las poblaciones monitoreadas, incluidas las especies endémicas y en peligro de extinción, se mantuvieron estables durante 4 años de monitoreo. La tasa de ocupación de la mayoría de las especies tuvo un incremento, tan bien el Wildlife Picture Index. Posiblemente estas tendencias estén relacionadas con el gran incendio forestal que afectó la Reserva Biológica del Gurupi en 2015, indicando la recuperación de la biota y la resiliencia de la unidad de conservación frente a eventos extremos. Los resultados obtenidos demuestran que la Reserva Biológica del Gurupi ha sido eficaz y tiene un papel destacado en la conservación de vertebrados terrestres medianos y grandes en la región amazónica del Maranhão.

Palabras clave: Amazonia el Estado brasileño del Maranhão; protocolo TEAM; monitoreo de la biodiversidad.

Introdução

O monitoramento da biodiversidade é uma atividade essencial para informar sobre desvios dos sistemas biológicos em relação ao estado desejado, mensurar o sucesso de ações de manejo e detectar o efeito de perturbações ambientais (Legg & Nagy, 2006). Programas de monitoramento eficazes requerem bons indicadores, uma definição prévia, ou ao menos uma noção aproximada, do grau de variação aceitável desses indicadores (O'Brien & Kinnaird, 2013; Beaudrot *et al.*, 2018), e desenhos amostrais que permitam a detecção de mudanças significativas no estado da biodiversidade, ou seja, desenhos com poder estatístico adequado (Fairweather, 1991; Legg & Nagy, 2006; Field *et al.*, 2007).

Responsável pela gestão das unidades de conservação federais, o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), instituiu, em 2017, o Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade (Programa Monitora), voltado ao monitoramento do estado da biodiversidade e serviços ecossistêmicos associados, como subsídio à avaliação da

efetividade de conservação do sistema de unidades de conservação, à adaptação às mudanças climáticas e ao uso e manejo das unidades de conservação, bem como às estratégias de conservação das espécies ameaçadas de extinção em todo o território nacional (ICMBio, 2017; Monitora *et al.*, 2018).

O Monitora adotou o protocolo TEAM de armadilhamento fotográfico (Jansen *et al.*, 2014) como protocolo avançado para o monitoramento de vertebrados terrestres de médio e grande porte. Concebido pela rede TEAM (*Tropical Ecology Assessment and Monitoring network*), esse protocolo foi desenvolvido com o objetivo de viabilizar a detecção de tendências temporais na biodiversidade e a identificação de efeitos advindos de mudanças climáticas e no uso do solo (Ahumada *et al.*, 2016). Os vertebrados terrestres de médio e grande porte possuem especial importância ecológica, econômica e estética (Ahumada *et al.*, 2016; Lacher *et al.*, 2019), e são particularmente vulneráveis aos impactos das atividades humanas, como perda e degradação de *habitat*, superexploração e mudanças climáticas (Schipper *et al.*, 2008; Dirzo *et al.*, 2014).

Além de inventariar a comunidade de vertebrados terrestres de médio e grande porte, a alta qualidade dos dados e o desenho amostral robusto do protocolo TEAM, permitem estimativas de diversos parâmetros de biodiversidade. No nível de espécie, os modelos de ocupação permitem inferências sobre tendências populacionais ao longo do tempo (MacKenzie & Nichols, 2004, Ahumada *et al.*, 2011, 2013), e sobre a influência de variáveis ambientais ou impactos antropogênicos no uso do espaço (Rovero & Ahumada, 2017). No nível da comunidade, as análises permitem estimar a riqueza e composição de espécies e suas variações temporais e espaciais (Rovero & Ahumada, 2017).

Contudo o principal índice de biodiversidade adotado pelo protocolo TEAM é o WPI – *Wildlife Picture Index* (O'Brien & Kinnaird, 2013), desenvolvido especificamente para avaliar mudanças na riqueza e ocupação das espécies na comunidade, a partir de dados de armadilhas fotográficas (O'Brien *et al.*, 2010). O WPI é sensível às mudanças na biodiversidade e atende aos requisitos da Convenção da Diversidade Biológica, podendo informar os gestores de áreas protegidas sobre o impacto de ameaças ou sobre a efetividade de ações de manejo sobre a biodiversidade (Ahumada *et al.*, 2013, 2016).

Dentre as unidades de conservação (UCs) geridas pelo ICMBio, a Reserva Biológica do Gurupi (REBIO do Gurupi) vem monitorando vertebrados terrestres por meio do protocolo TEAM desde 2016. Com objetivo de avaliar a efetividade da REBIO do Gurupi em relação ao seu objetivo de criação, de conservar a biodiversidade da região, neste trabalho apresentamos o inventário de vertebrados terrestres de médio e grande porte da REBIO do Gurupi; analisamos a variação temporal na riqueza e ocupação das espécies alvo do monitoramento, com destaque para espécies ameaçadas de extinção; e estimamos o WPI da comunidade ao longo do monitoramento.

Área de estudo

A REBIO do Gurupi (-03°46' S e -46°42' O) foi criada com objetivo de preservar amostra representativa da diversidade biológica da Amazônia maranhense (Brasil, 1988). A UC tem uma área de 271 mil ha e conforma com as terras indígenas vizinhas um mosaico de áreas protegidas com mais de 2 milhões de hectares,

constituindo o principal remanescente de floresta Amazônica no Maranhão (Celentano *et al.*, 2017; Figura 1) e na Área de Endemismo Belém, a mais ameaçada pelo desmatamento dentre as áreas de endemismos da Amazônia (Almeida & Vieira, 2010; Braz *et al.*, 2017). A REBIO do Gurupi tem grande número de espécies de destacado valor para a conservação, das quais 46 espécies de mamíferos e aves endêmicas e/ou ameaçadas de extinção (Carvalho Jr., 2012; Lima *et al.*, 2015; Buss *et al.*, 2017; Carvalho Jr., 2017; Alteff *et al.*, 2019), com destaque para as espécies endêmicas *Cebus kaapori*, *Chiropotes satanas*, *Psophia obscura* e *Crax fasciolata pinima*, com status de criticamente ameaçadas de extinção, de acordo com a lista oficial brasileira (MMA, 2014).

A REBIO do Gurupi está localizada em região de clima tropical com inverno seco, temperatura média anual acima de 26°C e a precipitação no mês mais seco abaixo de 60mm (Alvares *et al.*, 2013)

A vegetação é característica da Amazônia de terra firme (Braga, 1979), classificada de acordo com IBGE (2004) como floresta ombrófila densa. Na composição florística espécies de interesse econômico para a indústria madeireira, como ipê (*Tabebuia* spp), angelim (*Andira* sp, *Dinizia* sp e *Hymenolobium* spp), maçaranduba (*Manilkara* spp), jatobá (*Hymenaea* spp), e pau-óleo (*Copaifera* spp) dentre outras, são alvos da extração ilegal de madeira desde a criação da unidade de conservação (IBAMA, 1999; Martins & Oliveira, 2011).

Nas últimas três décadas a exploração ilegal de madeira, a ocupação humana e a pecuária levaram a uma perda de 30% na cobertura florestal da REBIO do Gurupi (Hessel & Lisboa, 2015; Celentano *et al.*, 2017). Além disso, a REBIO é frequentemente afetada por incêndios florestais decorrentes das atividades humanas ainda existentes em seus limites, e em 2015 os incêndios florestais atingiram aproximadamente 50% de sua área.

O monitoramento TEAM na REBIO do Gurupi tem sido realizado no setor norte, onde houve exploração ilegal de madeira de 1990 até 2011, quando a gestão da REBIO do Gurupi implementou uma base de proteção permanente em local estratégico que levou à completa interrupção da exploração ilegal madeireira (Carvalho Jr. *et al.*, 2020).

