SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO CARLOS ALBERTO REYES MALDONADO

CAMPUS DE NOVA XAVANTINA PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

ALTERAÇÕES NAS POPULAÇÕES DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM ÁREAS COM MINERAÇÃO

Angele Tatiane Martins Oliveira

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pósgraduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso Carlos Alberto Reyes Maldonado -Campus de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor(a) em Ecologia e Conservação.

Orientador: Dr. Fabiano Rodrigues de Melo Coorientador: Dr. Gustavo Rodrigues Canale Coorientador: Dr. Pedro Vasconcellos Eisenlohr

SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO CARLOS ALBERTO REYES MALDONADO

CAMPUS DE NOVA XAVANTINA PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

ALTERAÇÕES NAS POPULAÇÕES DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM ÁREAS COM MINERAÇÃO

Angele Tatiane Martins Oliveira

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pósgraduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso Carlos Alberto Reyes Maldonado -*Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor(a) em Ecologia e Conservação.

Orientador: Dr. Fabiano Rodrigues de Melo Coorientador: Dr. Gustavo Rodrigues Canale Coorientador: Dr. Pedro Vasconcellos Eisenlohr

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES).

This study was partially funded by CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, Brazilian Ministry of Education).

M379a Martins-Oliveira, Angele Tatiane.

Alterações nas populações de mamíferos de médio e grande porte em áreas com mineração / Angele Tatiane Martins-Oliveira. – Nova Xavantina, 2021.

97 f.; 30 cm. Il. Color.

Trabalho de Conclusão de Curso (Tese/Doutorado) – Curso de Pós-graduação *Stricto Sensu* (Doutorado) Ecologia e Conservação, Faculdade de Ciências Agrárias Biológicas e Sociais Aplicadas, Câmpus de Nova Xavantina, Universidade do Estado de Mato Grosso, 2021.

Orientador: Dr. Fabiano Rodrigues de Melo. Coorientador: Dr. Gustavo Rodrigues Canale. Coorientador: Dr. Pedro Vasconcellos Eisenlohr.

1. Área de Proteção. 2. Biodiversidade. 3. Filtros Ambientais. 4. Lacuna de Conhecimento. 5. Mastofauna. I. Melo, F. R. de, Dr. II. Canale, G. R., Dr. III. Eisenlohr, P. V., Dr. IV. Título.

CDU 599:502/504::622

TERMO DE APROVAÇÃO

ALTERAÇÕES NAS POPULAÇÕES DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM ÁREAS COM MINERAÇÃO

Angele Tatiane Martins Oliveira

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso Carlos Alberto Reyes Maldonado - *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutora em Ecologia e Conservação.

Banca Examinadora:	Aprovado em [] de [] de [].
		Universidade	gues de Melo (Ori e Federal de Viços INEMAT/Nova X	a - UFV
	Profa. Dra. Analice l Laborat	tório de Biod	(Membro titular-liversidade Animal	l (Labia)
	Profa. Dra. Adriana Pero Laboratório de Manejo	o e Conserva	•	CFauna)
	Profa. Dra. Christine Steiner S Universidade l		(Membro titular-l ato Grosso - UFM Instituto Ecóton	T/Sinop
	Laboratório de M	acroecologia	(Membro titular-l e Conservação - N to Grosso - UFMT	MacrEco
	Prof. Dr. Fabricius M. C. B.	j	Membro suplente- Departamento de Z Federal do Paraná	Zoologia

Prof. Dr. Gustavo R. Canale (Membro suplente-Externo) Grupo de Estudo em Ecologia Aplicada de Sinop – GECAS Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT/Sinop

Prof. Dr. Leandro Dênis Battirola (Membro suplente-Externo)
Instituto de Ciências Naturais, Humanas e Sociais
Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT/Sinop

AGRADECIMENTOS

Muitas pessoas estiveram comigo nesta caminhada, algumas contribuindo diretamente e outras indiretamente, mas todas essenciais. Assim, aqueles que não mencionei aqui não foram por falta de boas recordações, pois sim, foram muitas pessoas especiais na construção desta trajetória, na qual eu tenho imensa gratidão e orgulho.

À Universidade do Estado de Mato Grosso Carlos Alberto Reyes Maldonado e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação (PPG-EC), Campus Nova Xavantina, por oferecerem oportunidade de aperfeiçoamento na carreira acadêmica, profissional e pelo quadro de docentes e colaboradores altamente qualificados.

À CAPES e FAPEMAT, por concederem bolsa de incentivo à pesquisa durante todo o processo de doutoramento.

À Mineração Rio do Norte, por disponibilizar o banco de dados do "Monitoramento de duas espécies de primatas: Saguinus martinsi e Chiropotes sagulatus".

Ao meu orientador **Prof. Dr. Fabiano R. de Melo**, pela oportunidade, confiança, flexibilidade e compreensão, principalmente em momentos difíceis, porém sempre com incentivo ao crescimento profissional e pessoal. Desejo que essa relação se estenda para o desenvolvimento de outros projetos profissionais e acadêmicos.

Ao meu coorientador **Prof. Dr. Gustavo R. Canale**, pela acessibilidade, pelas conversas, pela amizade e por disponibilizar espaço físico em sua sala junto ao ABAM-UFMT-Sinop, bem como ao grupo de alunos e pesquisadores do **GECAS**, especialmente ao **Théo Neto**.

Ao meu coorientador **Prof. Dr. Pedro V. Eisenlohr**, pela oportunidade, pelos ensinamentos transmitidos com tanta maestria e pelo apoio junto à **UNEMAT-Alta Floresta**.

Ao **Prof. Dr. Carlos A. Peres**, pelas contribuições e orientações para a qualidade desta pesquisa da **University of East Anglia** (UEA).

Aos meus amigos da UFMT-ABAM (Cristiano Costa - meu braço direito nessa caminhada, Milton, Samuel, Ana Tourinho e Juliane) e a Andressa do LIT-UFMT, pelo convívio e troca de experiências entre tantos cafezinhos.

Ao Museu de Zoologia João Moojen da UFV, nas pessoas do Prof. Dr. Renato Neves Feio e da Profa. Dra. Gisele Mendes Lessa Del Gíudice, por disponibilizar espaço físico e comodidade durante minha temporada em Viçosa-MG, assim como agradeço à minha amiga Drica Milagres, pelo apoio e partilha durante esse período.

Aos colegas e amigos do **Laboratório de Ecologia (LabEc)** da UNEMAT de Alta Floresta (**João Carlos, Domingos, Lucas, Leandro, Jôine** e **Luciene**), gratidão pelas trocas de experiências e por toda a colaboração disponibilizada.

Agradeço ao **Instituto Ecótono** (IEco) por meio de **Christine Steiner**, pela oportunidade em aceitar desafios, especialmente por serem ultrapassados e, pela compreensão diante de ausências em alguns momentos.

Agradeço aos membros do **Projeto de Extensão Arborescer** da UFMT/SINOP, pelo apoio e amizade construída durante a caminhada e atividades do projeto.

Aos colegas do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação PPG-EC (Leonardo, Júlio, Thiago, Daielle, Ana Clara e Tayná) e ao Prof. Dr. Eddie Lenza pela troca de experiência e pelo apoio logístico despendido a mim nas temporadas presenciais em Nova Xavantina.

Aos colegas que colaboraram em campo (Renatinho, Ivanir, Bagana e Antônio), obrigada pela parceria e pelas prosas que enriquecem o campo.

À família que me acolheu em Viçosa-MG (**Dona Ritinha, Sr. Toninho, Carlinha** e **Pedro**), obrigada pelo apoio e por todo o carinho dedicado a mim durante este processo.

À família que me acolheu em Nova Xavantina (Luciana Veigas, Alexandre, Luíza, Valdirene e Toim), muito obrigada pelo amparo e por todo apoio desde o início do processo do doutoramento.

Agradeço a todos os meus amigos que estiveram comigo nessa caminhada, ouvindo meus desabafos, acalentando em momentos difíceis, dividindo alegrias e conquistas, especialmente: Gilberto Sabino, Leonardo Militão, Tiago Henika, Acácia Damiana, Bruna Vivian, Rainiellen Carpanedo, e Dona Lana e, ao grupo "Mãe tô com fome!" nas pessoas de: Arlindo Neto, Ana Rúbia, Raul, Felipe Alencar e Simone.

Agradeço a todos os meus **familiares** e **parentes** espalhados por esse Brasil, especialmente na Bahia, gratidão por estarem sempre em minha torcida, por vibrarem comigo em cada desafio e conquistas.

Agradeço à **Marli Pereira** e todos da **família Pereira**, por sempre se manifestarem na torcida dessa caminhada.

Agradeço à minha família, sobretudo, Mainha e Painho, pela compreensão durante tantas ausências e pelo incentivo constante e perseverante na realização desse sonho, de maneira especial aos meus sobrinhos Mateus e Miguel. Vocês são o alicerce da minha vida!

Agradeço também ao **Dylan – meu cachorrinho**, que junto a sua adoção me trouxe os melhores sentimentos dessa caminhada.

Agradeço à **Amazônia**, pela oportunidade de vivenciar momentos incríveis imerso a floresta, por me estimular e renovar o amor e esperança em uma trajetória profissional inspirada desde a infância, de pés no chão em meio ao mato.

Por fim, agradeço essencialmente e especialmente a **Deus**, por me amparar em momentos de dificuldades, cansaço e medo, e por me guiar para atingir esta conquista com humildade e a bagagem cheia de experiência de vida.

Gratidão!

"É loucura jogar fora todas as chances de ser feliz porque uma tentativa não deu certo".

(O Pequeno Príncipe)

APRESENTAÇÃO

Ao iniciar o curso de doutoramento no Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação (PPGEC), eu havia apresentado um projeto de pesquisa que possibilitava a continuidade de estudos na área onde desenvolvi o mestrado, com enfoque na investigação sobre a dispersão de sementes por mamíferos de médio e grande porte em sistemas agroflorestais. Entretanto, com o passar dos primeiros meses inserida no programa, eu e meu orientador Prof. Dr. Fabiano R. de Melo (Bião), percebemos algumas dificuldades para consolidação dessa pesquisa, entre elas, não tínhamos nenhum recurso financeiro disponível e nem mesmo um banco de dados inicial para ser explorado, realidade essa que, dificultaria a execução da proposta. Nessa época, meu orientador coordenava e ainda coordena, um projeto de monitoramento de duas espécies de primatas: Chiropotes sagulatus e Saguinus martinsi na Floresta Nacional de Saracá-Taquera, região com exploração do minério bauxita e pensando nisso, ele, gentilmente, ofereceu-me a oportunidade de conduzir os primeiros estudos oriundos da formação do banco de dados desse monitoramento, resultante na composição das populações de mamíferos de médio e grande porte da área. Assim, com muita alegria e honrada pela confiança a nova perspectiva de pesquisa me trouxe um novo entusiasmo, especialmente por se tratar de uma série temporal de 10 anos (2010-2019), e, sem hesitar, aceitei ao desfio de mudança de projeto.

A partir dessas alterações e adequações, especialmente sobre a área de estudo, iniciamos os questionamentos sobre quais abordagens ecológicas e conservacionistas gostaríamos de explorar. De modo que, entre as primeiras orientações do "Bião", foi para que eu realizasse uma revisão sobre o tema mineração, de modo que, a partir do conhecimento teórico seria possível levantar perguntas a serem respondidas a partir do "nosso" banco de dados.

Ainda no ano de 2017, eu, juntamente com o "Bião" fizemos uma expedição na qual tive a oportunidade conhecer a área de estudo na FLONA de Saracá-Taquera, especificamente na Mineração Rio do Norte (MRN), localizada no munícipio de Oriximiná-Pará. Na ocasião apliquei o método de transecção linear na coleta de dados no período de um mês, vivenciando assim uma etapa essencial e muito valiosa, onde mais uma vez tive o contato com a floresta amazônica e pude conhecer parte das alterações ambientais que o processo de mineração realiza no meio ambiente, além de verificar a existência de áreas já mineradas e reflorestadas desde 1986.

Após o período de coleta de dados relatado, segui viagem para o município de Viçosa-Minas Gerais, onde realizei meu estágio em docência junto à Universidade Federal de Viçosa (UFV), no Departamento de Engenharia Florestal sob a supervisão do Prof. Dr. Fabiano R. de Melo. Foi nesse período que o Bião organizou mais uma expedição na qual realizamos juntos, desta vez, a viagem foi pelos vales de Minas Gerais, onde nos hospedamos na casa do Prof. Renato Neve Feio, esse que também me deu suporte junto ao Museu de Zoologia João Moojen da UFV. Após pernoitarmos na casa da serra do Prof. Renato, seguimos viagem até a casa do Biólogo Leandro Moreira (Lelê), Biólogo que trabalha e coordena junto ao Bião, as equipes do projeto desenvolvido na MRN. Foi assim, em uma curta expedição pela belíssima Mata Atlântica, que recebi o banco de dados, juntamente com toda a confiança depositada tanto pelo Bião, quanto pelo Lelê para a realização desse trabalho, no qual considero de extrema relevância em minha carreira profissional, acadêmica e pessoal.

Munida do banco de dados, após concluir quase todos os créditos de disciplinas exigidos pelo PPGEC, bem como o estágio em docência na UFV, iniciei a primeira investigação que resultou em um artigo intitulado *A global review of the threats of mining on mid-sized and large mammals* publicado na revista *Journal for Nature Conservation*. Essa pesquisa ocorreu graças à nossa percepção sobre lacunas do conhecimento em estudos que apresentam os impactos que as atividades de mineração ocasionam às populações de mamíferos de médio e grande porte. Nesse trabalho, buscamos compilar com o uso de filtros de busca para pesquisa, todas as investigações já realizadas e publicadas sobre o assunto, apresentando também as principais variáveis ecológicas que os trabalhos revisados buscaram identificar, os métodos de coletas de dados, além dos principais impactos identificados com cada área de estudo distribuídas pelo globo terrestre.

A partir da revisão sistemática alcançamos uma base teórica que propiciou o direcionamento do segundo capítulo, com o qual tivemos a oportunidade de explorar o banco de dados de ampla escala temporal (2010-2019). Com isso, buscamos responder se o uso de ocupação de ambientes de terra firme por mamíferos arborícolas e terrícolas na Amazônia é influenciado pela altura acima da drenagem mais próxima (HAND), ou seja, a relação da respectiva fauna com o lençol freático e posição do terreno.

Buscamos desenvolver também uma pesquisa que contemplasse umas das espécies que deu origem a consolidação e formação de nosso banco de dados. Nesse sentido, optamos por *Saguinus martinsi*, uma vez que, trata-se de uma espécie endêmica da região, com extensão de ocorrência sobreposta a FLONA de Saracá-Taquera, e apresenta a mineração e desmatamento como uma ameaça a espécie listada pela União Internacional de Conservação para a Natureza (IUCN), para a qual encontra-se categorizada pela Lista Vermelha em categoria de Quase Ameaçada. Nesse sentido, investigamos se diante dos cenários futuros de mudanças climáticas

proposto pelo Painel Intergovernamental de Mudanças para o Clima (IPCC), *Saguinus martinsi* encontrará áreas ambientalmente adequadas para sua sobrevivência. Além disso, buscamos atender a uma demanda apresentada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação para a Biodiversidade (ICMBio), onde consta a preocupação sobre a expansão de *Saguinus midas* para o noroeste do estado do Pará, situação essa que poderá comprometer a extensão de ocorrência de *S. martinsi*, e possivelmente suas áreas ambientalmente adequadas.

Nesse sentido, esta tese foi elaborada com muita dedicação e preocupação com o futuro da conservação da biodiversidade, especialmente nos ambientes tropicais e amazônicos, e com mamíferos de médio e grande porte. Assim, contribuímos com o preenchimento de lacunas indicadas pela União Internacional de Conservação para a Natureza - *International Union for Conservation of Nature* (IUCN), ao apontar que 84% das espécies que compuseram o banco de dados da revisão sistemática, uma lacuna sobre os impactos descritos, sendo necessário a inclusão da Produção de energia & mineração; e Mineração & pedreiras; como ameaças para a porcentagem apresentada. Além disso, sugerimos medidas de mitigação de impactos para a fauna arborícola, como a implementação de passagem aéreas para fauna, facilitando assim a locomoção do grupo e indivíduos. Ademais, ressaltamos a necessidade de reforçar e consolidar planos de conservação nas Áreas de Proteção: FLONA de Saracá-Taquera, Reserva Biológica do rio Trombetas, Florestal Estadual de Faro e Terra Indígena (TI) Mhamundá-Mapuera, uma vez que, essas áreas apresentaram adequabilidade ambiental para *S. martini* no presente.

Desejo a você, caro leitor, uma ótima leitura e boas percepções sobre o uso dos recursos naturais e minerais em nosso cotidiano, e uma compreensão macroecológica sobre como nossas ações afetam as populações de mamíferos de médio e grande porte, tanto no contexto mundial, como local.

SUMÁRIO

1. Introdução geral	1
2. Referências	4
Capítulo 1 – uma revisão global das ameaças da mineração em	I MAMÍFEROS DE MÉDIO E
GRANDE PORTE	7
1. Introdução	8
2. Material e Métodos	11
2.1. Análise de artigos revisados por pares	11
2.2. Análise de dados	12
3. Resultados	13
4. Discussão	16
5. Conclusão	19
6. Contribuições	20
Agradecimentos	20
Referências	20
Apêndices	27
Capítulo 2 – uso de ambientes de terra firme por mamíferos are	ORÍCOLAS E TERRÍCOLAS
NA AMAZÔNIA	38
1. Introdução	39
2. Material e Métodos	42
2.1. Área de estudo	42
2.2. Amostragem de mamíferos	43
2.3. VARIÁVEIS AMBIENTAIS	44
2.4 Modelos mistos lineares generalizados	46
3. Resultados	46
4. Discussão	50
5. Conclusão	53
Agradecimentos	53
Referências	54
Capítulo 3 – <i>Saguinus Martinsi</i> : Perda de adequabilidade com o	AQUECIMENTO GLOBAL E
INSIGHTS PARA A SUA CONSERVAÇÃO	63
1. Introdução	64
2. Material e Métodos	67

2.1 CARACTERÍSTICAS DA ESPÉCIE	67
2.2 Área de estudo	68
2.3 REGISTROS DE OCORRÊNCIA	69
2.4 OBTENÇÃO DAS CAMADAS AMBIENTAIS	69
2.5 Construção e avaliação dos modelos	70
3. Resultados	73
4. Discussão	77
Agradecimentos	80
Referências	81
MATERIAL SUPLEMENTAR	89
CONCLUSÃO GERAL	95

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

Figura 1. Tendência linear de aumento das publicações revisadas por pares (log transformado)
sobre os efeitos da mineração em mamíferos de médio e grande porte ao longo dos
anos
Figura 2. Número de artigos revisados por pares (N = 39) relacionados ao impacto das
atividades de mineração em mamíferos de médio e grande porte com hábitos terrestres e
arbóreos, classificados de acordo com: Abordagem: Trabalho de Campo (Fi), Laboratório e
Trabalho de Campo (FL) , Estudos de campo e teóricos (FT), Estudos de laboratório (La) e
Estudos teóricos (Te); Método de amostragem: Linha Transect (LT), Telemetria (TI),
Armadilha fotográfica (CT), Coleta de Fezes (FC) e outros; Observação: Direta, Indireta e
Ambas; Variável Ecológica: Distribuição (Di), Riqueza (Ri), Densidade (De), Abundância
(Ab), Genética (Gen); Ordem taxonômica: Cetartiodactyla (Ce), Carnivora (Ca), Primatas (Pr),
Rodentia (Ro) e Outros; Impactos: Perda de Habitat (HL), Contaminação (Cn), Caça de
Subsistência (SH), Corte seletivo (SC) e outros; Minérios explorados: Ouro (Go), Ferro (Ir),
Carvão (Co), Cobre (Cp) e Outros. *Siglas apresentadas em inglês, conforme artigo
publicado14
Figura 3. Relação entre a extensão da ocorrência de espécies ameaçadas e a densidade dos
recursos minerais dentro da distribuição das espécies. Espécies com valores de densidade \geq
mediana, ou seja, localizadas acima das linhas tracejadas correspondentes a cada categoria da
IUCN: CR - Criticamente em perigo (Viverra civettina e Plecturocebus oenanthe), EN - Em
perigo (Piliocolobus badius, Elephas maximus, Redunca fulvorufula e Sylvilagus brasiliensis)
e VU – Vulneráveis (Rangifer tarandus, Ailuropoda melanoleuca, Avahi laniger, Cephalophus
zebra, Felisnigripes, Tapirusterrestris, Myrmecophagatridactyla, LeopardusguttuluseAteles
paniscus)15
Figura 4. Visão geral da distribuição por país de artigos de revisão por pares relacionados ao
impacto da mineração em mamíferos de médio e grande porte com hábitos terrestres e arbóreos.
O número de espécies ameaçadas (IUCN) são mostrados por símbolos em cada capital do país.
Os seguintes países não apresentaram nenhuma espécie ameaçada impactada por atividades de
mineração de acordo com nossa revisão sistemática: Armênia, Austrália, Dinamarca, Espanha
e Estados Unidos da
América

CAPÍTULO 2

Figura 1. Localização da Floresta Nacional (FLONA) de Saracá-Taquera (A) e platôs Bela
Cruz (B) e Bacaba (C), onde se localizam as trilhas de monitoramento de mamíferos, no estado
do Pará
(D)42
Figura 2. Relação do HAND (valores padronizados) com a biomassa (kg) de mamíferos de
médio e grande porte por grupo funcional: arborícolas (Ar) e terrícolas (Te), e suas respectivas
guildas tróficas: frugívoro (Fr) e folívoro (Fo), Floresta Nacional de Saracá-
Taquera
Figura 3. Relação da altura do dossel (0,07- 29,28m - valores padronizados) com a biomassa
(kg) de mamíferos de médio e grande porte por grupo funcional: arborícolas (Ar) e terrícolas
(Te), e suas respectivas guildas tróficas: frugívoro (Fr) e folívoro (Fo), Floresta Nacional de
Saracá-Taquera
Figura 4. Relação da proporção de floresta (%) com a biomassa (kg) de mamíferos de médio e
grande porte por grupo funcional: arborícolas (Ar) e terrícolas (Te), e suas respectivas guildas
tróficas: frugívoro (Fr) e folívoro (Fo), Floresta Nacional de Saracá
Taquera
Figura 5. Relação da precipitação mensal (valores padronizados) com a biomassa (kg) de
mamíferos de médio e grande porte por grupo funcional: arborícolas (Ar) e terrícolas (Te), e
suas respectivas guildas tróficas: frugívoro (Fr) e folívoro (Fo), Floresta Nacional de Saracá-
Taquera
CAPÍTULO 3
Figura 1. a) Ilustração de Saguinus martinsi, por Stephen Nash, modificado a partir de Rylands
et al. (2008); b) Fotografía de um indivíduo adulto de Saguinus martinsi, na FLONA Saracá-
Taquera, por Rodrigo Chagas, 24 setembro de
201968
Figura 2. Espécies de Saguinus spp. que ocorrem na Panamazônia e respectiva extensão de
ocorrência (EOO). Áreas protegidas (Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Reserva Biológica
do Rio Trombetas, Floresta Estadual de Faro e Terra Indígena Nhamundá-Mapuera)
sobrepostas as EOO de S . $martinsi$ e S .
<i>midas</i>
Figura 3. Áreas de adequabilidade ambiental de Saguinus martinsi na Panamazônia, sob o
clima atual, e extensão de ocorrência (EOO) de S. martinsi e S. midas. O futuro, avaliado nos

cenários "otimista" (SSI	22-4.5) e "pessimista" (SSP	5-8.5), não indicou áreas de a	ndequabilidade
ambiental para S. mari	insi. Apresentamos també	m as classes de uso e ocup	pação do solo
sobrepostas	na	área	de
estudo			74
Figura 4. Mapa de adeq	uabilidade ambiental de Sag	guinus midas para a Panamaz	ônia, por meio
do algoritmo de distânci	a euclidiana. A) Mapa de a	dequabilidade ambiental de S	S. <i>midas</i> para o
presente. B) Projeção da	adequabilidade ambiental	de S. midas para o cenário fut	turo "otimista"
(SSP2-4.5). O cenário "	pessimista" (SSP5-8.5) não	apresentou adequabilidade a	ambiental para
S.			
midas			75

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO	1						
Tabela 1.	Descrição	dos princi	pais term	os adotados	por r	nossa r	revisão
sistemática							11
CAPÍTULO	2						
Tabela 1. Mo	delo linear gen	eralizado sob	ore a biomass	a de mamíferos	s de médic	o e grande	e porte
(guilda funcio	nal e trófica) e	e estimativa d	e importânci	a entre as variá	iveis física	as: altura	acima
da drenagem	mais próxima	(HAND), alt	tura do doss	el, proporção d	le floresta	ı e precip	itação
mensal, na Fl	oresta Naciona	al de Saracá-	Гаquera. Res	sultado da ANC	OVA (χ^2)	comparai	ndo os
modelos cheio	os gerados a m	odelos nulos.	Delta Akaik	e information c	eriteria (Δ	AIC) = n	nodelo
nulo			_				model
gerado	•••••		•••••				46
CAPÍTULO	3						
Tabela 1. Pai	ses da Panama	azônia e suas	respectivas	áreas de adequ	abilidade	ambienta	ıl com
ocorrência (k	m ²) em cada	território par	ra Saguinus	martinsi (pres	sente) e S	Saguinus	midas
(presente e fu	turo no cenário	o SSP2-4.5),	e sobreposiç	cão (km²) nas á	reas prote	egidas (P.	As) de
-	oaís con		s de	•			biental
(AAA)							73
Tabela 2. Sob	oreposição das	classes atuais	do uso e cob	ertura do solo 1	na área de	adequabi	lidade
ambiental pre	vista para oco	rrência de <i>Sa</i>	guinus mart	insi no cenário	climático	atual, er	itre os
países loca	ılizados na	Panamazô	nia. Os	valores sã	io apre	sentados	em
km ²							76
LISTA DE M	IATERIAL S	UPLEMENT	CAR				
,							
CAPÍTULO							
Material Sup	lementar 1. T		_	le palavras-cha			_
artigos de	revisão por	pares n	os bancos	de dados	Scopus	e We	eb of
Science	••••••	•••••	•••••				28

Material Supler	nentar 2. T	abela A. 2.	Métodos de co	oleta de dados	utilizados por	pesquisas
selecionadas		em		nossa		revisão
sistemática						29
Material Suple	mentar 3.	Гabela А. 3.	Mamíferos o	le médio e g	rande porte co	m hábitos
terrestres	e arl	bóreos	registrados	em	nossa	revisão
sistemática						30
Material Suplem	nentar 4. Ta	abela A. 4. Pa	úses com ativi	dades de mine	ração incluído	s em nossa
revisão sistemát	ica e infor	mações sobr	e: O número	de artigos	(publicações c	científicas)
avaliados; Tipos	de minerais	explorados;	Densidade mi	ineral por país	s (DPM-país);	O Produto
Interno	Bruto	(PIB)	e	os	Hotspots	da
Biodiversidade	•••••	•••••			•••••	34
Material Suple	mentar 5.	Figura A.	1. Número	de artigos re	evisados por	pares que
mencionavam or	dens de mar	níferos de m	édio e grande	porte com háb	oitos terrestres	e arbóreos
e viven	n (em	áreas	com	atividade	de
mineração	• • • • • • • • • • • • • • • • • • • •					35
Material Suplem	nentar 6. Fi	gura A. 2. N	úmero de artig	gos revisados j	por pares pelas	principais
ameaças de min	ieração em	mamíferos o	de médio e g	rande porte	com hábitos to	errestres e
arbóreos						35
Material Suple	mentar 6.	Figura A.	3. Número	de artigos re	evisados por	pares que
mencionavam os	minerais e	xplorados na	extensão da	ocorrência de	e mamíferos d	e médio e
grande	com		hábitos	te	errestres	e
arbóreos	•••••	•••••		•••••	•••••	36
CAPÍTULO 2						
Material Suplem	nentar 1. Fi	gura A. 1. L	ocalização da	Floresta Nacio	onal (FLONA)	de Saracá-
Taquera e platô	Bacaba no j	período que	compreende o	s anos 2010-	2019, no estad	o do Pará,
Amazônia						
brasileira	•••••	•••••			•••••	58
Material Suplem	nentar 2. Fi	gura A. 2. L	ocalização da	Floresta Nacio	onal (FLONA)	de Saracá-
Taquera e platô l	Bela Cruz no	o período que	compreende	os anos 2010-	2019, no estac	do do Pará,
Amazônia						
brasileira						59
Material Suple	mentar 3. 7	Гabela А. 1	População de	mamíferos o	le médio e gra	ande porte
registrados na	escala temi	oral de 20	10-2019 com	n informaçõe	es taxonômica	s háhitos

(IUCN)			-			v	•	
CAPÍTULO 3								
Material Suple	ementar 1.	Figura S. 1	l. Dendro	grama re	ferente	a distribui	ção dos p	ontos de
ocorrência	de	Ü		ma		no	-	espaço
ambiental					••••			89
Material Suple	mentar 2.	Figura S. 2.	Análise	de cluster	referen	te a distrib	uição espa	acial dos
pontos	de	ocorrênc	eia	de	Å	Saguinus	1	nartinsi.
			•••••					89
Material Suple	ementar 3.	Figura S. 3	3. Dendro	grama re	ferente	a distribui	ção dos po	ontos de
ocorrência	de	Saguinus	mi	das	no	espaço	o ai	mbiental
•••••	•••••					• • • • • • • • • • • • • • • • • • • •		90
Material Suple	mentar 4.]	Figura S. 4.	Análise	de cluster	referen	te a distrib	uição espa	acial dos
pontos	de		ocorrên	cia		de	S	Saguinus
midas				•••••				90
Material Suple	ementar 5.	Tabela S.	1. Variá	veis ambi	ientais ı	utilizadas	na modela	agem de
adequabilidade	am	biental	de	S.	1	nartinsi	e	S.
midas		•••••				•••••		91
Material Suple	ementar 6.	Tabela S.	2. Repre	esentativid	lade das	s 19 variá	veis biocl	imáticas
presente nos seis	s eixos da A	nálise de Co	mponent	es Princip	ais (PC	A), represe	ntam mais	de 95%
das varia	ıções	entre	as	camada	as	para	a	região
Panamazônica								
Material Supl								
topográficas pre	esente nos de	ois eixos da	Análise d	e Compon	nentes P	rincipais (I	PCA), repr	esentam
	66% das	,		tre as	cam	1	ıra a	região
Panamazônica								
Material Suple				•			•	
modelos a partir	da raiz qua	drada do en	ro médio.	Variáveis	s climáti	cas repres	entadas no	s blocos
1-6; variáveis ed	•	C	-			, ,,	,	
	máticas,	,				variávei		
topográficas								
Material Suple		_			_			_
martinsi na Pan	amazônia s	sob o clima	atual e e	xtensão d	e ocorrê	encia (EOC	M de N m	artinsi e

S. midas. Classes	de uso e ocupa	ação do solo	, sobrepostas às	s Áreas Protegidas	(PAs): Terra
indígena	(TI)	e	Unidades	de	Conservação
(UCs)			•••••	•••••	94
` /					

RESUMO GERAL

A presente tese é formada por três capítulos, que trazem uma síntese de informações sobre os impactos da atividade da mineração nas populações de mamíferos de médio e grande porte, em abordagens globais e regionais, (capítulos 1 e 2, respectivamente), e uma abordagem específica para Saguinus martinsi, um primata endêmico da Amazônia Brasileira (capítulo 3). As abordagens apoiam-se em evidências científicas sobre os efeitos cumulativos da mineração e seus impactos em escalas ecológicas e macroecológicas considerando as mudanças climáticas. Assim, no primeiro capítulo (artigo publicado em *Journal for Nature Conservation*), realizamos uma revisão sistemática dos artigos científicos publicados até 2019 visando ao preenchimento de lacunas científicas sobre os impactos mundiais das atividades de mineração sobre as populações de mamíferos de médio e grande porte. O capítulo 2, traz também informações inéditas sobre o uso de uma área com atividade de exploração mineral pela comunidade de mamíferos amazônicos de médio e grande porte. Identificamos a relação entre biomassa agregada por espécies de diferentes guildas funcionais e tróficas com variáveis ambientais de vegetação, relevo e precipitação mensal. Para isso, utilizamos o banco de dados oriundo do monitoramento de duas espécies de primatas: Chiropotes sagulatus e Saguinus martinsi, monitoramento esse que compreende a amostragem dos mamíferos de médio e grande porte por meio do método de transecção linear. Posteriormente, dividimos cada transecto de (990m-3649m) em diferentes segmentos de trilhas de 100m, padronização necessária para dar suporte ao processo de obtenção das variáveis preditoras (precipitação mensal, declividade do terreno, altura acima da drenagem mais próxima - Height Above the Nearest Drainage (HAND), distância da drenagem, altura do dossel, distância da mineração, cobertura do solo e forma do terreno) ambas descritas no capítulo 2. Assim, demostramos que mamíferos arborícolas e terrícolas estão associados à altura acima da drenagem mais próxima de maneira distinta, evidenciando que a biomassa de arborícolas está mais associada aos platôs secos da região estudada, que são explorados para extração de bauxita, merecendo especial atenção sobre as medidas de mitigação por parte de empresas mineradoras que atuam na Amazônia. No terceiro capítulo, investigamos os impactos das mudanças climáticas sobre a adequabilidade ambiental de Saguinus martinsi, com uso da ferramenta de modelagem e técnicas relacionadas, unindo variáveis preditoras climatológicas referente a temperatura e precipitação, além de edáficas e topográficas para construção dos modelos. Esta tese evidencia a necessidade de ampliar as investigações sobre as pressões e ameaças que a exploração mineral representa para as populações de mamíferos de médio e grande porte. Ainda, amplia nossos conhecimentos sobre o uso de ambientes de terra firme pela fauna considerando a rede de drenagem, a cobertura de vegetação e o regime pluviométrico; e contribui para o conhecimento dos habitats adequados para a conservação de *Saguinus martinsi*.

Palavras-chave: Área de proteção, biodiversidade, filtros ambientais, lacuna de conhecimento, mastofauna.

EFFECTS OF MINING ON MEDIUM AND LARGE MAMMALS POPULATIONS

ABSTRACT

This thesis consists of three chapters, which provide a synthesis of information on the impacts of mining activity on the populations of medium and large mammals, in a global and regional approaches, (chapters 1 and 2, respectively), and a specific approach to Saguinus martinsi, an endemic primate from the Brazilian Amazon (chapter 3). The approaches are supported by scientific evidence on the cumulative effects of mining and its impacts on ecological and macroecological scales considering climate change. Thus, in the first chapter (article published in Journal for Nature Conservation), we carried out a systematic review of scientific articles published until 2019, aiming to fill in scientific gaps on the global impacts of mining activities on populations of medium and large mammals. Chapter 2 also brings new information about the use of an area with mineral exploration activity by the Amazonian mammal community of medium and large size. We identified the relationship between biomass aggregated by species from different functional and trophic guilds with environment variables such as vegetation, relief and monthly precipitation. For this, we used our database from the monitoring of two species of primates: Chiropotes sagulatus and Saguinus martinsi, which includes the sampling of medium and large mammals using the linear transection method. Subsequently, we divided each transect (990m-3649m) into different 100m trail segments, standardization necessary to support the process of obtaining the predictor variables (monthly rainfall, terrain slope, height above nearest drainage - Above Height the Nearest Drainage (HAND), Drainage Distance, Canopy Height, Mining Distance, Ground Cover and Land Shape) both described in chapter 2. Thus, we demonstrate that arboreal and terrestrial mammals are distinctly associated with height above the nearest drainage, showing that arboreal biomass is more associated with dry plateaus in the studied region, which are explored for bauxite extraction, deserving special attention on the mitigation measures by mining companies operating in the Amazon. In the third chapter, we investigate the impacts of climate change on the environmental suitability of Saguinus martinsi, using the modeling tool and related techniques, joining climatological predictor variables related to temperature and precipitation, as well as edaphic and topographical variables for building the models. This thesis highlights the need to expand investigations into the pressures and threats of the mineral exploration represents for populations of medium and large mammals. Furthermore, it expands our knowledge about the use of terra firme environments by the fauna considering the drainage network, the vegetation

cover and the pluviometric regime; and contributes to the knowledge of suitable habitats for the conservation of *Saguinus martinsi*.

