



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL
TESE DE DOUTORADO

**ESTRATÉGIAS DE CONSERVAÇÃO E PESQUISA PARA PRIMATAS
BRASILEIROS**

ANA LUIZA LEICHTER MATTE

RECIFE, 2023

ANA LUIZA LEICHTER MATTE

ESTRATÉGIAS DE CONSERVAÇÃO E PESQUISA PARA PRIMATAS BRASILEIROS

Tese apresentada como requisito obrigatório para obtenção do título de doutora em Biologia Animal pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco – UFPE.

Orientadora: Dra. Bruna Bezerra.

RECIFE

2023

Catálogo na Fonte
Bibliotecário: Marcos Antonio Soares da Silva
CRB4/1381

Matte, Ana Luiza Leichter .

Estratégias de conservação e pesquisa para primatas brasileiros. / Ana Luiza Leichter Matte – 2023.

293 f. : il., fig.; tab.

Orientadora: Bruna Bezerra.

Tese (doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federera de Pernambuco, 2023.

Inclui referências e apêndice.

1. Bioma. 2. Paisagem. 3. História de vida. 4. Categorias de ameaça. 5. Lacunas. 6. Metas de conservação. 7. Tomada de decisão. 8. Priorização. I. Bezerra, Bruna (Orient.). II. Título.

ANA LUIZA LEICHTER MATTE

ESTRATÉGIAS DE CONSERVAÇÃO E PESQUISA PARA PRIMATAS BRASILEIROS

Tese apresentada como requisito obrigatório para obtenção do título de doutora em Biologia Animal pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco – UFPE.

Aprovada em: 06/Dezembro/2023.

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Bruna Bezerra (Orientadora)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Pedro Ivo Simões (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. João Pedro Souza Alves (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Dr. Lucas Gonçalves da Silva (Examinador Externo)
Universidade de Brasília

Profa. Dra. Míriam Plaza Pinto (Examinadora Externa)
Universidade Federal do Rio Grande do Norte

DEDICATÓRIA

Dedico esta tese à minha mãe Felicia e meu pai Luiz Alberto, que me apoiaram incondicionalmente nas minhas escolhas profissionais, sem vocês, essa conquista não seria possível.

AGRADECIMENTOS

Esse trabalho significou para mim o maior desafio que me propus a desenvolver na vida. Passei por fases difíceis por estar longe da família, enfrentar a pandemia da COVID-19, presenciar a destruição dos nossos biomas, educação, ciência e o aprofundamento da desigualdade social desse país durante aquele desastre de governo. Percebi o peso de trabalhar do início ao fim com análises, ferramentas e dados que exigiram apenas a companhia de um computador. O processo de escrita e publicação também não aliviou. Ainda assim, sou profundamente grata por ter realizado esse projeto de pesquisa, por todos os aprendizados que este trabalho me proporcionou e, principalmente, por me fazer uma pesquisadora em Ecologia e Biologia da Conservação, como sempre desejei.

Quero iniciar os agradecimentos pelos meus pais, minha irmã e familiares que tornam minha vida mais tranquila todos os dias. Agradeço aos meus pais pelo exemplo de profissionais que são e incentivo para seguir o meu trabalho. O apoio amoroso deles durante esta fase foi muito importante, afinal decidi voltar a estudar com 38 anos, longe deles, sendo que, muitas vezes, eles também estavam precisando da minha ajuda. Agradeço à minha mãe, mulher incrível e inspiradora, por todo o amor, compreensão e amizade. Ao meu pai, um lutador, com sua fala calma sempre me transmitiu segurança e me estimulou a persistir nas piores fases. À minha irmã, mesmo vivendo tão longe, com sua doçura e experiência, acompanha minhas histórias e me enche de felicidade ao me presentear com três sobrinhos lindos. Minha prima Camila, maior incentivadora da luta, compartilhamos as dores e alegrias desta fase de ‘doutorandas’, esteve presente em todos os momentos de uma forma tão amorosa. Obrigada, tia Marga pela companhia, Celso, Ju, vó Ídala, vó Lila e vô Jakob, tios e primos, cada um com seu jeito especial de estar presente!

Ao Leo, que foi o meu maior companheiro nesse tempo. Evoluímos juntos no trabalho e no amor que compartilhamos. Agradeço por todo o apoio e pela parceria única e especial. Agradeço também todo o acolhimento da família Cunha de Souza, que passou a ser um pouco minha também.