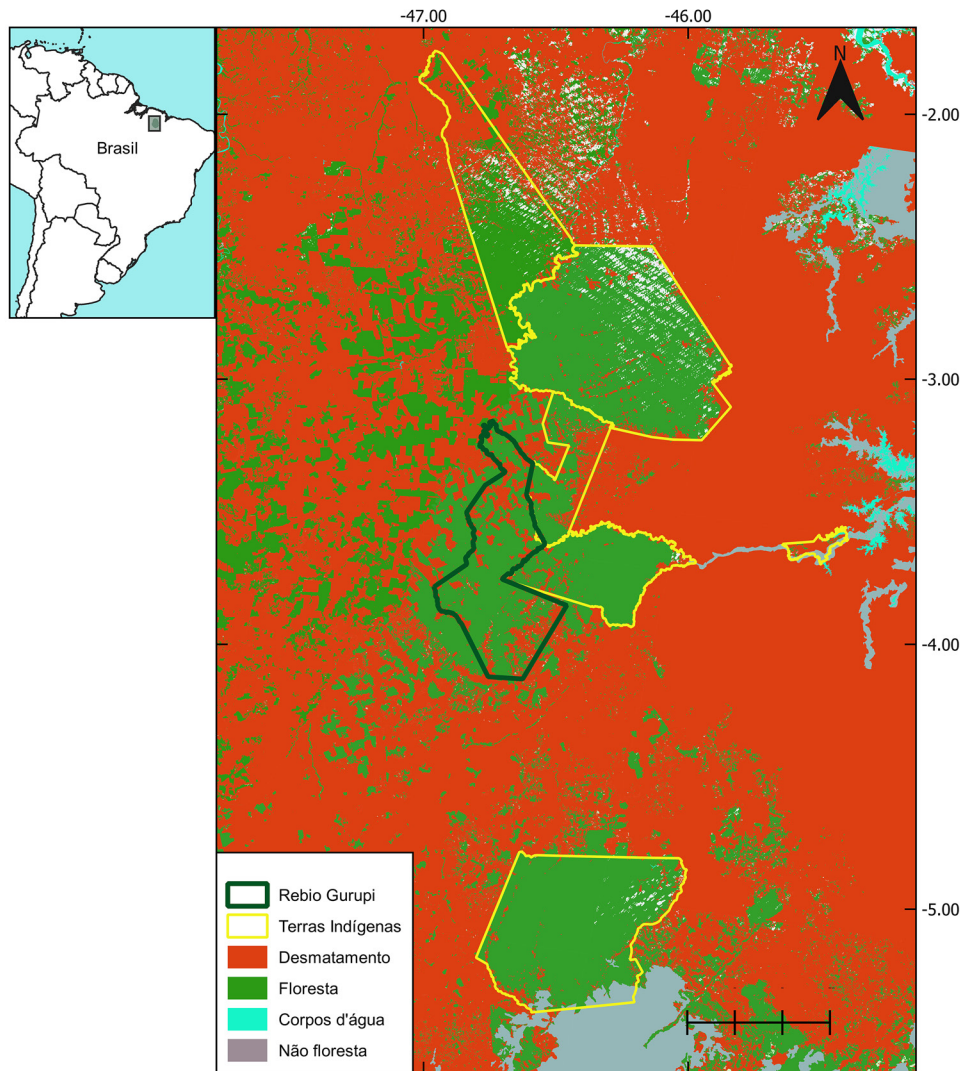


Figura 1 – Reserva Biológica do Gurupi e terras indígenas vizinhas no contexto do desmatamento da Amazônia Maranhense. Fonte: http://www.inpe.br/cra/projetos_pesquisas/terraclass2014.php.

Metodologia

As amostragens seguiram o protocolo TEAM para vertebrados terrestres (TEAM Network, 2011). Foram definidos dois blocos de amostragem, em áreas de floresta distantes pelo menos 500m das estradas internas da UC. No total, foram estabelecidas 61 estações de armadilhamento fotográfico, numa grade regular com densidade média de uma estação a cada 2km², resultando numa área amostrada mínima de 120km² (Figura 2). As armadilhas fotográficas (Bushnell, modelo Trophy Cam) foram instaladas anualmente durante a estação seca, onde permaneceram funcionando continuamente no mínimo 30 dias. Não foram usadas iscas para atrair os animais.

Triagem das imagens – As imagens das armadilhas fotográficas foram processadas no software *wild.ID*, seguindo a *IUCN Red List* como autoridade taxonômica (Fegraus *et al.*, 2011). Foi assumido o intervalo de 60 minutos entre fotos da mesma espécie na mesma câmera, para garantir a independência entre os eventos de detecção (Sollman, 2018).

As análises foram direcionadas para vertebrados terrestres de médio e grande porte passíveis de monitoramento com armadilhas fotográficas. Portanto, foram considerados somente os registros de mamíferos terrestres >1kg de massa corporal e as aves terrestres cinegéticas >0,3kg das famílias *Cracidae*, *Odontophoridae*, *Psophiidae* e *Tinamidae*. A referência da massa

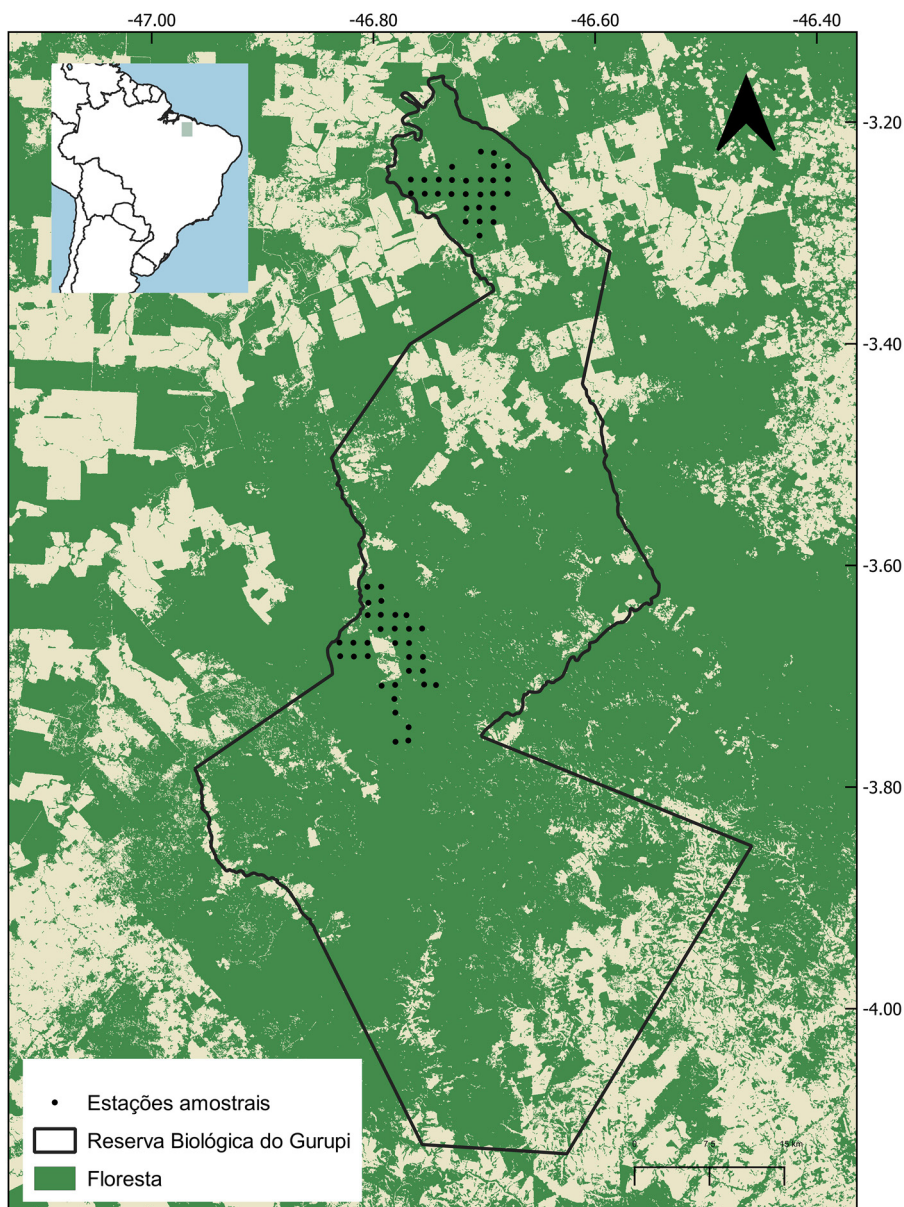


Figura 2 – Estações amostrais do monitoramento TEAM na REBIO do Gurupi. Fonte: <http://mapbiomas.org>.