Keywords: Biodiversity, environmental filters, knowledge gap, mammalian fauna; protection area.

1. Introdução geral

O crescimento demográfico global e a busca constante pelo crescimento econômico altamente dependente de recursos naturais têm provocado inúmeras pressões sobre o planeta (CALAS, 2017; VIEIRA, 2018). Tal crescimento, por sua vez, acarreta em diversas mudanças no uso da terra, por meio da expansão do desmatamento, seguida pela intensificação agropecuária (LAMBIN; GEIST; LEPERS, 2003), além das atividades de mineração e toda a infraestrutura necessária para garantir o seu suporte e desenvolvimento (SONTER et al., 2017). Essas atividades de cunho econômico ocasionam diversos impactos, pressões e ameaças ao meio ambiente em decorrência da exploração de recursos naturais, especialmente nas florestas tropicais do mundo, sendo que seus efeitos ainda são subestimados (SONTER et al., 2017).

Os recursos naturais minerais estão distribuídos globalmente de maneira heterogênea entre tempo e espaço (CAWOOD; HAWKESWORTH, 2015; CAWOOD; HAWKESWORTH, 2013). Segundo o levantamento do Instituto Brasileiro de Gemas & Metais Preciosos (IBGM), o Brasil ocupou, no ano de 2018, a 12ª posição de produção mundial de ouro em estado bruto, e 2ª maior posição entre os fornecedores de pedras coradas (IBGM, 2021). A complexidade para encontrar depósitos minerais de alto grau tem direcionado o emprego do conceito de desenvolvimento sustentável, oriundo da reciclagem de subprodutos e compensação do decaimento da produção primária (CALAS, 2017; VIDAL et al., 2017). Todavia, os recursos minerais são finitos e sua exploração não atende aos três pilares da sustentabilidade - economia, meio ambiente e equidade social (CALAS, 2017). Além disso, as tendências exponenciais sobre a demanda por recursos minerais são consideradas de impossível alcance para atender a manutenção contínua de fornecimento e aumento do consumo humano (VIDAL et al., 2017).

As alterações antrópicas em ambientes naturais impulsionam a defaunação entre os mamíferos de médio e grande porte, pois esses animais apresentam características intrínsecas que os tornam particularmente vulneráveis, uma vez que necessitam de grandes áreas para se deslocarem e realizarem suas funções vitais (DIRZO; MENDOZA, 2007). Primatas e ungulados, por exemplo, são ameaçados também pela atividade de caça (PERES et al., 2016), gerando mudanças populacionais principalmente em ambientes fragmentados (VIDAL; PIRES; GUIMARÃES JR, 2013). Impactos diretos e indiretos resultantes da fragmentação amazônica aceleram as alterações climáticas, que são determinantes para a fauna e flora regional e, portanto, impactam a distribuição e adequabilidade ambiental das espécies (ARAÚJO; THUILLER; PEARSON, 2006). Assim, esta tese visa dimensionar os inúmeros impactos ambientais que essa mesma atividade representa, onde frisamos os efeitos cumulativos

direcionados às populações de mamíferos de médio e grande porte, destacados no primeiro capítulo, já publicado (MARTINS-OLIVEIRA et al., 2021), no tocante aos impactos globais ocasionados por meio dos distintos recursos minerais explorados.

A exploração mineral provoca impactos holísticos de forma mais atenuante ou mais agravante e em diferentes dimensões espaciais (DRUMMOND, 2000). Entre os impactos ambientais diretamente relacionados com a água, estão o alto volume do recurso hídrico necessário na exploração mineral, processo esse que acarreta em rebaixamento do lençol freático (DRUMMOND, 2000), alteração na qualidade da água e consequentemente, impactos distintos sobre a biodiversidade (JUNGE et al., 2017).

No primeiro capítulo, realizamos uma abordagem de revisão sistemática com a finalidade de evidenciar lacunas em estudos desenvolvidos em áreas com atividade extrativista de minérios em todo o mundo, focando no seu potencial impacto sobre a fauna de mamíferos terrestres e arborícolas de médio e grande porte. Construímos filtros de busca para compilação de artigos científicos em duas bases de dados eletrônicas - *Scopus* e *Web of Science*. Criamos os filtros com os termos "Mining", "Impact" e "Mammals". Nesse procedimento, criamos o filtro para o termo "Mammals", com a orientação da classificação taxonômica entre ordens e famílias disponível em Paglia et al. (2012) e confirmado o status de vulnerabilidade por espécie no banco de dados da *International Union for Conservation of Nature* (IUCN, 2019).

A presença de mamíferos dispersores de sementes garante a atividade de zoocoria nas florestas adjacentes e contribui diretamente com a dinâmica de nutrientes e de biomassa acima do solo (PERES et al., 2016). De fato, a diminuição acelerada e drástica de populações de espécies animais, com efeitos negativos sobre a demografia, diversidade biológica e manutenção de ecossistemas, poderá ocasionar a defaunação, o que demonstra a relevância em compreender, conservar a paisagem e recuperar áreas alteradas, dando suporte para a permanência da fauna na Amazônia (PERES et al., 2016). Assim, no segundo capítulo apresentado nesta tese, estimamos a biomassa agregada de mamíferos de médio e grande porte, e verificamos uma possível relação entre o uso dos ambientes pelas espécies do grupo em função da rede de drenagem disponível no ambiente ao longo dos anos, a fim de evidenciarmos o potencial de conservação desses ambientes em função da composição do grupo faunístico citado. Vale ressaltar que essa região de estudo, onde os dados foram coletados, situa-se em Oriximiná (Pará) e compõe trechos de floresta amazônica intacta, pertencentes à Floresta Nacional (FLONA) de Saracá-Taquera. Em boa parte da FLONA, existe platôs que são explorados para extração de bauxita há algumas décadas, onde a floresta é totalmente retirada para que ocorra o processo de lavra (SALOMÃO et al., 2020). Sabe-se que esse processo de desmatamento implica em alterações significativas sobre a fauna residente, onde já se comprovou que a dimensão do desmate promove uma menor diversidade de pequenos mamíferos na floresta ao redor (RODRIGUES et al., 2020). Também se confirmou que há um severo efeito de borda provocado pelo desmatamento, uma vez que ocorre um grande aumento no número de insetos galhadores nas árvores situadas próximas aos platôs minerados (ARAÚJO et al., 2014). Portanto, esses pulsos de drenagem entre períodos de seca e chuva, que ocorrem nos fundos dos vales onde os platôs são minerados, podem representar uma barreira biológica e ampliam o estresse promovido pelo desmatamento no processo de uso dos ambientes pela fauna, efeito esse que pretendemos discutir.

Considerando que boa parte da fauna de mamíferos da FLONA de Saracá-Taquera possui ampla distribuição na floresta amazônica (CALAÇA et al., 2018), o enfoque do terceiro capítulo foi avaliar questões climáticas associadas a uma das poucas espécies endêmicas da FLONA, o sauim (Saguinus martinsi). Assim, como nosso conhecimento sobre o potencial impacto promovido por mudanças climáticas futuras é ainda incerto, buscamos compreender, no terceiro capítulo, qual a área de potencial de ocorrência para S. martinsi (HERSHKOVITZ, 1977), relacionando-a às alterações climáticas, à atual cobertura florestal, aos tipos de solo (HIJMANS; GRAHAM, 2006) e à distribuição restrita da espécie em uma região com exploração florestal recente (corte seletivo) e mineração de bauxita, que já está presente há algumas décadas (SALOMÃO et al., 2020). Para isso, aplicamos a técnica de modelagem da adequabilidade ambiental (Environmental suitability modeling - ESM) para prever e projetar a distribuição potencial da espécie, utilizando camadas bioclimáticas de precipitação e temperatura (FICK; HIJMANS, 2017; HARRIS et al., 2013), além de camadas edáficas e topográficas (VELAZCO et al., 2017). Essas ferramentas contribuem para a compreensão da distribuição das espécies com base nos registros de ocorrência e no nicho ecológico e predizem a espacialização de áreas de potencial adequabilidade ambiental para a ocorrência da espécie (DE MARCO-JÚNIOR; SIQUEIRA, 2009).

Saguinus martinsi é um primata endêmico da Amazônia e possui distribuição restrita em uma região com exploração florestal e mineração de bauxita, localizado à margem esquerda do rio Nhamundá, a leste do rio Amazonas, além do curso fluvial do rio Trombetas no limite norte. Sua dieta abrange frutas, flores, néctar, exsudatos de plantas (gomas, resinas e látex) e animais, incluindo rãs, caracóis, lagartos, aranhas e insetos (RYLANDS; MITTERMEIER; SUBIRÁ, 2014; MELO et al., 2015). Com isso, nosso objetivo foi verificar o potencial de conservação e adequabilidade ambiental para a espécie *Saguinus martinsi* diante de cenários climáticos futuros.

Buscamos portanto, com a presente tese, compreender como os efeitos da mineração afetam as populações de mamíferos terrestres e arborícolas de médio e grande porte no cenário global, bem como determinar como esses efeitos ocorrem com o grupo de interesse na floresta amazônica, tendo como modelo o processo de extração de bauxita executado há décadas na FLONA de Saracá-Taquera, considerando inclusive seus mecanismos de recuperação florestal, os quais são essenciais para a recomposição das potenciais perdas populacionais (SALOMÃO et al., 2020).

2. REFERÊNCIAS

ARAÚJO, M. B.; THUILLER, W.; PEARSON, R. G. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. Journal of Biogeography, v. 33, n. 10, p. 1712–1728, 2006.

ARAÚJO, W.; ESPÍRITO-SANTO FILHO, K.; BERGAMINI, L.; GOMES, R.; MORATO, S. **Habitat conversion and galling insect richness in tropical rainforests under mining effect.** Journal of Insect Conservation, 18. 10.1007/s10841-014-9725-6, 2014.

CALAÇA, A. M.; FARIA, M. B.; SILVA, D. A.; OLIVEIRA, A. F.; MELO, F.R. 2018. **Mammals of the Saracá-Taquera National Forest, northwestern Pará, Brazil.** Biotaneotropica, (18): 1-13.

CALAS, G. Mineral resources and sustainable development. Elements. v. 13, n. 5, p. 301–306, 2017.

CAWOOD, P. A.; HAWKESWORTH, C. J. **Temporal relations between mineral deposits and global tectonic cycles.** Geological Society, London, Special Publications, v. 393, n. 1, p. 9–21, 2015.

DE MARCO-JÚNIOR, P. DE.; SIQUEIRA, M. F. DE. Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista? Megadiversidade, v. 5, n. 1–2, p. 65–76, 2009.

DIRZO, R.; MENDOZA, E. Size-related differential seed predation in a heavily defaunated Neotropical rain forest. Biotropica, v. 39, n. 3, p. 355–362, 2007.

DRUMMOND, J. A. Investimentos privados, impactos ambientais e qualidade de vida num empreendimento mineral amazônico - o caso da mina de manganês de Serra do Navio (Amapá). História, Ciência e Saúde - Manguinhos, p. 753-792, 2000.

FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology. v. 37, n. 12, p. 4302–4315, 2017.

HARRIS, I.; JONES, P. D.; OSBORN, T. J.; LISTER, D. H. **Updated high-resolution grids of monthly climatic observations - the CRU TS3.10 Dataset.** International Journal of Climatology, v. 34, n. 3, p. 623–642, 2013.

HERSHKOVITZ, PHILIP. Living New World Monkeys (Platyrrhini) with an Introduction to Primates. Vol. 1. University of Chicago Press. Chicago and London. 1977.

HIJMANS, R. J.; GRAHAM, C. H. The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. Global Change Biology, v. 12, n. 12, p. 2272–2281, 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEMAS & METAIS PRECIOSOS (2021). Acesso 23 de outubro de 2021. https://ibgm.com.br/publicacao/publicacao-o-setor-em-grandes-numeros-2018/.

IUCN Red List. (2021). Acesso 03 de outubro de 2021. https://www.iucnredlist.org/species/42695/17930887.

JUNGE, R. E. *et al.* Baseline health and nutrition evaluation of two sympatric nocturnal lemur species (*Avahi laniger* and *Lepilemur mustelinus*) residing near an active mine site at ambotovy, Madagascar. Journal of Zoo and Wildlife Medicine, v. 48, n. 3, p. 794–803, 2017.

LAMBIN, E. F.; GEIST, H. J.; LEPERS, E. **Dynamics of Land-use and land-cover change in tropical regions.** Annual Review of Environment and Resources, v. 28, n. 1, p. 205–241, 2003.

MARTINS-OLIVEIRA, A. T. *et al.* A global review of the threats of mining on mid-sized and large mammals. Journal for Nature Conservation, v. 62, p. 126025, 2021.

MELO, F. R.; RÖHE, F. OLIVEIRA, L. C. **Avaliação do Risco de Extinção de Saguinus martinsi (Thomas, 1912) no Brasil.** Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio. Disponível em: Http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/estado-de-conservacao/7245-mamiferos-saguinus-lmartinsi-martinsi-sauim.html. 2015.

PERES, C. A., EMILIO, T., SCHIETTI, J.; DESMOULLIÈRE, S. J. M.; LEVI, T. Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. v. 113, n. 4, p. 892–897, 2016.

RODRIGUES, A. C.; COSTA, H. C. M.; FARIA, M. B.; MELO, F. R. Nonvolant small mammal (Rodentia and Didelphimorphia) assemblages structure in areas under mining impact in the Brazilian Amazon. Tropical Conservation Science (13): p.194008292091488 – 9, 2020.

RYLANDS, A. B.; MITTERMEIER, R. A.; SUBIRÁ, R. *Saguinus martinsi*. The IUCN Red List of Threatened, 2014.

SALOMÃO, R. DE P.; DE SOUSA, V. G.; JUNIOR, S. B.; BARBOSA, M. G.; HAGE, A. L. F., BARRA, C. F. **Trajetória da restauração florestal de áreas mineradas ao longo de 17 anos em unidade de conservação na Amazônia.** Brazilian Journal of Development. 10.34117/bjdv6n1-258, 2020.

SONTER, L. J.; HERRERA, D.; BARRETT, D. J.; GALFORD, G. L.; MORAN, C. J.; SOARES-FILHO, B. S. Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. Nature Communications. v. 8, n. 1, p. 1–7, 2017.

VELAZCO, S. J. E.; GALCÃO, F.; VILLALOBOS, F.; DE MARCO JUNIOR, P. Using worldwide edaphic data to model plant species niches: An assessment at a continental extent. PLoS ONE, v. 12, n. 10, p. 1–24, 2017.

VIDAL, M. M.; PIRES, M. M.; GUIMARÃES JR, P. R. Large vertebrates as the missing components of seed-dispersal networks. Biological Conservation, v. 163, p. 42–48, jul. 2013.

VIDAL, O.; ROSTOM, F.; GIRAUD, G. Global trends in metal consumption and supply: The raw material-energy nexus. Elements. v. 13, n. 5, p. 319–324, 2017.

VIEIRA, T. C. M. Crescimento Insustentável. Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental. v. 7, n. 2, p. 313, 2018.

Capítulo 1 – UMA REVISÃO GLOBAL DAS AMEAÇAS DA MINERAÇÃO EM MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE

Artigo publicado no periódico *Journal for Nature Conservation* (https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1617138121000728)

RESUMO A exploração mineral ameaça a vida selvagem pela contaminação do solo e das fontes de água, supressão da vegetação, e devido a mudanças na configuração da paisagem. Os grandes e médios mamíferos dependentes da floresta precisam de grandes áreas para sustentar suas necessidades ecológicas e são amplamente impactados por essas alterações paisagísticas. Até agora, não houve revisões abrangentes de artigos científicos relatando os impactos da exploração mineral legal sobre esses animais em todo o mundo. Usamos a Web of Science e a Scopus para selecionar artigos de pesquisa revisados por pares relatando impactos sobre os mamíferos de médio e grande porte com hábitos arborícolas e terrícolas. Assim, i) classificamos os artigos científicos de acordo com sua abordagem metodológica, ii) examinamos os principais métodos de coleta de dados, iii) identificamos os principais impactos registrados, iv) associamos o número de estudos publicados por país às medidas de bem-estar social e crescimento econômico dos países, e v) avaliamos a densidade dos recursos minerais na extensão de ocorrência das espécies, como uma proxy para o nível de ameaça das atividades de mineração sobre essas espécies. Encontramos apenas 39 artigos revisados por pares que descrevem os impactos das atividades de mineração sobre esses animais. Essas pesquisas quantificam principalmente a redução populacional associada às atividades de mineração, com base em levantamentos de transectos lineares da vida selvagem. A supressão da floresta ao redor das zonas de mineração é a ameaça mais frequente avaliada e é relatada como o principal impacto sobre esses mamíferos. Das 153 espécies de mamíferos que foram afetadas pelas atividades de mineração, 84% (128 spp.) não são consideradas como ameaçadas pela mineração, de acordo com a Lista Vermelha da IUCN. Assim, sugerimos a inclusão de ameaças da mineração nas avaliações da IUCN dessas espécies, e incentivamos aos pesquisadores que intensifiquem os estudos dos impactos diretos e indiretos da mineração em mamíferos de médio e grande porte em todos os ecossistemas.

Palavras-chave Análise de lacunas, Conservação da Biodiversidade, Economia global, Mamíferos, Mineração, Paisagem.

ABSTRACT Mineral exploitation threatens wildlife by the contamination of soil and water sources, vegetation suppression, and due to changes in landscape configuration. The large and mid-sized forest-dependent mammals need large areas to support their ecological needs, and are frequently impacted by these landscape alterations. Hitherto, there have not been comprehensive reviews of scientific papers reporting on the impacts of the legal mineral exploitation on these animals worldwide. We used the Web of Science and Scopus to select peer-reviewed research articles reporting on those impacts on the large and mid-sized mammals with terrestrial and arboreal habits. Thus, we i) classified the scientific articles according to their methodological approach, ii) examined the main methods of data collection, iii) identified the main impacts recorded, iv) associated the number of studies published by country to the measures of social welfare and economic growth of countries, and v) evaluated the density of mineral resources within the species extent of occurrence, as a proxy to the threat level of mining activities on these species. We found only 39 peer-reviewed articles describing the impacts of mining activities on these animals. These researches mostly quantify the population reduction associated to mining activities, basedon line-transect surveys of wildlife. Forest suppression around mining zones is the most frequent threat assessed, and is reported as the main impact on these mammals. Of the 153 mammal species that we found to be affected by mining activities, in the IUCN Red list for 84% (128 spp) of these species. Thus, we suggest the inclusion of mining threats in the IUCN assessments of these species, and we urge researchers to intensify the studies of the direct and indirect impacts of mining on large and mid-sized mammals across all ecosystems.

Keywords: Biodiversity Conservation, Gap analysis, Global economy, Landscape, Mammals, Mining.

1. Introdução

A exploração de recursos minerais leva a conflitos ambientais, sociais e econômicos em todo o mundo, que estão, em última análise, relacionados à mudança no uso da terra, e na organização e regulamentação territorial (Gonçalves, Milanez, & Wanderley, 2018; Sonter et al., 2017). As atividades de mineração reduzem imediatamente a disponibilidade de habitats para os animais que vivem na floresta. Além disso, podem causar a redução das populações de animais caçados em regiões acessíveis após a instalação de usinas de mineração, em sinergia com a superexploração de produtos florestais não madeireiros em áreas ao redor das zonas de mineração (Bahaa-el-din et al., 2016; Bogoni et al., 2016). Em última análise, o

desenvolvimento das atividades de mineração e a infraestrutura associada, resultam na perda de habitat e na fragmentação para espécies dependentes da floresta (Sonter et al., 2017).

Mamíferos de médio e grande porte exibem diferentes níveis de tolerância às alterações antrópicas das paisagens (Battisti, Poeta & Fanelli, 2004; Villard & Metzger, 2014), o que está associado à sua capacidade de se mover e procurar alimento em paisagens alteradas por humanos, e à sua resiliência à pressão de caça (Canale, Peres, Guidorizzi, Gatto, & Kierulff, 2012). Algumas atividades humanas, como a supressão florestal e caça ilegal, podem resultar na severa redução do número de populações viáveis de mamíferos dependentes da floresta na natureza (da Silva et al., 2016), levando à extinção local de espécies que demandam grandes faixas domésticas em ambientes intocados (Canale, Peres, Guidorizzi, Gatto, & Kierulff, 2012; Felton, Engström, Felton, & Knott, 2003; Fischer & Lindenmayer, 2007). As atividades de mineração restringem o acesso a alimentos e água, até mesmo para espécies tolerantes a distúrbios, por exemplo, ovelhas montanhosas, em áreas de mineração bem regulamentadas (Oehler, Bleich, Bowyer, & Nicholson, 2005).

A defaunação pode ter consequências maçante para os ecossistemas. Mamíferos herbívoros e frugívoros, por exemplo, influenciam a estrutura florestal por meio da predação e pisoteamento de mudas, e por predação ou dispersão de sementes (Fleury, Silla, Rodrigues, do Couto, & Galetti, 2015; Martins-Oliveira et al., 2020; Parrotta & Knowles, 2001). Por exemplo, as antas (*Tapirus terrestris*) dispersam grandes sementes de várias espécies vegetais a longas distâncias, e, seu esterco fornece substrato nutritivo para o desenvolvimento de mudas. Assim, contribuem para a manutenção das florestas competindo apenas com grupos de grandes primatas (O'Farrill, Galetti, & Campos-Arceiz, 2013). Embora a perda e fragmentação de habitat sejam mais fáceis de avaliar durante a instalação de usinas de mineração, os impactos indiretos e de longo prazo da mineração são mais difíceis de detectar e também podem intensificar as ameaças às populações de animais silvestres, como o aumento de animais atropelados devido ao transporte mineral (Mata, Malo, Luis Galaz, Cadorzo, & Lagunas, 2016; Zhao et al., 2017). Além disso, as estradas fornecem acesso aos caçadores (Hicks et al., 2014; Plumptre et al., 2016) e alteram a paisagem sonora, alterando os padrões de comunicação animal (Duarte, Kaizer, Young, Rodrigues, & Sousa-Lima, 2017). As estradas também facilitam o movimento de animais domésticos para as florestas (de Mello Beisiegel, 2017), e podem facilitar a introdução de espécies exóticas em novos ambientes (Bennett, 1990), que aumentam a competição por alimentos entre a fauna exótica e a nativa (de Mello Beisiegel, 2017; Hadfield, Miller, & Carwile, 1993; Vázquez, 2002).

Os minerais são o principal repositório dos elementos químicos na crosta terrestre. Sua exploração pelas indústrias de construção e infraestrutura, aliada à crescente demanda desses minerais para abastecer empresas de alta tecnologia resultam, não apenas no desenvolvimento econômico das nações, mas também na liberação de grandes quantidades de resíduos tóxicos e poluentes. As instalações de descarte de rejeitos armazenam toneladas de resíduos e apresentam alto risco de contaminação e ruptura (Brown, Hochella, & Calas, 2017; Tófoli et al., 2017). A regulamentação da descarga de resíduos pelas operações de mineração há muito é considerada como essencial para mitigar os impactos nos habitats usados por grandes mamíferos, como elefantes perto de minas de ferro na Índia (Singh & Chowdhury, 1999). Além disso, a alta demanda de energia e água pela indústria de mineração merecem destaque, especialmente em países onde a principal fonte de energia é a energia hidrelétrica (Gonzalez & Scarlat, 2018; Lees, Peres, Fearnside, Schneider, & Zuanon, 2016; Yumkella & Yillia, 2015). Fora isso, a qualidade da água e do ar pode ser afetada por partículas finas da atividade de mineração e emissões de gases provenientes da queima de combustíveis (Alvarez-Berríos & Mitchell Aide, 2015; Junge et al., 2017; Nunes, Godina, & Matias, 2018). Essas fontes de contaminação são conhecidas por colocar em risco as populações humanas aborígenes devido à alta dependência de carne de caça (Thomas & Gates, 1999).

Dito isso, a falha no monitoramento das condições de operação das mineradoras ou a negligência em cumprir protocolos seguros podem agravar os impactos citados acima, resultando em impactos sociais e ambientais irreversíveis a médio e longo prazo (Miranda & Marques, 2016). Por exemplo, o rompimento das barragens de rejeitos em Mariana em 2015 (Aires, Santos, Coelho, da Silva, & Calijuri, 2017; Miranda & Marques, 2016) e Brumadinho em 2019 (Almeida, Jackson Filho, & Vilela, 2019) são os mais graves desastres ambientais da história recente do Brasil (Campos-Silva & Peres, 2019). A paisagem e as populações humanas foram irreversivelmente impactadas, particularmente famílias de baixa renda que viviam próximas às instalações de descarte de rejeitos (Fernandes et al., 2016). Populações humanas que dependem de recursos naturais, por ex. peixes de subsistência e agricultura, perdem seus meios de sustento e ficam expostas a metais pesados (Fernandes et al., 2016).

Aqui, realizamos uma revisão sistemática de publicações revisadas por pares sobre os impactos da mineração em mamíferos terrestres e arbóreos. Selecionamos mamíferos de médio e grande porte pois i) eles são umas das espécies mais bem estudadas, ii) são fáceis de identificar em levantamentos rápidos durante o trabalho de campo, o que diminui as chances de identificação incorreta das espécies (Brooke, Bielby, Nambiar, & Carbone, 2014), e iii) são um dos grupos-alvo monitorados mais comuns para o licenciamento ambiental mineral. Assim,

descrevemos a tendência de publicação desses artigos científicos desde 1990, e avaliamos os mais citados: grupos taxonômicos, minérios e abordagens metodológicas e conceituais. Os impactos da mineração podem ter intensidades e consequências distintas nas espécies animais, dependendo dos efeitos sinérgicos com outras ameaças, por ex., acessibilidade a zonas de caça e aumento de atropelamentos. A extensão desses impactos também está associada à amplitude de sobreposição entre as zonas minerais e a distribuição das espécies. Portanto, descrevemos a fauna de mamíferos citadas nos artigos científicos, e se as atividades de mineração são reportadas na lista de ameaças das espécies ameaçadas relatadas nessas publicações. Além disso, identificamos a gama de espécies mais amplamente afetada entre as espécies ameaçadas. Por fim, descrevemos os perfis econômicos e mapeamos os países com maior número de publicações e com maior número de espécies ameaçadas afetadas pela mineração.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Análise de artigos revisados por pares

Reunimos informações de artigos revisados por pares da *Web of Science* e *Scopus*, abordando os efeitos da mineração em populações de mamíferos não-voadores de médio e grande porte (> 1kg) com hábitos terrestres e arbóreos (Pineda-Munoz, Evans, & Alroy, 2016). Buscamos artigos publicados de 1991 a 15 de fevereiro de 2019 usando os seguintes termos: "Mineração", "Impacto" e "Mamíferos" (Tabela 1) e operadores booleanos (*OR* e *AND*), e os categorizamos de acordo com suas informações conceituais e metodológicas. As sequências de palavras-chave estão na Tabela A.1. A classificação taxonômica seguiu o banco de dados da *The International Union for Conservation of Nature* (IUCN, 2020). Excluímos artigos duplicados, e aqueles que abrangem espécies fora de nosso grupo-alvo.

Tabela 1. Descrição dos principais termos adotados por nossa revisão sistemática.

Termos	Descrição
Mineração	Abrange todas as formas de perfuração, mineração e exploração dos recursos subterrâneos, incluindo os resíduos resultantes dessas atividades (Ervin, 2003).
Impactos	Classificados como efeitos diretos ou indiretos da mineração sobre os recursos naturais (Ervin, 2003).
Mamíferos	Incluímos todas as famílias de espécies de mamíferos de médio e grande porte (Pineda-Munoz, Evans, & Alroy, 2016) com hábitos terrestres e arbóreos (Tabela A.1.), de acordo com Paglia et al. (2012), disponíveis no banco de dados da <i>The International Union for Conservation of Nature</i> (IUCN, 2020).

Classificamos as publicações de acordo com suas características metodológicas e conceituais, adaptadas de Zanin, Palomares, & Brito (2015), da seguinte forma: (1) tipo de registro: direto (visual, fotografias e amostragem biológica, por exemplo, amostra de sangue) ou indireto (entrevistas semiestruturadas, fezes, rastros e outras evidências), e registros diretos e indiretos; (2) a abordagem metodológica, categorizando os artigos em estudo teórico, laboratorial e / ou de campo; (3) o método ou estratégia de amostragem adotada, que para mamíferos engloba uma grande variedade de técnicas e procedimentos, explicados na Tabela A.2; (4) variável ecológica utilizada para determinar o impacto da mineração (abundância, densidade, ocorrência, distribuição, genética e riqueza); (5) grupo taxonômico investigado (ordem, família, espécie); (6) status de ameaça de acordo com a Lista Vermelha de espécies ameaçadas da IUCN (IUCN, 2020); (7) minerais explorados; e (8) o tipo de impacto sobre as espécies, classificado de acordo com (Ervin, 2003): acesso à água, atropelamentos, caça de subsistência, contaminação, corte seletivo de madeira, perda de conectividade de habitat, perda de habitat e perturbação sonora; e (9) países e pontos críticos de biodiversidade onde o estudo foi realizado.

2.2. Análise de dados

Nós investigamos as tendências temporais em publicações de artigos de revisão por pares relacionados aos efeitos da mineração em populações de mamíferos de médio e grande porte, por meio da realização de uma regressão linear. As demais tendências relativas às informações metodológicas e conceituais extraídas da literatura revisada, foram representadas graficamente de acordo com o tema investigado para descrever a proporção de cada categoria.

Classificamos as espécies de acordo com seu *status* de ameaça e obtivemos a extensão de ocorrência das espécies (EOO) (km²) no site da Lista Vermelha da IUCN (IUCN, 2020). Acessamos os locais de exploração mineral por meio do *Mineral Resources Data System* (MRDS) do *United States Geological Survey* (USGS, 2020), que é uma coleção de relatórios que descrevem recursos minerais em todo o mundo. Nosso conjunto de pontos de localização capturou todos os tipos de prospecção de recursos minerais, produção atual e passada. Esses pontos de localização foram plotados para calcular a densidade dos recursos minerais dentro de cada extensão de ocorrência da espécie (minerais/km²). Em seguida, identificamos quais espécies ameaçadas apresentam maior densidade de recursos minerais em sua extensão de ocorrência.

Por fim, por meio de nossos filtros de busca, identificamos as regiões do mundo com o maior número de espécies ameaçadas afetadas por atividades minerais e com o menor número

de estudos relacionados; e, associamos essas características às rendas minerais por países usando uma regressão linear. As rendas minerais de cada país foram estimadas pelo percentual médio do Produto Interno Bruto (PIB) em relação às rendas minerais, considerando uma série temporal entre 1990 e 2018.

Todas as análises gráficas e estatísticas foram conduzidas no software R, versão 3.5.3, usando o pacote '*stats*' (The R Foundation for Statistical Computing Platform, 2019).

3. RESULTADOS

Encontramos 256 artigos por meio de nossa busca nas coleções *Web of Science* e *Scopus*, mas após excluir duplicações e estudos fora do escopo desta revisão, a lista foi reduzida para 39 artigos. A primeira publicação data de 1991. Desde então, o número de publicações aumentou, com pico em 2004 e de forma crescente até 2019 (Fig. 1).

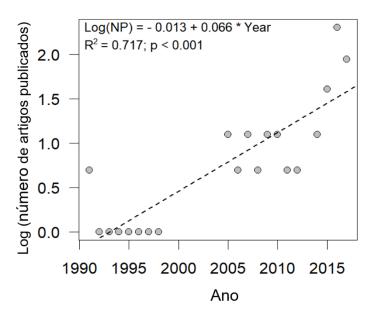


Fig. 1. Tendência linear de aumento das publicações revisadas por pares (log transformado) sobre os efeitos da mineração em mamíferos de médio e grande porte ao longo dos anos.

A maioria dos estudos adotou abordagens de trabalho de campo para avaliar os impactos da mineração em mamíferos de médio e grande porte, em vez de abordagens laboratoriais ou teóricas. Pesquisadores relatando abordagens laboratoriais ou teóricas também realizaram trabalho de campo (Fig. 2). O transecto linear foi o método de amostragem mais utilizado para levantamento de mamíferos de médio e grande porte, seguido pela telemetria e armadilhas fotográficas (Fig. 2). Essas observações diretas produziram dados sobre distribuição/ocorrência, abundância e riqueza de espécies (Fig. 2). Dentre os impactos gerados pela mineração, a perda de habitat, os efeitos toxicológicos das contaminações e a caça são as

principais ameaças aos mamíferos estudados, associadas à exploração de 19 minerais em 20 países (Fig. 2; Tabela A.4).

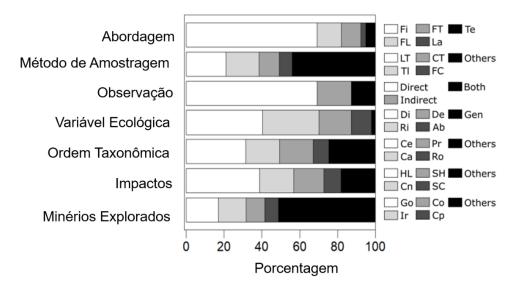


Fig. 2. Número de artigos revisados por pares (N = 39) relacionados ao impacto das atividades de mineração em mamíferos de médio e grande porte com hábitos terrestres e arbóreos, classificados de acordo com: Abordagem: Trabalho de Campo (Fi), Laboratório e Trabalho de Campo (FL), Estudos de campo e teóricos (FT), Estudos de laboratório (La) e Estudos teóricos (Te); Método de amostragem: Linha Transect (LT), Telemetria (TI), Armadilha fotográfica (CT), Coleta de Fezes (FC) e outros; Observação: Direta, Indireta e Ambas; Variável Ecológica: Distribuição (Di), Riqueza (Ri), Densidade (De), Abundância (Ab), Genética (Gen); Ordem taxonômica: Cetartiodactyla (Ce), Carnivora (Ca), Primatas (Pr), Rodentia (Ro) e Outros; Impactos: Perda de Habitat (HL), Contaminação (Cn), Caça de Subsistência (SH), Corte seletivo (SC) e outros; Minérios explorados: Ouro (Go), Ferro (Ir), Carvão (Co), Cobre (Cp) e Outros. *Siglas apresentadas em inglês, conforme artigo publicado.