Agradeço à UFPE e à Pós-Graduação em Biologia Animal pela estrutura e aprendizado que me possibilitaram concretizar esta etapa da minha caminhada acadêmica.

Agradeço aos financiadores desse projeto de doutorado. Este estudo foi realizado com o apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) ao conceder bolsa na modalidade DTI-B, com o suporte da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, e, posteriormente, com a FACEPE – Fundação de Amparo a Ciência e Tecnologia de Pernambuco.

Agradeço ao Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros (CPB), ao coordenador Leandro Jerusalinsky e o meu supervisor Gerson Buss, que identificaram o tema deste projeto como uma das demandas que facilitariam a gestão da conservação dos primatas. Apostaram na minha capacidade de desenvolver este projeto, com abrangência nacional, ainda que eu nunca tivesse trabalhado com primatas. No tempo em que estive vinculada ao CPB aprendi muito, fui recepcionada com grande carinho, conheci pesquisadores (como a minha orientadora), parceiros, recebi apoio para iniciar o projeto com o compartilhamento da base de dados e publicação de artigos. No entanto, por sua complexidade, o transformei em um doutorado e aceitei que sua conclusão me exigiria mais tempo e dedicação.

Por isso, agradeço demais à Bruna pela oportunidade de realizar este trabalho sob sua orientação e me fazer acreditar que era possível chegar ao fim. Bruna abriu as portas e abraçou a ideia desde o início, apesar de ser um tema tão diferente do que ela estava acostumada a pesquisar. Aprendi com ela que preciso respeitar o meu tempo, e através da sua confiança, também percebi

que tenho um potencial que desconhecia. Sua fala acolhedora nos momentos mais duros também me ensinou.

Agradeço muito o apoio e as trocas certas com o professor Paulo Santos.

Agradeço à banca, pela disponibilidade e contribuições. Selecionei cada um por motivos diferentes, pelos profissionais que são e contribuições que já me proporcionaram. Tenho certeza que irei aprender muito com vocês.

Agradeço aos companheiros de laboratório e amigos. Especialmente à Juliana, um presente da minha orientadora, e sua família tão querida. À Rebecca (Marcelo e Lili), que foi uma parceira especial neste período. André, Yuri, Paulinha, Ju, Bárbara, Geo, Letícia, Anie, Karol, Alana, João, Safira e todos os outros, sempre dispostos a dar risada e trocar ideias.

Aos amigos da vida toda, em especial à minha Bia, Luísa, Joana, Anninha, Julinha, Tati, Nathi, Manuzinha, Gabi Gabiroba, Bruna, Felipe, Andrezito e à Lê, sempre disponível para ler as minhas coisas e conversar. Ao Fritz, meu orientador do mestrado, que seguiu me apoiando e me ensinou muito do que sei, e por isso, tinha que integrá-lo neste projeto. Aos amigos que fiz e reencontrei no CPB. À Renata, que nem me conhecia e me acolheu na chegada em João Pessoa. À Gabi, Manu, Elliot, Rodrigo, Fialho, André, Gerson, Eduardo, Riana, Nenco, Rosa, Raquel, Mônica e Amely. Finalizo esse doutorado com alguma esperança porque acredito no potencial destas estratégias que dão nome a este trabalho. São ideias práticas formuladas a partir de estudos científicos. Vamos publicá-las para que sejam incorporadas no planejamento das políticas públicas para conservar os primatas, podendo ser testadas para outros grupos. Ainda assim, mantenho o pé no chão, porque mesmo em um contexto político mais favorável, a aplicabilidade dessas ideias depende de muita gente. Obrigada a todos que me estimularam mesmo assim a seguir e acreditar que é possível ultrapassar essas barreiras.