corporal das espécies foi obtida de Wilman *et al.* (2014). Devido à dificuldade de identificação, as espécies dos gêneros *Crypturellus*, *Dasypus*, *Leopardus*, *Mazama*, *Penelope* e *Tinamus* foram agrupadas para as análises de WPI e ocupação.

Análises dos dados – A composição e riqueza de espécies foram analisadas a partir do inventário das espécies registradas pelo monitoramento e de sua comparação com as listas de espécies de ocorrência na Amazônia maranhense apresentadas em Oren & Roma (2011), Lima *et al.* (2015), Vieira & Oliveira

(2020), permitindo avaliar a representatividade da UC em relação a riqueza de vertebrados terrestres de médio e grande porte da região.

Para analisar se houve mudança na riqueza de espécies ao longo do tempo, foram estimados para cada ano de monitoramento, os índices de riqueza pelo estimador jackknife1 (Burnham & Overton, 1978, 1979), com intervalo de confiança de 95% calculados com o pacote Vegan (Oksanen *et al.*, 2019) em ambiente R (R Development Core Team, 2019).

Por meio do modelo dinâmico de MacKenzie *et al.* (2003), foi analisada a variação

temporal nas taxas de ocupação das espécies alvo do monitoramento. Esta taxa é uma medida de distribuição espacial, que estima a probabilidade de uma determinada área estar ocupada pela espécie, levando em consideração a probabilidade de detecção da espécie (MacKenzie *et al.*, 2002). A partir de uma matriz com os dados de registros, de detecção e não detecção, de cada espécie, em cada estação amostral e em cada ano de amostragem, o modelo utiliza a probabilidade de detecção estimada para cada local, para calcular a probabilidade de a espécie estar presente (Ahumada *et al.*, 2016). O modelo dinâmico considera ainda as probabilidades de extinção e de colonização entre os diferentes anos, parâmetros importantes para entender a dinâmica populacional das espécies (O'Brien & Kinnaird, 2013).

O modelo dinâmico de ocupação multiespécies foi gerado utilizando abordagem Bayesiana com o software JAGS (Plummer, 2003), executado no pacote R2jags (Yu-Sung, 2020) em ambiente R (R Development Core Team, 2019). O modelo foi rodado com três cadeias de Monte Carlo via Cadeias de Markov com 1100 iterações, período de aquecimento (*burn-in*) de 100 e *thinning* de 100.

O modelo dinâmico multi-espécies gerou taxas de ocupação para as espécies, para todos os anos de amostragem. O WPI foi calculado como a média geométrica da taxa de ocupação de todas as espécies na comunidade, escalonado pela ocupação no primeiro ano de amostragem (2016), que serve como linha de base (O'Brien & Kinnaird, 2013).

Para avaliar se houve mudanças significativas no WPI e na taxa de ocupação de espécies

ao longo do tempo, foi considerado um nível de significância de 10%. O relaxamento do nível de significância (10% ao invés dos convencionais 5%) se justifica pelo ganho no poder estatístico e na capacidade de detectar declínios populacionais antecipadamente (Field *et al.*, 2007). Na conservação de espécies ameaçadas, os custos resultantes de erros do tipo II (não detectar declínios caso estejam ocorrendo) tendem a ser maiores do que os resultantes de erros do tipo I (detectar declínios sem que estejam de fato ocorrendo) (Field *et al.*, 2007; Beaudrot *et al.*, 2018).

O modelo de ocupação e o WPI foram calculados no programa R (R Development Core Team, 2019), seguindo as especificações de (O'Brien & Kinnaird, 2013), a partir de códigos gentilmente cedidos por Jorge Ahumada (*Conservation International*).

Resultados

Os quatro anos de monitoramento resultaram num esforço amostral de 13.020 armadilhas-dia e 114.199 fotos de animais (Tabela 1). Considerando somente os vertebrados terrestres de médio e grande porte que atenderam aos critérios para inclusão no presente estudo, foram registradas 36 espécies, sendo 10 de aves e 26 de mamíferos (Tabela 2), o que equivale a 72% das aves e 96% dos mamíferos de médio e grande porte registrados na Amazônia maranhense (Oren & Roma, 2011; Lima *et al.*, 2015; Vieira & Oliveira 2020). Treze espécies (36%) constam da lista oficial brasileira de espécies ameaçadas de extinção de acordo com a Portaria MMA 444/2014 (MMA, 2014; Tabela 2).

Tabela 1 – Esforço amostral (número de armadilhas-dia) e número de fotos de animais por período amostral do monitoramento TEAM na REBIO do Gurupi.

Período amostral	N. de armadilhas fotográficas	Dias de campo	Esforço amostral	N. de fotos de animais
2016	61	43	2.623	25.008
2017	61	70	4.270	28.581
2018	58*	52	3.016	31.739
2019	61	51	3.111	28.871
Total		216	13.020	114.199

* 3 armadilhas tiveram seus registros perdidos.

Tabela 2 – Lista das espécies de vertebrados de médio e grande porte registradas ao longo de 4 anos (2016-2019) na REBIO do Gurupi e seu status de ameaça de acordo com a lista oficial brasileira de espécies ameaçadas de extinção (MMA, 2014).

Classe	Ordem	Família	Espécie	Nome comum	Status
Mammalia	Carnivora				
		Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro-do-mato	
			<i>Speothos venaticus</i>	Cachorro-vinagre	VU
		Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguatirica	
			<i>Leopardus wiedii</i>	Gato-maracajá	VU
			<i>Leopardus tigrinus</i>	Gato-do-mato-pequeno	EN
			<i>Panthera onca</i>	Onça-pintada	VU
			<i>Puma concolor</i>	Puma, Onça-parda	VU
			<i>Puma yagouaroundi</i>	Jaguarundi	VU
			Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	Irara, Papa-mel
		<i>Galictis vittata</i>		Furão	
	Procyonidae	<i>Nasua nasua</i>	Quati		
	Pilosa				
		Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Tamanduá-bandeira	VU
			<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim	
	Cingulata				
		Dasyopodidae	<i>Cabassous unicinctus</i>	Tatu-rabo-de-couro	
			<i>Dasyopus novemcinctus</i>	Tatu	
			<i>Dasyopus kappleri</i>	Tatu-quinze-kilos	
			<i>Euphractus sexcinctus</i>	Tatu-peba	
			<i>Priodontes maximus</i>	Tatu-canastra	VU
	Perissodactyla				
		Tapiriidae	<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	VU
	Artiodactyla				
		Cervidae	<i>Mazama americana</i>	Veado-mateiro	
			<i>Mazama nemorivaga</i>	Veado	
		Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	Catitu	
<i>Tayassu pecari</i>			Porcão, Queixada	VU	
Rodentia					
	Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	Paca		
	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta prymnolopha</i>	Cutia		
Didelphimorphia					
	Didelphidae	<i>Didelphis marsupialis</i>	Gambá, Mucura		
Aves	Galliformes				
		Cracidae	<i>Mitu tuberosum</i>	Mutum-cavalo	
			<i>Penelope pileata</i>	Jacupiranga	VU
			<i>Penelope superciliaris</i>	Jacupemba	
		Odontophoridae	<i>Odontophorus gujanensis</i>	Uru-corcovado	
	Gruiformes				
		Psophiidae	<i>Psophia obscura</i>	Jacamim-de-costas-escuras	CR
	Tinamiformes				
		Tinamidae	<i>Crypturellus cirineus</i>	Inhambu-pixuna	
			<i>Crypturellus soui</i>	Sururina	
			<i>Crypturellus variegatus</i>	Inhambu-anhangá	
			<i>Tinamus guttatus</i>	Inhambu-galinha	
			<i>Tinamus tao</i>	Azulona	VU

* Status de ameaça de extinção de acordo com a Lista Oficial Brasileira (Portaria MMA 444/2014): VU = Vulnerável; EN = em Perigo; CR = Criticamente em Perigo.