Encontramos 153 espécies de mamíferos de médio e grande porte impactados pelas atividades de mineração, pertencentes a 13 Ordens, principalmente Cetartiodactyla, Carnivora, Primates e Rodentia (Tabela A.3) (Fig.2). Vinte por cento (30 spp) desses estão ameaçados de extinção de acordo com a Lista Vermelha da IUCN (CR = 5, EN = 8, VU = 17). Mas, apenas 25 das 153 espécies têm atividades de mineração em sua lista de ameaças (de acordo com a IUCN: *Energy production & mining; and Mining & quarrying*). Esses mamíferos ameaçados são impactados pela mineração em diferentes intensidades, como mostra a densidade da mina na extensão da ocorrência das espécies, que variou de duas ordens de magnitude entre todas as espécies ameaçadas, de 0,00002 a 0,00119 recursos minerais km² (Fig. 3). Embora a maior densidade de recursos minerais tenha sido encontrada na extensão da ocorrência de um primata criticamente ameaçado (*Plecturocebus oenanthe*), outras espécies em níveis de ameaça mais baixos também possuem altas densidades de recursos minerais em suas áreas, por ex. (*Ateles paniscus*) vulnerável e (*Sylvilagus brasiliensis*) em perigo (Fig. 3). Duas espécies ameaçadas

não foram incluídas em nossa análise porque sua extensão de ocorrência não englobava nenhum recurso mineral: coelho ribeirinho (*Bunolagus monticularis*) e lêmure-de-cauda-anelada (*Lemur catta*).

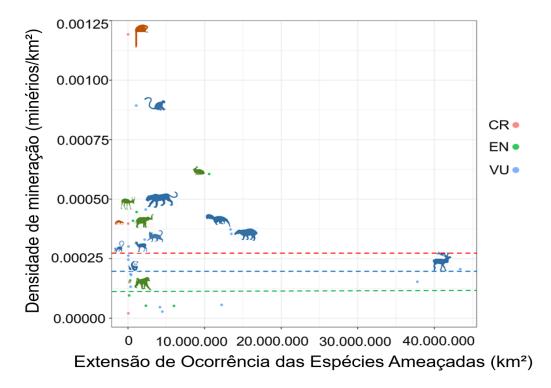


Fig. 3. Relação entre a extensão da ocorrência de espécies ameaçadas e a densidade dos recursos minerais dentro da distribuição das espécies. Espécies com valores de densidade ≥ mediana, ou seja, localizadas acima das linhas tracejadas correspondentes a cada categoria da IUCN: CR - Criticamente em perigo (*Viverra civettina* e *Plecturocebus oenanthe*), EN - Em perigo (*Piliocolobus badius, Elephas maximus, Redunca fulvorufula* e *Sylvilagus brasiliensis*) e VU − Vulneráveis (*Rangifer tarandus, Ailuropoda melanoleuca, Avahi laniger, Cephalophus zebra, Felis nigripes, Tapirus terrestris, Myrmecophaga tridactyla, Leopardus guttulus e <i>Ateles paniscus*).

Não encontramos relação entre a renda mineral por país e o número de publicações (R² = 0,04, p = 0,38), ou o número de espécies ameaçadas encontradas nas publicações (R² = 0,02, p = 0,57) por país. Além disso, não encontramos relação entre a densidade de recursos minerais e o número de espécies ameaçadas relatadas nas publicações por país (R² = 18,81, p = 0,31). Por exemplo, encontramos menos de três publicações relatando os impactos da mineração em mamíferos de médio e grande porte em Serra Leoa, Brasil e África do Sul (aqueles com símbolos não quadrados na Fig. 4), que são países com o maior número de espécies ameaçadas impactadas pela mineração, e para os quais o nível da mineração abrange uma parte substancial de suas economias.

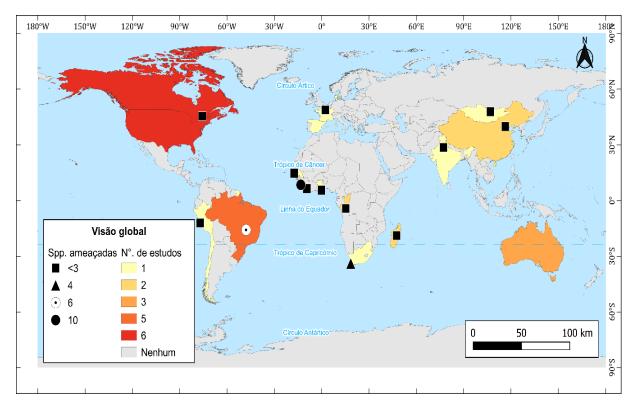


Fig. 4. Visão geral da distribuição por país de artigos de revisão por pares relacionados ao impacto da mineração em mamíferos de médio e grande porte com hábitos terrestres e arbóreos. O número de espécies ameaçadas (IUCN) são mostrados por símbolos em cada capital do país. Os seguintes países não apresentaram nenhuma espécie ameaçada impactada por atividades de mineração de acordo com nossa revisão sistemática: Armênia, Austrália, Dinamarca, Espanha e Estados Unidos da América.

4. DISCUSSÃO

Apesar dos impactos mundiais das atividades de mineração em mamíferos de médio e grande porte de hábitos terrestres e arbóreos, o número de artigos revisados por pares é surpreendentemente baixo (N = 39). A importância econômica da mineração para alguns países, como Austrália, Canadá, Estados Unidos da América, Rússia e Chile (Söderholm & Svahn, 2015), deveria resultar em um número muito maior de publicações científicas para orientar a mitigação dos impactos da mineração sobre mamíferos, especialmente em espécies ameaçadas. A falta de estudos sobre os impactos da mineração em mamíferos russos, por exemplo, incluindo o ameaçado caribu (*Rangifer tarandus*), é preocupante porque o número de áreas de mineração aumentou significativamente na Rússia durante os anos 2000 (Söderholm & Svahn, 2015). Curiosamente, 42% de todos os artigos revisados por pares foram publicados entre 2017 e 2019. Isso indica a enorme lacuna de conhecimento sobre os impactos das atividades de mineração na sobrevivência de populações de mamíferos e na persistência de espécies em regiões de exploração mineral.

A gama de distribuição dos estudos, abrangendo nossa revisão sistemática em todo o mundo, abrange cerca de 22% dos *hotspots* de biodiversidade do planeta. Os estudos realizados em regiões altamente biodiversas com exploração mineral indicam que o impacto das atividades de mineração sobre os mamíferos pode aprofundar os efeitos da perda de habitat na biodiversidade, que por si só é um preditor da extinção de espécies (Canale, Peres, Guidorizzi, Gatto, & Kierulff, 2012). Um caso em questão é Madagascar, onde as atividades de mineração e exploração de petróleo são ameaças bem conhecidas ao meio ambiente, semelhantes às Ilhas do Oceano Índico (Hoffman, Koening, Bunting, Costanza, & Kristen, 2016).

Mudanças no uso da terra e perda de habitat ocorrem além dos limites das áreas de mineração (Sonter et al., 2017), após a construção de estradas e a invasão urbana de habitats para acomodar os trabalhadores das usinas de mineração (Salafsky, Margoluis, Redford, & Robinson, 2002). Esses impõem uma maior ameaça às populações de vida selvagem próximas às áreas de exploração de mineração devido a atropelamentos e a caça, ambos facilitados e intensificados pela abertura de estradas de acesso (Hicks et al., 2014; Plumptre et al., 2016). Os cervídeos europeus, por exemplo, mudam seu alcance para evitar caçadores em áreas com atividades de mineração (Muller, Dahm, Bocher, Root-Bernstein, & Svenning, 2017). Além disso, o ruído de perfuração e máquinas em áreas de mineração resulta na perda funcional de habitats para mamíferos sensíveis ao ruído, por exemplo, o veado de cauda branca (Odocoileus virginianus) (Drolet, Dussault, & Côté, 2016), e também perturba a comunicação das populações de primatas, por exemplo, o macaco titi-de-testa-preta (Callicebus nigrifrons) (Duarte, Kaizer, Young, Rodrigues, & Sousa-Lima, 2017). Além disso, as atividades de mineração podem intensificar o contato entre animais nativos e domésticos, o que aumenta o risco de predação de mamíferos de médio porte, por ex., por cães selvagens, podendo causar transbordamento de patógenos entre animais silvestres e domésticos, e pode potencializar a competição por recursos naturais (de Mello Beisiegel, 2017; Lessa, Guimaraes, Bergallo, Cunha, & Vieira, 2016). Herbívoros exóticos, na zona temperada, são conhecidos por afetar o recrutamento de mudas e retardar a regeneração da floresta (Vázquez, 2002). Portanto, a introdução de espécies exóticas em zonas de mineração deve ser monitorada para avaliar seu impacto sobre as espécies nativas (Bennett, 1990; Hadfield, Miller, & Carwile, 1993; Salafsky, Margoluis, Redford, & Robinson, 2002).

Diferentes métodos de amostragem são usados para avaliar o impacto das atividades de mineração nas populações de mamíferos silvestres. O método de transecção linear foi o mais comumente utilizado, possivelmente devido à sua alta eficiência e baixo custo para detectar mamíferos quando comparado a outros métodos, por ex., telemetria. Os transectos lineares

fornecem uma avaliação rápida da fauna local e também dados quantitativos sobre a abundância, densidade e variação sazonal na distribuição dos animais. Métodos mais caros, no entanto, também são amplamente usados nas avaliações de impacto de atividades de mineração em mamíferos, por ex., armadilhas fotográficas e telemetria. Vale ressaltar que, a maioria das pesquisas em nossa revisão de literatura reportam apenas dados qualitativos sobre a distribuição geográfica e sobre a ocorrência das espécies, enquanto o monitoramento sistemático dos impactos nas populações animais raramente é realizado a longo prazo.

A exposição crônica a poluentes das atividades de mineração também é uma ameaça relevante para os mamíferos (Hernandez et al., 2017), devido à potencial ingestão de poeira tóxica das operações de mineração (Junge et al., 2017), mas também devido a transferência trófica de metais e bioacumulação, por ex., veados (*Cervus elaphus*) e javalis (*Sus scrofa*) acumularam selênio (Se) e magnésio (Mg) em seus rins (Ropero, Rodriguez Farinas, Mateo, Berzas Nevado, & Rodriguez Martin-Doimeadios, 2016). A acumulação de metais pesados, ou seja, cádmio (Cd), chumbo (Hg), cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn), crómio (Cr) e níquel (Ni), também foram encontrados em pandas-gigantes (*Ailuropoda melanoleuca*) por exame fecal (Zhao, Chen, Ellison, Liu, & Chen, 2019). Apesar disso, encontramos relatos de testes toxicológicos para avaliar a condição de saúde de mamíferos de médio e grande porte em apenas um quinto das publicações avaliadas neste estudo.

O estágio industrial do minério demanda água e energia (Yumkella & Yillia, 2015), e com a construção de hidrelétricas, ou outras usinas, contribuem para a degradação dos ecossistemas (Salafsky, Margoluis, Redford, & Robinson, 2002). Tais distúrbios ambientais causam pressões diretas e indiretas na persistência das espécies (Battisti, Poeta & Fanelli, 2004), e têm efeitos cumulativos na vida selvagem devido à perda de habitat, fragmentação e degradação do habitat (Lees, Peres, Fearnside, Schneider, & Zuanon, 2016). Além disso, a água utilizada nas atividades de mineração perde qualidade, pois recebe cargas de sedimentos e poluentes, por ex., da mineração de ouro. Em barragens de rejeitos, a água se mistura com toneladas de resíduos tóxicos, que são suscetíveis à contaminação ambiental e podem levar a uma catástrofe ambiental se as barragens desabarem (Brown, Hochella, & Calas, 2017; Campos-Silva & Peres, 2019).

Nos últimos 20 anos, o número de países que dependem da exportação de matériasprimas atingiu seu pico, com 102 dos 189 países dependentes da exportação de *commodities*, principalmente na África, América Latina, Caribe, Leste Asiático e países do Pacífico (Nações Unidas Brasil, 2019). Além disso, houve um aumento de 14 para 33 países dependentes de minerais no mundo (Nações Unidas Brasil, 2019). Dito isso, é provável que a exploração mineral continue a se expandir em ambientes intocados e a ameaçar a persistência das espécies nos países em desenvolvimento, onde a maioria dos ambientes intocados permanecem. Além disso, as florestas tropicais apresentam condições favoráveis à agricultura, o que aumenta a ocupação humana, facilitando a construção de estradas, hidrelétricas e mineração (Malhi, Gardner, Goldsmith, Silman, & Zelazowski, 2014).

Estudos relatando a ocorrência de espécies ameaçadas e raras em áreas de atividades de mineração mostram a necessidade de criação e fiscalização de áreas protegidas nessas regiões, o que pode agregar resultados positivos à recuperação florestal em áreas de atividades de mineração (Hannibal et al., 2017). As áreas reflorestadas podem ter populações de mamíferos restabelecidas, por ex., ursos-pardos (*Ursus arctos*) no Canadá (Cristescu, Stenhouse, & Boyce, 2015), no entanto, essas populações devem ser monitoradas a longo prazo devido aos altos níveis de elementos químicos que permanecem no ambiente após o término das atividades de mineração (Cristescu, Stenhouse, & Boyce, 2015). A maioria dos estudos de nossa revisão sistemática relata a importância da consolidação de medidas emergenciais para orientar a conservação da biodiversidade e dos ecossistemas em regiões com atividades de mineração. Assim, é extremamente importante pesquisar a restauração de ecossistemas ameaçados pela exploração mineral, que podem ser usados posteriormente por espécies tolerantes a perturbações (Lacki, Hummer, & Webster, 1991).

5. CONCLUSÃO

Pessoas e empresas responsáveis por infrações ambientais relacionadas à exploração mineral e seus impactos colaterais devem ser investigadas judicialmente e, em última instância, punidas. Porém, grande parte das multas aplicadas não compensa os desastres ambientais e impactos sociais e ambientais irreversíveis (Costa, Felippe, & Reis, 2016; Miranda & Marques, 2016), e, ainda assim, o dinheiro arrecadado com as multas não são suficientes para restaurar paisagens, e não estão sendo aplicados à pesquisa sobre os impactos da mineração na vida selvagem (Milanez & Losekann, 2016). Além disso, essas multas não impactam o orçamento das empresas, e certamente não irão melhorar os protocolos ambientais e procedimentos de segurança das empresas (Costa, Felippe & Reis, 2016).

Concluímos que os investimentos em pesquisas direcionadas para a ecologia e conservação dos ecossistemas impactados pela exploração mineral ainda são desproporcionais à quantidade de recursos financeiros das mineradoras e aos impactos socioambientais gerados por essa atividade. Ressaltamos também que ainda são incipientes os estudos sobre o impacto da mineração nos mamíferos. Sabe-se que a atividade mineradora gera degradação de longo

prazo, altera a biodiversidade local e impacta o entorno das áreas exploradas. No entanto, pouco disso está sendo estudado em conjunto com a conservação de mamíferos de médio e grande porte. Além disso, enfatizamos a importância do incentivo a estudos relacionados à análise de material genético e à verificação do acúmulo de metal em mamíferos de médio e grande porte, tanto durante quanto após a exploração dos recursos minerais. Finalmente, mostramos que 84% das espécies incluídas em nossa revisão sistemática estão ameaçadas pelas atividades de mineração, mas essa ameaça não está incluída nas avaliações de espécies da Lista Vermelha da IUCN. Assim, sugerimos a inclusão das ameaças Produção de energia & mineração; e Mineração & pedreiras; na Lista Vermelha da IUCN para tais espécies.

6. CONTRIBUIÇÕES

Concepção do projeto: ATMO, FRM, GRC; Sequências de palavras-chave: ATMO, FCSLM; Organização da planilha: ATMO, MZ; Criação de mapas: ATMO, CAC; Análise de dados: ATMO, MZ, CAC, PVE, GRC; Redação do artigo: ATMO, MZ, GRC; Revisão de redação: CAC, MZ, GRC, PVE, FRM.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho contou com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) – Código Financeiro 001. O primeiro autor agradece também a bolsa de doutorado concedida pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT) [Edital 041/2016]. O MZ conta com apoio da CAPES (número da bolsa - 88887.478136 / 2020-00) por meio do Programa de Cooperação Nacional da Amazônia (Programa Nacional de Cooperação Acadêmica na Amazônia). Agradecemos também a Giovanna C. Olinto e Paula C. Olinto pela leitura de provas, Théo de Freitas Neto pela compilação parcial do banco de dados, e Dra. Cathal O'Mahony e os revisores anônimos, o que contribuiu para a versão final deste artigo.

Referências

- Aires, U. R. V., Santos, B. S. M., Coelho, C. D., da Silva, D. D., & Calijuri, M. L. (2017). Changes in land use and land cover as a result of the failure of a mining tailings dam in Mariana, MG, Brazil. *Land Use Policy*, 70(October 2017), 63–70. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.10.026
- Almeida, I. M. de, Jackson Filho, J. M., & Vilela, R. A. de G. (2019). Reasons for investigating the organizational dynamics of the Vale tailings dam disaster in Brumadinho, Minas Gerais State, Brazil. *Caderno de Saúde Pública*, 35(4), e00027319.

- https://doi.org/10.1590/0102-311X00027319
- Alvarez-Berríos, N. L., & Mitchell Aide, T. (2015). Corrrigendum: Global demand for gold is another threat for tropical forests (2014 Environ. Res. Lett. 10 014006). *Environmental Research Letters*, 10(2). https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/2/029501
- Bahaa-el-din, L., Sollmann, R., Hunter, L. T. B., Slotow, R., Macdonald, D. W., & Henschel, P. (2016). Effects of human land-use on Africa's only forest-dependent felid: The African golden cat *Caracal aurata*. *Biological Conservation*, 199, 1–9. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.04.013
- Battisti, C., Poeta, G., & Fanelli, G. (2016). Classification Criteria for Disturbance Events. In An Introduction to Disturbance Ecology (pp. 53-58). Springer, Cham.
- Bennett, A. F. (1990). Land use, forest fragmentation and the mammalian fauna at naringal, south-western victoria. *Wildlife Research*, 17(4), 325–347. https://doi.org/10.1071/WR9900325
- Beyer, W. N., Gaston, G., Brazzle, R., O'Connell Jr., A. F., & Audet, D. J. (2007). Deer exposed to exceptionally high concentrations of lead near the continental mine in Idaho, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26(5), 1040–1046. https://doi.org/10.1897/06-304R.1
- Bogoni, J. A., Cherem, J. J., Hettwer Giehl, E. L., Oliveira-Santos, L. G., de Castilho, P. V., Picinatto Filho, V., et al. (2016). Landscape features lead to shifts in communities of medium- to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, 97(3), 713–725. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv215
- Brooke, Z. M., Bielby, J., Nambiar, K., & Carbone, C. (2014). Correlates of research effort in carnivores: Body size, range size and diet matter. *PLoS ONE*, *9*(4), 1–10. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0093195
- Brown, G. E., Hochella, M. F., & Calas, G. (2017). Improving mitigation of the long-term legacy of mining activities: Nano- and molecular-level concepts and methods. *Elements*, 13(5), 325–330. https://doi.org/10.2138/gselements.13.5.325
- Burton, A. C., Fisher, J. T., Adriaens, P., Treweek, J., Paetkau, D., Wikstrom, M., et al. (2018). Density and distribution of a brown bear (*Ursus arctos*) population within the Caucasus biodiversity hotspot. *Journal of Mammalogy*, (July), 1–12. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy081
- Campos-Silva, J. V., & Peres, C. A. (2019). Brazil's policies stuck in the mud. *Science*, 363(6431), 1046.1-1046. https://doi.org/10.1126/science.aaw8293
- Canale, G. R., Peres, C. A., Guidorizzi, C. E., Gatto, C. A. F., & Kierulff, M. C. M. (2012). Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. *Plos One*, 7(8), e41671. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041671
- Costa, A., Felippe, M. F., & Reis, G. (2016). Licenciamento Ambiental de Grandes Empreendimentos Minerários: Dos Alarmes que Ninguém Escuta à Tragédia no Rio Doce. *Geografias*, 95–113.

- Cristescu, B., Stenhouse, G. B., & Boyce, M. S. (2015). Grizzly bear diet shifting on reclaimed mines. *Global Ecology and Conservation*, *4*, 207–220. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.06.007
- da Silva, F. A., Canale, G. R., Kierulff, M. C. M., Duarte, G. T., Paglia, A. P., & Bernardo, C. S. S. (2016). Hunting, pet trade, and forest size effects on population viability of a critically endangered Neotropical primate, *Sapajus xanthosternos* (Wied-Neuwied, 1826). *American Journal of Primatology*, 78(9), 950–960. https://doi.org/10.1002/ajp.22565
- de Mello Beisiegel, B. (2017). Cumulative environmental impacts and extinction risk of Brazilian carnivores. *Oecologia Australis*, 21(3 Special), 350–360. https://doi.org/10.4257/oeco.2017.2103.11
- de Thoisy, B., Richard-Hansen, C., Goguillon, B., Joubert, P., Obstancias, J., Winterton, P., et al. (2010). Rapid evaluation of threats to biodiversity: Human footprint score and large vertebrate species responses in French Guiana. *Biodiversity and Conservation*, 19(6), 1567–1584. https://doi.org/10.1007/s10531-010-9787-z
- Drolet, A., Dussault, C., & Côté, S. D. (2016). Simulated drilling noise affects the space use of a large terrestrial mammal. *Wildlife Biology*, 22(6), 284–293. https://doi.org/10.2981/wlb.00225
- Duarte, M. H. L., Kaizer, M. C., Young, R. J., Rodrigues, M., & Sousa-Lima, R. S. (2017). Mining noise affects loud call structures and emission patterns of wild black-fronted titi monkeys. *Primates*, 59(1), 89–97. https://doi.org/10.1007/s10329-017-0629-4
- Ervin, J. (2003). Rapid Assessment of Protected Area Management Effectiveness in Four Countries. *BioScience*, 53(9), 833. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0833:raopam]2.0.co;2
- Felton, A. M., Engström, L. M., Felton, A., & Knott, C. D. (2003). Orangutan population density, forest structure and fruit availability in hand-logged and unlogged peat swamp forests in West Kalimantan, Indonesia. *Biological Conservation*, *114*(1), 91–101. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00013-2
- Fernandes, G. W., Goulart, F. F., Ranieri, B. D., Coelho, M. S., Dales, K., Boesche, N., et al. (2016). Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. *Natureza e Conservacao Brazilian Journal of Nature Conservation*, 14(2), 35–45. https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.10.003
- Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 15(3), 55–66. https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00287.x
- Fleury, M., Silla, F., Rodrigues, R. R., do Couto, H. T. Z., & Galetti, M. (2015). Seedling fate across different habitats: The effects of herbivory and soil fertility. *Basic and Applied Ecology*, 16(2), 141–151. https://doi.org/10.1016/j.baae.2014.11.006
- Gonçalves, R. J. D. A. F., Milanez, B., & Wanderley, L. J. (2018). NEOEXTRATIVISMO LIBERAL-CONSERVADOR: A Política Mineral e a Questão Agrária no Governo Temer. *Okara: Geografia Em Debate*, 12(2), 348. https://doi.org/10.22478/ufpb.1982-3878.2018v12n2.41321

- Gonzalez, R., & Scarlat, N. (2020). Overview of the water requirements for energy production in Africa. In V. Naddeo, M. Balakrishnan, & K. H. Choo (Eds.), Frontiers in Water Energy-Nexus: Nature-based solutions, advanced technologies and best practices for environmental sustainability (pp. 417–420). Cham: Springer. https://doi.org/10.1007/9783-030-13068-8 104.
- Hackworth, Z. J., Lhotka, J. M., Cox, J. J., Barton, C. D., & Springer, M. T. (2018). First-year vitality of reforestation plantings in response to herbivore exclusion on reclaimed appalachian surface-mined land. *Forests*, 9(4). https://doi.org/10.3390/f9040222
- Hadfield, M. G., Miller, S. E., & Carwile, A. H. (1993). The Decimation of Endemic Hawai'ian Tree Snails by Alien Predators. *American Zoologist*, 33(6), 610–622. https://doi.org/10.1093/icb/33.6.610
- Hannibal, W., Godoi, M. N., Tomas, W. M., Porfirio, G., Ferreira, V. L., & Caceres, N. (2017). Biogeography and conservation of non-volant mammals from the Urucum Mountains: a Chiquitano dry forest ecoregion in western Brazil. *Mammalia*, 81(2), 169–180. https://doi.org/10.1515/mammalia-2015-0052
- Hernandez, F., Oldenkamp, R. E., Webster, S., Beasley, J. C., Farina, L. L., & Wisely, S. M. (2017). Raccoons (*Procyon lotor*) as Sentinels of Trace Element Contamination and Physiological Effects of Exposure to Coal Fly Ash. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 72(2), 235–246. https://doi.org/10.1007/s00244-016-0340-2
- Hicks, T. C., Tranquilli, S., Kuehl, H., Campbell, G., Swinkels, J., Darby, L., et al. (2014). Absence of evidence is not evidence of absence: Discovery of a large, continuous population of *Pan troglodytes schweinfurthii* in the Central Uele region of northern DRC. In *Biological Conservation* (Vol. 171, pp. 107–113). https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.01.002
- Hoffman, M., Koening K., Bunting, G., Costanza, J., & Kristen, W. J. (2016). Biodiversity Hotspots (version 2016.1) [Data set]. *Zonedo*. http://doi.org/10.5281/zenodo.3261807
- IUCN. (2020). *IUCN Red List of Threatened Species* v. 2019-3. Http://www.iucnredlist.org/ [accessed 11 February 2020].
- Junge, R. E., Williams, C. V., Rakotondrainibe, H., Mahefarisoa, K. L., Rajaonarivelo, T., Faulkner, C., et al. (2017). Baseline health and nutrition evaluation of two sympatric nocturnal lemur species (*Avahi laniger* and *lepilemur mustelinus*) residing near an active mine site at ambatovy, Madagascar. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 48(3), 794–803. https://doi.org/10.1638/2016-0261.1
- Lacki, M. J., Hummer, J. W., & Webster, H. J. (1991). Effect of Reclamation Technique on Mammal Communities Inhabiting Wetlands on Mined Lands in Wast-Central Ohio. *Ohio Journal of Science*, 91(4), 154–158.
- Lees, A. C., Peres, C. A., Fearnside, P. M., Schneider, M., & Zuanon, J. A. S. (2016). Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 25(3), 451–466. https://doi.org/10.1007/s10531-016-1072-3
- Lessa, I., Guimaraes, T. C. S., Bergallo, H. de G., Cunha, A., & Vieira, E. M. (2016). Domestic

- dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? *Natureza & Conservação*, 14(2), 46–56. https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.05.001
- Malhi, Y., Gardner, T. A., Goldsmith, G. R., Silman, M. R., & Zelazowski, P. (2014). Tropical Forests in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, 39(1), 125–159. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-030713-155141
- Martins-Oliveira, A. T., Canele, G. R., Nogueira, L. A. S., França, A. L., Santos, J. P., & Córdova, M. O (2020). Estrutura e síndrome de dispersão da vegetação arbórea em floresta nativa e agrofloresta, na Amazônia Meridional. *Revista de Ciências Agrárias*.
- Mata, C., Malo, J. E., Galaz, J. L., Cadorzo, C., & Lagunas, H. (2016). A three-step approach to minimise the impact of a mining site on vicuña (*Vicugna vicugna*) and to restore landscape connectivity. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(14), 13626–13636. https://doi.org/10.1007/s11356-016-7047-9
- Milanez, B., & Losekann, C. (2016). Desastre no Vale do Rio Doce: antecedentes, impactos e ações sobre a destruição. Letra e Imagem Editora e Produções. https://doi.org/10.18830/issn.1679-0944.n20.2018.08
- Miranda, L. S., & Marques, A. C. (2016). Hidden impacts of the Samarco mining waste dam collapse to Brazilian marine fauna an example from the staurozoans (Cnidaria). *Biota Neotropica*, 16(2). https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2016-0169
- Muller, A., Dahm, M., Bocher, P. K., Root-Bernstein, M., & Svenning, J.-C. (2017). Large herbivores in novel ecosystems Habitat selection by red deer (*Cervus elaphus*) in a former brown-coal mining area. *Plos One*, 12(5). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0177431
- NAÇÕES UNIDAS BRASIL. (2019). *Relatório da ONU aponta aumento do número de países dependentes de commodities*. https://nacoesunidas.org/relatorio-da-onu-apontaaumento-do-numero-de países-dependentes-de-commodities/ [acessad 23 May 2019].
- Ndiaye, P. I., Lindshield, S. M., Badji, L., Pacheco, L., Wessling, E. G., Boyer, K. M., et al. (2018). Survey of Chimpanzees (*Pan troglodytes verus*) Outside Protected Areas in Southeastern Senegal. *African Journal of Wildlife Research*, 48(1), 013007. https://doi.org/10.3957/056.048.013007
- Nunes, L. J. R., Godina, R., & Matias, J. C. O. (2018). Characterization and Possible Use to Fly Ashes from Anthracite Combustion in a Thermal Power Plant. *Conferência Internacional IEEE de Engenharia Ambiental e Elétrica e 2018 IEEE Industrial and Commercial Power Sustems Europe (EEEIC/I & Europe)*, 1–4. https://doi.org/10.1109/EEEIC.2018.8494445
- Oehler, M. W., Bleich, V. C., Bowyer, R. T., & Nicholson, M. C. (2005). Mountain sheep and mining: Implications for conservation and management. *California Fish and Game*, 91(3), 149–178.
- O'Farrill, G., Galetti, M., & Campos-Arceiz, A. (2013). Frugivory and seed dispersal by tapirs: An insight on their ecological role. *Integrative Zoology*, 8(1), 4–17. https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2012.00316.x
- Oliveira, L. C., Loretto, D., Viana, L. R., Silva-Jr., J. S., & G. Fernandes, W. (2009). Primate community of the tropical rain forests of Saracá-Taqüera National Forest, Pará, Brazil.

- Brazilian Journal of Biology, 69(4), 1091–1099. https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000500012
- Paglia, A. P., Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Herrmann, G., Aguiar, L. M. S., Chiarello, A. G., et al. (2012). *Lista anotada dos mamíferos do Brasil. Occasional Papers in Conservation Biology* (Vol. 4). Retrieved from http://www.conservation.org/global/brasil/publicacoes/Documents/annotated_checklist_of_brazilian_mammals_2nd_edition.pdf
- Parrotta, J. A., & Knowles, O. H. (2001). Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: Examples from the Brazilian Amazon. *Ecological Engineering*, 17(2–3), 219–239. https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00141-5
- Pineda-Munoz, S., Evans, A. R., & Alroy, J. (2016). The relationship between diet and body mass in terrestrial mammals. *Paleobiology*, 42(4), 659–669. https://doi.org/10.1017/pab.2016.6
- Plumptre, A. J., Nixon, S., Kujirakwinja, D. K., Vieilledent, G., Critchlow, R., Williamson, E. A., et al. (2016). Catastrophic Decline of World's Largest Primate: 80% Loss of Grauer's Gorilla (*Gorilla beringei graueri*) Population Justifies Critically Endangered Status. *Plos One*, 11(10), e0162697. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162697
- Reglero, M. M., Taggart, M. A., Castellanos, P., & Mateo, R. (2009). Reduced sperm quality in relation to oxidative stress in red deer from a lead mining area. *Environmental Pollution*, 157(8–9), 2209–2215. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.04.017
- Ropero, M. J. P., Rodriguez Farinas, N., Mateo, R., Berzas Nevado, J. J., & Rodriguez Martin-Doimeadios, R. C. (2016). Mercury species accumulation and trophic transfer in biological systems using the Almad,n mining district (Ciudad Real, Spain) as a case of study. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(7), 6074–6081. https://doi.org/10.1007/s11356-015-4989-2
- Salafsky, N., Margoluis, R., Redford, K. H., & Robinson, J. G. (2002). Improving the Practice of Conservation: A Conceptual Framework and Research Agenda for Conservation Science. *Conservation Biology*, *16*, 1469–1479. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01232.x
- Schaffer-Smith, D., Swenson, J. J., & Bóveda-Penalba, A. J. (2016). Rapid conservation assessment for endangered species using habitat connectivity models. *Environmental Conservation*, 43(3), 221–230. https://doi.org/10.1017/S0376892915000405
- Singh, R. K., & Chowdhury, S. (1999). Effect of mine discharge on the pattern of riverine habitat use of elephants *Elephas maximus* and other mammals in Singhbhum forests, Bihar, India. *Journal of Environmental Management*, 57(3), 177–192. https://doi.org/10.1006/jema.1999.0293
- Söderholm, P., & Svahn, N. (2015). Mining, regional development and benefit-sharing in developed countries. *Resources Policy*, 45, 78–91. https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2015.03.003
- Sonter, L. J., Herrera, D., Barrett, D. J., Galford, G. L., Moran, C. J., & Soares-Filho, B. S. (2017). Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. *Nature*

- Communications, 8(1), 1–7. https://doi.org/10.1038/s41467-017-00557-w
- The World Bank. (2020). *The World Bank*. Https://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.MINR.RT.ZS?end=2018&locations=BR &start=1970&view=chart/ [accessed 01 October 2020].
- Thomas, P. A., & Gates, T. E. (1999). Radionuclides in the lichen-caribou-human food chain near uranium mining operations in northern Saskatchewan, Canada. *Environmental Health Perspectives*, 107(7), 527–537. https://doi.org/10.1289/ehp.99107527
- Tófoli, R. M., Dias, R. M., Zaia Alves, G. H., Hoeinghaus, D. J., Gomes, L. C., Baumgartner, M. T., et al. (2017). Gold at what cost? Another megaproject threatens biodiversity in the Amazon. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(2), 129–131. https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.003
- Tsuji, L. J. S., Manson, H., Wainman, B. C., Vanspronsen, E. P., Shecapio-Blacksmith, J., & Rabbitskin, T. (2007). Identifying potential receptors and routes of contaminant exposure in the traditional territory of the Ouje-Bougoumou Cree: Land use and a geographical information system. *Environmental Monitoring and Assessment*, 127(1–3), 293–306. https://doi.org/10.1007/s10661-006-9280-z
- USGS. (2020). *United States Geological Survey*. https://www.usgs.gov// [accessed 25 February 2019]
- Vázquez, D. P. (2002). Multiple effects of introduced mammalian herbivores in a temperate forest. *Biological Invasions*, *4*, 175–191. https://doi.org/10.1023/A:1020522923905
- Villard, M. A., & Metzger, J. P. (2014). Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. *Journal of Applied Ecology*, *51*(2), 309–318. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12190
- Woodgate, Z., Distiller, G., & O'Riain, J. (2018). Variation in mammal species richness and relative abundance in the Karoo. *African Journal of Range & Forage Science*, 35(3–4), 325–334. https://doi.org/10.2989/10220119.2018.1522513
- Yumkella, K. K., & Yillia, P. T. (2015). Framing the water-energy nexus for the post-2015 development agenda. *Aquatic Procedia*, 5, 8–12. https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.10.003
- Zanin, M., Palomares, F., & Brito, D. (2015). What we (don't) know about the effects of habitat loss and fragmentation on felids. *Oryx*, (1), 96–106. https://doi.org/10.1017/s0030605313001609
- Zhao, C., Yue, B., Ran, J., Moermond, T., Hou, N., Yang, X., et al. (2017). Relationship between human disturbance and endangered giant panda *Ailuropoda melanoleuca* habitat use in the Daxiangling Mountains. *Oryx*, 51(1), 146–152. https://doi.org/10.1017/S0030605315000800
- Zhao, Y., Chen, Y., Ellison, A. M., Liu, W., & Chen, D. (2019). Establish an environmentally sustainable Giant Panda National Park in the Qinling Mountains. *Science of the Total Environment*, 668, 979–987. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.070

APÊNDICES

A.1. Extraímos arquivos de forma da extensão da ocorrência das espécies, categorias de ameaça e classificação de espécies da Lista Vermelha da IUCN (https://www.iucnredlist.org/). Padronizamos nomes científicos substituindo *Hexaprotodon liberiensis* por *Choeropisis liberiensis*; *Pan traglodytes verus* por *Pan troglodytes*; *Rangifer tarandus* ssp. *groenlandicus*, *Rangifer* spp., e *Rangifer trandus* ssp. *caribou* por *Rangifer tarandus*; *Syncerus caffer nanus* por *Syncerus caffer*; *Quiropotes sagulatus* por *Chiropotes chiropotes*; *Callicebus oenanthe* por *Plecturocebus oenanthe*; *Cephalophus maxwelli* por *Philantomba maxwelli*; *Cebus olivaceus* de *Cebus kaapori*; *Dasyprocta agouti* por *Dasyprocta leporina*. A extensão da ocorrência do *Cebus brunneus* não estava disponível na Lista Vermelha da IUCN e padronizamos *Saimiri collinsi* de acordo com o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio).