RESUMO

O desenvolvimento de ferramentas que visam elaborar estratégias de conservação e pesquisa das espécies de primatas brasileiras aproxima a prática da conservação à ciência. Assim, a presente tese objetivou fornecer algumas ferramentas para contribuir com as estratégias de conservação e pesquisa desse grupo de animais. No Capítulo 1, analisamos se o contexto de ameaça dos primatas está relacionado com o risco de extinção, considerando a paisagem, traços de história de vida das espécies, e o bioma em que predominam. Comparamos as categorias de ameaça dos primatas brasileiros quanto aos atributos de paisagem e história de vida, considerando o bioma (Mata Atlântica, Amazônia, Caatinga, Cerrado) como fator e testando o efeito filogenético. Mostramos que os traços de história de vida e características da paisagem diferem entre as categorias de ameaça nos diferentes biomas analisados. No entanto, apenas as características da paisagem variaram entre os biomas. Encontramos uma ligação positiva entre os impactos humanos e o risco de extinção na Amazônia. Nos outros biomas, as características antropogênicas da paisagem foram associadas a espécies ameaçadas e não ameaçadas. Os primatas ameaçados tendem a ter maior tamanho e estratégias de história de vida lentas, independentemente do bioma. Portanto, sugerimos considerar o bioma e a categoria de ameaça juntamente com atributos da paisagem e da história de vida para hierarquizar de espécies e elaborar metas de conservação. No Capítulo 2, comparamos as características da paisagem dos primatas brasileiros listados entre os 25 mais ameaçados do mundo com os primatas brasileiros ameaçados nunca incluídos nesta lista. Mostramos que as características de paisagem das espécies se sobrepõem independente se foram ou não listadas. Sugerimos que as justificativas de inclusão e remoção de uma espécie na lista dos Top 25 sejam reavaliadas, e indicamos espécies nunca listadas que ocupam paisagens mais antropizadas. No Capítulo 3, aplicamos uma ferramenta de apoio à decisão para preencher as lacunas de conservação de espécies de primatas. Construimos cenários para cada bioma que buscam incentivar o planejamento de uso da terra e indicar áreas que podem abrigar novas unidades de conservação. Elaboramos metas de conservação, seguindo diretrizes definidas no Capítulo 1 e uma análise de sensibilidade que buscou não ultrapassar o valor de 50% das metas para reduzir o número de áreas insubstituíveis e tornar nossos cenários viáveis. No Capítulo 4, mapeamos as áreas sem registros de ocorrência de primatas, considerando a maior proporção de desmatamento e de disponibilidade de habitats de áreas até então não amostradas, possivelmente mais inacessíveis. Verificamos que a Amazônia concentra maior cobertura de atividade de coleta

de dados de primatas brasileiros, com 66% mais amostragem de espécies ameaçadas. Na Mata Atlântica e no Cerrado a proporção de registros de ocorrência entre espécies ameaçadas e não ameaçadas é similar, mas também maior entre primatas ameaçados. Já na Caatinga, obtivemos um resultado inverso, pois o foco de amostragem foi 25% menor para as espécies ameaçadas. Porém, é importante entendermos a origem destes registros, se derivam de avistamentos ou estudos aprofundados, e se são de fato do bioma onde a distribuição da espécie predomina, pois só assim poderemos distinguir quais são as maiores lacunas de conhecimento que persistem em nossos dados. Construimos cenários com áreas estratégicas para pesquisa de primatas em todos os biomas brasileiros, buscando preencher uma lacuna de amostragem nestes locais com potencial ocorrência de populações de primatas desconhecidas.

Palavras-chave: Bioma; Paisagem; História de vida; Categorias de ameaça; Lacunas; Metas de conservação; Tomada de decisão; Priorização.

ABSTRACT

The development of tools that aim to develop conservation and research strategies for Brazilian primate species brings conservation practices closer to science. Therefore, this thesis has sought to provide some tools to contribute to conservation and research strategies for this group of animals. In Chapter 1, we analysed whether the threat context of primates is related to the risk of extinction, considering the species' landscape, life history traits, and the biome in which their distribution predominates. We compared the threat categories of Brazilian primates in terms of landscape and life history attributes, considering the biome (Atlantic Forest, Amazon, Caatinga, Cerrado) as a factor and testing the phylogenetic effect. We show that life history traits and landscape characteristics differ between the threat categories in the different biomes analyzed. However, only landscape features varied across biomes. We also found a positive link between human impacts and extinction risk in the Amazon. In other biomes, anthropogenic landscape features were associated with threatened and non-threatened species. Endangered primates tend to have large bodies and slow life history strategies, regardless of biome. Therefore, we suggest considering the biome and threat category together with landscape and life history attributes to rank species and develop conservation goals. In Chapter 2, we compare the landscape characteristics of Brazilian primates listed as the 25 most threatened in the world with threatened Brazilian primates never included on this list. We showed that species' landscape characteristics overlap regardless of whether they were listed or not. We suggest that the justifications for including and removing a species from the Top 25 list be re-evaluated, and we indicate never-listed species that occupy more anthropic landscapes. In Chapter 3, we apply a decision support tool to fill species conservation gaps. We built scenarios for each biome that seek to encourage land use planning and indicate areas that could house new conservation units. We developed conservation goals, following guidelines defined in the Chapter 1 and a sensitivity analysis that sought not to exceed 50% of the goals to reduce the number of irreplaceable areas and make our scenarios viable. In Chapter 4, we mapped the areas without records of primate occurrence, considering the greater proportion of deforestation and habitat availability in previously unsampled areas, possibly more inaccessible. We found that the Amazon concentrates greater coverage of data collection activities on Brazilian primates, with 66% more samples of threatened ones. In the Atlantic Forest and the Cerrado, the proportion of occurrence records between threatened and non-threatened species is similar, but also higher among threatened primates. We obtained the opposite result in the