A curva de acumulação de espécies apresentou tendência de estabilização, indicando que o levantamento para o grupo alvo está quase completo (Figura 3). Quanto à variação

temporal na riqueza estimada de espécies, houve um aumento gradual, porém não significativo ao longo do período (Figura 4).

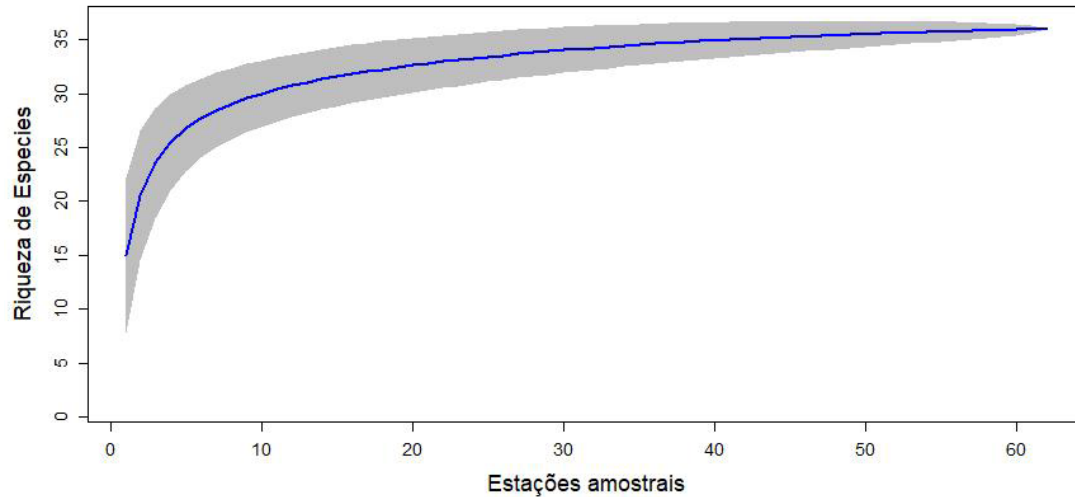


Figura 3 – Curva de acumulação de espécies monitoradas pelo protocolo TEAM realizado de 2016 a 2019 na REBIO do Gurupi/MA. Área sombreada indica o intervalo de confiança de 95%. A curva foi gerada pelo método exact (Colwell *et al.*, 2004).

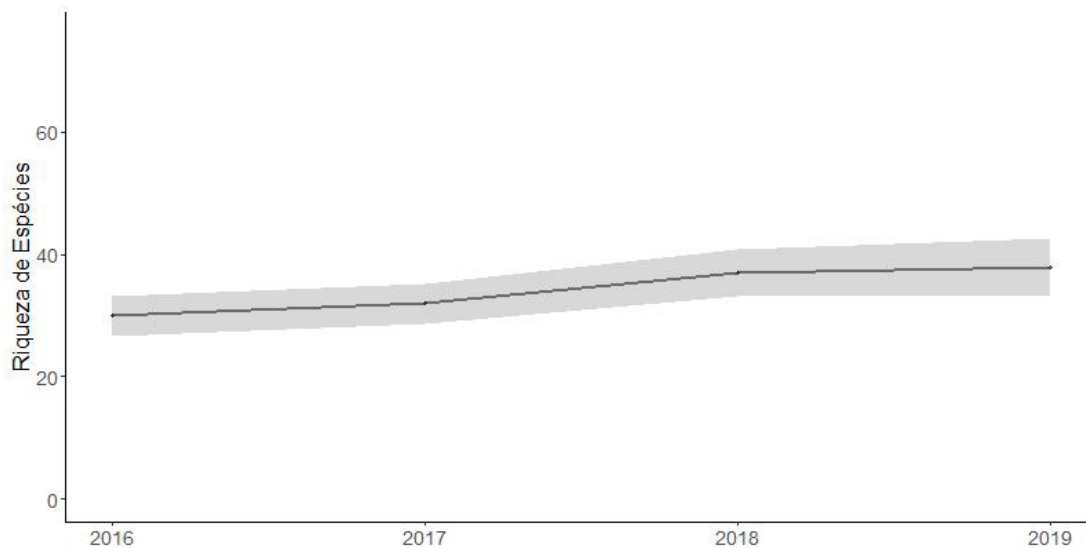


Figura 4 – Estimativa anual da riqueza de vertebrados terrestres de médio e grande porte na REBIO do Gurupi/MA, pelo estimador Jackknife 1 (Burnham & Overton, 1978, 1979). Área sombreada indica o intervalo de confiança de 95%.

Todas as espécies monitoradas apresentaram tendência de aumento na taxa da ocupação entre o primeiro e o último ano de monitoramento,

e para a maioria delas essa tendência foi significativa (Figura 5).

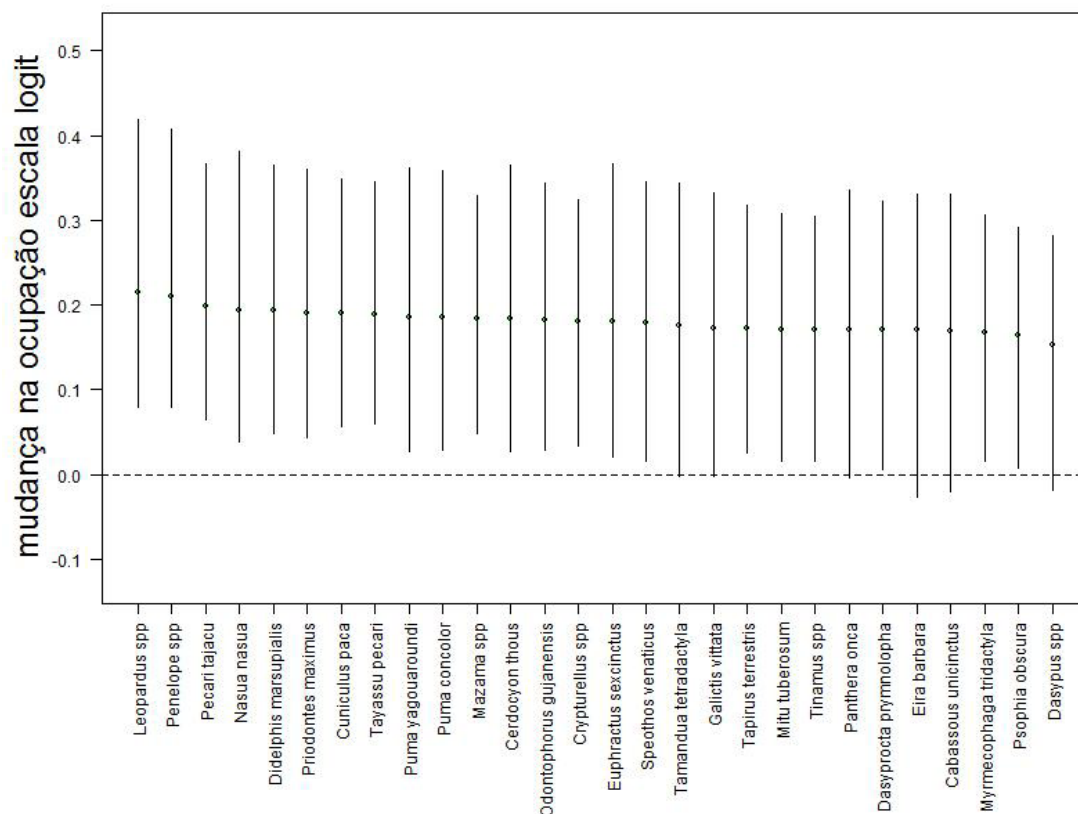


Figura 5 – Mudança na taxa de ocupação das espécies monitoradas na REBIO do Gurupi a partir do ano base 2016 (linha tracejada). As barras correspondem ao intervalo de confiança de 90%.