Tabela A. 1. Sequências de palavras-chave usadas para pesquisar artigos de revisão por pares nos bancos de dados *Scopus* e *Web of Science*.

SCOPUS

Mining

TITLE-ABS-KEY("Mining") OR TITLE-ABS-KEY("Mine")

Impacts

TITLE-ABS-KEY("impact") OR TITLE-ABS-KEY("deforestation") OR TITLE-ABS-KEY("degradation") OR TITLE-ABS-KEY("habitat destruction") OR TITLE-ABS-KEY("habitat destruction") OR TITLE-ABS-KEY("habitat alteration") OR TITLE-ABS-KEY("habitat loss") OR TITLE-ABS-KEY("habitat alteration")

Mammals

TITLE-ABS-KEY("mammali") OR TITLE-ABS-KEY("mammalia") OR TITLE-ABS-KEY("pilosa") OR TITLE-ABS-KEY("bradypodidae") TITLE-ABS-KEY("cyclopedidae") OR OR TITLE-ABS-KEY("megalonychidae") OR TITLE-ABS-KEY("myrmecophagidae") OR TITLE-ABS-KEY("cingulata") OR TITLE-ABS-KEY("dasypodidae") OR TITLE-ABS-KEY("perissodactyla") OR TITLE-ABS-KEY("tapiridae") OR TITLE-ABS-KEY("artiodactyla") OR TITLE-ABS-KEY("cervidae") OR TITLE-ABS-KEY("primates") OR TITLE-ABS-KEY("aotidae") OR TITLE-ABS-KEY("atelidae") OR TITLE-ABS-KEY("callitrichidae") OR TITLE-ABS-KEY("cebidae") OR TITLE-ABS-KEY("pitheciidae") OR TITLE-ABS-KEY("carnivora") OR TITLE-ABS-KEY("canidae") OR TITLE-ABS-KEY("felidae") OR TITLE-ABS-KEY("mephitidae") OR OR TITLE-ABS-KEY("mustelidae") TITLE-ABS-KEY("procyonidae") OR TITLE-ABS-KEY("lagomorpha") OR TITLE-ABS-KEY("leporidae") OR TITLE-ABS-KEY("rodentia") OR TITLE-ABS-KEY("caviidae") OR TITLE-ABS-KEY("cuniculidae") OR TITLE-ABS-KEY("dasyproctidae") OR TITLE-ABS-KEY("dinomyidae") OR TITLE-ABS-KEY("erethizontidae") OR TITLE-ABS-KEY("sciuridae")

WEB OF SCIENCE

Mining

TS=mining OR TS=mine

Impacts

TS=impact OR TS=deforestation OR TS=degradation OR TS=habitat disturbance OR TS=habitat destruction OR TS=habitat degradation OR TS=habitat alteration OR TS=habitat loss

Mammals

TS=mammal OR TS=mammalia OR TS=pilosa OR TS=bradypodidae OR TS=cyclopedidae OR TS=megalonychidae OR TS=myrmecophagidae OR TS=cingulata OR TS=dasypodidae OR TS=perissodactyla OR TS=tapiridae OR TS=artiodactyla OR TS=cervidae OR TS=primates OR TS=aotidae OR TS=atelidae OR TS=callitrichidae OR TS=cebidae OR TS=pitheciidae OR TS=carnivora OR TS=canidae OR TS=felidae OR TS=mephitidae OR TS=mustelidae OR TS=procyonidae OR TS=lagomorpha OR TS=leporidae OR TS=rodentia OR TS=caviidae OR TS=cuniculidae OR TS=dasyproctidae OR TS=dinomyidae OR TS=certhizontidae OR TS=Sciuridae

Tabela A. 2. Métodos de coleta de dados utilizados por pesquisas selecionadas em nossa revisão sistemática.

10 / 15 do 5 lo collection.	Sampling method
Biomarcadores	Analise o esperma de cervídeos usando biomarcadores de estresse oxidativo
(B)	(Reglero, Taggart, Castellanos, & Mateo, 2009)
Amostra de sangue	Coleta amostras de sangue em tubos EDTA ou vasos similares (Junge et al.,
(BC)	2017)
Câmera Trap	Instalação de câmeras automáticas na natureza para fotografar ou filmar a vida
(C)	selvagem (Woodgate, Distiller, & O'Riain, 2018)
Coleta de carcaça	Coleta de animais mortos, (Reglero, Taggart, Castellanos, & Mateo, 2009)
(CC)	
Modelos computacionais	Modelos de distribuição de espécies usando algoritmos diferentes ou
(CM)	combinando ferramentas de modelagem (Schaffer-Smith, Swenson, & Bóveda-
	Penalba, 2016)
Coleta de fezes	Identificação de componentes tóxicos em amostras fecais (Beyer, Gaston,
(FC)	Brazzle, O'Connell Jr., & Audet, 2007).
Dispersão de fezes	Contagem de pontos defecação inferem sobre o uso do habitat (Muller, Dahm,
(FD)	Bocher, Root-Bernstein, & Svenning, 2017)
Coleta de cabelo	Armadilhas para coleta de cabelo para análise toxicológicas ou genéticas não
(HT)	invasivas (Burton et al., 2018)
Entrevistas	Entrevistas com moradores experientes sobre a vida selvagem local e mudanças
(I)	paisagísticas (Tsuji et al., 2007)
Transecto linear	Caminhadas de 1-1,5 km/h em uma faixa linear no habitat amostrado para
(LT) Literatura e Museu	registrar a presença e abundância de animais (de Thoisy et al., 2010)
(LM)	Coleta de dados em artigos científicos ou relatórios, e de espécimes de museus (Oliveira, Loretto, Viana, Silva-Jr., & G. Fernandes, 2009)
Ninhos	Identificação de ninhos, principalmente aves, mas também ninhos de mamíferos,
(N)	como primatas (Ndiaye et al., 2018)
	Toque para chamadas dos animais e atraí-los ou incitá-los a chamar (Drolet,
Playback	Dussault, & Côté, 2016)
(P)	
Amostragem de plotagem	Encontro de fezes em trilhas ou parcelas previamente marcadas na natureza
(PS)	(Hackworth, Lhotka, Cox, Barton, & Springer, 2018)
Atropelamentos	Registro de atropelamentos ao longo de estradas e rodovias (Mata, Malo, Galaz,
(R)	Cadorzo, & Lagunas, 2016)
Varredura	Procura por animais e seus registros indiretos (ninhos, fezes e trilhas) em toda
(S) Gravador de som	área. Não se limita a parcelas ou transectos (Lacki, Hummer, & Webster, 1991)
	Gravação dos sons e chamadas dos animais (Duarte, Kaizer, Young, Rodrigues,
(SR)	& Sousa-Lima, 2017)
Telemetria	Colares de rádio e coleiras GPS em animais para rastrear os sinais (Oehler,
(T)	Bleich, Bowyer, & Nicholson, 2005)
Amostragem de tecido	Amostragem de tecidos biológicos, como rins e músculos (Thomas & Gates,
(AT)	1999)
Análise da água	Analise dos parâmetros físicos e químicos das fontes de água no habitat (Singh
(WA)	& Chowdhury, 1999)

Tabela A. 3 (Continua). Mamíferos de médio e grande porte com hábitos terrestres e arbóreos registrados em nossa revisão sistemática.

registrados em nossa revisão sistemática.					
Táxon	Nome comum (IUCN)	Categoria de ameaça (IUCN)	Dmin-spp. (Pontos km²)		
Carnivora					
Canidae					
Canis lupus (Linnaeus, 1758)	Lobo-cinzento	LC	0,000520971		
Canis mesomelas (Schreber, 1775)	Chacal-de-costas-pretas	LC	0,000174648		
Cerdocyon thous (Linnaeus, 1766)	Guaraxaim	LC	0,000541223		
Chrysocyon brachyurus (Llliger, 1815)	Lobo-guará	NT	0,000273698		
Otocyon megalotis (Desmarest, 1822)	Raposa-bat-eared	LC	0,0001255		
Vulpes chama (A. Smith, 1833)	Raposa-do-cabo	LC	0,000290232		
Vulpes vulpes (Linnaeus, 1758)	Raposa-vermelha	LC	0,001672532		
Felidae	1		.,		
Caracal aurata* (Temminck, 1827)	Gato-dourado-africano	VU	0,000046		
Caracal caracal (Schreber, 1776)	Gato-selvagem	LC	0,000117356		
Felis nigripes (Burchell, 1824)	Gato-de-pés-preto	VU	0,000330322		
Felis silvestres (Schreber, 1777)	Gato-selvagem	ĹĊ	0,000115755		
Herpailurus yagouaroundi (É. Geoffroy Saint-Hilaire,	Jaguarundi	LC	0,000383927		
1803)					
Leopardus guttulus (Hensel, 1872)	Gato-tigre-do-sul	VU	0,000456128		
Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758)	Onça-pintada	LC	0,000696855		
Panthera onca* (Linnaeus, 1758)	Jaguar	NT	0,00039026		
Panthera pardus* (Linnaeus, 1758)	Leopardo	VU	0,000152982		
Panthera uncia* (Schreber, 1775)	Leopardo-das-neves	VU	0,0000272		
Puma concolor (Linnaeus, 1771)	Puma	LC	0,007094244		
Herpestidae					
Atilax paludinosus (G.[Baron] Cuvier, 1829)	Magusto-do-pântano	LC	0,000104878		
Crossarchus obscurus (F.G. Cuvier, 1825)	Cusimanse-comum	LC	0,000236428		
Herpestes ichneumon (Linnaeus, 1758)	Mangusto-egyociano	LC	0,000102427		
Herpestes pulverulentus (Wagner, 1839)	Mangusto-cinza-cabo	LC	0,000180286		
Herpestes sanguineus (Rüppell, 1835)	Mangusto-esbelto-de-Cammon	LC	0,000107827		
Ichneumia albicauda (G. Cuvier, 1829)	Mangusto-de-cauda-branca	LC	0,0000964		
Suricata suricatta (Schreber, 1776)	Pequena-fuinha	LC	0,000282098		
Hyaenidae	r equena ranna	LC	0,000202070		
Proteles cristata (Sparrman, 1783)	Aardwold	LC	0,00020348		
Mephitidae	Addword	LC	0,00020340		
Mephitis mephitis (Schreber, 1776)	Gambá-listrado	LC	0,014272804		
Mustelidae	Gainoa-fistrado	LC	0,014272804		
	Inone	LC	0.000461267		
Eira barbara (Linnaeus, 1758)	Irara		0,000461267		
Galictis cuja (Molina, 1782)	Grison-menor	LC	0,000823361		
Gulo gulo (Linnaeus, 1758)	Wolverine	LC	0,00056643		
Ictonyx striatus (Perry, 1810)	Zorilla	LC	0,000105463		
Nandiniidae	6' 1 1 ' 6'	1.0	0.0000546		
Nandinia binotata (Gray, 1830)	Civeta-de-palmeira-africana	LC	0,0000546		
Procyonidae	~	• ~			
Nasua nasua (Linnaeus, 1766)	Coati-sul-americano	LC	0,000304207		
Procyon cancrivorus (G. [Baron] Cuvier, 1798)	Guaxinim-comedor-de-	LC	0,000336708		
	caranguejo				
Procyon lotor (Linnaeus, 1758)	Guaxinim-do-Norte	LC	0,014412124		
Ursidae					
Ailuropoda melanoleuca* (David, 1869)	Urso-panda-gigante	VU	0,000245261		
Ursus americanus (Pallas, 1780)	Urso-negro-americano	LC	0,009407124		
Ursus arctos* (Linnaeus, 1758)	Urso-escuro	LC	0,002071096		
Viverridae					
Civettictis civetta (Schreber, 1776)	Civeta-africana	LC	0,0000806		
Genetta genetta (Linnaeus, 1758)	Gineta	LC	0,000130197		
Genetta pardina (I. Geoffroy Saint-Hilaire, 1832)	Gineta-pardine	LC	0,000127299		
Genetta tigrina (Schreber, 1776)	Gineta-de-grande-porte	LC	0,0000789		
Viverra civettina* (Blyth, 1862)	Civeta-malabar	CR	0,000397188		
Cetartiodactyla			,		
Bovidae					
Aepyceros melampus (Lichtenstein, 1812)	Impala	LC	0,000198458		
Alcelaphus buselaphus (Pallas, 1766)	Antílope	LC	0,000135474		
The complimes (1 allas, 1700)	1111110р0		0,000133171		

Tabela A. 3 (Continua). Mamíferos de médio e grande porte com hábitos terrestres e arbóreos registrados em nossa revisão sistemática.

Táxon	Nome comum (IUCN)	Categoria de ameaça (IUCN)	Dmin-spp. (Pontos km²)	
Antidorcas marsupialis (Zimmermann, 1780)	Springbok	LC	0,000257524	
Cephalophus dorsalis* (Gray, 1846)	Duiker-bay	NT	0,0000446	
Cephalophus niger (Gray, 1846)	Duiker-preto	LC	0,000141048	
Cephalophus ogilbyi (Waterhouse, 1838)	Duiker-de-Ogilby	LC	0,000107983	
Cephalophus silvicultor (Afzelius, 1815)	Duiker-de-costas-amarelas	NT	0,0000675	
Cephalophus zebra (Gray, 1838)	Duiker-zebra	VU	0,000300801	
Damaliscus pygargus (Pallas, 1767)	Blesbok	LC	0,000952819	
Gazella subgutturosa (Güldenstädt, 1780)	Gazela-goitered	VU	0,0000559	
Neotragus pygmaeus (Linnaeus, 1758)	Antílope-real	LC	0,000214468	
Oreamnos americanus (de Blainville, 1816)	Cabra-montanhesa	LC	0,010552471	
Oreotragus oreotragus (Zimmermann, 1783)	Antílope-nativo-da-África	LC	0,000190799	
Oryx gazella (Linnaeus, 1758)	Órix	LC	0,000196037	
Ovis canadensis (Shaw, 1804)	Ovelhas-Bighorn	LC	0,029228562	
Pelea capreolus (Forster, 1790)	Rhebok-cinza	NT	0,000554347	
Philantomba maxwellii (C. H, Smith, 1827)	Duiker-de-Maxwell	LC	0,000146383	
Pseudois nayaur (Hodgson, 1833)	Ovelha-azul	LC	0,0000282	
Raphicerus campestris (Thunberg, 1811)	Antílope	LC	0,000232	
Redunca fulvorufula (Afzelius, 1815)	Cana-de-montanha	EN	0,00044561	
Sylvicapra grimmia (Linnaeus, 1758)	Duike- comum	LC	0,000114919	
Syncerus caffer (Sparrman, 1779)	Búfalo-africano	NT	0,000114717	
Tragelaphus eurycerus (Ogilbyi, 1837)		NT NT	0,000121473	
Tragelaphus scriptus (Pallas, 1766)	Bongô Antílope-africano		,	
		LC	0,000098	
Tragelaphus strepsiceros (Pallas, 1766) Camelidae	Greater-kudu	LC	0,000131395	
Vicugna vicugna* (Molina, 1782)	Vicunha	LC	0,004848276	
Cervidae			0.000011600	
Alces alces* (Linnaeus, 1758)	Alce	LC	0,000944692	
Cervus canadensis* (Erxleben, 1777)	Veado	LC	0,005782856	
Cervus elaphus* (Linnaeus, 1758)	Veado-vermelho	LC	0,000177041	
Mazama americana (Erxleben, 1777)	Veado-mateiro	DD	0,000428319	
Mazama gouazoubira (G. Fisher [von Waldheim], 1814)	Veado-catingueiro	LC	0,000394127	
Odocoileus hemionus (Rafinesque, 1817)	Veado-mula	LC	0,018819966	
Odocoileus virginianus (Zimmermann, 1780)	Cariacu	LC	0,009403742	
Rangifer tarandus* (Linnaeus, 1758)	Alce	VU	0,000205763	
Hippopotamidae				
Choeropsis liberiensis* (Morton, 1849) Suidae	Hipopótamo-pigmeu	EN	0,000095	
Phacochoerus africanus (Gmelin, 1788)	Warthog-comum	LC	0,00011565	
Potamochoerus larvatus F. Cuvier, 1822)	Bushpig	LC	0,000135577	
Potamochoerus porcus (Linnaeus, 1758)	Porco-vermelho-do-rio- vermelho	LC	0,0000395	
Sus scrofa (Linnaeus, 1758)	Javali	LC	0,000157537	
Tayassuidae				
Pecari tajacu (Linnaeus, 1758)	Caititu	LC	0,001191181	
Tayassu pecari (Link, 1795)	Queixada	VU	0,000376651	
Tragulidae				
Hyemoschus aquaticus (Ogilby, 1841)	Chevrorain-de-água	LC	0,0000461	
Cingulata	C		,	
Chlamyphoridae				
Euphractus sexcinctus (Linnaeus, 1758)	Tatu-amarelo	LC	0,000317421	
Dasypodidae	_ 300 01101 010	LC	5,000217121	
Dasypus novemcinctus (Linnaeus, 1758)	Tatu-galinha	LC	0,002554434	
Diprotodontia	1 ata-gamma	LC	0,002337737	
Macropodidae Macropus fuliginosus (Desmarest, 1817) Hyracoidea Procaviidae	Canguru-cinza-ocidental	LC	0,000157041	

Tabela A. 3 (Continua). Mamíferos de médio e grande porte com hábitos terrestres e arbóreos registrados em nossa revisão sistemática.

Táxon	Nome comum (IUCN)	Categoria de ameaça (IUCN)	Dmin-spp. (Pontos km²)	
Dendrohyrax dorsalis (Fraser, 1855)	Hyrax-de-árvore-ocidental	LC	0,0000535	
Procavia capensis (Pallas, 1766)	Hyrax-de-rocha	LC	0,0000965	
Lagomorpha				
Leporidae	G 11 11 11 1	CD	0	
Bunolagus monticularis* (Thomas, 1903)	Coelho-ribeirinho Lebre-do-cabo	CR LC	0 000121070	
Lepus capensis (Linnaeus, 1758) Lepus saxatilis (F. Cuvier, 1823)	Lebre-de-capa-scrub	LC	0,000131979 0,000452858	
Oryctolagus cuniculus (Linnaeus, 1758)	Coelho-europeu	NT	0,000432838	
Pronolagus rupestris (A. Smith, 1834)	Lebre-de-rocha-vermelha-de-Smith	LC	0,000330332	
Sylvilagus brasiliensis (Linnaeus, 1758)	Tapiti	EN	0,000605829	
Sylvilagus floridanus (J. A. Allen, 1890)	Rabo-de-algodão-oriental	LC	0,011926695	
Perissodactyla	2		,	
Equidae .				
Equus hemionus* (Pallas, 17775)	Asno	NT	0,000017	
Equus zebra (Linnaeus, 1758)	Zebra-montanha	VU	0,000131804	
Tapiridae				
Tapirus terrestris (Linnaeus, 1758)	Anta	VU	0,000354077	
Pholidota				
Manidae	D 1: 1 1 : 1	ENT	0.0000511	
Phataginus tricuspis* (Rafinesque, 1821)	Pangolin-de-barriga-branca	EN	0,0000511	
Pilosa Myymagan bagidag				
Myrmecophagidae Myrmecophaga tridactyla (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-bandeira	VU	0,000372489	
Tamandua tetradactyla (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-do-Sul	LC	0,000372489	
Primates	i amandua-do-5ui	LC	0,000307707	
Aotidae				
Aotus azarae* (Humboldt, 1811)	Macaco-noturno-Azarae	LC	0,000296525	
Aotus trivirgatus (Humboldt, 1812)	Macaco-da-noite	LC	0,000155625	
Atelidae				
Alouatta caraya (Humboldt, 1812)	Macaco-bugio-preto-e-dourado	LC	0,000222475	
Alouatta macconnelli* (Linnaeus, 1766)	Bugio-vermelho-das-guianas	LC	0,000851465	
Alouatta seniculus ssp. juara (Linnaeus, 1766)	Bugio-vermelho-colombiano	LC	0,000468167	
Ateles paniscus (Linnaeus, 1758) Callitrichidae	Macaco-aranha-da-Guiana	VU	0,000893326	
Mico melanurus (É. Geoffroy in Humboldt, 1812)	Sagui-da-cauda-preta	LC	0,000324401	
Saguinus martinsi* (Thomas, 1912)	Mico-da-cara-nua-de-Matin	NT	0,000235777	
Saguinus midas (Linnaeus, 1758) Cebidae	Mico-de-mão-de-ouro	LC	0,000565492	
Cebus kaapori* (Queiroz, 1992)	Ka'apor-capuchin	CR	0,000150799	
Cebus olivaceus ssp. brunneus (Allen, 1914)	Capuchinho-de-weeper marrom	LC	-	
Saimiri sciureus (Linnaeus, 1758)	Macaco-esquilo-comum	LC	0.000272046	
Sapajus apella (Linnaeus, 1758) Sapajus cay (Illiger, 1815)	Capuchinho-da-ilha-de-Margarita Macaco-prego-de-Azaras	LC LC	0.000403381 0,000231401	
Cercopithecidae	Macaco-prego-de-Azaras	LC	0,000231401	
Cercocebus atys (Audebert, 1797)	Mangabey-de-fuli-de-sooty	NT	0,000158393	
Cercopithecus campbelli (Waterhouse, 1838)	Macaco-Campbell	LC	0,00018675	
Cercopithecus diana (Linnaeus, 1758)	Macaco-Diana	VU	0,000201255	
Cercopithecus mona (Schreber, 1775)	Macaco-de-Mona	LC	0,0000176	
Cercopithecus petaurista (Schreber, 1774)	Macaco-de-nariz-manchado	LC	0,000230114	
Chlorocebus pygerythrus (F. Cuvier, 1821)	Macaco-Vervet	LC	0,000191553	
Colobus polykomos (E. A. W. Zimmermann, 1780)	Rei-colobus	VU	0,000184416	
Papio ursinus (Kerr, 1792)	Chacma babuíno	LC	0,000295179	
Piliocolobus badius (Kerr, 1792)	Colobus-vermelho-da-Guiné- superior	EN	0,000158455	
Procolobus verus* (Van Beneden, 1838) Galagidae	Colobus-de-oliva	VU	0,000181656	
Galagoides demidoff (G. Fischer, 1806) Hominidae	Galago-anão-de-Demidoff	LC	0,0000517	

Gorilla beringei ssp graueri* (Matschie, 1914)	Gorila-de-Grauer	CR	0,0000203
Pan troglodytes* (Blumenbach, 1799)	Chimpanzé	EN	0,0000521
Indriidae	•		
Avahi laniger (Gmelin, 1788)	Lêmure-de-lã-oriental	VU	0,000262531

Tabela A. 3 (Fim). Mamíferos de médio e grande porte com hábitos terrestres e arbóreos

registrados em nossa revisão sistemática.

Táxon	Nome comum (IUCN)	Categoria de ameaça (IUCN)	Dmin-spp. (Pontos km²)
Lemuridae		` '	
Lemur catta (Linnaeus, 1758)	Lêmure-de-cauda-a-anel	EN	0
Lepilemuridae			
Lepilemur mustelinus (I. Geoffroy, 1851)	Lêmure-de-doninha	NT	0,000549353
Lorisidae			
Perodicticus potto (P. L. S. Müller, 1766)	Potto-africano-ocidental	LC	0,000144965
Pitheciidae			
Callicebus nigrifrons (Spix, 1823)	Macaco-titi de frente preta	NT	0,000898051
Chiropotes chiropotes (Humboldt, 1811)	Saki-barbudo	LC	0,000444315
Pithecia pithecia (Linnaeus, 1766)	Saki-de-cara-branca	LC	0,001377283
Plecturocebus oenanthe (Thomas, 1924)	Macaco-titi-de-San-Martin	CR	0,001192186
Plecturocebus pallescens (Thomas, 1907)	Macaco-chacoan-titi	LC	0,000067
Proboscidea			
Elephantidae			
Elephas maximus (Linnaeus, 1758)	Elefante-asiático	EN	0,000408737
Rodentia			,
Caviidae			
Hydrochoerus hydrochaeris (Linnaeus, 1766)	Capivara	LC	0,000365526
Cuniculidae	1		.,
Cuniculus paca (Linnaeus, 1766)	Paca	LC	0,000516858
Dasyproctidae			.,
Dasyprocta azarae (Lichtenstein, 1823)	Agouti-de-Azara	DD	0,000206295
Dasyprocta leropirna (Linnaeus, 1758)	Agouti-de-rumped-vermelho	LC	0,000575139
Myoprocta acouchy (Erxleben, 1777)	Acouchi-vermelho	LC	0,000745117
Erethizontidae			*,****
Coendou prehensilis (Linnaeus, 1758)	Porco-espinho-brasileiro	LC	0,000374193
Hystricidae			*,*****
Hystrix africaeaustralis (Peters, 1852)	Porco-espinho-do-Cabo	LC	0,000176582
Hystrix cristata (Linnaeus, 1758)	Porco-espinho-de-crista	LC	0,00011663
Pepetidae			*,****
Pedetes capensis (Forster, 1778)	Lebre-da-primavera	LC	0,000255704
Sciuridae	F		-,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,
Marmota monax (Linnaeus, 1758)	Marmota (animal norte-americano)	LC	0,006596988
Thryonomyidae	(minim nerve milerieure)	20	2,3000,000
Thryonomys swinderianus (Temminck, 1827)	Maior-rato-de-cana	LC	0,000142183
Tubulidentata		20	., <u>-</u> 100
Orycteropodidae			
Orycteropus afer (Pallas, 1766)	Porco-da-terra	LC	0,000096

Categorias da Lista Vermelha da IUCN. Memos preocupante (LC), Quase ameaçado (NT), Vulnerável (VU), Ameaçado (EN), Criticamente ameaçado (CR) e Dados deficientes (DD). (*) Espécies para as quais a mineração é uma ameaça de acordo com a IUCN (*Produção de Energia & Mineração*; e *Mineração & pedreira*). Densidade de recursos minerais na extensão da espécie (Dmin-spp).

Tabela A.4. Países com atividades de mineração incluídos em nossa revisão sistemática e informações sobre: O número de artigos (publicações científicas) avaliados; Tipos de minerais explorados; Densidade mineral por país (DPM-País); O Produto Interno Bruto (PIB) e os *Hotspots* da Biodiversidade.

País	Nº. de artigos	Minerais explorados	DPM-País (Pontos km²)	GDP	Hotspots
Armênia	1	NE	0,000642147	0,891	Irano-Anatólia
Austrália	3	AL-C, U	0,000151207	1,861	Sudoeste da Austrália
Brasil	5	AL-C, AU, FE, LST	0,000242953	1,299	Mata Atlântica
Canadá	6	GEM, COA, CU, U, OIL, GAS	0,000163826	0,415	X
Chile	1	CU, MO	0,005511998	9,646	X
China	2	COA, GEM-J, FE, GYP, NE	0,000110756	0,354	Montanhas do sudoeste da China
República do Congo	2	MA	3,18966E-05	3,382	Afromontane Oriental
Dinamarca	1	COA	2,34369E-05	0	X
Espanha	1	PB	0,000329045	0,004	Bacia do Mar Mediterrâneo
França	1	NE	0,000606397	0	X
Gana	1	NE	0,000305844	1,998	Florestas guinéus da África Ocidental
Índia	1	FE	0,000247555	0,366	X
Libéria	1	AU	0,00017841	0,576	Florestas Guinéus da África Ocidental
Madagascar	2	NI, CO, NE	0,00010287	0,001	Madagascar e as Ilhas do Oceano Índico
Mongólia	1	NE	1,02259E-05	13,427	X
Peru	1	NE	0,002333676	3,886	X
Senegal	1	AU	6,11616E-05	0,115	Florestas Guinéus da África Ocidental
Serra Leoa	1	NE	0,000293299	0,765	X
Estados Unidos da América	6	AG, AU, FE, PB, ZN, CU, NE	0,027912812	0,039	X
África do Sul	1	COA-B	0,000572204	1,373	X

Minerais explorados: AG: Prata, AL-C: Bauxita, AU: Ouro, CO: Cobalto, COA: Carvão, COA-B: Gás xisto, CU: Cobre, FE: Ferro, GÁS: Gás, GEM: Kimberlito, GEM-J: Jade, GYP: Gesso, LST: Calcário, MA: Mineração artesanal, MO: Molibdênio, NI: Níquel, NE: Não especificado, OIL: Petróleo: PB: Chumbo, U: Urânio, ZN: Zinco; DPM-País: Densidade de recursos minerais para cada País; GDP: Produto Interno Bruto e *Hotspots* de Biodiversidade.

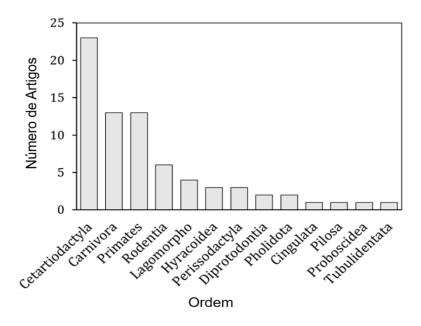


Figura A. 1. Número de artigos revisados por pares que mencionavam ordens de mamíferos de médio e grande porte com hábitos terrestres e arbóreos e vivem em áreas com atividade de mineração.

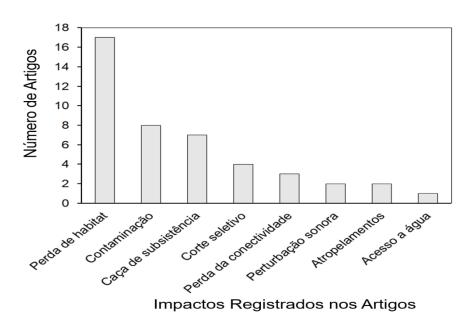


Figura. A. 2. Número de artigos revisados por pares pelas principais ameaças de mineração em mamíferos de médio e grande porte com hábitos terrestres e arbóreos.

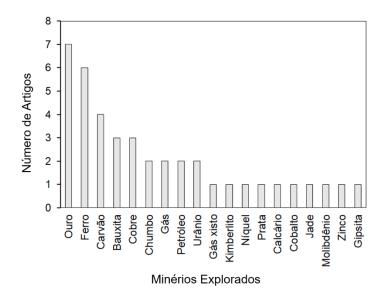


Figura. A. 3. Número de artigos revisados por pares que mencionavam os minerais explorados na extensão da ocorrência de mamíferos de médio e grande com hábitos terrestres e arbóreos.

Capítulo 2 – USO DE AMBIENTES DE TERRA FIRME POR MAMÍFEROS ARBORÍCOLAS E TERRÍCOLAS NA AMAZÔNIA

Artigo com pretensão de submissão ao periódico: Biodiversity and Conservation

RESUMO A floresta tropical amazônica é constituída por um mosaico de terras inundáveis, (várzeas, igapós e mistas) e não inundáveis (terra firme). A Floresta Nacional (FLONA) de Saracá-Taquera caracterizada como terra firme, localiza-se no estado do Pará, Brasil, onde foi constituída a Mineração Rio do Norte (MRN). A empresa retira bauxita nos topos dos platôs e usa a matriz circundante composta por floresta para escoar a produção por meio da abertura de estradas, onde ocorrem potenciais impactos sobre a fauna de mamíferos de médio e grande porte. Portanto, buscamos entender o uso de diferentes ambientes de terra firme por mamíferos arborícolas e terrícolas. Assim, analisamos 10 anos (2010-2019) de coleta de dados de abundância de mamíferos de médio e grande porte por meio de transectos lineares percorridos durante o monitoramento de duas espécies de primatas: Chiropotes sagulatus e Saguinus martinsi. Com o intuito de compreender quais variáveis ambientais influenciam a biomassa agregada de mamíferos amazônicos em ambientes de terra firme, realizamos uma análise generalizada de modelos mistos lineares, e testamos algumas variáveis: pluviosidade mensal, altura do dossel, porcentagem de floresta em um raio de 100m e altura acima da drenagem mais próxima (HAND). De fato, a elevação do terreno afetou positivamente a biomassa de arborícolas, e teve relação inversa com terrícolas, ou seja, quanto menor a elevação do terreno maior foi a biomassa de mamíferos terrícolas e menor a de arborícolas. Salientamos que, em longo prazo, com o avanço das lavras de bauxita, previstas para ocorrerem em mais de 30% de toda a FLONA, a fauna de arborícolas pode ser afetada com a redução de habitats usados por esta guilda, e as espécies terrícolas estarão cada vez mais restritas às áreas de baixio no interior das florestas. Recomendamos avaliações, monitoramento e planos de manejo que considerem os impactos específicos sobre arborícolas e terrícolas durante a exploração e uso dos platôs de terra firme.

Palavras-chave: Bauxita, Desmatamento, Hábitos arborícolas, Hábitos terrícolas, Lençol freático, Mamíferos, Modelos mistos.

ABSTRACT The Amazon rainforest consists of a mosaic of floodable land (floodplains, igapós and mixed) and non-flooded land (*terra firme*). The Saracá-Taquera National Forest (FLONA)

is characterized as terra firme, is located in the state of Pará, Brazil, where Mineração Rio do Norte (MRN) was established. The company removes bauxite from the tops of the plateaus and uses its surrounding matrix composed of forest to transport production through the opening of roads, where potential impacts on the fauna of medium and large mammals occur. Therefore, we seek to understand the use of different terra firme environments by arboreal and terrestrial mammals. Thus, we analyzed 10 years (2010-202019) of medium and large mammal abundance data collection through linear transects traversed during a monitoring of two primate species: Chiropotes sagulatus and Saguinus martinsi. In order to understand which environmental variables influence the aggregate biomass of Amazonian mammals in terra firme environments, we performed a generalized analysis of linear mixed models, and tested dome variables: mothly rainfall, canopy height, percentage of forest within a radius of 100m and height above the nearest drainage (HAND). In fact, the elevation of the terrain positively affected the biomass of arboreal mammals, and had an inverse relationship with terrestrial, that is, the lower the elevation of the terrain, the greater the biomass of terrestrial mammals and the lower the biomass of arboreal mammals. We emphasize that, in the long term, with the advance of bauxite mines, predicted to occur in more than 30% of the entire FLONA, the arboreal fauna may be affected with the reduction of habitats used by this guild, and the terrestrial species will be increasingly restricted to shallow areas within the forests. We recommend assessments, monitoring and management plans that consider the specific impacts on arboreal and terrestrial land during exploration and use of terra firme plateaus.

Keywords: Bauxite, Logging, Arboreal habits, Land habits, Groundwater, Mammals, Mixed models.