Caatinga, as the sampling focus was 25% smaller for threatened species. However, it is essential to understand the origin of these records, whether they derive from sightings or in-depth studies, and whether they are, in fact, from the biome where the distribution of the species predominates, as only then will we be able to distinguish which are the biggest knowledge gaps that persist in our data. We built scenarios with strategic areas for primate research in all Brazilian biomes, seeking to fill a sampling gap in these locations with the potential occurrence of unknown primate populations.

Keywords: Biome; Landscape; Life history; Threat categories; Gaps; Conservation goals; Decision making; Prioritisation.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1. How do landscape and life history traits contribute to the threat context of Brazilian primates?

Figure 1. Landscape (i.e., species range) characteristics of Brazilian primates grouped according to their threat categories (CR - Critically Endangered, EN - Endangered, VU - Vulnerable, NT - Near Threatened and LC - Least Concern) in each biome considered in this study. Average proportion of habitat availability (a), habitat loss in the last 30 years (b), habitat loss in the last 10 years (c), areas with less than 30% habitat cover (d), roads (e) and amount of urbanized area (f). The thick middle line and box represent the median and first to third quartiles, respectively, and lines extend to the furthest data point that is no more than 1.5 times the interquartile range away from the median; dots represent data points.

Figure 2. Number and proportion of Threatened (Critically Endangered, Endangered, Vulnerable) and Non-threatened (Near Threatened, Least Concern) Brazilian primate species with different life history traits. Body weight classes (i.e., <1000g to >5000g) follow information from Peres (2000). The highest values of these classes refer to species of high body weight, long generation time and gestation length, associated with higher vulnerability to extinction.

Figure 3. Average proportion of arc of deforestation region (a) and indigenous lands (b) within range of primates occurring in the Brazilian Amazon according to species threat categories (CR - Critically Endangered, EN - Endangered, VU - Vulnerable, NT - Near Threatened and LC - Least Concern). The thick middle line and box represent the median and first to third quartiles, respectively, and lines extend to the furthest data point that is no more than 1.5 times the interquartile range away from the median; dots represent data points.

Capítulo 2. As características de paisagem revelam por que os primatas brasileiros ameaçados devem permanecer na lista dos Top 25 primatas mais ameaçados do planeta.

Figura 1. Período de inclusão dos primatas brasileiros na lista dos mais ameaçados do mundo publicada de dois em dois anos de 2000 a 2022 revela a frequência em que estas espécies foram colocadas em evidência internacionalmente. Entre 2008 e 2010, nenhuma espécie brasileira foi inserida na lista, cujo período está marcado como “no_spp”, isto é, nenhuma espécie brasileira listada.

Figura 2. Diagnóstico da paisagem dos primatas brasileiros citados na lista Top 25 nas publicações de 2000 a 2022. O tamanho da área de distribuição serve como parâmetro para comparar a extensão ocupada pelas populações de cada espécie no Brasil. As características medidas dentro da área de distribuição das espécies foram: disponibilidade de hábitat, perda de hábitat nos últimos 10 e 30 anos, fragmentação de hábitat, estradas, áreas urbanizadas, sobreposição na região do arco do desmatamento e Terras Indígenas da Amazônia.