Considerando somente as espécies ameaçadas de extinção, foram observadas taxas de ocupação relativamente mais altas para o puma *Puma concolor*, o tamanduá-bandeira *Myrmecophaga tridactyla*, e a anta *Tapirus terrestris* (Figura 6). As taxas de ocupação das espécies ameaçadas permaneceram relativamente estáveis ao longo dos quatro anos de monitoramento, com a notável exceção do jacamim-de-costas-escuras *Psophia obscura*, que oscilou consideravelmente entre 2016 e 2019 (Figura 6). É importante observar também que os intervalos de confiança foram muito largos para as espécies raras, o que dificulta inferências sobre suas tendências populacionais.

O WPI da comunidade aumentou significativamente ao longo do período de monitoramento. O aumento ocorreu entre o 2016 e 2017, permanecendo estável nos anos seguintes (Figura 7).

Discussão

A riqueza de vertebrados de médio e grande porte observada na REBIO do Gurupi foi similar à riqueza conhecida para a Amazônia maranhense, indicando que a UC protege todo o complemento de espécies alvo deste estudo. Resultados semelhantes foram encontrados para as comunidades de primatas (Buss *et al.*, 2017) e de aves (Lima *et al.*, 2015), e pode ser justificado pelo contexto da paisagem, onde a REBIO do Gurupi e as terras indígenas contíguas formam um *continuum* de floresta amazônica capaz de manter populações viáveis ao longo do tempo (Oren & Roma, 2011; Buss *et al.*, 2017). Grandes fragmentos florestais são essenciais para manutenção da riqueza e da estrutura da comunidade de mamíferos (Ahumada *et al.*, 2011).

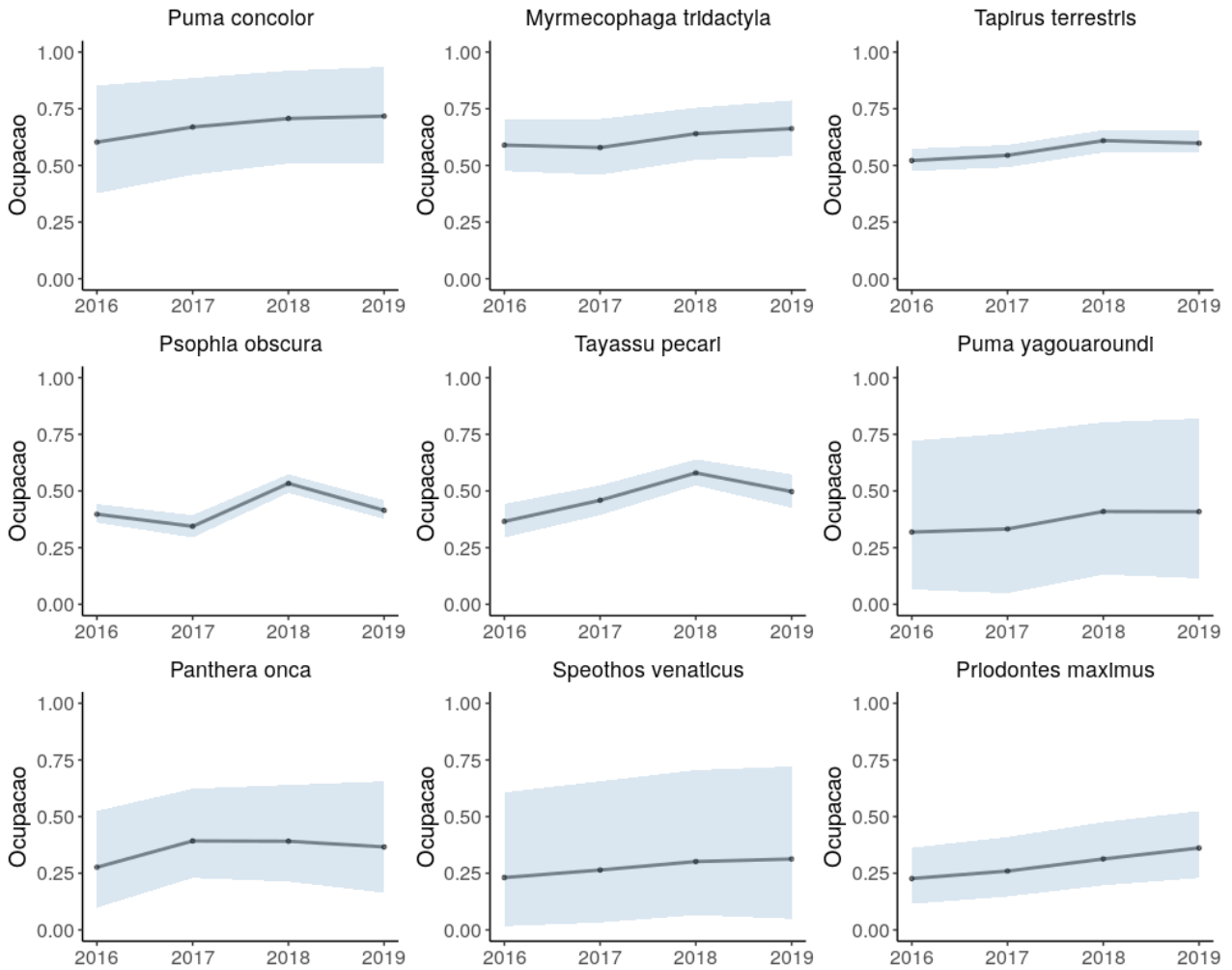


Figura 6 – Tendências temporais na taxa de ocupação de espécies ameaçadas de extinção monitoradas de 2016 a 2019 na REBIO do Gurupi. As áreas sombreadas indicam o intervalo de confiança de 90%.

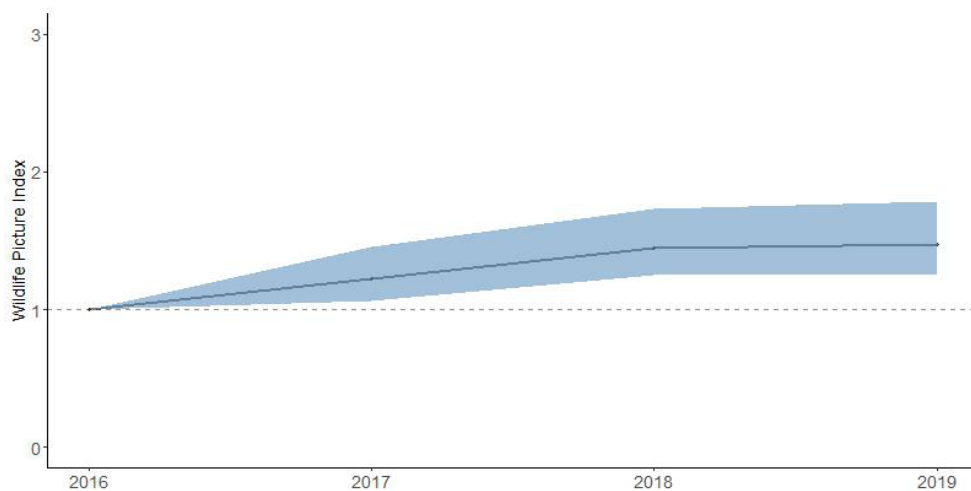


Figura 7 – Wildlife Picture Index para a Reserva Biológica do Gurupi avaliado no período de 2016 a 2019 de monitoramento. A área sombreada indica o intervalo de confiança de 90%.