1. Introdução

A crescente demanda por recursos destinados às necessidades impostas pela sociedade e o aumento do consumo *per capita* levam as populações humanas a explorarem cada vez mais os recursos naturais, o que avança para distintos impactos sobre a biodiversidade. Da mesma maneira, as alterações no clima global e a escassez de recursos hídricos representam ameaças às populações de animais silvestres (Laurance et al. 2000, 2014). Para atender as demandas humanas, atividades realizadas como: a exploração madeireira, a abertura de estradas (Laurance et al. 2000, 2014), a expansão agropecuária (Magioli et al. 2019), a construção de hidrelétricas (Tófoli et al. 2017) e a atividade mineradora (Owusu et al. 2018) geram potenciais impactos sobre a biodiversidade.

A extração mineral é responsável por impactos diretos ao meio ambiente, como o desmatamento e a redução da biodiversidade local (Calas 2017; Tófoli et al. 2017; Nunes et al. 2018), além do consumo intensivo de energia elétrica e uso excessivo de água (Salomão et al. 2007; Yumkella and Yillia 2015). As alterações ambientais podem gerar pressões aos mamíferos silvestres a ponto destes mudarem seus comportamentos naturais (Drolet et al. 2016). Ovelhas (*Ovis canadensis*), por exemplo, ao se alimentarem em áreas adjacentes a locais com atividade de mineração comprometeram seu tempo de forrageamento e qualidade da dieta; entretanto, durante o verão, essa distribuição espacial foi alterada, pois, como mostrou Oehler et al. (2005), as fêmeas tenderam a se estabelecer em proximidades de água ainda que em situação de risco, como locais próximos a explosivos. Espécies arborícolas, como coalas (*Phascolarctos cinereus*), apresentam densidades determinadas pela qualidade do habitat em relação à distribuição de água (Rhodes et al. 2009). Entretanto, a qualidade e quantidade de água de uma floresta tropical dependem do fluxo da água pelo dossel, bem como pela chegada da água pelo solo (Räsänen et al. 1990).

Particularmente nos trópicos, os diferentes ambientes de floresta apresentam composição florística e distribuição de espécies arbóreas distintas em função das características do solo; cargas de sedimentos e nutrientes disponíveis nas águas dos rios; regime pluviométrico de cheias; e perturbação na hidrogeomorfologia (Wittmann et al. 2010; Myster 2017). Assim, a disponibilidade de água no solo pode influenciar a dinâmica de floração e frutificação nos ecossistemas, pois afeta a fisiologia das plantas (Nobre et al., 2014). Florestas de terra firme apresentam baixa variação na composição florística quando comparada com a floresta tropical inundada (Myster 2017). Entretanto, Wittmann et al. (2010) identificaram maior riqueza entre gêneros e espécies florestais em terra firme da Amazônia Central em comparação com a floresta inundada. Embora as florestas de terra firme apresentem menor densidade e biomassa de primatas, são os ambientes de várzea os mais pobres em relação a toda fauna (Haugaasen and Peres 2005). Desse modo, as alterações nos padrões de precipitação podem afetar a disponibilidade de alimentos e recursos para mamíferos arborícolas (Silva et al. 2021), bem como os mamíferos com hábitos frugívoros e folívoros (Santos and Mendes-Oliveira 2012), especialmente porque as densidades populacionais de mamíferos são determinadas pela disponibilidade de recursos alimentares (Robinson and Redford 1986).

A biogeografia da floresta amazônica é influenciada pela heterogeneidade e idade da terra firme, sendo que, a dinâmica hidrológica andina afeta a drenagem da Amazônia e, consequentemente, contribui com os padrões paleo-hidrológicos (Räsänen et al. 1990). Além disso, a faixa de temperatura sempre acima de 18°C resulta na formação do ar quente e úmido,

que influencia o regime hidrológico em escala local e global (Krusche et al. 2011). Nesse sentido, recentemente, as alterações nos regimes de chuva na bacia amazônica ocidental têm ocasionado inundações nas estações chuvosas e diminuição de precipitação nas estações secas (Bodmer et al. 2018).

A floresta Amazônica é caracterizada pela distribuição heterogênea na produção de minérios entre seus estados (Enríquez, 2015). A Floresta Nacional (FLONA) de Saracá-Taquera abriga trechos contínuos de floresta amazônica intacta (Morato et al. 2018). Em boa parte da FLONA existem platôs que são explorados para extração de bauxita há algumas décadas, onde a floresta é totalmente retirada para que ocorra o processo de lavra (Salomão et al. 2020). Sabese que esse processo de desmatamento implica em alterações significativas sobre a fauna residente, onde já se comprovou que, a dimensão desse desmate promove baixa diversidade de pequenos mamíferos na floresta ao redor (Rodrigues et al. 2020). Sabe-se também da severidade do efeito de borda provocado pelo desmatamento, uma vez que ocorre um grande aumento no número de insetos galhadores nas árvores situadas próximas aos platôs minerados (de Araújo et al. 2014). Portanto, esses pulsos de drenagem, que ocorrem nos fundos dos vales onde os platôs são minerados podem representar uma barreira biológica que acaba ampliando o estresse promovido pelo desmatamento no processo de uso dos ambientes pela fauna, efeito esse que pretendemos discutir.

A Mina de Porto Trombetas (platôs rosa representado na Figura 1) representa cerca de 80% da produção de bauxita do Brasil, porcentagem essa que eleva o país à posição de terceiro maior produtor de bauxita, juntamente com a Jamaica, atrás apenas de Guiné e Austrália (Salomão et al. 2007). As operações de lavra nas minas de bauxita da MRN são desenvolvidas com as seguintes etapas: desmatamento, decapeamento, perfuração, desmonte, escavação, carregamento, transporte e recuperação de áreas mineradas (Salomão et al. 2002). Dessa maneira, e em função das condicionantes de concessão, desde a década de 1980, a empresa desenvolve o reflorestamento das áreas mineradas com uso de técnicas de plantios heterogêneos, empregados em cerca de 100 ha de cada área desmatada por ano (Parrotta and Knowles 2001).

Sendo assim, levantamos o seguinte questionamento: a altura acima da drenagem mais próxima (HAND), a cobertura florestal e a sazonalidade da precipitação afetam os modelos de ocupação de habitats pela mastofauna arborícola e terrícola em florestas de terra firme na Amazônia? Para tanto, consideramos as seguintes hipóteses: i) a biomassa agregada de arborícolas e terrícolas aumenta em meses com maior pluviosidade; ii) a proporção de cobertura florestal em um micro-habitat (raio de 100m - menor escala possível para analisarmos o efeito

do micro-habitat no uso do espaço para um grande conjunto de espécies) no entrono de um ponto (centroíde) influencia positivamente a biomassa agregada de mamíferos arborícolas e terrícolas; iii) a biomassa agregada dos mamíferos arborícolas e terrícolas é maior em áreas com menor altura acima da drenagem mais próxima – *Height Above the Nearest Drainage* (HAND), uma vez que a vegetação de uma área mais úmida apresenta maior variação na composição florística; e iv) a altura do dossel influencia positivamente a biomassa de mamíferos arborícolas e terrícolas, pois provê cobertura para proteção contra predadores, sombreamento para regulação térmica dos animais, e aumenta a facilidade para deslocamento.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido na Floresta Nacional (FLONA) de Saracá-Taquera, localizada entre os municípios de Oriximiná, Faro e Terra Santa, no estado do Pará (Figura 1). Legalmente criada por meio do Decreto N°. 98.704/1989 (Brasil, 1989), sob regime de uso sustentável, a Unidade de Conservação (UC) possui 429.600 ha e está localizada à margem direita do rio Trombetas, região com exploração de minérios e recursos madeireiros, atendendo aos critérios da legislação sobre o Plano de Conservação da área (ICMBio, 2001).

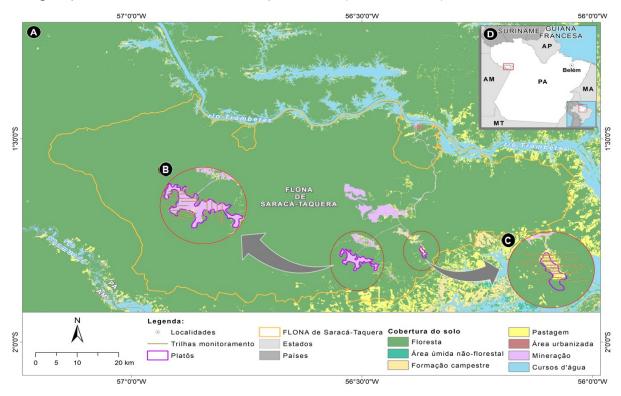


Fig 1. Localização da Floresta Nacional (FLONA) de Saracá-Taquera (A) e platôs Bela Cruz (B) e Bacaba (C), onde se localizam as trilhas de monitoramento de mamíferos, no estado do Pará (D).

A FLONA de Saracá-Taquera possui clima equatorial quente e úmido (Aw), segundo a classificação climática de Köppen (Alvares et al. 2013), com temperatura média de 26°C, umidade relativa do ar superior a 80%, e a altitude média é de 180m (Salomão et al. 2002; Salomão et al., 2020). O domínio estabelecido entre os municípios de Autazes e Oriximiná, nas proximidades do rio Amazonas, exibe gradientes de baixo relevo em associação à estrutura da drenagem, com formação de uma bacia preenchida por lagos de águas rasas e depósitos fluviais derivados dos lineamentos Nordeste-Sudoeste (NE-SW) e Leste-Oeste (E-W) (Costa et al. 2001).

Inserida na bacia amazônica, a cobertura vegetal da região é caracterizada como Floresta Ombrófila Densa com palmeiras (Salomão et al. 2002), onde suas formações geomorfológicas são constituídas por platôs (áreas elevadas e planas com altitudes variando entre 130 a 180m); encostas (áreas íngremes marginais aos platôs); baixios (áreas planas com altitudes inferiores a 100m); e planícies aluviais (áreas planas próximas aos grandes rios) (Morato et al. 2018). Assim, nossas amostragens são oriundas do monitoramento dos platôs Bacaba e Bela Cruz, com 242,68 ha e 1.640,76 ha de extensão territorial, respectivamente.

2.2. Amostragem de mamíferos

Nós nos concentramos no uso dos ambientes por mamíferos de médio e grande porte (Tabela A. 1), considerando a distância da rede de drenagem (distância do lençol freático e corpos d'água) disponíveis no pacote 'raster' (Hijmans, 2021). Para isso, coletamos dados de presença, bem como de riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte, por meio de amostragem em transecto linear (Peres and Cunha 2011). Com extensão entre 990m-3649m, nós concluímos nossa amostragem (2010-2019) em 24 trilhas, sendo 12 em cada platô: Bacaba e Bela Cruz (FUNAPE 2020). A transecção linear é um método consolidado como padrão para amostragem robusta de mamíferos de médio e grande porte. Na prática o método consiste em caminhar vagarosa e cuidadosamente em trilhas pré-estabelecidas e em velocidade de aproximadamente 1km h⁻¹, a fim de registrar de maneira direta todo animal avistado na extensão da trilha e/ou observado em distâncias perpendiculares à trilha. O registro de cada avistamento realizado consiste em coletar dados referentes a hora; coordenada geográfica do local de observação do animal; modo de detecção direto (visual); espécie observada; número de indivíduos (para espécies sociais); e atividade realizada pelo animal no momento do avistamento (parado, deslocamento, forrageio, alimentação, descanso, interação social e vocalização) (Peres and Cunha 2011). Assim, consolidamos o banco de dados coletados por 26 pesquisadores ao longo do período de 10 anos de amostragem na respectiva área de estudo (Figura A.1 e Figura A.2).

Posteriormente os dados foram tabulados em planilha eletrônica para análise da distribuição espacial. Para isso, cada transecto de senso foi dividido em segmentos menores de 100 m, equidistantes entre si, utilizando a ferramenta COGO disponível no software QGIS v. 3.4.6 (QGIS.ORG, 2021). Definimos essa configuração pois, por meio da mínima escala é possível captar as variações no terreno e na vegetação em escala de micro-habitat, para medir o efeito do micro-habitat no uso do espaço para um grande conjunto de espécies. Com isso, agrupamos as observações de mamíferos em função de uma mesma área de abrangência por meio da conversão desses segmentos em centróides (ponto central entre um conjunto de coordenadas geográficas) utilizando o Polígono de Voronoi, procedimento esse que possibilitou determinar quais espécies pertenciam aos respectivos segmentos. Nessa análise, ocorre a interpolação espacial ponderada pela localização entre as coordenadas geográficas referente aos registros de presença das espécies em cada segmento da trilha, resultando em uma figura geométrica construída a partir da triangulação de Delaunay, em que a circunferência é definida por três vértices de um triângulo de modo que contenha apenas um ponto amostral em seu interior (Brubacher et al. 2020).

Para cada dia de observação nós quantificamos a riqueza de espécies e estimamos a biomassa agregada, que neste estudo corresponde a riqueza de cada espécie registrada em cada segmento de 100m multiplicado pela massa corpórea (kg) de cada espécie conforme dados de Paglia et al., (2012). Para as espécies identificadas somente ao nível de gênero, calculamos a média da biomassa entre as espécies descritas dentro do respectivo gênero. Além disso, para as espécies cuja a literatura utilizada não apresenta uma medida única de massa corpórea, nós realizamos a soma dos valores de massa corpórea de todas as espécies relacionadas para aquele gênero e dividimos pelo número total de espécies do gênero (Eira barbara, Mazama americana, Mazama gouazoubira, Mazama nemorivaga, Panthera onca, Pecari tajacu, Puma concolor, Saguinus midas, Saimiri sciureus, Sapajus apella, e Tayassu pecari) (Paglia et al. 2012).

2.3. Variáveis ambientais

Para relacionar a riqueza observada com as características do habitat, incluímos em nosso banco de dados as variáveis ambientais: precipitação mensal (média de 1.748,35mm no período de 2010-2019), altura média do dossel, declividade, distância horizontal e vertical da rede de drenagem, distância da mineração e, cobertura do solo.

Os dados de precipitação mensal foram cedidos pela MRN, sendo provenientes da estação meteorológica local e as demais variáveis são oriundas de estimativas obtidas por meio de sensoriamento remoto, com resolução espacial de 30m. Para caracterização do ambiente, extraímos as variáveis da paisagem por meio de zonas de abrangência (*buffers*) circulares de 100m de raio, definidos a partir do ponto central de cada segmento, com auxílio do programa R, versão 4.1.0 (R Core Team, 2021), com o auxílio dos pacotes 'landscapemetrics' (Hesselbarth et al. 2019) e 'raster' (Hijmans 2021), bem como o software QGIS v. 3.4.6 (QGIS. Org. 2021). Além disso, extraímos a variável preditora referente à altura média do dossel por meio do produto da Altura do Dossel da Floresta Global – Global Forest Canopy Height (Potapov, et al., 2020), disponíveis na base de dados da Global Land Analysis and Discovery (GLAD, 2021).

Para caracterizar a declividade, a forma do terreno e a distância horizontal e vertical da rede de drenagem, obtivemos dados provenientes da Missão Topográfica Radar Shuttle - *Shuttle Radar Topographic Mission* (SRTM), disponíveis em Serviço Geológico dos Estados Unidos - *United States Geological Survey* (USGS) (2021), para representação do Modelo Digital do Terreno (MDT). A obtenção das médias de declividade e de distância horizontal foi realizada no programa R. Visto nosso interesse em compreender o uso dos ambientes pela fauna em função dos recursos hídricos, empregamos o mesmo MDT no processo de obtenção da distância vertical (diferença altimétrica entre pontos do MDT) até a drenagem mais próxima, por meio do algoritmo de Altura Acima da Drenagem Mais Próxima - *Height Above the Nearest Drainage* (HAND, Nobre et al. 2011) disponível em HANDModel (2021). Ressaltamos que ambientes denominados baixios apresentam valores pequenos obtidos da simulação HAND, ou seja, possuem menor distância entre lençol freático e superfície e expressam a saturação do solo (Pires and Borma 2013). Com isso, esperamos que o descritor HAND apresente a robustez desejada quando aplicado em estudos na Amazônia, uma vez que o mesmo utiliza o potencial gravitacional como principal descritor do terreno (Rennó et al. 2008; Pires and Borma 2013).

A cobertura do solo e a distância de mineração foram determinadas com base nos dados do MapBiomas v. 5.0 (Projeto MapBiomas, 2020; Souza-Junior et al., 2020). Determinamos a distribuição de cada classe de cobertura do solo, e respectivo percentual da classe no *buffer* para representação da classe majoritária de cobertura do solo. Por se tratar de uma área com exploração mineral prévia e durante o monitoramento de mamíferos de médio e grande porte, é relevante a obtenção da distância entre a área de amostragem (segmentos) até a área minerada. Por essa razão, compilamos os dados da distância mínima do ponto do segmento à área de

mineração, com base nos dados do MapBiomas (Projeto MapBiomas, 2020; Souza-Junior et al, 2020).

2.4 Modelos mistos lineares generalizados

Para avaliar o efeito das variáveis ambientais sobre a biomassa das guildas funcionais (arborícolas e terrícolas) e guildas tróficas (frugívoros e folívoros) geramos modelos mistos lineares generalizados (GLMM) utilizando o pacote '*lme4*' no R (Bates et al. 2015). Não avaliamos as espécies escansoriais, semi-fossoriais, e da ordem Carnivora, em função da baixa representatividade destas espécies na amostragem, isto é, menos de 1% das unidades amostrais (segmentos de 100m) com presença de ao menos um indivíduo desses grupos.

Detectamos a superdispersão 'overdispersion' das variáveis explicativas por meio de um teste de qui-quadrado (χ^2), portanto os modelos foram gerados utilizando a distribuição binomial negativa (Bolker et al. 2009). Para verificar a multicolinearidade entre as variáveis explicativas, utilizamos a função vif () do pacote 'car' no R (Fox et al., 2019), com o corte de variation inflation factor (VIF) < 10, sendo utilizadas apenas as variáveis que não estavam correlacionadas (Mansfield and Helms 1982).

Para controlar a autocorrelação espacial e efeitos de pseudo-replicação, uma vez que as amostragens foram feitas em anos sucessivos ao longo dos mesmos transectos, utilizamos como cofator 'fixed effects' o número de identificação dos segmentos de 100m, uma vez que foram numerados sequencialmente em função da distância entre esses. Sendo assim, controlamos também o efeito de amostras repetidas no mesmo local ao longo do período de amostragem.

Para verificar o ajuste 'goodness-of-fit' dos modelos gerados, esses foram comparados a modelos nulos por meio de uma ANOVA ao nível de significância de 5% (Bolker et al. 2009). Além disso, utilizamos o método de seleção de modelos pelo *Akaike information criteria* (AIC) para comparar os modelos gerados com modelos nulos, considerando que diferenças de AIC menores do que 2 (Δ AIC < 2) indicam que os modelos gerados seriam equivalentes aos modelos nulos (Bolker et al. 2009).

3. RESULTADOS

Registramos 39 espécies de mamíferos de médio e grande porte, distribuídos em sete ordens e 21 famílias (Tabela A. 1). Entre as variáveis ambientais que contribuíram significativamente para as tendências nos modelos gerados com a GLMM, a altura acima da drenagem mais próxima (HAND) foi a variável identificada com maior frequência nos modelos para explicar as variações na biomassa das guildas funcionais e tróficas de mamíferos de médio

e grande porte. Vale ressaltar que, a biomassa agregada de terrícolas e arborícolas, independente da guilda trófica, variou de maneira distinta em função da altura acima da drenagem mais próxima altura acima da drenagem mais próxima (HAND), sendo que, a biomassa de terrícolas tende a aumentar em áreas com relevo mais baixo (Tabela 1). Para os mamíferos arborícolas, identificamos que, nos segmentos caminhados em altura acima da drenagem mais próxima (HAND) mais alto, registrou-se a maior biomassa agregada do grupo (Fig. 2).

Tabela 1. Modelo linear generalizado sobre a biomassa de mamíferos de médio e grande porte (guilda funcional e trófica) e estimativa de importância entre as variáveis físicas: altura acima da drenagem mais próxima (HAND), altura do dossel, proporção de floresta e precipitação mensal, na Floresta Nacional de Saracá-Taquera. Resultado da ANOVA (χ^2) comparando os modelos cheios gerados a modelos nulos. *Delta Akaike information criteria* (Δ AIC) = modelo nulo - model gerado.

Guildas funcionais HAND e tróficas¹		Altura do dossel	Proporção de Floresta (2018)	Precipitação mensal	ΔAIC	χ^2
Arborícolas						
(AR)	0,38448***	-0,12021*	-0,06027	0,09026	17	25,26***
AR-Frugívoro						
(Fr)	0,38166***	-0,12315*	-0,05753	0,08781	17,3	25,33***
AR-Folívoro						
(Fo)	0,475535*	-0,1609	-0,088753	0,004024	6,1	14,13**
Terrícolas (TE)	-1,3332***	0,0922	0,1575	-0,1257	6	14,04**
TE-Frugívoro						
(Fr)	-2,23518***	0,98749***	0,93183***	0,11454**	1359,8	1367,8***
TE-Folívoro						
(Fo)	-4,54865***	3,32495***	1,32814***	0,48348***	579,7	587,74***

¹ Frugívoro (Fr) Folívoro (Fo), Carnívoro (Ca); p-value <0.05 (*), <0.005 (**), p-value < 0,001 (***).

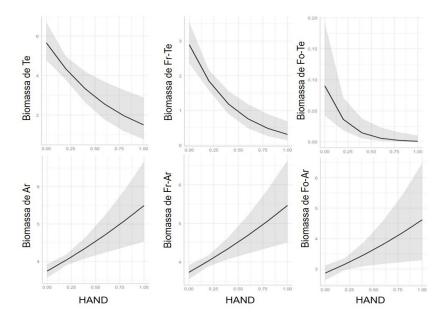


Fig. 2 Relação do HAND (valores padronizados) com a biomassa (kg) de mamíferos de médio e grande porte por grupo funcional: arborícolas (Ar) e terrícolas (Te), e suas respectivas guildas tróficas: frugívoro (Fr) e folívoro (Fo), Floresta Nacional de Saracá-Taquera.

Notamos também que os arborícolas, em especial os frugívoros, apresentam uma relação inversa entre biomassa agregada e à altura do dossel, ou seja, são as menores alturas de dossel da floresta que abrigam a maior biomassa dessas guildas (Tabela 1, Fig. 3). Em relação aos frugívoros e folívoros terrícolas, trechos de floresta com maior altura do dossel abrigam maior biomassa desses animais.

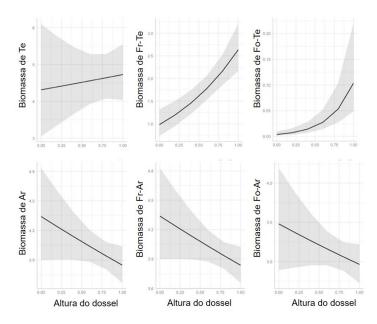


Fig. 3 Relação da altura do dossel (0,07- 29,28m - valores padronizados) com a biomassa (kg) de mamíferos de médio e grande porte por grupo funcional: arborícolas (Ar) e terrícolas (Te), e suas respectivas guildas tróficas: frugívoro (Fr) e folívoro (Fo), Floresta Nacional de Saracá-Taquera.

Nossos resultados apontam que, a proporção de floresta e a precipitação mensal influenciam positivamente a biomassa de terrícolas frugívoros e folívoros, com menor importância para a fauna de mamíferos arborícolas (Fig. 4 e 5). Entretanto, ao analisarmos os terrícolas em guilda tróficas (frugívoros e folívoros) notamos que todas as variáveis testadas afetam a biomassa agregada de mamíferos terrícolas (Tabela A.1).

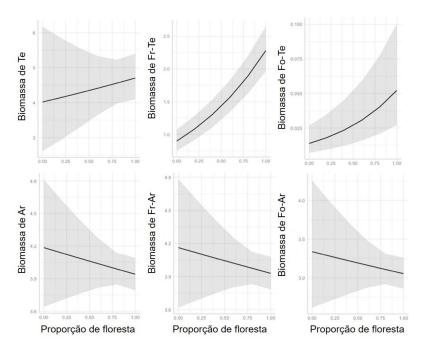


Fig. 4 Relação da proporção de floresta (%) com a biomassa (kg) de mamíferos de médio e grande porte por grupo funcional: arborícolas (Ar) e terrícolas (Te), e suas respectivas guildas tróficas: frugívoro (Fr) e folívoro (Fo), Floresta Nacional de Saracá-Taquera.

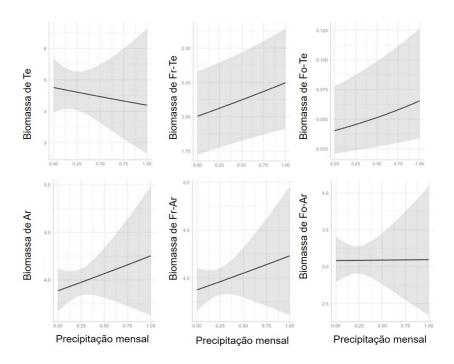


Fig. 5 Relação da precipitação mensal (valores padronizados) com a biomassa (kg) de mamíferos de médio e grande porte por grupo funcional: arborícolas (Ar) e terrícolas (Te), e suas respectivas guildas tróficas: frugívoro (Fr) e folívoro (Fo), Floresta Nacional de Saracá-Taquera.

4. DISCUSSÃO

Nossas discussões permeiam as variáveis que compõem uma paisagem amazônica de terra firme, circundante a uma mineradora de bauxita em atividade. Desse modo, esse é o primeiro estudo de longo prazo à avaliar a influência de variações ambientais de pequena escala de paisagem sobre a biomassa de mamíferos de médio e grande porte, considerando a proporção de floresta, a altura do dossel, a altura acima da drenagem mais próxima (HAND) e a precipitação mensal. Ao longo de 10 anos de coleta, registramos 39 espécies de mamíferos arborícolas, terrícolas e semifossoriais, os quais ocuparam diferentes ambientes nas florestas de terra firme e com diferentes frequências de registros, o que se reflete em diferentes biomassas dessa mastofauna distribuída na paisagem amostrada (Tabela A. 1). Vale ressaltar que, dentre todas as variáveis ambientais testadas, apenas as variações na altura acima da drenagem mais próxima (HAND) afetaram a biomassa de todas as guildas tróficas (frugívoros e folívoros) e guildas funcionais (arborícolas e terrícolas), ainda que com efeitos distintos. Enquanto a maior biomassa de arborícolas está associada a regiões de maior altura acima da drenagem mais próxima, por exemplo, próximas aos topos de platôs; a biomassa de terrícolas está associada a porções com menor altura acima da drenagem mais próxima, como os ambientes de baixadas e área de matas ciliares.

A altura do dossel influenciou a biomassa agregada de arborícolas frugívoros em uma relação inversa, ou seja, florestas com dossel mais baixo (0,07m - 29,28m, altura mínima e máxima do dossel, respectivamente) apresentam maior biomassa de arborícolas (0,350g Saguinus martinsi e, 7,400 Ateles paniscus, massa corpórea mínima e máxima, respectivamente, entre os mamíferos arborícolas) que se alimentam predominantemente de frutos e folhas jovens. Sabe-se que as espécies frugívoras que compõem um floresta de terra firme apresentam padrão de distribuição agregada (dos Santos et al. 2020). Tal distribuição espacial das espécies vegetais é resultado da heterogeneidade das condições do solo, topografia e de altitude (Condé et al. 2016), gerando distribuição de espécies com padrões fenológicos distintos na paisagem (Stevenson et al. 2008). Em terra firme, as florestas com estrutura da vegetação baixas têm padrão de distribuição agregada e geralmente são constituídas por subbosque denso (dos Santos et al. 2020), com presença de palmeiras e lianas com frutos que podem ser um atrativo para arborícolas frugívoros (Salomão et al. 2002). Por sua vez, a altura do dossel influenciou positivamente a biomassa de terrícolas, frugívoros e terrícolas folívoros, sendo maior em ambientes com dossel mais alto, essa relação positiva pode ser consequência dos atrativos do sub-boques mais limpos, que facilitam o deslocamento dos grandes mamíferos terrícolas, pois, é sabido que ambientes com dossel alto, possuem sub-bosques mais limpos e sombreados, constituído por trechos de florestas com dossel fechado, formado por grandes árvores lenhosas e emergentes (Pires and Prance, 1985).

Os frugívoros e folívoros terrícolas apresentam maior biomassa em locais com maior proporção de floresta (neste estudo estamos o micro-habitat em um raio de 100m), o mesmo não ocorre com os arborícolas, sendo sugestivo o uso dos ambientes de borda florestal por esse grupo com maior frequência. Os primatas, por exemplo, são capazes de ocupar clareiras naturais e bordas florestais alimentando-se de frutos de espécies pioneiras e de lianas tolerantes ao sol (Rylands 1987). A associação de terrícolas a ambientes melhor preservados, ou seja, com maior proporção de florestas, pode estar relacionada ao padrão de desmatamentos mais concentrados nos topos dos platôs, enquanto a maior biomassa de mamíferos terrícolas foi registrada em áreas mais baixas da terra firme.

O volume de precipitação mensal afetou apenas a biomassa de mamíferos terrícolas, não sendo relevante para explicar as variações na biomassa agregada de arborícolas. Esse resultado se assemelha ao encontrado por Bodmer et al. (2018), que ao verificarem a relação entre precipitação e abundância de mamíferos no espaço temporal de seis anos, indicaram pouca variação na abundância de espécies arborícolas. É possível que mamíferos terrícolas sejam mais frequentemente avistados em períodos chuvosos, uma vez que são altamente dependentes de

recursos espacialmente heterogêneos (Robinson and Redford 1986), e, como já reportado Wittmann et al. (2010), a terra firme apresenta maior disponibilidade de frutos nos períodos chuvosos, entretanto, arborícolas frugívoros também são dependentes desses recursos apesar de ter apresentado neste estudo, a menor biomassa agregada em períodos com maior pluviosidade. Ademais, os folívoros terrícolas, como os veados e as antas, também podem ser atraídos pela maior disponibilidade de frutos durante a estação chuvosa, uma vez que estes buscam recursos mais calóricos, como os frutos, apesar de se alimentarem de grande quantidade de folhas (Bodmer and Ward 2006).

As florestas de terra firme foram utilizadas pelos mamíferos arborícolas e terrícolas de maneira não uniforme, sendo que essa diferença se deu de forma mais consistente entre as guildas tróficas e funcionais em função da altura acima da drenagem mais próxima (HAND). Conforme demonstramos, aparentemente as ações locais realizadas pelos empreendimentos que exploram o minério de bauxita não impactam diretamente a biomassa agregada de mamíferos terrícolas, uma vez que esses tendem a utilizar ambientes com menor altura acima da drenagem mais próxima (HAND), e ainda, as etapas de exploração do minério são realizadas em topos de platôs, ou seja, onde o relevo é caracterizado por maior altura acima da drenagem mais próxima (HAND) (Pires and Borma 2013). Todavia, a mineração de bauxita é determinada por vários processos que alteram o meio ambiente, como a supressão da vegetação ou desmatamento, perfuração do solo, desmonte de morros, escavação, processos erosivos, rebaixamento do lençol freático, assoreamento de rios, poluição do ar por partículas suspensas pela atividade de extração de minério, ou mesmo no processo de beneficiamento, transporte, gases emitidos na queima de combustível e poluição sonora (Salomão et al. 2007; Nunes et al. 2018). Há, ainda, a construção de tanques de rejeito para armazenamento de resíduos tóxicos (Tófoli et al. 2017) e extração ou deslocamento de rochas, tornando-as resíduos de minas (Calas 2017). Assim, ressaltamos que entre os processos demandados pela mineração, a perda de habitat e contaminação da fauna por meio do acumulo partículas tóxicas nos recursos alimentares, bem como, na água e no solo, são os principais impactos diagnosticados entre as explorações de minérios conhecidas mundialmente, inclusive para os mamíferos arborícolas (Martins-Oliveira et al. 2021).

A hipótese levantada mostrou categoricamente a altura acima da drenagem mais próxima (HAND) afeta a ocorrência da fauna de mamíferos de médio e grande porte, entretanto, guildas tróficas são afetadas em proporções distintas. De fato, a massa corpórea dos mamíferos terrícolas de médio e grande porte moldam a distância que os mesmos apresentam sobre a altura acima da drenagem mais próxima (HAND), mostram uma relação inversamente proporcional

(Ficetola et al. 2021). Portanto, as variáveis ambientais relacionadas em escala de habitat local são importantes para determinar características de conservação das espécies.

5. CONCLUSÃO

Acreditamos que o conhecimento da distribuição espacial das populações de mamíferos arborícolas e terrícolas representa um componente essencial para a elaboração de planos estratégicos de conservação (Rhodes et al. 2009). Desse modo, evidenciamos a importância desta pesquisa, uma vez que, os platôs secos da região estudada, são explorados para extração de bauxita e no contexto geral, os pulsos hídricos em áreas sazonalmente inundadas em podem ser um desafio às espécies com a perda provisória desses platôs minerados, portanto, estratégias que viabilizem a mitigação de impactos devem ser construídas e emergencialmente inseridas no contexto prático. Assim, a implementação de passagens áreas para fauna arborícolas podem ser consideradas uma boa alternativa para o planejamento estratégico na redução de impactos.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT, Campus de Nova Xavantina (MT); à UNEMAT, Campus de Sinop (MT); e à Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT, Campus de Sinop. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT) através da disponibilidade de bolsa de estudos para a pesquisadora, que também recebe apoio financeiro e logístico da Mineração Rio do Norte (MRN) e conta com a colaboração dos integrantes do projeto "Monitoramento de duas espécies de primatas na Floresta Nacional (FLONA) de Saracá-Taquera". Pedro V. Eisenlohr recebe suporte financeiro do CNPq (Bolsa de Produtividade em Pesquisa PQ-2 - Processo #305044/2019-2). Este projeto conta com o apoio permanente da FUNAPE (Fundação de Apoio à Pesquisa da Universidade Federal de Goiás). Os dados foram e continuam a ser coletados por bolsistas e ex-bolsistas: Anderson Filó, Andréia M. de Carvalho, Áquila F. de Oliveira, Breno G. M. da Silva, Daniel S. Ferraz, Fabiano R. de Melo, Fernanda Weysfield, Francisco H. Gabriel, Igor Inforzato, Ivanyr Fumian, João Bosco G. Barros, José Renato Rosa, Katucia Zatelli, Leandro S. Moreira, Letícia P. Silva, Marluci Fachi, Paola C. Soares, Pietro de Oliveira Scarascia, Raony de Macêdo Alencar, Roberta Lira, Samara Teixeira, Tatiane dos Santos Cardoso, Thiago Henrique G. Alvim, Valeska B. de Oliveira e Viviane Sodré Moura, ao longo de anos.