Figura 3. Diagrama de ordenação (Análise de Componente Principal, PCA) com os 13 primatas brasileiros incluídos na lista Top 25 (caracterizados como “Yes” na legenda) e os 23 primatas brasileiros ameaçados nunca citados nesta lista (caracterizados como “No” na legenda). Também analisamos como as características de paisagem variam sob a perspectiva das categorias de ameaça da IUCN (Criticamente em Perigo - CR, Em Perigo - EN e Vulnerável - VU) e dos biomas (Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga e Cerrado). O gráfico acima e à direita mostra os percentuais de contribuição das características de paisagem para cada eixo: primeiro (PC1) e segundo (PC2) componentes principais. Os acrônimos das variáveis referem-se a: “Arc_def” - arco do desmatamento, “Frag” - fragmentação, “Habitat” - disponibilidade de habitats, “Loss_10” - perda de hábitat nos últimos 10 anos, “Loss_30” - perda de hábitat nos últimos 30 anos, “Road” - estradas, “TI” - terras indígenas e “Urb” - áreas urbanizadas.

Figura 4. Variação dos escores ao longo dos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (PC1 e PC2), indicando quais espécies brasileiras listadas como mais ameaçadas do mundo se agrupam, conforme a associação com cada eixo e, conseqüentemente, valores das características de paisagem de maior contribuição para os eixos.

Figura 5. Variação dos escores ao longo dos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais, indicando como as espécies não incluídas na publicação dos 25 primatas mais ameaçados do mundo se agrupam, conforme a associação com cada eixo (PC – Componentes Principais 1 e 2) e, conseqüentemente, valores mais altos das características de paisagem de maior contribuição para os eixos.

Capítulo 3. Seleção de áreas estratégicas para conservação de primatas brasileiros

Figura 1. Localização da área de estudo (a) e unidades de planejamento divididas em quadrículas de 100 km de resolução espacial e Unidades de Conservação de Proteção Integral (b). As unidades de planejamento foram classificadas de acordo com o bioma em que se encontram, usando os limites definidos por Souza et al. (2020), como pode ser observado na grade com maior destaque às unidades dos biomas Amazônia, Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica (c).

Figura 2. Padrões de riqueza de espécies e subespécies de primatas brasileiros no Brasil. A riqueza de espécies foi gerada com a quantidade de habitats de cada espécie, a qual foi também ponderada com pesos para gerar o padrão de riqueza de espécies ameaçadas. Nos gráficos à direita dos mapas, o eixo y mostra o número de células ou unidades de planejamento, e o x mostra a riqueza de espécies. As regiões de maior riqueza são encontradas na Amazônia e na Mata Atlântica, com alta presença de espécies ameaçadas. Number of species: número de espécies; Number of cells: número de células; Species richness: riqueza de espécies. Threatened species richness: riqueza de espécies ameaçadas.

Figura 3. Diferenças obtidas entre as metas de conservação (variando até 100%), áreas protegidas (Unidades de Conservação de Proteção Integral) e lacunas para as espécies de primatas brasileiros, agrupados conforme o bioma (Cerrado, Caatinga, Floresta Atlântica - Atlantic Forest, Amazonia – Amazon) em que ocorrem (a, c, e) e categorias de ameaça (b, d, f).

Figura 4. Áreas estratégicas para conservar os primatas da Amazônia (a), Mata Atlântica (b), Cerrado (c) e Caatinga (d), selecionadas em mais de 90 cenários, usando metas de conservação variáveis até 30%, 40%, 30% e 40%, respectivamente. Selection frequency: frequência de seleção.

Figura 5. Caracterização das áreas selecionadas (S) e não selecionadas (NS) como estratégicas para conservação de primatas brasileiros nos biomas Amazônia (Amazon), Caatinga, Mata Atlântica (Atlantic Forest) e Cerrado. Usamos a proporção da permeabilidade da matriz (a), integridade florestal da paisagem (b), custo elaborado apenas com o uso da terra (c), custo elaborado com a perda de habitats (d) e, por fim, o custo elaborado com a soma ponderada do uso da terra e da perda de habitats (e), para caracterizar as unidades de planejamento planejadas para conservar os primatas brasileiros.

Capítulo 4. Áreas estratégicas para pesquisa de primatas brasileiros

Figura 1. Caracterização das áreas de maior tamanho (menor atividade de coleta) quanto à proporção de disponibilidade e perda de habitats.

Figura 2. Sobreposição das áreas de distribuição de espécies de primatas brasileiras (ameaçadas, não ameaçadas e “Dados Insuficientes” - DD) com os polígonos de maior tamanho, os quais revelam a menor atividade de coleta. Esta integração de dados busca estimar a riqueza das áreas para auxiliar na etapa de priorização para pesquisa.