A diversidade observada na REBIO do Gurupi se expressa não somente na riqueza de espécies, mas também pela variedade dos grupos tróficos (herbívoros, onívoros, carnívoros e insetívoros), pela ampla variação na massa corporal ($0,5a > 200\text{kg}$) e pela redundância funcional, com múltiplas espécies utilizando recursos similares (e.g. puma e onça pintada). Essa diversidade é essencial para o funcionamento dos ecossistemas, como dispersão de sementes e controle de populações (Dirzo *et al.*, 2014; Ripple *et al.*, 2014; Osuri *et al.*, 2016), bem como para sua resiliência (Peterson *et al.*, 1998; Gunderson, 2000). A presença de grandes carnívoros, como as onças, afeta direta e indiretamente a abundância de diversas outras espécies (Beschta & Ripple, 2009; Estes *et al.*, 2011). Grandes herbívoros, como as antas, são fundamentais na dispersão de grandes sementes a longas distâncias, contribuindo para a manutenção da estrutura e composição da vegetação na paisagem local (O’Farrill *et al.*, 2013). A coexistência de espécies que competem pelos mesmos recursos ecológicos indica a funcionalidade do ecossistema para a manutenção da biodiversidade (Chesson, 2000).

Na composição da comunidade também se destaca o alto percentual de espécies ameaçadas de extinção (36%), o que já era esperado, pois vertebrados de médio e grande porte estão entre as espécies mais afetadas pela perda e fragmentação de *habitat*, caça e conflitos com atividades humanas (Schipper *et al.*, 2008; Grooten & Almond, 2018). As populações das espécies ameaçadas de extinção se mantiveram estáveis durante os quatro anos de monitoramento, demonstrando a importância da REBIO do Gurupi para alvos de conservação da biodiversidade, com destaque para o jacamim-de-costas-escuras *Psophia obscura*, espécie endêmica, criticamente ameaçada de extinção conforme Portaria MMA 444/14 (MMA, 2014), e para a qual inexistem informações sobre sua biologia e ecologia.

A riqueza de espécies e o alto número de espécies ameaçadas de extinção corroboram a indicação da região da REBIO do Gurupi como um *hotspot* global para conservação de mamíferos, devido ao alto nível de desmatamento observado em região de alta riqueza e com grande número de mamíferos ameaçados de extinção (Ceballos & Ehrlich, 2006).

O aumento na taxa de ocupação, observado para a maior parte das espécies monitoradas,

evidencia a saúde e resiliência do ecossistema na REBIO do Gurupi. A disponibilidade regular de populações de presas, como o cateto, queixada, veados, é um pré-requisito para a viabilidade de população de predadores topo de cadeia, como a onça-pintada (Sanderson *et al.*, 2002; Astete *et al.*, 2007). O tamanduá-bandeira, mirmecófago, grupo trófico geralmente mais sensível à perda de *habitat* e distúrbios ambientais (Ahumada *et al.*, 2011; Rovero *et al.*, 2020), teve uma das taxas de ocupação mais altas dentre as espécies ameaçadas de extinção. Os índices estáveis com uma alta significativa em 2018 da população de jacamim-de-costas-escuras, espécie endêmica e criticamente ameaçada de extinção, também merece destaque.

O WPI aumentou entre os anos de 2016 e 2019, como reflexo do aumento na taxa de ocupação da maior parte das espécies ao longo dos quatro anos de monitoramento, uma vez que o WPI é sensível a esse parâmetro (O’Brien *et al.*, 2010). É possível que esse aumento tenha relação com o grande incêndio florestal que assolou a REBIO do Gurupi no final de 2015, pouco antes do início do monitoramento. Neste caso, a linha de base do primeiro ano de amostragem (2016) representaria uma situação atípica, pós-impacto, e o aumento e posterior estabilização do WPI indicaria um retorno da biota às condições anteriores. Independente da explicação, o aumento no WPI demonstra a resiliência da UC frente a distúrbios ambientais, e mostra que ela tem cumprido seu objetivo de preservar a fauna regional (Brasil, 1988).

Esses resultados positivos devem ser analisados considerando o contexto da paisagem, onde o grande fragmento de floresta contínua formado pela REBIO e terras indígenas, com mais de 2 milhões de hectares, possivelmente atenuaram os efeitos das queimadas, provendo refúgios e áreas fonte para recolonização após cessado o distúrbio (Leonard *et al.*, 2014).

O monitoramento com armadilhas fotográficas também revelou ameaças à conservação que não foram identificadas pelos indicadores de biodiversidade analisados. Dois registros fotográficos, em anos distintos, detectaram cachorros-vinagre *Speothos venaticus* acometidos por doença de pele, possivelmente sarna sarcóptica (Jorge RSP, comunicação pessoal). Em um registro de 2019, uma matilha com 4 indivíduos estava doente (Figura 8). O cachorro-vinagre é espécie

vulnerável (Portaria MMA 444/14), naturalmente rara e geralmente associada a ambientes florestais bem preservados (Jorge *et al.*, 2013). Dentre as principais ameaças à conservação do cachorro-vinagre estão as doenças (raiva, parvovirose, sarna sarcóptica) que podem ser adquiridas de animais

domésticos (Jorge *et al.*, 2008; Oliveira, 2009). Os registros fotográficos de cachorros-vinagre doentes refletem como as ocupações humanas na REBIO do Gurupi podem representar fontes de impacto à conservação da biodiversidade.



Figura 8 – Matilha de cachorro-vinagre com sarna sarcóptica registrada no monitoramento TEAM na REBIO do Gurupi em 2019. Acervo CENAP/ICMBio.

Conclusões

O protocolo TEAM gerou dados de alta qualidade sobre o estado de conservação das populações monitoradas, incluindo diversas espécies raras e difíceis de amostrar por outros métodos (e.g., onça-pintada *Panthera onca*, tatu-canastra *Priodontes maximus*, cachorro-vinagre *Speothos venaticus* etc.). O WPI foi sensível às mudanças observadas nas populações e a dinâmica observada foi consistente com o que se sabe sobre impactos recentes ocorridos, no caso

dos incêndios florestais na REBIO do Gurupi. Os resultados obtidos até o momento demonstram que a REBIO do Gurupi tem sido efetiva em seu objetivo de manter a biodiversidade de vertebrados terrestres de médio e grande porte da Amazônia maranhense. As populações monitoradas, inclusive de espécies endêmicas e ameaçadas, permaneceram estáveis ao longo de 4 anos de monitoramento. Os resultados também indicam a capacidade de resiliência frente a eventos extremos como ocorreu na queimada de 2015. A REBIO do Gurupi tem um papel de destaque na

conservação dos vertebrados terrestres de médio e grande porte da Amazônia maranhense, porém os resultados positivos do monitoramento da REBIO do Gurupi devem ser observados considerando a paisagem onde está inserida, formando um *continuum* florestal com as terras indígenas.