REFERÊNCIAS

- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, et al (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorol Zeitschrift 22:711–728. https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507
- Bates D, Mächler M, Bolker BM, Walker SC (2015) Fitting linear mixed-effects models using lme4. J Stat Softw 67:. https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01
- Bodmer R, Mayor P, Antunez M, et al (2018) Major shifts in Amazon wildlife populations from recent intensification of floods and drought. Conserv Biol 32:333–344. https://doi.org/10.1111/cobi.12993
- Bodmer R, Ward D (2006) Frugivory in large mammalian herbivores. Large Herbiv Ecol Ecosyst Dyn Conserv 232–260. https://doi.org/10.1017/cbo9780511617461.010
- Bolker BM, Brooks ME, Clark CJ, et al (2009) Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. Trends Ecol Evol 24:127–135. https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.10.008
- Brasil, 1989. DECRETO No. 98.704 DE 27 DE DEZEMBRO DE 1989. Cria a Floresta Nacional de Saracá Taquera. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/D98704.htm. Acesso em 10 set 2021
- Brubacher JP, Oliveira GG de, Guasselli LA (2020) Preenchimento de Falhas e Espacialização de Dados Pluviométricos: Desafios e Perspectivas. Rev Bras Meteorol 35:615–629. https://doi.org/10.1590/0102-77863540067
- Calas G (2017) Mineral Resources and Sustainable Development. Elements 13:301–306. https://doi.org/10.2138/gselements.13.5.301
- Condé TM, Tonini H, Silva F Da, et al (2016) Padrão espacial de espécies madeireiras da Amazônia pelo método de coordenadas cartesianas e espaciais. Pesqui Florest Bras 36:115. https://doi.org/10.4336/2016.pfb.36.86.1111
- Costa JBS, Léa Bemerguy R, Hasui Y, Da Silva Borges M (2001) Tectonics and paleogeography along the Amazon river. J South Am Earth Sci 14:335–347. https://doi.org/10.1016/S0895-9811(01)00025-6
- de Araújo WS, do Espírito-Santo Filho K, Bergamini LL, et al (2014) Habitat conversion and galling insect richness in tropical rainforests under mining effect. J Insect Conserv 18:1147–1152. https://doi.org/10.1007/s10841-014-9725-6
- dos Santos RO, de Lima RB, Soares RN, et al (2020) Influence of the soil on the spatial structure of forest species—preliminary results in a terra firme secondary forest plot, Amapá, Brazil. South For a J For Sci 82:179–195. https://doi.org/10.2989/20702620.2020.1759294
- Drolet A, Dussault C, Côté SD (2016) Simulated drilling noise affects the space use of a large terrestrial mammal. Wildlife Biol 22:284–293. https://doi.org/10.2981/wlb.00225
- Enríquez MA (2015). Mineração na Amazônia. Parcerias Estratégicas. v.19, n.38, p.155-198.
- Ficetola GF, Lunghi E, Canedoli C, et al (2018) Differences between microhabitat and broad-scale patterns of niche evolution in terrestrial salamanders. Sci Rep 8:1–12. https://doi.org/10.1038/s41598-018-28796-x

- Ficetola GF, Mazel F, Falaschi M, et al (2021) Determinants of zoogeographical boundaries differ between vertebrate groups. Glob Ecol Biogeogr 30:1796–1809. https://doi.org/10.1111/geb.13345
- FUNAPE (2020) Fundação de Amparo à Pesquisa da Universidade Federal de Goiás FUNAPE & Mineração Rio do Norte MRN. 2020. Monitoramento de duas espécies de primatas na Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Pará, com ênfase em áreas de recuperação florestal. Relatório Técnico não publicado. Oriximiná, Pará: FUNAPE. 129p
- GLAD (Global Land Analysis and Discovery) (2019). Global Forest Canopy Height. Acesso em 29 de Outubro de 2021 https://glad.umd.edu/dataset/gedi
- Haugaasen T, Peres CA (2005) Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. J Trop Ecol 21:133–145. https://doi.org/10.1017/S026646740400207X
- Hesselbarth MHK, Sciaini M, With KA, et al (2019) Landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. Ecography (Cop) 42:1648–1657. https://doi.org/10.1111/ecog.04617
- Hijmans RJ (2021) raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 3.4-13. https://CRAN.R-project.org/package=raster
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (2001). https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-planos-demanejo/pm_flona_saraca_taquera.pdf
- Krusche A V., Ballester MVR, Leite NK (2011) Hydrology and Biogeochemistry of Terra Firma Lowland Tropical Forests
- Laurance WF, Sayer J, Cassman KG (2014) Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. Trends Ecol Evol 29:107–116. https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.12.001
- Laurance WF, Vasconcelos HL, Lovejoy TE (2000) Forest loss and fragmentation in the Amazon. Oryx 34:39–45. https://doi.org/10.1046/j.1365-3008.2000.00094.x
- Magioli M, Moreira MZ, Fonseca RCB, et al (2019) Human-modified landscapes alter mammal resource and habitat use and trophic structure. PNAS 116:18466–18472. https://doi.org/10.1073/pnas.1904384116
- Mansfield ER, Helms BP (1982) Detecting Multicollinearity. Am Stat 36:158–160
- Martins-Oliveira AT, Zanin M, Canale GR, et al (2021) A global review of the threats of mining on mid-sized and large mammals. J Nat Conserv 62:126025. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.126025
- Morato SAA, Ferreira GN, Scupino MRC (2018) Herpetofauna da Amazônia Central: Estudos na FLONA de Saracá-Taquera
- Myster RW (2017) A comparison of the forest soils in the Peruvian Amazon: Terra firme, palm, white sand and igap. J Soil Sci Environ Manag 8:130–134. https://doi.org/10.5897/jssem2017.0644
- Nobre AD, Cuartas LA, Hodnett M, et al (2011) Height Above the Nearest Drainage a hydrologically relevant new terrain model. J Hydrol 404:13–29.

- https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.03.051
- Nobre AD, Cuartas A, Hodnett M, Saleska SR (2014) Fine-Scale Relief in the Amazon Drives Large Scale Ecohydrological Processes. In *AGU Fall Meeting Abstracts* (Vol. 2014, pp. B54C-05)
- Nunes LJR, Godina R, Matias JCO (2018) Characterization and Possible Use to Fly Ashes from Anthracite Combustion in a Thermal Power Plant. Conferência Int IEEE Eng Ambient e Elétrica e 2018 IEEE Ind Commer Power Sustems Eur (EEEIC / I Eur 1–4. https://doi.org/10.1109/EEEIC.2018.8494445
- Oehler MW, Bleich VC, Bowyer RT, Nicholson MC (2005) Mountain sheep and mining: Implications for conservation and management. Calif Fish Game 91:149–178
- Oksanen FGB, Blanchet FG, Friendly M, et al (2020). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-7. https://CRAN.R-project.org/package=ve
- Owusu EH, Ofori BY, Attuquayefio DK (2018) The secondary impact of mining on primates and other medium to large mammals in forest reserves in southwestern Ghana. Extr Ind Soc 5:114–121. https://doi.org/10.1016/j.exis.2017.11.007
- Paglia AP, Fonseca GAB, Rylands AB, et al (2012) Lista anotada dos mamíferos do Brasil
- Parrotta JA, Knowles OH (2001) Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: Examples from the Brazilian Amazon. Ecol Eng 17:219–239. https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00141-5
- Peres CA, Cunha AA (2011) Manual Censo e Monitoramento de Vertebrados de Médio e Grande Porte por Transeccao Linear em Florestas Tropicais. 43
- Pires ÉG, Borma L de S (2013) Utilização do modelo HAND para o mapeamento de bacias hidrografias em ambiente de Cerrado. An XVI Simp Bras Sensoriamento Remoto SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Bras 13 a 18 abril 2013, INPE 5568–5575
- Pires J. and Prance G. (1985). The vegetation types of the Brazilian Amazon
- Potapov P, Li X, Hernandez-Serna A, Tyukavina A, et al (2020) Mapping and monitoring global forest canopy height through integration of GEDI and Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, 112165. https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112165
- Projeto MapBiomas (2021). Coleção v.5 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, acessado em 10 set 2021 através do link: [https://mapbiomas.org/]
- QGIS.org, 2021. QGIS Geographic Information System. QGIS Association. http://www.qgis.org
- Räsänen ME, Salo JS, Jungnert H, Pittman LR (1990) Evolution of the Western Amazon Lowland Relief: impact of Andean foreland dynamics. Terra Nov 2:320–332. https://doi.org/10.1111/j.1365-3121.1990.tb00084.x
- Rennó CD, Nobre AD, Cuartas LA, et al (2008) HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. Remote Sens Environ 112:3469–3481. https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.03.018
- Rhodes JR, McAlpine CA, Zuur AF, et al (2009) GLMM Applied on the Spatial Distribution of Koalas in a Fragmented Landscape. Springer Science & Business Media

- Robinson J, Redford K (1986) Body Size, Diet, and Population Density of Neotropical Forest Mammals. Am Nat 128:665–680
- Rodrigues AC, de Moura Costa HC, Faria MB, Melo FR (2020) Nonvolant Small Mammal (Rodentia and Didelphimorphia) Assemblages Structure in Areas Under Mining Impact in the Brazilian Amazon. Trop Conserv Sci 13:1–9. https://doi.org/10.1177/1940082920914884
- Rylands AB (1987) Primate communities in Amazonian forests: their habitats and food resources. Experientia 43:265–279. https://doi.org/10.1007/BF01945550
- Salomão R de P, de Matos AH, Corrêa M da S, et al (2002) Inventário Florestal em 205 Hectares de Floresta Ombrófila Densa com Palmeiras, Platô Bacaba/IBAMA, Porto Trombetas, Município de Oriximiná, Estado do Pará. IBAMA
- Salomão R de P, Sousa VG, Brienza Junior S, et al (2020) Trajetória da restauração florestal de áreas mineradas ao longo de 17 anos em unidade de conservação na Amazônia. Brazilian J Dev 6:3588–3609. https://doi.org/10.34117/bjdv6n1-258
- Salomão RP, Rosa NA, Morais KAC (2007) Dinâmica da regeneração natural de árvores em áreas mineradas na Amazônia. Bol Mus Para Emilio Goeldi Cienc Nat Belém 2:85–139
- Santos F da S, Mendes-Oliveira AC (2012) Diversidade de mamíferos de médio e grande porte da região do rio Urucu, Amazonas, Brasil. Biota Neotrop 12:282–291. https://doi.org/10.1590/S1676-06032012000300027
- Silva LP, Santana LM, Melo FR De (2021) Effect of Seasonality on the Feeding Behavior of Martins' Bare-faced Tamarin Saguinus martinsi (Primates: Callitrichidae) in the Brazilian Amazon. Primate Conserv 1–9
- Souza-Junior CM, Shimbo JZ, Rosa MR, et al. (2020) Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine. Remote Sensing, v. 12, n. 17, p. 2735. Disponível em: https://doi.org/10.3390/rs12172735
- Stevenson PR, Castellanos MC, Cortés AI, Link A (2008) Flowering Patterns in a Seasonal Tropical Lowland Forest in Western Amazonia. Biotropica 40:559–567. https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00417.x
- Tófoli RM, Dias RM, Zaia Alves GH, et al (2017) Gold at what cost? Another megaproject threatens biodiversity in the Amazon. Perspect Ecol Conserv 15:129–131. https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.003
- Wittmann F, Schöngart J, Junk WJ (2010) Phytogeography, Species Diversity, Community Structure and Dynamics of Central Amazonian Floodplain Forests. Amaz floodplain For 61–102. https://doi.org/10.1007/978-90-481-8725-6_4
- Yumkella KK, Yillia PT (2015) Framing the water-energy nexus for the post-2015 development agenda. Aquat Procedia 5:8–12. https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.10.003

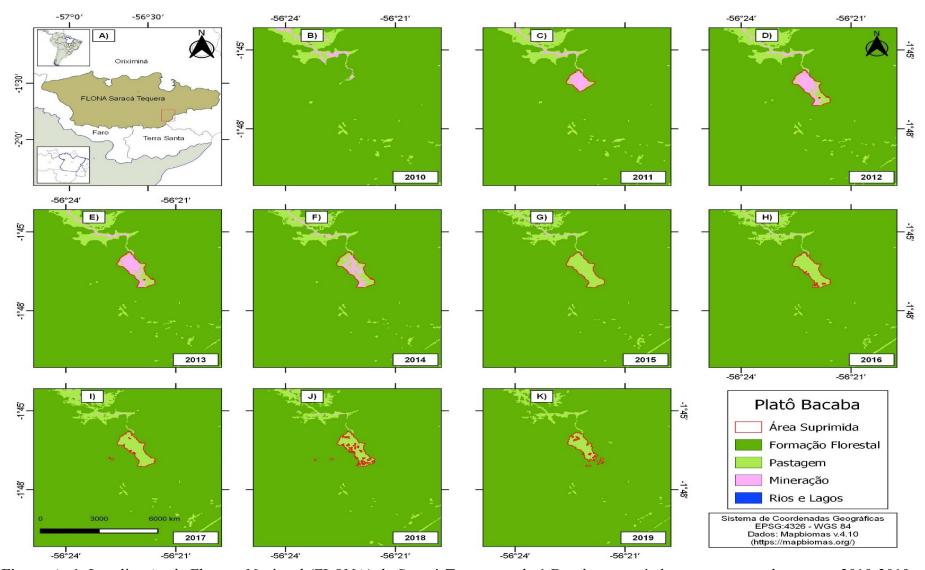


Figura A. 1. Localização da Floresta Nacional (FLONA) de Saracá-Taquera e platô Bacaba no período que compreende os anos 2010-2019, no estado do Pará, Amazônia brasileira.

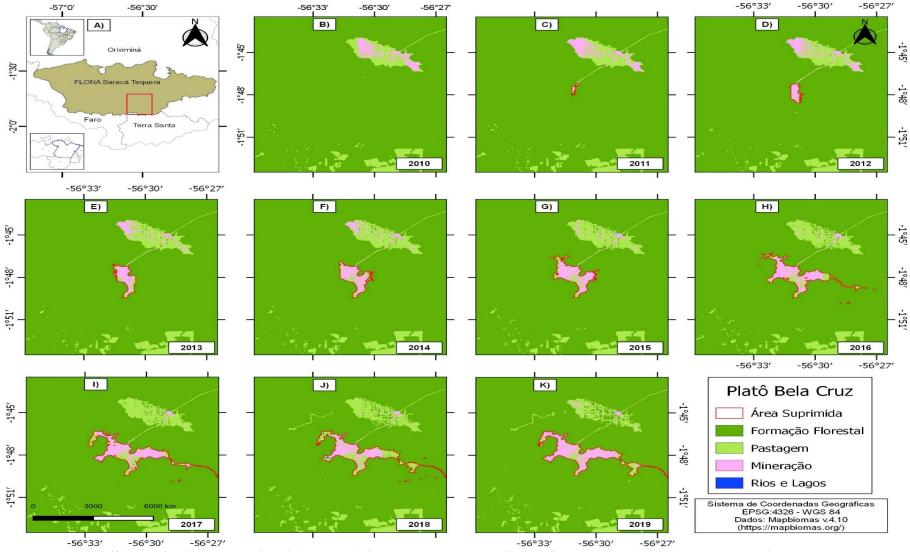


Figura A. 2. Localização da Floresta Nacional (FLONA) de Saracá-Taquera e platô Bela Cruz no período que compreende os anos 2010-2019, no estado do Pará, Amazônia brasileira.

Tabela A. 1 (Continua) População de mamíferos de médio e grande porte registrados no período de 2010-2019 na Floresta Nacional de Saracá-Taquera, com informações taxonômicas, hábitos locomotores, dieta e status de conservação pela União Internacional para Conservação da Natureza - *International Union for Conservation of Nature* (IUCN).

Ordem	Família	Espécie	Popular	Massa corpórea (kg) Paglia et al., 2012	Hábito locomotor	Dieta	IUCN
Pilosa	Bradypodidae	Bradypus tridactylus	Preguiça-de-três-dedos	4,65	Ar	Fo	LC
		Bradypus variegatus	Preguiça-comum	3,9	Ar	Fo	LC
	Cyclopedidae	Cyclopes didactylus	Tamanduaí	0,4	Ar	Fo	NA
	Megalonychidae	Choloepus didactylus	Preguiça-real	6,2	Ar	Fo	LC
	Myrmecophagidae	Myrmecophaga tridactyla	Tamanduá-bandeira	30,5	Te	Myr	VU
		Tamandua tetradactyla	Tamanduá-mirim	5,2	Sc	Myr	LC
Cingulata	Dasypodidae	Dasypus kappleri	Tatu-de-quinze-quilos	9,5	SF	In/On	LC
		Dasypus sp.	Tatu	4	SF	In/On	NA
	Chlamyphoridae	Cabassous unicinctus	Tatu-do-rabo-mole-pequeno	3,2	SF	Myr	LC
		Priodontes maximus	Tatu-canastra	5,4	SF	Myr	VU
Perissodactyla	Tapiridae	Tapirus terrestris	Anta	260	Te	Hb/Fr	VU
Cetartiodactya	Cervidae	Mazama americana	Veado-mateiro	38	Te	Fr/Hb	DD
		Mazama gouazoubira	Veado-catingueiro	21	Te	Fr/Hb	LC
		Mazama nemorivaga	Veado-roxo	20	Te	Fr/Hb	LC
		Mazama sp.	Veado	23,8	Te	Fr/Hb	NA
	Tayassuidae	Pecari tajacu	Cateto	26	Te	Fr/Hb	LC
		Tayassu pecari	Queixada	35	Te	Fr/Hb	VU

Tabela A. 1 (Continua) População de mamíferos de médio e grande porte registrados no período de 2010-2019 na Floresta Nacional de Saracá-Taquera, com informações taxonômicas, hábitos locomotores, dieta e status de conservação pela União Internacional para Conservação da Natureza - *International Union for Conservation of Nature* (IUCN).

Ordem	Família	Espécie	Popular	Massa corpórea (kg) Paglia et al., 2012	Hábito locomotor	Dieta	IUCN
Primates	Atelidae	Alouatta macconnelli	Bugio-vermelho-das-guianas	6	Ar	Fo/Fr	LC
		Ateles paniscus	Macaco-aranha-preto	7,4	Ar	Fo/Fr	VU
	Callithrichidae	Saguinus midas	Sauim-da-mão-dourada	0,5	Ar	Fr/In	LC
		Saguinus martinsi	Sauim	0,35	Ar	Fr/In	NT
	Cebidae	Saimiri sciureus	Macaco-de-cheiro-comum	0,9	Ar	Fr/In	LC
		Sapajus apella	Macaco-prego-das-guianas	3,1	Ar	Fr/On	LC
	Pitheciidae	Chiropotes sagulatus	Cuxiú	2,9	Ar	Fr/Se	LC
		Pithecia pithecia	Parauacu	1,6	Ar	Fr/Se	LC
Carnivora	Canidae	Speothos venaticus	Cachorro-do-mato-vinagre	6	Te	Ca	NT
	Felidae	Panthera onca	Onça-pintada	109,5	Te	Ca	NT
		Puma concolor	Onça-parda	46	Te	Ca	LC
		Leopardus pardalis	Jaguatirica	9,5	Te	Ca	LC
		Leopardus wiedii	Gato-maracajá	6	Sc	Ca	NT
	Mustelidae	Eira barbara	Irara	7	Te	Fr/On	LC
		Lontra longicaudis	Lontra	6	AS	Os	NT
	Procyonidae	Nasua nasua	Quati-de-cauda-anelada	5,1	Te	Fr/On	LC
Rodentia	Cuniculidae	Cuniculus paca	Paca	9,3	Te	Fr/Hb	LC
	Dasyproctidae	Dasyprocta leporina	Cutia	5,5	Te	Fr/Gr	LC

Tabela A. 1 (Fim) População de mamíferos de médio e grande porte registrados no período de 2010-2019 na Floresta Nacional de Saracá-Taquera, com informações taxonômicas, hábitos locomotores, dieta e status de conservação pela União Internacional para Conservação da Natureza - *International Union for Conservation of Nature* (IUCN).

 Ordem	Família	Espécie	Popular	Massa corpórea (kg) Paglia et al., 2012	Hábito locomotor	Dieta	IUCN	
		Myoprocta acouchy	Cutiara	1,2	Te	Fr/Gr	LC	
	Erethizontidae	Coendou sp.	Ouriço-cacheiro	2,4	Ar	Fr/Fo	NA	
	Sciurinae	Guerlinguetus aestuans	Caxinguelê	192,5	Sc	Fr/On	NA	
		Guerlinguetus sp.	Caxinguelê	0,185	Sc	Fr/On	NA	

Hábito locomotor: (Ar) Arborícola; (Sc) Escansorial; (SF) Semi-fossorial; (Te) Terrestre. Dieta: (Ca) Carnívoro; (Gr) Granívoro; (Hb) Herbívoro pastor; (In) Insetívoro; (Fo) Folívoro; (Fr) Frugívoro; (Myr) Mirmecófago; (On) Onívoro.

Capítulo 3 – SAGUINUS MARTINSI: PERDA DE ADEQUABILIDADE COM O AQUECIMENTO GLOBAL E INSIGHTS PARA A SUA CONSERVAÇÃO

Artigo à ser submetido ao periódico: Journal of Animal Ecology

RESUMO As condições ambientais, juntamente com as ações antropogênicas, são fatores determinantes para a adequabilidade ambiental das espécies de primatas. Aqui, nós propomos uma análise de adequabilidade ambiental presente e futura para Saguinus martinsi, espécie endêmica da Amazônia brasileira, e já categorizada como quase ameaçada pela União Internacional de Conservação para a Natureza. Para o cenário futuro, trabalhamos com dois cenários: "otimista" (SSP2-4.5) e "pessimista" (SSP5-8.5). Além disso, investigamos diante dos mesmos cenários de mudanças climáticas se a espécie Saguinus midas apresentaria sobreposição de áreas ambientalmente adequadas. Criamos modelos com variáveis climáticas, edáficas e topográficas utilizando o algoritmo de Distância Euclidiana, pois esse preconiza o uso apenas de presença, sem necessidade de incluir pseudo-ausência. Nossos resultados sugerem que, possivelmente, S. martinsi enfrentará ameaças severas quanto às mudanças climáticas futuras, pois não houve adequabilidade ambiental para os cenários climáticos testados. Além disso, identificamos entre os modelos do presente, que existe sobreposição em áreas com adequabilidade ambiental para S. midas sobre áreas ambientalmente adequadas para S. martinsi, o que pode comprometer também a sua extensão geográfica. Desse modo, S. martinsi possivelmente enfrentará disputa territorial com S. midas. Os modelos também indicam que, em toda a Panamazônia, há um total de 137.978,01 km² de áreas com adequabilidade ambiental para S. martinsi sobrepostas às áreas protegidas (PAs), entre as quais se destacam as Terras Indígenas (TIs) correspondendo a 31% do total de PAs. Enfatizamos a urgência na criação e manutenção efetiva das PAs existentes que se sobrepõem às áreas ambientalmente adequadas para ambas as espécies, especialmente para S. martinsi.

Palavras-chave: Adequabilidade ambiental; Amazônia; Conservação; Modelos de nicho ecológico; Primatas neotropicais.

ABSTRACT Environmental conditions, together with anthropogenic actions, are determining factors for the environmental suitability of primate species. Here, we propose an analysis of present and future environmental suitability for *Saguinus martinsi*, an endemic species to the Brazilian Amazon, and already categorized as near threatened by International Union for

Conservation for Nature. For the future scenario, we work with two scenarios: "optimistic" (SSP2-4.5) and "pessimistic" (SSP5-8.5). In addition, we investigated, given the same climate change scenarios, whether the species Saguinus midas would present overlapping of environmentally suitable areas. We created models with climatic, edaphic and topographic variables using the Euclidean Distance algorithm, as it advocates the use of presence only, without the need to include pseudo-absence. Our results suggest that, possibly, S. martinsi will face severe threats regarding future climate change, as there was no environmental suitability for the climate scenarios tested. Furthermore, we identified among the models, that there is an overlap in areas with environmental suitability for S. midas over areas that are environmentally suitable for S. martinsi, which may also compromise its geographic extension. Thus, S. martinsi will possibly face a territorial dispute with S. midas. The models also indicate that, throughout Panamazonia, there is a total of 137,978.01 km² of areas with environmental suitability for S. martinsi superimposed on protected areas (PAs), among which the Indigenous Lands (TIs) stand out, corresponding to 31% of total PAs. We emphasize the urgency of creating and effectively maintaining existing PAs that overlap with environmentally suitable areas for both species, especially for *S. martinsi*.

Keywords: Environmental suitability; Amazon; Conservation; Ecological niche models; Neotropical primates.

1. Introdução

As atividades exploratórias de recursos naturais ampliam as alterações nas florestas tropicais, que são importantes zonas para a conservação da biodiversidade global (Canale, Peres, Guidorizzi, Gatto, & Kierulff, 2012). Os impactos oriundos do desmatamento agravam as alterações climáticas e a perda da biodiversidade, e criam paisagens compostas por áreas que podem ser pouco permeáveis para animais silvestres (Fearnside, 2005, 2006). Os impactos antrópicos relacionados à exploração de recursos minerais, por exemplo, não se limitam ao desmatamento da área minerada e consequentemente à perda de habitat (Martins-Oliveira et al., 2021), uma vez que alcançam também áreas adjacentes à exploração mineral (Sonter et al., 2017). Os efeitos desses processos sobre a biodiversidade das florestas tropicais ainda são considerados subestimados (Sonter et al., 2017). Entretanto, já se sabe que causam efeitos cumulativos sobre populações de mamíferos de médio e grande porte (de Mello Beisiegel, 2017).

Em respostas às alterações nos habitats naturais e às mudanças climáticas antropogênicas, a maioria das espécies está em processo de contração ou expansão de suas

distribuições geográficas (Brown & Carnaval, 2019). As mudanças climáticas e as modificações nas paisagens florestais influenciam diretamente a distribuição das espécies dependentes de florestas, como os primatas neotropicais, em função de declínios populacionais associados a oscilações na disponibilidade de recursos alimentares, redução e fragmentação de habitats, que podem levar a extinções locais e êxodos populacionais (Cabral Rezende, Sobral-Souza, & Culot, 2020; Vidal, Pires, & Guimarães Jr, 2013). Dentre as espécies de primatas conhecidas na Amazônia, as espécies ameaçadas do gênero *Saguinus* podem ser especialmente afetadas por ações antrópicas, pois uma característica compartilhada entre as espécies ameaçadas de Callitrichidae é o fato de possuírem extensão geográfica relativamente pequena e níveis críticos de ameaças sob a alteração de habitat (Digby, Ferrari, & Saltzman, 2006).

Diagnosticada como, quase ameaçada – near threatened (NT) de extinção pela União Internacional de Conservação para a Natureza a espécie Saguinus martinsi (Thomas, 1912) pode ser considerada uma das poucas espécies endêmicas na região panamazônica do Brasil, de modo que definições sobre a viabilidade de sua permanência no futuro são essenciais para direcionar medidas conservacionistas para a espécie. Além disso, os eventos sazonais determinam a disponibilidade de recursos alimentares para S. martinsi (Silva, Santana, & Melo, 2021). Nesse cenário a espécie S. martinsi atualmente está sob ameaça ecológica direta caso Saguinus midas avance sua distribuição para o noroeste do estado do Pará (ICMBio, 2021) sendo que, S. midas encontra alguns rios como barreiras geográficas, dificultando esse deslocamento.

Recentemente, ferramentas de Modelagem de Adequabilidade Ambiental - *Enviromental Suitability Modeling* (ESM) ganharam relevância no auxílio e melhoria do conhecimento sobre a distribuição de adequabilidade pretérita, presente e futura das espécies, onde focamos no retorno (adequabilidade ambiental) apresentado pelos modelos (de Siqueira, Durigan, de Marco Júnior, & Peterson, 2009; de Marco Júnior, P. & Siqueira, M. F, 2009; Sobral-Souza, Lima-Ribeiro, & Solferini, 2015; Thomas et al., 2004). A técnica remete ao uso do espaço geográfico e à posição de espécies na cadeia alimentar (fatores bióticos), e baseia-se em variáveis preditivas (fatores abióticos), ou seja, a partir do conhecimento de coordenadas geográficas de ocorrência da espécie, torna-se possível prever áreas com potencial adequabilidade ambiental para a mesma (de Marco Júnior, P. & Siqueira, M. F, 2009).

Aprofundamos aqui, o potencial de adequabilidade ambiental para *S. martinsi* em cenários futuros de mudanças climáticas. Especialmente por já termos apontados entre os capítulos anteriores desta tese, os impactos que a atividade de mineração representa para os mamíferos de médio e grande porte, com a perda de habitat e contaminação. Além disso, é

sabido que as atividades que compreendem a mineração, influenciam no acúmulo das emissões de gases nocivos ao aumento da temperatura global. Assim, definimos a ESM para *S. martinsi* em função de suas particularidades ecológicas, pois se trata de uma espécie endêmica da Amazônia brasileira e com poucos registros de ocorrência (Rylands et al., 2014). Essas peculiaridades evidenciam a importância de investigar qual será sua Área de Adequabilidade Ambiental (AAA) no futuro. Desse modo, buscamos responder os seguintes questionamentos: i) Diante dos cenários de mudanças climáticas, *S. martinsi* encontrará AAA para que suas populações se distribuam no espaço ambiental? ii) As possíveis AAA para *S. martinsi* apresentarão potencial sobreposição em áreas também preditas como ambientalmente adequadas para *S. midas*? iii) Quais são os países da Panamazônia que apresentam AAA para *S. martinsi* e *S. midas*, tendo em vista as características ambientais da região? iv) As AAA para *S. martinsi* sobrepõem-se a áreas de proteção ambiental (PAs)? E, por fim, v) As ameaças às AAA de *S. martinsi* variam em diferentes classes de uso e ocupação do solo atuais?

Criamos uma projeção das condições ambientais adequadas potenciais para o ano de 2070 para testar dois cenários de mudanças ambientais (SSPs - Shared Socioeconomic Pathways) diferentes: "otimista" (SSP2-4.5) e "pessimista" (SSP5-8.5), disponibilizados pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas - Intergovernamental Panel on Climate Change (IPCC). Pois, ao utilizarmos SSPs, poderíamos prever as alterações na distribuição de adequabilidade das espécies em função das emissões de gases do efeito estufa e padrões socioeconômicos (Meinshausen et al., 2020). Além disso, avaliamos se S. midas é de fato uma ameaça para S. martinsi diante dos cenários de mudanças climáticas abordados (SSP2-4.5 e SSP5-8.5). Apesar dos saguis suportarem ambientes antropizados ou em recuperação (Martins-Oliveira et al., 2019), a sobreposição de áreas com adequabilidade ambiental pode representar ameaças à S. martinsi, uma vez que, é sabido que, S. midas apresenta características restritivas ao nicho, selecionando inclusive locais para dormir próximos aos últimos recursos alimentares consumidos, assim, evitando pressões por predação de outras espécies e, consequentemente, realizando a defesa territorial (Day & Elwood, 1999). Por fim, investigamos quais as classes de cobertura do solo incidem nas áreas com adequabilidade ambiental presente para S. martinsi, tendo em vista a importância em se incluir variáveis que representem os processos antrópicos e, levando em consideração as condições atuais (2018) do uso e ocupação do solo (Moss et al., 2010; Riahi et al., 2017). Com isso, esperamos contribuir com o preenchimento das lacunas de conhecimento sobre a espécie S. martinsi prevendo, ainda, áreas de adequabilidade ambiental para as espécies S. martinsi e S. midas e avaliando o potencial de sobreposição dessas áreas (ICMBio, 2021). Enfim, nossos modelos permitirão prever prováveis impactos climáticos e subsidiar tomadas de decisões frente a ações de conservação de *S. martinsi* diretamente com a mineradora que exerce atividade no local.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Características da espécie

Distribuídos por ampla variedade de habitats neotropicais, os sete gêneros da família Callitrichidae (*Callimico, Callithrix, Cebuella, Leontopithecus, Leontocebus, Mico* e *Saguinus*) apresentam padrões variáveis de ocupação (Digby et al., 2006; Rylands et al., 2016). O gênero *Saguinus*, por exemplo, também é dividido de acordo com sua distribuição em quatro grupos ('Nigricollis', 'Mystax', 'Oedipus' e 'Midas e Bicolor'). A espécie foco deste estudo, *S. martinsi*, pertence ao conhecido grupo '*Midas e Bicolor*' (Rylands et al., 2016).

Também conhecida como sauim, a espécie *Saguinus martinsi* (Figura 1) é um primata endêmico da Amazônia, ocorre em florestas tropicais primárias e secundárias, possui distribuição geográfica restrita, sendo que sua extensão de ocorrência abrange o total de 84,218 km² (Rylands et al., 2014; ICMBio, 2021). A dieta do gênero *Saguinus* é bastante diversificada, sendo constituída por vegetais, majoritariamente por frutos (Silva, Santana, & Melo, 2021), além de lianas e epífitas, néctar floral, gomas e exsudatos, sementes verdes, fungos e um componente animal, oriundo da ampla variedade de presas, artrópodes e pequenos vertebrados (Digby et al., 2006; Porter, 2000).





FIGURA 1. a) Ilustração de *Saguinus martinsi*, por Stephen Nash, modificado a partir de Rylands *et al.* (2008); b) Fotografia de um indivíduo adulto de *Saguinus martinsi*, na FLONA Saracá-Taquera, por Rodrigo Chagas, 24 setembro de 2019.

2.2 Área de estudo

Para realizamos a ESM, selecionamos o Domínio da Panamazônia, uma vez que os saguis (grupo 'Midas e Bicolor') apresentam distribuição geográfica nessa área, com extensão fora da bacia amazônica apenas no norte da Colômbia e Panamá (grupo 'Oedipus'). A espécie S. martinsi ocorre à margem esquerda do rio Nhamundá, a leste do rio Amazonas, sendo que a foz do rio Trombetas marca o seu limite norte (Rylands et al., 2016). Além dessa, outras nove espécies de Saguinus possuem Extensão de Ocorrência - Extent of Occurrence (EOO) na Panamazônia, sendo do grupo 'Midas e Bicolor': S. bicolor, S. midas e S. niger; do grupo 'Nigricollis': S. fuscicollis, S. nigricollis e S. tripartitus; e do grupo 'Mystax': S. imperator, S. inustus e S. mystax (Figura 2). Então, devido ao endemismo de S. martinsi, consideramos a previsão de migração de adequabilidade ambiental para a espécie na Panamazônia (Barve et al., 2011). Sendo a EOO de S. martinsi compreendidas em áreas no estado do Pará e Amazonas (IUCN, 2021) e, com isso, abrange as seguintes áreas protegidas (PAs): FLONA de Saracá-Taquera, Reserva Biológica do Rio Trombetas, Floresta Estadual de Faro e a Terra Indígena (TI) Nhamundá-Mapuera.

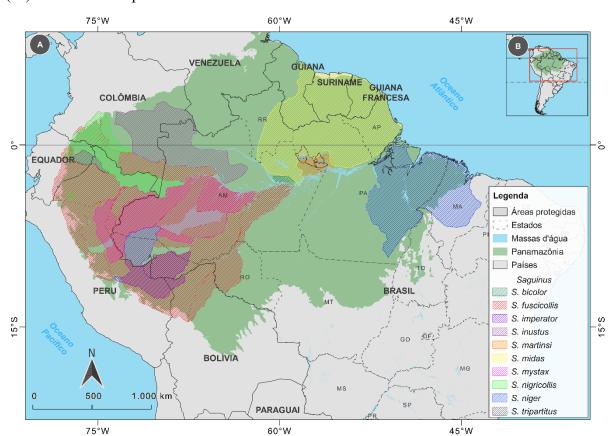


FIGURA 2. Espécies de *Saguinus* spp. que ocorrem na Panamazônia e respectiva extensão de ocorrência (EOO). Áreas protegidas (Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Reserva Biológica do Rio Trombetas, Floresta Estadual de Faro e Terra Indígena Nhamundá-Mapuera) sobrepostas as EOO de *S. martinsi* e *S. midas*.

2.3 Registros de ocorrência

Utilizamos 13 registros de ocorrência de *Saguinus martinsi* espacialmente únicos a cada 10 km, identificado pelo especialista Biólogo Fabiano R. de Melo, oriundos do projeto "Monitoramento de duas espécies de primatas na FLONA de Saracá-Taquera, Porto Trombetas, Oriximiná, Pará", que vem sendo realizado desde o ano de 2010 até os dias atuais, nos platôs Bacaba e Bela Cruz, áreas de 215 e 1.380 ha, respectivamente (Figuras S1 e S2). Além disso, obtivemos 58 registros de ocorrência de *Saguinus midas* espacialmente únicos (Figuras S3 e S4) junto ao Centro de Primatologia Brasileiro (CPB), uma autarquia vinculada ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que, por sua vez, está atrelada ao Ministério de Meio Ambiente (MMA). Por fim, também buscamos registros dessas espécies nas plataformas GBIF e *speciesLink*, mas não obtivemos sucesso.

2.4 Obtenção das camadas ambientais

Para a criação dos ESMs, utilizamos 19 camadas bioclimáticas derivadas de temperatura e precipitação, ambas provenientes da plataforma WorldClim v. 2.1 (Fick & Hijmans, 2017; Harris, Jones, Osborn, & Lister, 2013) (disponível em: https://www.worldclim.org/), e nove (9) variáveis edáficas e topográficas (disponíveis em: Earthenv e no Soil Grids) (Amatulli et al., 2018; Hengl et al., 2014; Hijmans, 2018), essas também determinadas como importantes no conhecimento sobre condições ideais para espécies vegetais (Tabela S. 1) (Velazco, Galvão, Villalobos, & De Marco Júnior, 2017) e, consequentemente, para primatas, animais altamente dependentes de recursos vegetais presentes em sua dieta (Silva, Santana, & Melo, 2021; Zago, Miranda, Daltrini Neto, Santos, & Passos, 2013). Todas as variáveis foram redimensionadas para a resolução espacial de 0,083° (~10 km). Eliminamos as colinearidades entre as variáveis ambientais por meio de Análises de Componentes Principais (PCAs). Consolidamos 6 eixos de PCA que representam mais de 95% das variações climáticas entre as camadas para a região Panamazônica (Tabela S. 2) (Pires-Oliveira et al., 2019) e 2 eixos de PCA significativos, que representam 66% (Broken-stick approach) das variações das variáveis edáficas e topográficas (Tabela S. 3). As propriedades do solo variam em escala final, no entanto, para padronizar com as variáveis bioclimáticas também tivemos que, necessariamente padronizar a escala, em 10km. Assim, optamos por utilizar uma quantidade menor de eixos de PCA de solos e topografia para que as variáveis bioclimáticas - foco principal da nossa abordagem - tivessem maior peso nos modelos. Além disso, assumimos que, as variáveis físicas do solo em nossa área de estudo, não devem mudar significativamente até o fim do século presente, e nessa perspectiva utilizamos as mesmas variáveis de PCA de solos para o presente e para o futuro. Após processarmos a PCA sobre as variáveis bioclimáticas do presente, projetamos todos os eixos de PCA para o ano de 2070, ano esse definido a partir da média entre os anos em que as projeções futuras foram criadas, ou seja, média das projeções do intervalo de 2061-2080. Assim, analisamos dois cenários de emissões de gases de efeito estufa (SSPs - *Shared Socioeconomic Pathways* – Caminhos Socioeconômicos Compartilhados) diferentes - "otimista" (SSP2-4.5) e "pessimista" (SSP5-8.5), descritos pelo *Coupled Model Intercomparison Project Phase 6* (CMIP6) (Eyring et al., 2015) - utilizando a função PCAProjections disponível no pacote '*ENMGadgets*' (Barve & Barve, 2018), em ambiente R (R Core Team, 2018). Assim como para o presente, utilizamos apenas as projeções dos seis primeiros eixos de PCA do futuro.

Selecionamos três Modelos de Circulação Global (GCMs) para criarmos as projeções dos eixos de PCA. Adotamos o procedimento descrito a seguir para selecionarmos, dentre os nove GCMs disponíveis no WorldClim v. 2.1, os menos similares e, assim, minimizar a inserção de informações redundantes na criação das projeções. Assim, (i) realizamos uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) para obtermos os eixos (coordenadas) de cada GCM no espaço multivariado e (ii) utilizamos esses eixos como descritores para agruparmos os GCMs com uma Análise de Agrupamento de Médias Não Ponderadas (UPGMA). Então, (iii) selecionamos um GCM de cada grupo formado por meio de uma análise de correlação entre os GCMs dentro do grupo e (iv) selecionamos o GCM mais dissimilar dos demais integrantes do mesmo grupo. Finalmente, (v) selecionamos aqueles GCMs que eram mais dissimilares entre si: CanESM5 (CA), CNRM-CM6-1 (CN) e MIROC-ES2L (MI) (Sanderson, Knutti, & Caldwell, 2015; Varela, Lima-Ribeiro, & Terribile, 2015). Assumimos que, as variáveis de solos e topografia não sofrerão variações significativas até 2070, ainda que estejamos em áreas com atividade de mineração, uma vez que, na FLONA de Saracá-Taquera os platôs minerados estão em processo de recuperação florestal, com reconstituição do solo e reflorestamento com plantas nativas. Portanto, para as variáveis de solos e topografía utilizamos os mesmos eixos da PCA para o presente e para as projeções futuras.

2.5 Construção e avaliação dos modelos

Para a construção dos modelos utilizamos o *framework* do pacote *'dismo'* do R (R Core Team, 2018). Em todos os modelos utilizamos dados apenas de presença, uma vez que o algoritmo de distância euclidiana, escolhido para a presente análise, possibilita construir

previsões eficientes sem necessidade de pseudo-ausências (Nabout et al., 2010). Definimos essa padronização em função dos poucos pontos de ocorrência confirmados para a principal espécie deste estudo, *Saguinus martinsi*. Além disso, esses registros encontravam-se distribuídos espacialmente próximos e apresentavam baixa covariância no espaço ambiental (Figuras S1 a S4) o que reduz ainda mais o número de pontos espacialmente únicos disponíveis para a modelagem (Varela, Anderson, García-Valdés, & Fernández-González, 2014).

Devido ao pequeno número de ocorrências da espécie *Saguinus martinsi* (<25 pontos de ocorrência), realizamos a validação do modelo por meio da abordagem *jackknife*, (*leaveone-out*), que consiste em remover um ponto por vez do conjunto de dados e treinar o modelo com os demais pontos restantes; o ponto retirado é, então, utilizado para avaliar o modelo. Esse procedimento é repetido até que todos os pontos tenham ficado de fora pelo menos uma vez (Pearson, Raxworthy, Nakamura, & Townsend Peterson, 2007). No caso dessa espécie, processamos 13 repetições.

Para construirmos os mapas binários tanto do presente quanto do futuro, utilizamos o limiar Treinamento de Menor Presença - Lowest Presence Training (LPT). Esse limiar seleciona o registo de ocorrência que apresenta o menor valor de adequabilidade e utiliza esse valor como limiar, no qual, células da grade com valores de adequabilidade acima dele são consideradas "presenças" e células com valores abaixo desse limiar são consideradas "ausências" (Pearson et al., 2007). Entretanto, aqui descartamos 5% do quantil inferior das adequabilidades para minimizar efeitos associados a pontos de ocorrência imprecisos (Lima-Ribeiro et al., 2017). Esse limiar é indicado principalmente quando se deseja capturar o máximo de área predita e há disponibilidade de poucos pontos de ocorrência, pois ao selecionar o menor valor nas adequabilidades se permitirá que todos, ou a maior parte dos pontos de ocorrência, sejam preditos como presenças. Dessa forma, reduzimos a probabilidade do modelo cometer erros de omissão (Guisan et al., 2017).

Para a espécie *Saguinus midas*, aplicamos a técnica de modelagem convencional descrita por Pires-Oliveira et al. (2019), uma vez que nosso banco de dados era mais robusto, isto é, continha maior quantidade de registros de ocorrência (58). Para tornar viável a comparação entre os mapas de consenso das duas espécies, também utilizamos o algoritmo de distância euclidiana. Utilizamos 70% dos dados de ocorrência para treinar os modelos e 30% para a avaliação dos modelos (Franklin 2010). Processamos 10 repetições para a modelagem de *S. midas*. Diferentemente da avaliação de *jackknife*, a modelagem convencional utiliza medidas de precisão para avaliação do modelo. Nesse sentido, utilizamos a medida de precisão

conhecida como AUL, a qual resulta da área sob a curva de elevação (*lift*), construída apenas com os dados de presença (Liu, White, Newell, & Griffioen, 2013).

Para cada espécie, utilizamos a média das projeções para gerar um único mapa de consenso e, então, convertemos esse mapa de consenso em um mapa binário (i.e. presença-ausência) (Pearson et al., 2007). Com a finalidade de comparar os modelos previstos para as duas espécies, utilizamos os mesmos GCMs e os mesmos algoritmos. Além disso, todos os modelos foram projetados no mapa de contorno da Panamazônia, área que abrange a Bolívia, Brasil, Colômbia, Equador, Guiana, Guiana Francesa, Peru, Suriname e Venezuela (Socioambiental.org, 2021).

A partir dos *rasters* binários, quantificamos quais países apresentaram maior área de adequabilidade ambiental para as duas espécies estudadas, a fim de identificar qual (is) apresenta (m) potencial para a conservação de *S. martinsi* e se esse resultado está relacionado à maior área. Além disso, contabilizamos a extensão (em km²) de adequabilidade ambiental para a espécie sobrepostas às PAs (Tabela 1).

Calculamos o índice de sobreposição de área de adequabilidade ambiental das espécies utilizando os *rasters* binários e contínuos e funções de quantificação disponíveis nos pacotes 'dismo' e 'raster'. Realizamos a sobreposição dos mapas de adequabilidade ambiental utilizando a função *nicheOverlap* do pacote 'dismo' do ambiente R (R Core Team, 2018). Essa função utiliza os índices de similaridade de nicho apresentados por Warren, Glor, & Turelli (2008). Escolhemos o índice de similaridade '1' pela facilidade de interpretação: esse que varia de 0 a 1, em que 0 indica nenhuma sobreposição entre os dois mapas e valores 1 indicam sobreposição máxima entre os dois mapas (Warren, Glor, & Turelli, 2008). Além disso, analisamos por meio de raiz quadrada do erro médio quais as variáveis que tiveram maior importância entre os blocos (conjunto de eixos de PCAs que representam um tipo de variável preditora: clima ou topografia) das variáveis que compõem os eixos de PCAs (Tabela S. 4.)

Sobrepusemos o uso e a cobertura do solo referentes ao ano de 2018 (Projeto MapBiomas, 2020; Souza-Junior et al, 2020) (https://mapbiomas.org/) com a área de adequabilidade ambiental para *S. martinsi*. A partir dessa sobreposição, calculamos o percentual de cada classe do uso do solo incidente em áreas de adequabilidade. Realizamos a sobreposição e os cálculos por meio da plataforma *Google Earth Engine* (https://code.earthengine.google.com/).

3. RESULTADOS

Nossos modelos sugerem que *S. martinsi* apresenta, na presente área de adequabilidade ambiental fora de sua área de extensão de ocorrência (EOO), compreendendo manchas na Colômbia, Venezuela, Guiana, Suriname, Guiana Francesa e Brasil, nos estados do Amazonas, Roraima, Pará, Amapá e Maranhão. Entre os países amazônicos que apresentaram área de adequabilidade ambiental para *S. martinsi* e *S. midas*, o Brasil foi o que respondeu com maior área em km² para os modelos de ambas as espécies, bem como apresentou maior sobreposição de área de adequabilidade ambiental em PAs (Tabela 1, Figura 6-A). Todos os 13 modelos para *S. martinsi* tiveram suporte estatístico (*p-value* < 0,0001) (Figura 3).

TABELA 1. Países da Panamazônia e suas respectivas áreas de adequabilidade ambiental com ocorrência (km²) em cada território para *Saguinus martinsi* (presente) e *Saguinus midas* (presente e futuro no cenário SSP2-4.5), e sobreposição (km²) nas áreas protegidas (PAs) de cada país com áreas de adequabilidade ambiental (AAA).

	Saguinus	martinsi	Saguinus midas			Saguinus midas (SSP2-4.5)		
País	Território (km²)	AAA em PA (km²)	AAA (km²)	AAA em PA (km²)	AAA (km²)	AAA em PA (km²)		
Bolívia	0	0	33354,72	842,11	356340,13	0		
Brasil	263213,24*	110853,95*	2259357,27*	1235045,64*	3985205,82*	23804,29*		
Colômbia	91609,36**	12045,44**	290408,29**	54855,54***	444382,56	0		
Equador	0	0	2735,19	2478,75	69046,78	0		
Guiana	27621,45	4434,90	177633,68***	14846,06	203420,33***	255,43		
Guiana Francesa	5620,96	1106,82	76410,35	40274,87	63877,03**	8357,23**		
Peru	0	0	36214,13	11428,26	657482,43	0		
Suriname	49864,71***	7415,17***	129604,75	18162,19	132763,62	0		
Venezuela	2121,70	2121,70	141791,52	109790,56**	405776,62	5880,05***		
Panamazônia	440051,44	137978,01	3147509,94	1487724,03	6318295,36	38297,02		

^{(*) 1&}lt;sup>a</sup> maior área, (**) 2^a maior área e (***) 3^a maior área.

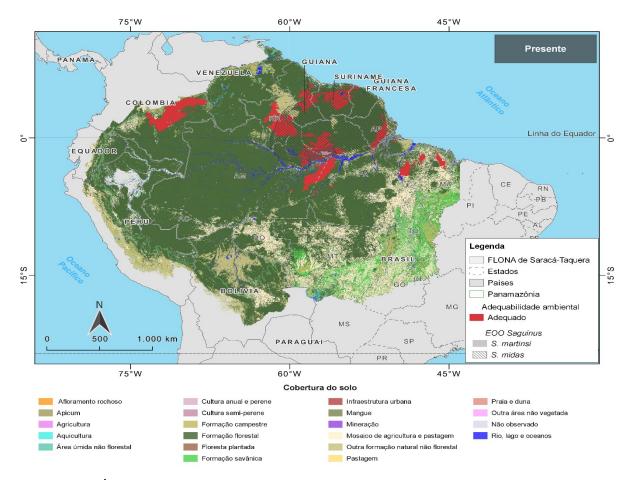


FIGURA 3. Áreas de adequabilidade ambiental de *Saguinus martinsi* na Panamazônia, sob o clima atual, e extensão de ocorrência (EOO) de *S. martinsi* e *S. midas*. O futuro, avaliado nos cenários "otimista" (SSP2-4.5) e "pessimista" (SSP5-8.5), não indicou áreas de adequabilidade ambiental para *S. martinsi*. Apresentamos também as classes de uso e ocupação do solo sobrepostas na área de estudo.

Identificamos 101 PAs sobrepostas à área de adequabilidade ambiental de *S. martinsi* sob o clima atual entre os países: Brasil, Colômbia, Guiana, Guiana Francesa, Suriname e Venezuela, dentre as quais 32 são Terras Indígenas (TI). Notamos ainda que 81% das PAs que abrangem a área de adequabilidade ambiental de *S. martinsi* se localizam no Brasil, sendo que 39% delas são TI e 26% são Florestas Nacionais (FLONA). O futuro, avaliado nos cenários "otimista" (SSP2-4.5) e "pessimista" (SSP5-8.5), não apresentou áreas de adequabilidade ambiental para *S. martinsi*.

Os modelos gerados para *S. midas* preveem adequabilidade ambiental além de sua atual EOO, distribuída entre Equador, Colômbia, Venezuela, Guiana, Suriname, Guiana Francesa e Brasil (Figura 4-A). Esses modelos também apresentaram desempenho superior ao esperado pelo acaso (AUL > 0,7 em 10 dos 10 modelos). Entretanto, para o futuro "otimista" (SSP2-4.5) observamos um declínio na adequabilidade ambiental, correspondendo a pequenas manchas no Brasil, Colômbia, Venezuela, Guiana e Guiana Francesa (Figura 4-B). Para o cenário 8.5 não houve indicação de áreas de adequabilidade ambiental para *S. midas*.

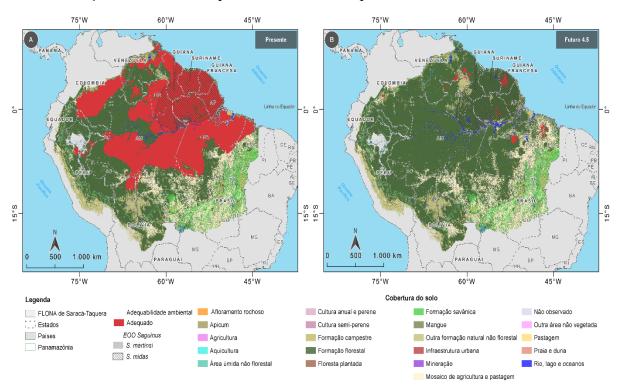


FIGURA 4. Mapa de adequabilidade ambiental de *Saguinus midas para* a Panamazônia, por meio do algoritmo de distância euclidiana. A) Mapa de adequabilidade ambiental de *S. midas* para o presente. B) Projeção da adequabilidade ambiental de *S. midas* para o cenário futuro "otimista" (SSP2-4.5). O cenário "pessimista" (SSP5-8.5) não apresentou adequabilidade ambiental para *S. midas*.

Considerando os mapas binários do presente, encontramos um índice de sobreposição de distância não linear da área de adequabilidade ambiental de 0.371 entre as espécies.

Considerando os mapas contínuos do presente, o índice de sobreposição de adequabilidade ambiental para as duas espécies apontou covariação tendendo ao máximo possível, isto é, 0.999. Portanto, em função do cenário ambiental apresentado no presente para as duas espécies analisadas, podemos inferir que, possivelmente, ambas competirão por recursos no futuro.

Ao sobrepor os mapas contínuos das espécies entre os cenários "otimista" e "pessimista", observamos que a distância ambiental para o cenário futuro SSP2-4.5 se manteve, uma vez que, o índice de sobreposição de adequabilidade ambiental também se manteve em 0.999, sendo esse também o resultado apresentado para o cenário SSP5-8.5. Assim, em ambos os cenários ("otimista" e "pessimista"), as espécies *S. martinsi* e *S. midas* apresentarão menor distância ambiental futura entre si.

As variáveis mais importantes nos modelos foram temperatura mínima do mês mais frio, amplitude anual de temperatura (BIO5-BIO6); temperatura máxima do mês mais quente e temperatura média do trimestre mais quente (Tabela S. 2), essas variáveis estão representadas também nos blocos ou conjunto de eixo de PCA do componente climáticos 1 e 2 em nossos modelos (Tabela S. 4). Além disso, entre as 09 variáveis edáficas e topográficas: Aspecto (orientação de vertente) e BDRICM-M (profundidade ao horizonte r até 200 cm) (Tabela S. 3) foram as que mais influenciaram a importância do bloco de componente 1 (Tabela S. 3), variáveis essas que representam a relação inversamente proporcional entre a biomassa agregada de arborícolas e a altura acima da drenagem mais próxima (dados ainda não publicados do Cap. 2).

A formação florestal teve maior representatividade em km² entre as classes de uso do solo sobrepostas em todos os países com área de adequabilidade ambiental para *Saguinus martinsi* (Tabela 2). Após a formação florestal, o mosaico de agricultura e pastagem apresentou maior sobreposição com a área de adequabilidade ambiental de *S. martinsi* no Brasil, Colômbia e Venezuela (Tabela 2 e Figura S. 5.). Em ambos os casos, Brasil e Colômbia destacam-se em números absolutos (Tabela 2).

TABELA 2. Sobreposição das classes atuais do uso e cobertura do solo na área de adequabilidade ambiental prevista para ocorrência de *Saguinus martinsi* no cenário climático atual, entre os países localizados na Panamazônia. Os valores são apresentados em km².

Uso do solo	Brasil	Colômbia	Guiana	Guiana Francesa	Suriname	Venezuela	Total
Formação florestal	212444,45*	87351,20*	25320,61*	5426,38*	48214,67*	2097,19*	380854,5
Mangue	0	0	0	7,04	0	0	7,04
Wetland	0	0	361,32	9,34	194,11	0	564,78
Pastagem	0	821,20	0	0	0	8,53	829,73
Outra formação natural não florestal	17039,84	260,06	1299,47**	1,55	141,23	0	18742,16
Mosaico de Agricultura e Pastagem	30145,42**	1917,35**	243,30	68,82	247,29	9,94**	32632,15
Área não vegetada	369,80	146,92	34,02	14,432	176,64	0	741,83
Rio, Lago e Oceano	3966,38	1082,34	248,542	139,86**	865,25**	5,99	6308,40

^{(*) 1&}lt;sup>a</sup> maior área e (**) 2^a maior área.

4. DISCUSSÃO

Nossos modelos são pioneiros quanto à investigação de área de adequabilidade ambiental para a espécie *Saguinus martinsi* e *Saguinus midas*. Os modelos possibilitaram evidenciar as áreas de adequabilidade ambiental para a espécie no presente maior do que sua EOO. Entretanto, consideramos inacessível para a espécie de primatas de pequeno porte, visto nosso conhecimento sobre sua capacidade de dispersão, para a qual os grandes rios e maciços montanhosos funcionam como barreiras geográficas, o que determina a ocorrência de *S. martinsi* ao sul do rio Trombetas e leste do rio Amazonas (de Andrade, Mourthe, Saccardi, & Hernández-Ruz, 2018; Rylands et al., 2016). Além disso, as áreas que apresentaram adequabilidade ambiental para *S. martinsi* e *S. midas*, não necessariamente são áreas onde tem ocorrência de espécies de plantas que fazem parte da dieta de *Saguinus*. Ademais, para o futuro, não houve área de adequabilidade ambiental entre os cenários testados: SSP2-4.5 e SSP5-8.5 e, portanto, prevemos que a espécie pode enfrentar dificuldades para tolerar as mudanças climáticas.

O cenário climático global, especialmente nos trópicos, tende a se agravar cada vez mais em função das mudanças de uso do solo (Newbold et al., 2015) e exploração dos recursos minerais, principalmente em áreas com sobreposição a PAs, até mesmo em Sítios do Patrimônio Mundial Natural (Durán, Rauch, & Gaston, 2013; Osti, Coad, Fisher, Bomhard, & Hutton, 2011). Bem por isso, Moss et al. (2010) abordam a necessidade de incluir nos modelos dos cenários disponibilizados pelo IPCC informações complementares sobre novas tecnologias, uso da terra e mudanças na cobertura do solo. No Brasil, os últimos 33 anos marcam um aumento

de 46% de áreas destinadas à pastagem e de 172% para agricultura, inclusive em antigas áreas com pastagem (Souza Jr et al., 2020). Essas atividades, juntamente com a mineração, extração madeireira e produção florestal não madeireira, são responsáveis por cerca de 49% das mudanças de uso do solo na Amazônia (Souza Jr et al., 2020). Atrelado a isso, o desmatamento e a interação com o fogo podem gerar alterações entre os ciclos hidrológicos regionais (Davidson et al., 2012) e, consequentemente, redução na disponibilidade de frutos para *Saguinus martinsi* (Silva et al., 2021).

Estratégias conservacionistas devem ser traçadas para manter as condições ambientais atuais e aumentar a distância ambiental (diferenças entre as vaiáveis ambientais entre os ambientes) entre *S. martinsi* e *S. midas* para, então, evitar uma possível competição por recursos. Assim, a implementação de novas PAs e manutenção efetiva das existentes são imprescindíveis para garantir a sobrevivência e conservação da biodiversidade, inclusive dessas espécies aqui estudadas (Watson, Dudley, Segan, & Hockings, 2014). Portanto, as PAs FLONA de Saracá-Taquera, Reserva Biológica do Rio Trombetas, Floresta Estadual de Faro e a Terra Indígena (TI) Nhamundá/Mapuera, sobrepostas à área de adequabilidade ambiental de *S. martinsi* e localizadas na conhecida EOO da mesma, devem receber atenção especial quanto à investigação de ocorrência e conservação da espécie.

Ainda que as PAs protejam a integridade dos ambientes florestais, pesquisas apontam o avanço da exploração mineral em TI por meio de concessões dos governos dos países Amazônicos, o que expõe o ambiente a diversos impactos (Gullison & Hardner, 2018; Walker et al., 2020). Na exploração de bauxita, por exemplo, os impactos ambientais na superfície podem ser considerados de ampla extensão (Parrotta & Knowles, 2001), que agregados aos processos industriais e concomitantemente ao uso de energia advinda de hidrelétricas, impulsionam as emissões de gases do efeito estufa, promovendo assim impactos nocivos às mudanças climáticas (Yumkella & Yillia, 2015). Então, essa atividade econômica, tida como impulsionadora do desenvolvimento econômico, é também responsável por ocasionar efeitos cumulativos, evidenciados em populações de mamíferos de médio e grande porte, inclusive primatas (de Mello Beisiegel, 2017; Martins-Oliveira et al., 2021).

As pressões climáticas trazem à tona a preocupação frente à extinção dos frugívoros-insetívoros, uma vez que sua extinção resultará em perda de eficientes dispersores de sementes, os quais, por meio de suas atividades vitais, desempenham importantes funções ecossistêmicas (Culot et al., 2018; Culot, Lazo, Huynen, Poncin, & Heymann, 2010; Martins-Oliveira et al., 2020; Sobral-Souza et al., 2017), bem como a ausência de controladores naturais de populações de insetos e invertebrados (Nickle & Heymann, 1996). Em períodos de baixa disponibilidade

de frutos, *S. martinsi* aumenta o consumo de invertebrados e exsudatos (Silva et al., 2021), enquanto *S. labiatus*, por exemplo, além desses itens, complementa a dieta com néctar (Porter, 2000). As flutuações sazonais refletem diretamente na disponibilidade de recursos alimentares para Callitrichidae, o que pode ser nocivo para esses animais em função do seu tamanho corpóreo e alta taxa metabólica (Goldizen, Terborgh, Cornejo, Porras, & Evans, 1988). Esses apontamentos preveem desequilíbrio e/ou reestruturação de populações, uma vez que as mudanças climáticas possivelmente serão favoráveis para o aumento das populações de insetos (Jactel, Koricheva, & Castagneyrol, 2019), ainda que a ingestão de insetos faça parte da história evolutiva dos primatas (Rothman, Raubenheimer, Bryer, Takahashi, & Gilbert, 2014).

Nossas previsões evidenciam os desafios aos quais ambos os primatas estudados estarão suscetíveis. Velazco et al. (2017) construíram modelos usando variáveis preditoras edáficas e topográficas para espécies de plantas, e mostraram que essas tenderam a representar com maior originalidade o modelo de nicho ecológico. Assim, extrapolamos essa observação para espécies de primatas, visto que, são espécies altamente dependentes da estrutura da vegetação. Nesse sentido, as variáveis edáficas e topográficas que tiveram maior valor de importância foram: Aspecto (orientação de vertente) e BDRICM-M (profundidade ao horizonte r até 200 cm). Além disso, notamos a relação das espécies com as variáveis relacionadas à temperatura (Temperatura máxima do mês mais quente, Temperatura mínima do mês mais frio, Faixa anual de temperatura (BIO5-BIO6), e Temperatura média do trimestre mais quente).

As ameaças direcionadas à *S. martinsi* não se limitam aos cenários de mudanças climáticas, pois conforme diagnosticado em nossos modelos, a espécie possivelmente enfrenta e enfrentará, uma disputa de hábitat disponível com *S. midas*. Porém, ainda é prematuro sustentarmos essa hipótese inicial devido ao desconhecimento sobre todos os locais de ocorrência de *S. martinsi* (ICMBio, 2021). O cenário deixa de ser promissor também para *S. midas* no futuro, apresentando resposta de baixa extensão de área de adequabilidade ambiental no cenário "otimista" e nenhuma área de adequabilidade no cenário "pessimista". Porém, é possível que espécies do gênero *Saguinus* coexistam em um mesmo ambiente, em função de diferenças no comportamento alimentar (Nickle & Heymann, 1996; Peres, 1993). *Saguinus fusciollis* e *Saguinus mystax*, por exemplo, apresentam diferenciação de nicho alimentar com uso distinto de estratos florestais e preferências alimentícias, um comportamento que pode evitar ou reduzir a competição interespecífica (Nadjafzadeh & Heymann, 2008).

Desse modo, ainda que sua distribuição geográfica conhecida e atual seja pequena, nossos dados indicam a necessidade de se adotar estratégias conservacionistas efetivas para a espécie. Ademais, ressaltamos a importância ecológica dos primatas, uma vez que

desempenham funções relevantes para o funcionamento dos ecossistemas (Martins-Oliveira et al., 2020), além de serem fonte de conhecimento sobre evolução e saúde humana (Culot et al., 2018). Portanto, indicamos locais e ideias para futuras pesquisas e destacamos a importância de se desenvolver uma modelagem mais robusta munida de um maior número de pontos de ocorrência de *S. martinsi*, bem como o uso de outros algoritmos, além de maiores conhecimentos sobre as interações com os demais primatas. Assim, teremos subsídios para o avanço da conservação da espécie ou, possivelmente, *S. martinsi* estará exposta ao risco iminente de extinção. Nesse sentido, para garantir sua continuidade torna-se essencial a conservação das áreas atuais de ocorrência tanto de *Saguinus martinsi* como de *Saguinus midas*.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT, Campus de Nova Xavantina; à UNEMAT, Campus de Sinop-MT; e à Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT, Campus de Sinop. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT) através da disponibilidade de bolsa de estudos para a pesquisadora, que também recebe apoio financeiro e logístico da Mineração Rio do Norte (MRN) e conta com a colaboração dos integrantes do projeto "Monitoramento de duas espécies de primatas na Floresta Nacional (FLONA) de Saracá-Taquera". Pedro V. Eisenlohr recebe suporte financeiro do CNPq (Bolsa de Produtividade em Pesquisa PQ-2 - Processo #305044/2019-2). Este projeto conta com o apoio permanente da FUNAPE (Fundação de Apoio à Pesquisa da Universidade Federal de Goiás). Os dados foram e continuam a ser coletados por bolsistas e ex-bolsistas (Ana Paula Costa-Rodrigues, Anderson Filó, Andréia M. de Carvalho, Áquila F. de Oliveira, Breno G. M. da Silva, Daniel S. Ferraz, Fabiano R. de Melo, Fernanda Weysfield, Francisco H. Gabriel, Igor Inforzato, Ivanyr Fumian, João Bosco G. Barros, José Renato Rosa, Katucia Zatelli, Leandro S. Moreira, Letícia P. Silva, Marluci Fachi, Orlando Vítor Vital, Paola C. Soares, Pietro de Oliveira Scarascia, Priscila do Carmo Oliveira, Raony de Macêdo Alencar, Renan César, Rodrigo Chagas, Rogério Carvalho, Roberta Lira, Samara Teixeira, Tatiane dos Santos Cardoso, Thiago Henrique G. Alvim, Valeska B. de Oliveira e Viviane Sodré Moura) ao longo dos últimos onze anos.

REFERÊNCIAS

- Amatulli, G., Domisch, S., Tuanmu, M., Benoit, Parmentier., Ranipeta, A., Malczyk, J., & Jetz, W. (2018). Data Descriptor: A suite of global, cross-scale topographic variables for environmental and biodiversity modeling. *Scientific Data*, v. 5, n. 1, p. 180040, 18 dez. 2018.
- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S. P., Peterson, A. T., Saberón, J., & Villalobos, F. (2011). The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, 222(11), 1810–1819. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2011.02.011
- Barve, N., & Barve, V. (2018) ENMGadgets: Tools for Pre and Post Processing in ENM Workflow.
- Brown, J. L., & Carnaval, A. C. (2019). A tale of two niches: Methods, concepts, and evolution. *Frontiers of Biogeography*, 11(4). doi: 10.21425/F5FBG44158
- Cabral Rezende, G., Sobral-Souza, T., & Culot, L. (2020). Integrating climate and landscape models to prioritize areas and conservation strategies for an endangered arboreal primate.

 American Journal of Primatology, 82(12), 1–9. doi: 10.1002/ajp.23202
- Canale, G. R., Peres, C. A., Guidorizzi, C. E., Gatto, C. A. F., & Kierulff, M. C. M. (2012). Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. *PLoS ONE*, 7(8), e41671. doi: 10.1371/journal.pone.0041671
- Culot, L., Lazo, F. J. J. M., Huynen, M. C., Poncin, P., & Heymann, E. W. (2010). Seasonal variation in seed dispersal by tamarins alters seed rain in a secondary rain forest. *International Journal of Primatology*, 31(4), 553–569. doi: 10.1007/s10764-010-9413-7
- Culot, L., Pereira, L. A., Agostini, I., de Almeida, M. A. B., Alves, R. S. C., Aximoff, I.,
 Bager, A., Baldovino, M. C., Bella, T. R., Bicca-Marques, J. C., Braga, C., Brocardo, C.
 R., Campelo, A. K. N., Canale, G. R., Cardoso, J. da C., Carrano, E., Casanova, D. C.,
 Cassano, C. R., Castro, E., Cherem, J. J., Chiarello, A. G., Cosenza, B. A. P., Costa-Araújo, R., da Silva, N. C., Di Bitetti, M. S., Ferreira, A, S., Ferreira, P. C. R., Fialho, M.
 de S., Fuzessy, L. F., Garbino, G. S. T., Garcia, F. de O., Gatto, C. A. F. R., Gestich, C.
 C., Gonçalves, P. R., Gontijo, N. R. C., Graipel, M. E., Guidorizzi, C. E., Hack, R. O. E.,
 Hass, G. P., Hilário, R. R., Hirsch A., Holzmann, I., Homem, D. H., Entringer Júnior, H.,
 Sabino-Santos Junior, G., Kierulff, M. C. M., Knogge, C., Lima, F., de Lima, E. F.,
 Martins, C. S., de Lima, A. A., Martins, A., Martins, W. P., Melo, F. R., Melzew, R.,
 Miranda, J. M. D., Miranda, F., Moraes, A. M., Moreira, T. C., Morini, M. S. de C.,
 Nagy-Reis, M. B., Oklander, L., Oliveira, L. de C., Paglia, A. P., Pagoto, A., Passamani,

- M., Passos, F. de C., Peres, C. A., & Campos, M. S. (2018). ATLANTIC-PRIMATES: a dataset of communities and occurrences of primates in the Atlantic Forests of South America. *Ecology*, 100(1). doi: 10.1002/ecy.2525
- Davidson, E. A., De Araüjo, A. C., Artaxo, P., Balch, J. K., Brown, I. F., Mercedes, M. M. B., Coe, M. T. De Fries, R. S., Lago, M., Munger, W., Schroeder, W., Soares-Filho, B. S., Souza Jr, C. M. & Wofsy, S. C. (2012). The Amazon basin in transition. *Nature*, 481(7381), 321–328. doi: 10.1038/nature10717
- Day, R. T., & Elwood, R. W. (1999). Sleeping site selection by the golden-handed tamarin *Saguinus midas midas*: the role of predation risk, proximity to feeding sites, and territorial defence. *Ethology*, *105*(12), 1035-1051.
- de Andrade, R. P., Mourthe, I., Saccardi, V., & Hernández-Ruz, E. J. (2018). Eastern extension of the geographic range of *Mico emiliae*. *Acta Amazonica*, 48(3), 257–260. doi: 10.1590/1809-4392201704392
- De Marco Júnior, P., & Siqueira, M. F. (2009). Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista. Megadiversidade, 5(1-2), 65-76.
- de Mello Beisiegel, B. (2017). Cumulative environmental impacts and extinction risk of Brazilian carnivores. *Oecologia Australis*, 21(3), 350–360. doi: 10.4257/oeco.2017.2103.11
- De Siqueira, M. F., Durigan, G., de Marco Júnior, P., & Peterson, A. T. (2009). Something from nothing: Using landscape similarity and ecological niche modeling to find rare plant species. *Journal for Nature Conservation*, *17*(1), 25–32. doi: 10.1016/j.jnc.2008.11.001
- Digby, L. J., Ferrari, S. F., & Saltzman, W. (2006). Callithichines: The role of competition in cooperatively breeding species. *Primates in Perspective*. Oxford University Press, New York, p. 85-106.
- Durán, A. P., Rauch, J., & Gaston, K. J. (2013). Global spatial coincidence between protected areas and metal mining activities. *Biological Conservation*, *160*, 272–278. doi: 10.1016/j.biocon.2013.02.003
- Eyring, V., Bony, S., Meehl, G. A., Senior, C., Stevens, B., Stouffer, R. J., & Taylor, K. E. (2015). Overview of the Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6) experimental design and organisation. *Geoscientific Model Development Discussions*, 8(12), 10539–10583. doi: 10.5194/gmdd-8-10539-2015
- Fearnside, P. M. (2005). Desmatamento na Amazônia brasileira: História, índices e consequências. *Megadiversidade*, *36*(3), 395–400.