Por outro lado, as ocupações e atividades humanas alheias aos objetivos de criação que ainda persistem no interior da UC, representam ameaças à conservação da biodiversidade. O registro de indivíduos de espécie ameaçada de extinção acometidos por doenças de pele possivelmente transmitidas por cachorros domésticos, acende o alerta para os impactos negativos das ocupações humanas no interior da REBIO do Gurupi, e representa um risco eminente para a subpopulação existente na UC. Esses registros destacam a importância do monitoramento e do desenvolvimento de pesquisas que possam melhor investigar os impactos humanos sobre a biodiversidade local.

Projeções científicas recentes sugerem que a Amazônia se encontra em fase de transição (Davidson *et al.*, 2012), com possibilidade de mudanças significativas em seus padrões climáticos, cobertura florestal e produtividade. Nos cenários mais drásticos, a Amazônia passaria por um “ponto de virada” [*tipping point*] (Nobre & Borma, 2009), com severas consequências para a região. Tudo isso reforça a importância e necessidade de se manter o monitoramento de longo prazo, necessário tanto para detectar como para antever impactos sobre as áreas protegidas e sua biota. Desta forma, recomendamos que as atividades de monitoramento sejam mantidas para acompanhar as tendências da biodiversidade e subsidiar estratégias de intervenção e manejo que se fizerem necessárias. É recomendável que seja obtida uma série temporal de ao menos 10 anos (Field *et al.*, 2007; Beaudrot *et al.*, 2018). O próprio aumento na duração da série é suficiente para aumentar o poder estatístico e, conseqüentemente, a confiança nos resultados (Field *et al.*, 2007).

Agradecimentos

O protocolo TEAM na REBIO do Gurupi é resultado do esforço coletivo de parceiros que contribuem para a realização anual dessa importante ferramenta de monitoramento da

biodiversidade. Agradecemos à equipe de campo, em especial ao Abelha, à Ana Marta e Marília; aos gestores da REBIO do Gurupi, em especial à Evane, Luciana e ao Ivan Leão; e aos gestores do CENAP, em especial ao Ronaldo e Francisco Chen. Os códigos para o modelo multiespécies foram gentilmente cedidos por Jorge Ahumada (Conservação Internacional). A realização do protocolo TEAM na REBIO do Gurupi foi autorizada pelo órgão competente mediante licença SISBIO 55118, e conta com o apoio financeiro do Programa ARPA.

Referências

- Ahumada JÁ *et al.* 2011. Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1578), 2703-2711. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0115>.
- Ahumada JA, Hurtado J & Lizcano D. 2013. Monitoring the Status and Trends of Tropical Forest Terrestrial Vertebrate Communities from Camera Trap Data: A Tool for Conservation. *PLoS ONE* 8: e73707. Public Library of Science.
- Ahumada JA, O'Brien TG, Mugerwa B & Hurtado J. 2016. Camera trapping as a monitoring tool at national and global levels. Pages 197-218 in F. Rovero and F. Zimmerman, editors. *Camera Trapping for wildlife Research*. Pelagic Publishing, Exeter, UK.
- Alteff EF *et al.* 2019. The rarest of the rare: rediscovery and status of the critically endangered Belem Curassow, *Crax fasciolata pinima* (Pelzeln, 1870). *Papéis Avulsos De Zoologia*, 59, e20195946. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2019.59.46>.
- Almeida AS & Vieira ICG. 2010. Centro de Endemismo Belém: status da vegetação remanescente e desafios para a conservação da biodiversidade e restauração ecológica. *Revista de Estudos Universitários*. Sorocaba, SP, v. 36, n. 3, p. 95-111.
- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, de Moraes Gonçalves JL & Sparovek G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6): 711-728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- Astete S *et al.* 2007. Comparative ecology of jaguars in Brazil. *CAT News* 9-14.
- Beaudrot L *et al.* 2016. Standardized Assessment of Biodiversity Trends in Tropical Forest Protected Areas: The End Is Not in Sight. *PLoS Biology* 14: e1002357. Public Library of Science.
- Beaudrot L, Ahumada JA, O'Brien TG, Jansen PA. 2018. Detecting tropical wildlife declines through camera-

- trap monitoring: an evaluation of the Tropical Ecology Assessment and Monitoring protocol. *Oryx*: 1-4.
- Beschta RL & Ripple WJ. 2009. Large predators and trophic cascades in terrestrial ecosystems of the western United States. *Biological Conservation*, 142(11): 2401-2414. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.06.015>.
- Braga PIS. 1979. Subdivisão fitogeográfica, tipos de vegetação, conservação e inventário florístico da floresta Amazônica. *Supl. Acta Amazonica*, 9: 53-80.
- Brasil. 1988. Decreto nº 95.614, de 11 de janeiro de 1988. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/D95614.htm. Acesso em: 20/06/2020.
- Braz LC, Pereira JLG, Ferreira LV & Thalês MC. 2017. A situação das áreas de endemismo da amazônia com relação ao desmatamento e às áreas protegidas. *Boletim de Geografia*, v. 34, n. 3, p. 45-62.
- Burnham KP & Overton WS. 1978. Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. *Biometrika* 65: 625-633.
- Burnham KP & Overton WS. 1979. Robust estimation of population-size when capture probabilities vary among animals. *Ecology* 60: 927-936.
- Buss G *et al.* 2017. Abundância e densidade de primatas na Reserva Biológica do Gurupi, Maranhão. *Brasil. Biodiversidade Bras.* 47-57.
- Carvalho Jr. EAR. 2012. Relatório Anual de Atividades de Pesquisa e Monitoramento do Centro Nacional de Predadores/CENAP/ICMBio. Não publicado.
- Carvalho Jr. EAR. 2017. Relatório de Avaliação populacional da onça-pintada na REBIO do Gurupi & Avaliação do impacto de incêndios florestais sobre a fauna da REBIO do Gurupi. CENAP/ICMBio. Não publicado.
- Carvalho Jr. EAR, Mendonça EN, Martins A & Haugaasen T. 2020. Effects of illegal logging on Amazonian medium and large-sized terrestrial vertebrates. *Forest Ecology and Management*, 466: 118105. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118105>.
- Ceballos G & Ehrlich PR. 2006. Global mammal distributions, biodiversity hotspots, and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(51): 19374 LP – 19379. <https://doi.org/10.1073/pnas.0609334103>.
- Celentano D *et al.*, 2017. Towards zero deforestation and forest restoration in the Amazon region of Maranhão state, Brazil. *Land Use Policy* 68: 692-698. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.07.041>.
- Chesson P. 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annu Rev Ecol Syst* 31: 343-366. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 31: 343-366. [10.1146/annurev.ecolsys.31.1.343](https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.343).
- Colwell R, Mao C & Chang J. 2004 Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85: 2717-2727. Doi:10.1890/03-0557.
- Davidson EA *et al.* 2012. The Amazon basin in transition. *Nature* 481: 321-328.
- Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJB & Collen B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195): 401LP-406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>.
- Estes JA *et al.* 2011. Trophic Downgrading of Planet Earth. *Science*, 333(6040): 301LP-306. <https://doi.org/10.1126/science.1205106>.
- Fairweather PG. 1991. Statistical power and design requirements for environmental monitoring. *Marine and Freshwater Research* 42: 555-567.
- Fegraus EH, Lin K, Ahumada JA, Baru C, Chandra S & Youn C. 2011. Data acquisition and management software for camera trap data: A case study from the TEAM Network. *Ecological Informatics* 6: 345-353.
- Field SA, O'Connor PJ, Tyre AJ & Possingham HP. 2007. Making monitoring meaningful. *Austral Ecology* 32: 485-491.
- Grooten M & Almond REA. 2018. Living Planet Report. 2018: Aiming Higher. Gland, Switzerland.
- Gunderson LH. 2000. Ecological Resilience – In Theory and Application. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31(1): 425-439. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.425>.
- Hessel FO & Lisboa EA. 2015. Mapa do estado de conservação da Reserva Biológica do Gurupi: Identificação das áreas conservadas e das áreas antropizadas. An. XVII Simpósio Bras. Sensoriamento Remoto – SBSR. 4224-4231.
- IBAMA. 1999. Plano de Manejo da Reserva Biológica do Gurupi. IBAMA, Brasília. <https://www.icmbio.gov.br/portal/component/content/article?id=1998:rebio-do-gurupi>. Acesso em: 20/08/2020.
- IBGE. 2004. Mapa de Vegetação do Brasil. <https://mapas.ibge.gov.br/tematicos/vegetacao.html>. Acesso em: 20/08/2020.
- ICMBio. 2017. Instrução normativa nº 03/2017. Brasília. <https://www.icmbio.gov.br/portal/videos/24-legislacao/instrucoes-normativas/115-instrucoes-normativas>. Acesso em: 20/06/2020.
- Jansen PA, Ahumada JA, Fegraus EH & O'Brien TG. 2014. TEAM: a standardised camera trap survey to monitor terrestrial vertebrate communities in tropical

- forests. Pages 263-270. In: Meek P *et al.*, (eds.) Camera trapping: wildlife management and research. CISRO, Collingwood, Australia.
- Jorge RSP, Lima ES & Lucarts LEB. 2008. Sarna sarcóptica ameaçando cachorros-vinagres (*Speothos venaticus*) de vida livre em Nova Xavantina/MT. In: Anais do XXXIII Congresso Anual da Sociedade de Zoológicos do Brasil. Disponível em <https://www.biofaces.com/upload/post/2015/07/1435957325.pdf>. Acesso em: 20/06/2020.
- Jorge RSP, Beisiegel BM, Lima ES, Jorge MLSP, Leite-Pitman MRP & Paula, RC. 2013. Avaliação do risco de extinção do Cachorro-vinagre *Speothos venaticus* (Lund, 1842) no Brasil. *Revista Biodiversidade Brasileira*, 3(1): 179-190.
- Lacher TE *et al.* 2019. The functional roles of mammals in ecosystems. *Journal of Mammalogy* 100: 942-964.
- Legg CJ & Nagy L. 2006. Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. *Journal of Environmental Management* 78: 194-199.
- Leonard SWJ, Bennett AF & Clarke MF. (2014). Determinants of the occurrence of unburnt forest patches: Potential biotic refuges within a large, intense wildfire in south-eastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 314: 85-93. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.11.036>.
- Lima DM, Martínez C & Raíces DSL. 2015. An avifaunal inventory and conservation prospects for the Gurupi Biological Reserve, Maranhão, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia – Brazilian Journal of Ornithology*. 22(4): 317-340.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Lachman GB, Droege S, Royle JA & Langtimm CA. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83: 2248-2255. John Wiley e Sons, Ltd.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Hines JE, Knutson MG & Franklin AB. 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84: 2200-2207.
- MacKenzie DI & Nichols JD. 2004. Occupancy as a surrogate for abundance estimation. *Anim Biodivers Conserv* 27: 461-467.
- Martins MB & Oliveira TG. 2011. Amazônia Maranhense diversidade e conservação. Museu Paraense Emílio Goeldi, Belem/PA. 328p.
- MMA. 2014. Portaria 444 de 17 de dezembro de 2014. Diário Oficial da União. <https://www.mma.gov.br/biodiversidade/conservacao-de-especies/fauna-ameacada/fauna.html>. Acesso em: 20/05/2020.
- Monitora *et al.* 2018. Monitora: Programa nacional de monitoramento da biodiversidade. Subprograma Terrestre Componente Florestal Relatório triênio 2014-2016. ICMBio, Brasília.
- Nobre CA & Borma LDS. 2009. “Tipping points” for the Amazon forest. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 1: 28-36.
- O’Brien TG, Baillie JEM, Krueger L & Cuke M. 2010. The wildlife picture index: monitoring top trophic levels: the wildlife picture index. *Anim. Conserv.* 13: 335-343. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00357.x>.
- O’Brien TG & Kinnaird MF. 2013. The Wildlife Picture Index: A Biodiversity Indicator for Top Trophic Levels. Pages 45-70. In: Collen B *et al.* (eds.) Biodiversity Monitoring and Conservation: Bridging the Gap between Global Commitment and Local Action. John Wiley e Sons, Ltd, West Sussex, UK.
- O’Farrill G, Galetti M & Campos-Arceiz A. 2013. Frugivory and seed dispersal by tapirs: An insight on their ecological role. *Integrative zoology*. 8: 4-17. [10.1111/j.1749-4877.2012.00316.x](https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2012.00316.x).
- Oliveira TG. 2009. Distribution, habitat utilization and conservation of the Vulnerable bush dog *Speothos venaticus* in northern Brazil. *Oryx*, 43: 247-25.
- Oksanen J *et al.* 2019. The Vegan Package, version 2: 5-6. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>. Acesso em: 20/05/2020.
- Oren DC & Roma JC. 2011. Composição e vulnerabilidade da avifauna da Amazônia maranhense, p. 221-247. In: Martins MB & Oliveira TG (eds.). *Amazônia Maranhense: Diversidade e Conservação*. Belém: MPEG.
- Osuri A *et al.* 2016. Contrasting effects of defaunation on aboveground carbon storage across the global tropics. *Nat Commun* 7: 11351. <https://doi.org/10.1038/ncomms11351>.
- Peterson G, Allen C & Holling C. 1988. Ecological Resilience, Biodiversity, and Scale. *Ecosystems* 1: 6-18. <https://doi.org/10.1007/s100219900002>.
- Plummer M (2003). JAGS: A program for analysis of Bayesian graphical models using Gibbs sampling. *Proceedings of the 3rd International Workshop on Distributed Statistical Computing (DSC 2003)*. March: 20-22.
- R Development Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ripple WJ *et al.* 2014. Status and Ecological Effects of the World’s Largest Carnivores. *Science*, 343(6167): 1241484. <https://doi.org/10.1126/science.1241484>.
- Rovero F & Ahumada J. 2017. The Tropical Ecology, Assessment and Monitoring (TEAM) Network: An early warning system for tropical rain forests. *Science of the*

Total Environment, 574(September): 914-923. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.146>.

Rovero F *et al.* 2020. A standardized assessment of forest mammal communities reveals consistent functional composition and vulnerability across the tropics. *Ecography*, 43(1): 75-84. <https://doi.org/10.1111/ecog.04773>.

Sanderson EW *et al.* 2002. Planning to save a species: the jaguar as a model. *Conserv. Biol.* 16: 58-72.

Schipper J *et al.* 2008. The Status of the World's Land and Marine Mammals: Diversity, Threat, and Knowledge. *Science* 322: 225-230.

Silva JMC, Rylands AB & Fonseca GAB. 2005. O destino das áreas de endemismo da Amazônia. *Megadiversidade*, 1: 1-124-131.

Sollmann R. 2018. A gentle introduction to camera-trap data analysis. *African Journal of Ecology* 56: 740-749.

TEAM Network. 2011. Terrestrial vertebrate (camera trap) monitoring protocol implementation manual. Page Terrestrial Vertebrate Protocol Implementation Manual.

Wilman H, Belmaker J, Simpson J, de la Rosa C, Rivadeneira MM & Jetz W. 2014. EltonTraits 1.0: Species level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology*, 95: 2027-2027. doi:10.1890/13-1917.1.

Vieira OQ & Oliveira TG. 2020. Non-volant mammalian species richness in the ecotonal Brazilian midnorth: checklist for Maranhão State. *Biota Neotropica* 20(2): e20190912. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2019-0912>.

Yu-Sung S. 2020. R2jags: A Package for Running jags from R. Package version 0: 6-1. CRAN. <https://cran.r-project.org/web/packages/R2jags/R2jags.pdf>. Acesso em: 20/06/2020.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.

Fluxo Contínuo

n. 3, 2021

<http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/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