- Fearnside, P. M. (2006). Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. *Acta Amazonica*, *36*(3), 395–400. doi: 10.1590/S0044-59672006000300018
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, *37*(12), 4302–4315. doi: 10.1002/joc.5086
- Franklin, J. (2010). *Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction* (Ecology, Biodiversity and Conservation). Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9780511810602
- Goldizen, A. W., Terborgh, J., Cornejo, F., Porras, D. T., & Evans, R. (1988). Seasonal Food Shortage, Weight Loss, and the Timing of Births in Saddle-Back Tamarins (*Saguinus fuscicollis*). *Journal of Animal Ecology*, *57*(3), 893–901.
- Google Earth Engine (2021). Acessado em 27 de janeiro de 2021. https://code.earthengine.google.com/).
- Guisan A, Thuiller W, Zimmermann NE (2017). Habitat Suitability and Distribution Models. Cambridge University Press, Cambridge.
- Gullison, R. E., & Hardner, J. (2018). Progress and challenges in consolidating the management of Amazonian protected areas and indigenous territories. *Conservation Biology*, 32(5), 1020–1030. doi: 10.1111/cobi.13122
- Harris, I., Jones, P. D., Osborn, T. J., & Lister, D. H. (2013). Updated high-resolution grids of monthly climatic observations - the CRU TS3.10 Dataset. *International Journal of Climatology*, 34(3), 623–642. doi: 10.1002/joc.3711
- Hengl, Tomislav et al. SoilGrids1km—global soil information based on automated mapping. PloS one, v. 9, n. 8, p. e105992, 2014.
- Hijmans, R. J. raster: Geographic Data Analysis and Modeling, 2018. Disponível em: https://cran.r-project.org/package=raster
- ICMBio (2021). Avaliação do Risco de Extinção de *Saguinus martinsi* (Thomas, 1912) no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. Melo, F. R., & Röhe, F. Oliveira, L. C. (2015). http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/estado-de-conservacao/7245-mamiferos-saguinus-lmartinsi-martinsi-sauim.html.
- IUCN Red List. (2021). Acesso em 03 de outubro de 2021. https://www.iucnredlist.org/species/42695/17930887.
- Jactel, H., Koricheva, J., & Castagneyrol, B. (2019). Responses of forest insect pests to climate change: not so simple. *Current Opinion in Insect Science*, *35*, 103–108. doi:

- 10.1016/j.cois.2019.07.010
- Lima-Ribeiro, Matheus S., Moreno, A. K. M., Terribile, L. C., Caten, C. T., Loyola, R., Rangel, T. F., & Diniz-Filho, J. A. F. (2017). Fossil record improves biodiversity risk assessment under future climate change scenarios. *Diversity and Distributions*, 23(8), 922–933. doi: 10.1111/ddi.12575
- Liu, C., White, M., Newell, G., & Griffioen, P. (2013). Species distribution modelling for conservation planning in Victoria, Australia. *Ecological Modelling*, 249(December 2011), 68–74. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2012.07.003
- Martins-Oliveira, A. T., São Bernardo, C. S., de Melo, F. R., dos Santos-Filho, M., Peres, C. A., & Canale, G. R. (2019). Primate and ungulate responses to teak agroforestry in a southern Amazonian landscape. *Mammalian Biology*, *96*(1), 45-52.
- Martins-Oliveira, A. T., Zanin, M., Canale, G. R., da Costa, C. A., Eisenlohr, P. V., de Melo,
 F. C. S. A., & de Melo, F. R. (2021). A global review of the threats of mining on mid-sized and large mammals. *Journal for Nature Conservation*, 126025.
- Martins-Oliveira, A. T., Canale, G. R., Lucas, A., Nogueira, S., França, A. L., dos Santos, J. D. P., & Córdova, M. O. (2020). Estrutura e síndromes de dispersão da vegetação arbórea em floresta nativa e agrofloresta, na Amazônia Meridional. *Revista de Ciências Agrárias*, 43(3), 352–362. doi: 10.19084/rca.19602
- Projeto MapBiomas (2021). Coleção v.5 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, acessado em 10 set 2021 através do link: [https://mapbiomas.org/]
- Meinshausen, M., Nicholls, R. J. Z., Lewis, J., Gidden, J. M., Vogel, E., Freund, M., Beyerle, U., Gessner, C., Nauels, A., Bauer, N., Canadell, J. G., Daniel, J. S., John, A., Krummel, P. B., Luderer, G., Meinshausen, N., Montzka, S. A., Rayner, P. J., Reimann, S., Smith, S. J., van den Berg, M., Velders, G. J. M., Vollmer, M. K., & Wang, R. H. J. (2020). The shared socio-economic pathway (SSP) greenhouse gas concentrations and their extensions to 2500. *Geoscientific Model Development Discussions*, 1–77. doi: 10.5194/gmd-13-3571-2020
- Moss, R. H., Edmonds, J. A., Hibbard, K. A., Manning, M. R., Rose, S. K., Van Vuuren, D., Carter, T. R., Emori, S., Kainuma, M., Kram, T., Meehl, G. A., Mitchell, J. F. B., Makicenovic, N., Riahi, K., Smith, S. J., Stouffer, R. J., Thomson, A. M., Weyant, J. P., & Wilbanks, T. J. (2010). The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature*, 463(7282), 747-756.
- Nabout, J. C., Soares, T. N., Diniz-Filho, J. A. F., De Marco Júnior, P., Telles, M. P. C., Naves, R. V., & Chaves, L. J. (2010). Combining multiple models to predict the

- geographical distribution of the Baru tree (Dipteryx alata Vogel) in the Brazilian Cerrado. *Brazilian Journal of Biology*, 70(4), 911–919. doi: 10.1590/s1519-69842010000500001
- Nadjafzadeh, M. N., & Heymann, E. W. (2008). Prey foraging of red titi monkeys, Callicebus cupreus, in comparison to sympatric tamarins, *Saguinus mystax* and *Saguinus fuscicollis*.

 American Journal of Physical Anthropology, 135(1), 56–63. doi: 10.1002/ajpa.20704
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Börger, L., Bannett, D., Choimes, A., Collen, B., Day, J., de Palma, A., Díaz, S., Scheverria-Londoño, S., Edgar, M., Feldman A., Garon, M., Harrison, M. L. K., Alhusseini, T., Ingram, D. J., Itescu, Y., Kattge, J., Kemp, V., Kirkpatrick, L., Kleyer, M., Correia, D. L. P., Martin, C., Meiri, S., Novosolov, M., Pan, Y., Philips, H. R. P., Purves, D. W., Robinson, A., Simpson, J., Tuck, S., Weiher, E., White, H. J., Ewers, R. M., Mace, G. M., Scharlemann, J. P. W., & Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45–50. doi: 10.1038/nature14324
- Nickle, D. A., & Heymann, E. W. (1996). Predation on Orthoptera and other orders of insects by tamarin monkeys, *Saguinus mystax mystax* and *Saguinus fuscicollis nigrifrons* (Primates: Callitrichidae), in north-eastern Peru. *Journal of Zoology*, 239(4), 799–819. doi: 10.1111/j.1469-7998.1996.tb05479.x
- Osti, M., Coad, L., Fisher, J. B., Bomhard, B., & Hutton, J. M. (2011). Oil and gas development in the World Heritage and wider protected area network in sub-Saharan Africa. *Biodiversity and Conservation*, 20(9), 1863–1877. doi: 10.1007/s10531-011-0056-6
- Parrotta, J. A., & Knowles, O. H. (2001). Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: Examples from the Brazilian Amazon. *Ecological Engineering*, 17(2–3), 219–239. doi: 10.1016/S0925-8574(00)00141-5
- Pearson, R. G., Raxworthy, C. J., Nakamura, M., & Townsend Peterson, A. (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34(1), 102–117. doi: 10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x
- Peres, C. A. (1993). Diet and feeding ecology of saddle-back (*Saguinus fuscicollis*) and moustached (*S. mystax*) tamarins in an Amazonian terrafirme forest. *JThe Zoological Society of London*, 567–592.
- Pires-Oliveira, J. C., José-Silva, L., Rocha, D. S. B. & Eisenlohr, P. V. (2019). Concepts and methods in environmental suitability modeling, an importante tool for forest

- conservation. In Eisenlohr, P. (Org.) Forest Conservation: Methods, Management and Challenges. Nova Iorque. *Nova Science publichers*, p. 269-. 290.
- Porter, L. M. (2000). Dietary Differences Among Sympatric Callitrichinae in Northern Bolivia: *Callimico goeldii, Saguinus fuscicollis* and *S. labiatus. International Journal of Primatology*, 22, 961–992. doi: 10.1023/A:1012013621258
- R Core Team. (2018). R: A language and environment for statistical computing. Vienna,

 Austria: R Foundation for Statistical Computing; Available: https://www.r-project.org/
- Riahi, K., Van Vuuren, D. P., Kriegler, E., Edmonds, J., O'Neill, B. C., Fujimori, S., Bauer, N., Valvin, K., Dellink, R., Fricko, O., Lutz, W., Popp, A., Cuaresma, J. C., KC, S. Leimbach, M., Jiang, L., Kram, T., Rao, S., E, J., Ebi, K., Hasegawa, T., Havlik, P., Humponöder., da Silva, L. A., Smith, S., Stehfest, E., Bosetti, V., Eom, J., Gernaat, D., Masui, T., Rogelj, J., Strefler, J., Drouet, L., Krey, V., Luderer, G., Harmsen, M., Takahashi, K., Baumstark, L., Doelman, J. C., Kainuma, M., Klimont, Z., Marangoni, G., Lotze-Campen, H., Obersteiner, M., Tabeau, A., & Tavoni, M. (2017). The shared socioeconomic pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: an overview. *Global Environmental Change*, 42, 153-168.
- Rothman, J. M., Raubenheimer, D., Bryer, M. A. H., Takahashi, M., & Gilbert, C. C. (2014). Nutritional contributions of insects to primate diets: Implications for primate evolution. *Journal of Human Evolution*, 71, 59–69. doi: 10.1016/j.jhevol.2014.02.016
- Rylands, A. B., Mittermeier, R. A., Coimbra-Filho, A. F., Heymann, E. W., de la Torre, S., Silva, J. S., Jr., et al. (2008). Marmosets and tamarins: Pocket identification guide. Bogotá: Conservation International.
- Rylands, AB, Mittermeier, RA & Subirá, R. (2014). Saguinus martinsi. A Lista Vermelha da IUCN de Espécies Ameaçadas 2014:
 e.T42695A17930887. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014
 1.RLTS.T42695A17930887.en . Acesso em 10 de outubro de 2019.
- Rylands, A. B., Heymann, E. W., Lynch Alfaro, J., Buckner, J. C., Roos, C., Matauschek, C., Boubli, J. P., Sampaio, R., & Mittermeier, R. A. (2016). Taxonomic review of the New World tamarins (Primates: Callitrichidae). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 177(4), 1003–1028. doi: 10.1111/zoj.12386
- Sanderson, B. M., Knutti, R., & Caldwell, P. (2015). A representative democracy to reduce interdependency in a multimodel ensemble. *Journal of Climate*, 28(13), 5171–5194. doi: 10.1175/JCLI-D-14-00362.1
- Silva, L. P., Santana, L. M., & Melo, F. R. De. (2021). Effect of Seasonality on the Feeding

- Behavior of Martins' Bare-faced Tamarin *Saguinus martinsi martinsi* (Primates: Callitrichidae) in the Brazilian Amazon. *Primate Conservation*, (35), 1–9.
- Socioambiental. Org. (2021). Acesso em 13 de outubro de 2020. https://www3.socioambiental.org/geo/RAISGMapaOnline/
- Sobral-Souza, T., Lautenschlager, L., Morcatty, T. Q., Bello, C., Hansen, D., & Galetti, M. (2017). Rewilding defaunated Atlantic Forests with tortoises to restore lost seed dispersal functions. *Perspectives in Ecology and Conservation*, *15*(4), 300–307. doi: 10.1016/j.pecon.2017.08.005
- Sobral-Souza, T., Lima-Ribeiro, M. S., & Solferini, V. N. (2015). Biogeography of Neotropical Rainforests: past connections between Amazon and Atlantic Forest detected by ecological niche modeling. *Evolutionary Ecology*, 29(5), 643–655. doi: 10.1007/s10682-015-9780-9
- Sonter, L. J., Herrera, D., Barrett, D. J., Galford, G. L., Moran, C. J., & Soares-Filho, B. S. (2017). Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. *Nature Communications*, 8(1), 1–7. doi: 10.1038/s41467-017-00557-w
- Souza Jr, C. M., Shimbo, J. Z., Rosa, M. R., Parente, L. L., Alencar, A. A., Rudorff, B. F. T., Hasenack, H., Matsumoto, M., Ferreira, L. G. Souza-Filho, P. W. M., de Oliveira, S. W., Rocha, W. F., Fonseca, A. V., Marques, C. B., Diniz, C. G., Costa, D., Monteiro, D., Rosa, E. R., Vélez-Martin, E., Weber, E. J., Lenti, F. E. B., Paternost, F. F., Pareyn, F. G. C., Siqueira, J. V., Viera, J. L., Ferreira Neto, L. C., Saraiva, M. M., Sales, M. H., Salgado, M. P. G., Vasconcelos, R., Galano, S., Mesquita, V. V., & Azevedo, T. (2020). Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, 12(17). doi: 10.3390/RS12172735
- Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, F. N., de Siqueira, M. F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A. S., Midgley, G. F., Miles, L., Ortega-Huerta, M. A., Peterson, A. T., Phillips, O. L., & Williams, S. E. (2004). Extinction risk from climate change.
 Nature, 427(6970), 145–148. doi: 10.1038/nature02121
- Varela, S., Anderson, R. P., García-Valdés, R., & Fernández-González, F. (2014). Environmental filters reduce the effects of sampling bias and improve predictions of ecological niche models. *Ecography*, *37*(11), 1084–1091. doi: 10.1111/j.1600-0587.2013.00441.x
- Varela, S., Lima-Ribeiro, M. S., & Terribile, L. C. (2015). A Short Guide to the Climatic

- Variables of the Last Glacial Maximum for Biogeographers. *PLoS ONE*, *10*(6), 1–15. doi: 10.1371/journal.pone.0129037
- Velazco, S. J. E., Galvão, F., Villalobos, F., & De Marco Júnior, P. (2017). Using worldwide edaphic data to model plant species niches: An assessment at a continental extent. *PLoS ONE*, 12(10), 1–24. doi: 10.1371/journal.pone.0186025
- Vidal, M. M., Pires, M. M., & Guimarães Jr, P. R. (2013). Large vertebrates as the missing components of seed-dispersal networks. *Biological Conservation*, *163*, 42–48. doi: 10.1016/j.biocon.2013.03.025
- Walker, W. S., Gorelik, S. R., Baccini, A., Aragon-Osejo, J. L., Josse, C., Meyer, C., Macedo, M. N., Augusto, C., Rios, S., Katan, T., de Souza, A. A., Cuellar, S., Llanos, A., Zager, I., Mirabal., G. D., Solvik, K. K., Farina, M. K., Moutinho, P., & Schwartzman, S. (2020). The role of forest conversion, degradation, and disturbance in the carbon dynamics of Amazon indigenous territories and protected areas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117(6), 3015–3025. doi: 10.1073/pnas.1913321117
- Warren, D. L., Glor, R. E., & Turelli, M. (2008). Environmental niche equivalency versus conservatism: Quantitative approaches to niche evolution. *Evolution*, 62(11), 2868–2883. doi: 10.1111/j.1558-5646.2008.00482.x
- Watson, J. E. M., Dudley, N., Segan, D. B., & Hockings, M. (2014). The performance and potential of protected areas. *Nature*, *515*(7525), 67–73. doi: 10.1038/nature13947
- Yumkella, K. K., & Yillia, P. T. (2015). Framing the water-energy nexus for the post-2015 development agenda. *Aquatic Procedia*, 5, 8–12. doi: 10.1016/j.aqpro.2015.10.003
- Zago, L., Miranda, J. M. D., Daltrini Neto, C., Santos, C. V., & Passos, F. C. (2013). Dieta de Callithrix penicillata (E. Geoffroy, 1812) (Primates, Callitrichidae) introduzidos na Ilha de Santa Catarina. Biotemas, 26(2), 227–235. doi: 10.5007/2175-7925.2013v26n2p227

MATERIAL SUPLEMENTAR

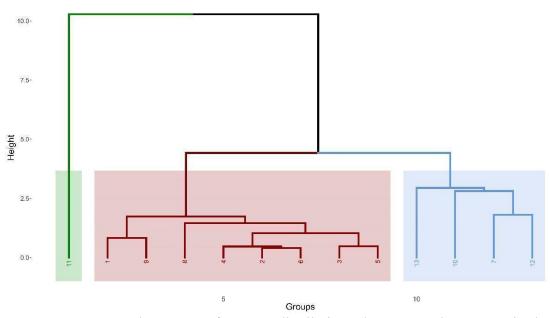


FIGURA S. 1. Dendrograma referente a distribuição dos pontos de ocorrência de *Saguinus martinsi* no espaço ambiental.

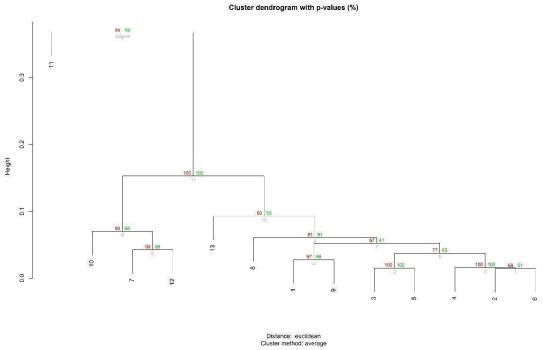


FIGURA S. 2. Análise de cluster referente a distribuição espacial dos pontos de ocorrência de *Saguinus martinsi*.

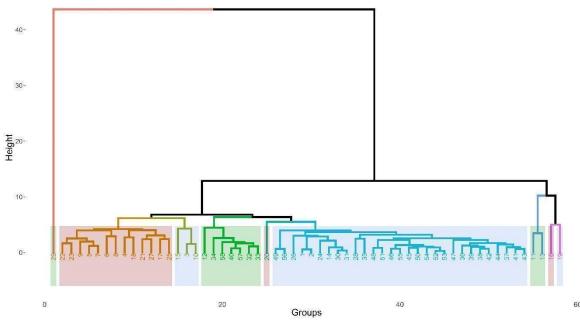


FIGURA S. 3. Dendrograma referente a distribuição dos pontos de ocorrência de *Saguinus midas* no espaço ambiental.

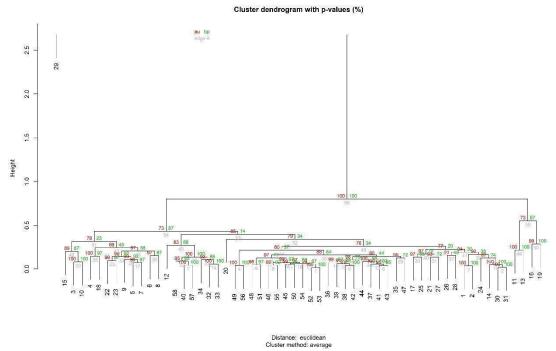


FIGURA S. 4. Análise de cluster referente a distribuição espacial dos pontos de ocorrência de *Saguinus midas*.

Tabela S. 1. Variáveis ambientais utilizadas na modelagem de adequabilidade ambiental de S. martinsi e S. midas.

Variáveis ambientais	Origem
Temperatura Média Anual (°C)	WORLDCLIM 2 (FICK et al., 2017)
Amplitude Diurna Média (°C)	WORLDCLIM 2 (FICK et al., 2017)
Isotermalidade	WORLDCLIM 2 (FICK et al., 2017)
Sazonalidade da Temperatura (°C)	WORLDCLIM 2 (FICK et al., 2017)
Temperatura Máxima do Mês Mais Quente (°C)	WORLDCLIM 2 (FICK et al., 2017)
Temperatura Mínima do Mês Mais Frio (°C)	WORLDCLIM 2 (FICK et al., 2017)
Amplitude Anual de Temperatura (°C)	WORLDCLIM 2 (FICK et al., 2017)
Temperatura Média do Trimestre Mais Úmido (°C)	WORLDCLIM 2 (FICK et al., 2017)
Temperatura Média do Quarto Mais Seco (°C)	WORLDCLIM 2 (FICK et al., 2017)
Temperatura Média do Trimestre Mais Quente (°C)	WORLDCLIM 2 (FICK et al., 2017)
Temperatura Média do Trimestre Mais Frio (°C)	WORLDCLIM 2 (FICK et al., 2017)
Precipitação Anual (mm)	WORLDCLIM 2 (FICK et al., 2017)
Precipitação do Mês Mais Chuvoso (mm)	WORLDCLIM 2 (FICK et al., 2017)
Precipitação do Mês Mais Seco (mm)	WORLDCLIM 2 (FICK et al., 2017)
Sazonalidade da Precipitação (mm)	WORLDCLIM 2 (FICK et al., 2017)
Precipitação do Trimestre Mais Úmido (mm)	WORLDCLIM 2 (FICK et al., 2017)
Precipitação do Quarto Mais Seco (mm)	WORLDCLIM 2 (FICK et al., 2017)
Precipitação do Trimestre Mais Quente (mm)	WORLDCLIM 2 (FICK et al., 2017)
Precipitação do Trimestre Mais Frio (mm)	WORLDCLIM 2 (FICK et al., 2017)
Elevação (metros)	EARTHENV (AMATULLI et al., 2018)
Declividade (graus)	terrain function from raster package (HIJMANS, 2018)
Orientação da vertente (graus)	terrain function from raster package (HIJMANS, 2018)
Densidade aparente do Solo (média $0.0~\text{m}$ - $0.30~\text{m}$) (km/dm³)	SOIL GRIDS (HENGL et al., 2014)
Fração de Argila (Média 0.0 m - 0.30 m) (%)	SOIL GRIDS (HENGL et al., 2014)
Profundidade ao horizonte r até 200cm (BDRICM-M) (cm)	SOIL GRIDS (HENGL et al., 2014)
Fração de Areia (Média 0.0 m - 0.30 m) (%)	SOIL GRIDS (HENGL et al., 2014)
Fragmentos Grosseiros (%)	SOIL GRIDS (HENGL et al., 2014)
Fração de Silte (Média 0.0 m - 0.30 m) (%)	SOIL GRIDS (HENGL et al., 2014)

Tabela S. 2. Representatividade das 19 variáveis bioclimáticas presente nos seis eixos da Análise de Componentes Principais (PCA), representam

mais de 95% das variações entre as camadas para a região Panamazônica.

Variáveis bioclimáticas	PC1*	PC2*	PC3	PC4	PC5	PC6
Temperatura média anual	-0,24071	-0.31997	-0,11892	-0,14284	0,033233	-0,05523
Amplitude diurna Média (Média do mês (temp. Máxtemp.Mín))	0,285977	-0.01121	0,030697	-0,2256	0,446679	0,09662
Isotermalidade (BIO2/BIO7) (x100)	-0,25503	0.21911	-0,05783	0,198665	0,162879	-0,18967
Sazonalidade da temperatura (desvio padrão x 100)	0,142503	-0.06188	0,002463	-0,32779	-0,69806	0,275286
Temperatura máxima do mês mais quente	0,066469	-0,38628*	0,060864	-0,23745	0,298375	0,226958
Temperatura mínima do mês mais frio	-0,34188*	-0,1056	-0,01578	0,172758	-0,10793	-0,06384
Amplitude anual de temperatura (BIO5-BIO6)	0,31406*	-0,10671	0,043435	-0,26079	0,238061	0,166082
Temperatura média do trimestre mais úmido	-0,1748	-0,27534	-0,25844	-0,31284	-0,09103	-0,20002
Temperatura média do trimestre mais seco	-0,28505	-0,26384	0,054359	0,08545	0,078404	0,12283
Temperatura média do trimestre mais quente	-0,20957	-0,34661*	-0,08848	-0,16767	-0,14443	0,033087
Temperatura média do trimestre mais frio	-0,26528	-0,28111	-0,08841	0,008556	0,245396	-0,13558
Precipitação anual	-0,23791	0,205751	0,23091	-0,30843	0,109062	0,023393
Precipitação do mês mais chuvoso	-0,11865	0,009202	0,549884	-0,15742	-0,07331	-0,27779
Precipitação do mês mais seco	-0,26081	0,268112	-0,10124	-0,17704	0,051454	0,219365
Sazonalidade de precipitação (coeficiente de variação)	0,24209	-0,25955	0,232294	0,124495	-0,07242	-0,23541
Precipitação do trimestre mais úmido	-0,11351	0,022549	0,54895	-0,21636	-0,01837	-0,23326
Precipitação do quarto mais seco	-0,26631	0,267352	-0,08975	-0,18197	0,045865	0,223264
Precipitação do trimestre mais quente	-0,02694	0,273002	-0,19169	-0,47356	0,057762	-0,23623
Precipitação do trimestre mais frio	-0,21692	-0,03383	0,352546	0,152505	0,041819	0,61384

^(*) Análises de Componentes Principais (PCoA) que tiveram maior valor de importância dentro dos modelos.

Tabela S. 3. Representatividade das 09 variáveis edáficas e topográficas presente nos dois eixos da Análise de Componentes Principais (PCA), representam mais de 66% das variações entre as camadas para a região Panamazônica.

Variáveis edáficas e topográficas	PC1*	PC2
Orientação de vertente	-0,51493*	-0,06449
BDRICM-M (profundidade ao horizonte r até 200 cm)	0,496541*	0,039965
Densidade aparente do solo	0,214323	-0,09258
Fração de argila	-0,27235	0,23649
Fragmentos grosseiros	-0,33407	-0,18239
Elevação	-0,47779	-0,15275
Fração de areia	0,166883	-0,67893
Fração de silte	0,017587	0,639573
Declividade do terreno	0,011794	-0,05611

^(*) Análises de Componentes Principais (PCoA) que tiveram maior valor de importância dentro dos modelos.

Tabela S. 4. Valor de importância das variáveis presente nos modelos a partir da raiz quadrada do erro médio. Variáveis climáticas representadas nos blocos 1-6; variáveis edáficas e topográficas representadas nos blocos 1-2 (solo); remoção do bloco de variáveis climáticas, e remoção do bloco de variáveis edáficas e topográficas.

PCAs	S. martinsi	S. midas
Componente 1 da PCA de Clima	0,032814*	0,026088*
Componente 2 da PCA de Clima	0,026997*	0,025047*
Componente 3 da PCA de Clima	0,014208	0,0112
Componente 4 da PCA de Clima	0,006527	0,008265
Componente 5 da PCA de Clima	0,005108	0,006948
Componente 6 da PCA de Clima	0,001822	0,002047
Componente 1 da PCA de Solo	0,020137*	0,017591*
Componente 2 da PCA de Solo	0,01011	0,008799
Bloco de componentes da PCA de Clima	0,063604*	0,056884*
Bloco de componentes da PCA de Solos	0,019636	0,017403

^(*) Componentes de Análises de Coordenadas Principais (PCA) que tiveram maior valor de importância dentro dos modelos.

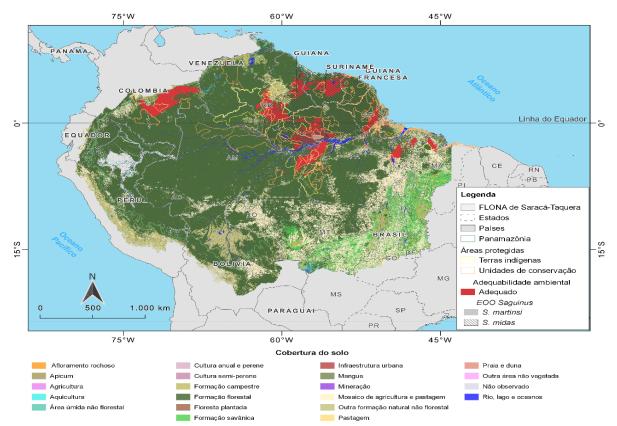


FIGURA S. 5. Áreas de adequabilidade ambiental de *Saguinus martinsi* na Panamazônia, sob o clima atual, e Extensão de Ocorrência (EOO) de *S. martinsi* e *S. midas*. Classes de uso e ocupação do solo, sobrepostas às Áreas Protegidas (PAs): Terra indígena (TI) e Unidades de Conservação (UCs).

CONCLUSÃO GERAL

O desenvolvimento e o crescimento econômico de um país são atribuídos à exploração de recursos naturais executados em sua extensão territorial. Entretanto, quaisquer modificações que realizamos no meio ambiente resultam em impactos de pequena, média ou larga escala. Esta tese nos possibilitou compreender, em uma visão global, qual a extensão dos impactos que os diversos tipos de exploração de minério ocasionam para as populações de mamíferos de médio e grande porte, onde detectamos também a existência de lacunas e o quão reduzido são os números de estudos que investigam os impactos, ameaças e pressões nesse grupo de animais silvestres. Entretanto, é possível que novos conhecimentos possam ser identificados por meio de pesquisas que envolvam dados coletados para elaboração de licenciamentos operacionais e que não estão disponíveis no setor acadêmico.

Este estudo nos possibilita reforçar que a perda de habitat tem sido uma das ameaças mais frequentes e severas para os mamíferos de médio e grande porte, incluindo aquelas geradas por atividades mineradoras. Além dos impactos diretos da supressão vegetal, são múltiplos os impactos indiretos, atribuídos a contaminação do solo e das fontes de água e as mudanças na configuração da paisagem, os quais afetam as populações silvestres da área de mineração e zonas adjacentes. Assim, identificamos uma importante lacuna sobre as ameaças descritas na Lista Vermelha da União Internacional para Conservação da Natureza - *International Union for Conservation of Nature* (IUNC), onde a ameaça referente à Produção de Energia & Mineração; e Mineração & Pedreiras, não foram descritos até o momento para 84% das 153 espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas em nossa revisão sistemática como sendo afetadas por atividade de mineração (Martins-Oliveira et al., 2021).

A exploração de recursos minerais pode não atender aos três pilares da sustentabilidade e os investimentos em recuperação, mitigação de impactos ambientais, e conservação da biodiversidade, sendo que este último, muitas vezes, ainda recebe recursos desproporcionais em relação ao montante financeiro aplicado em todas as questões que envolvem as empresas mineradoras. Assim, a maior floresta tropical do mundo é também um dos biomas impactados pela exploração desses recursos, e, portanto, estudos que contribuam para a compreensão desses impactos diretos e indiretos sobre a mastofauna são extremamente relevantes.

A Mineração Rio do Norte (MRN) tem atendido às demandas de regulamentação legislativa para exploração de minério, como consequência, implementou o monitoramento de duas espécies de primatas: *Saguinus martinsi* e *Chiropotes sagulatus*, que vem ocorrendo há mais de uma década. Esse projeto gerou um banco de dados constituído em 4.716 registros

independentes de mamíferos de médio e grande porte, amostrados com o método de transecto linear e em uma escala temporal até então não vista de 10 anos.

Com base nisso, estruturamos hipóteses ecológicas visando entender como os ambientes de terra firme, com diferentes proporções de cobertura florestal, distintas posições de altura acima da drenagem mais próxima (HAND), bem como, altura do dossel, afetam a biomassa de mamíferos de médio e grande porte, representados por diferentes guildas funcionais e tróficas, nessa paisagem de mineração de bauxita. Há que se lembrar que a floresta de terra firme na Amazônia é composta de uma estrutura vegetal determinada pelas características físicas do solo e influenciada pelas interações biológicas. Neste caso, concluímos que a altura acima da drenagem mais próxima afeta todas as guildas tróficas e funcionais, porém de maneira diferente, sendo que arborícolas, frugívoros ou folívoros têm maiores biomassas observadas em maiores valores de altura acima da drenagem mais próxima, enquanto as maiores biomassas de mamíferos terrícolas, frugívoros ou folívoros são registrados quando a representação é de valores menores de altura acima da drenagem mais próxima.

Com o intuito de compreender como as espécies podem estar se adaptando às mudanças climáticas, escolhemos uma espécie de primata endêmica da Amazônia e com distribuição restrita à região da FLONA de Saracá-Taquera, no Pará. De modo geral, as mudanças no clima podem ter origem antrópica ou natural e que, muitas vezes, ainda estão associadas a outras pressões antropogênicas. Isso nos remete à preocupação sobre a ameaça de extinção das espécies frugívoras-insetívoras, pois essas são altamente dependentes dos recursos naturais oriundos da floresta e, consequentemente, contribuem com a manutenção dos ecossistemas. Nesse sentido, com a construção de modelos bioclimáticos, identificamos possíveis áreas com adequabilidade ambiental capazes de atender as demandas ecológicas da espécie Saguinus martinsi, altamente dependente de frutos e, como mencionado acima, endêmica e de distribuição restrita. Assim, esta tese também trouxe um capítulo contendo uma análise de nicho ecológico com uma abordagem conservacionista para essa espécie, que de acordo com os critérios da lista vermelha da IUCN, se encontra categorizada como Quase Ameaçada - Near Threatened (NT). Assim, é possível afirmar que os modelos identificaram previsões negativas para a sobrevivência das populações de Saguinus martinsi em cenários futuros de mudanças climáticas.

Nossos apontamentos tanto referentes aos estudos de pequenos primatas, ou seja, *S. martinsi* e *S. midas*, assim como os mamíferos de médio e grande porte monitorados na região da MRN, e para todos os 153 mamíferos que compuseram nosso banco de dados da revisão sistemática, dão-nos suporte técnico e teórico para informar o quão importante é implementar

ações de mitigação de impacto, como por exemplo, passagens aéreas para fauna arborícola, junto aos projetos de exploração de recursos minerais, definidos como impulsionadores do desenvolvimento. Os médios e grandes mamíferos necessitam de grandes áreas de vida para sustentar suas necessidades eco-fisiológicas. Por essa razão, medidas mitigatórias sobre impactos antropogênicos causados por empreendimentos, como a mineração, são extremamente importantes e necessárias, especialmente para essas espécies de mamíferos silvestres.