Figura 3. Resultado da interpolação dos registros de ocorrência de primatas brasileiros. Os polígonos que pertencem à classe de maior tamanho deram origem às áreas com atividade de coleta regionalmente baixa, formadas com 4% do total dos registros de ocorrência de primatas. As áreas de menor tamanho foram construídas com 83% dos registros de ocorrência, e a classe intermediária 13%.

Figura 4. Relação entre a proporção de registros de ocorrência de espécies ameaçadas e o número de espécies ameaçadas dos biomas.

Figura 5. Cenários com as áreas estratégicas para pesquisar primatas na Amazônia, usando a sobreposição dos critérios perda e disponibilidade de habitats com a riqueza total (ameaçadas, não ameaçadas e DD), riqueza de espécies DD e apenas de ameaçadas, conforme Tabela 2.

Figura 6. Obtenção das áreas estratégicas para pesquisa de primatas da Amazônia, conforme o Cenário 5. Usamos a sobreposição dos polígonos de menor tamanho com os táxons DD. Para a seleção de áreas, também usamos o raio da área de vida destas espécies para estimar a área que deve expandir a pesquisa partindo dos registros de ocorrência conhecidos (ICMBio, 2015).

Figura 7. Cenários com as áreas estratégicas para pesquisar primatas na Caatinga, usando a sobreposição dos critérios perda, disponibilidade de habitats com a riqueza total (ameaçadas e não ameaçadas), conforme Tabela 2.

Figura 8. Cenários com as áreas estratégicas para pesquisar primatas no Cerrado, usando a sobreposição dos critérios perda e disponibilidade de habitats, riqueza total, riqueza de ameaçadas, riqueza de espécies DD, conforme a Tabela 2.

Figura 9. Cenários com as áreas estratégicas para pesquisar primatas na Mata Atlântica, usando a sobreposição dos critérios perda e disponibilidade de habitats, riqueza total e riqueza de ameaçadas, conforme a Tabela 2.

Figura 10. Cenários com as áreas estratégicas para pesquisar primatas no Pantanal, usando a sobreposição dos critérios perda e disponibilidade de habitats, riqueza total e riqueza de ameaçadas, conforme a Tabela 2

Figura 11. Cenários com as áreas estratégicas para pesquisar *Alouatta guariba clamitans* no Pampa, usando a sobreposição dos critérios: maior tamanho das áreas, perda e disponibilidade de habitats, conforme a Tabela 2. Para este cenário, as atividades de coleta podem ser direcionadas apenas para a subespécie *A. guariba clamitans*, que ocorre no Pampa. Usamos a sua área de distribuição para recortar os polígonos de maior tamanho selecionados.

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1. How do landscape and life history traits contribute to the threat context of Brazilian primates?

Table 1. Summary of the results of a Permutational Multivariate Analysis of Variance that sought to identify whether there are differences in landscape and life history attributes of Brazilian primate threat categories compared between (¹) and within (²) all biomes (i.e., Amazon, Atlantic Forest, Caatinga, and Cerrado). For (2), the threat categories were nested within the biomes, i.e., the biomes were treated as one factor. We also show the results of pairwise comparisons of the Amazon threat categories - the only biome that allowed us to investigate these differences (see Supplementary Material 7 and 8). Pseudo-F: pseudo F-ratio test statistic; t: pairwise t-statistic. Number in parentheses are the number of permutations.

Table 2. Comparison of landscape attributes of the Brazilian primates' threat categories (Critically Endangered, Endangered, Vulnerable, Near Threatened and Least Concern) between the biomes Amazon, Caatinga, Cerrado and Atlantic Forest based on Permutational Multivariate Analysis of Variance. t: pairwise t-statistic; P(perm): significance level generated by the unique permutations.

Table 3. Comparison of Threatened (Critically Endangered, Endangered, Vulnerable) and Non-threatened (Near Threatened, Least Concern) groups of Brazilian primates with respect to their landscape and life history attributes, from SIMPER (Similarity Percentage) analyses.

Capítulo 2. As características de paisagem revelam por que os primatas brasileiros ameaçados devem permanecer na lista dos Top 25 primatas mais ameaçados do planeta.

Tabela 1. Primatas brasileiros incluídos entre os 25 mais ameaçados do mundo nas listas Top 25 publicadas entre 2000 a 2022. A referência da publicação está colocada após o ano. As categorias de ameaça correspondem à classificação mais atualizada da IUCN. As ameaças abaixo foram descritas nas publicações das listas Top 25, "Primates in peril". Cada espécie foi classificada

quanto ao bioma, quando sua área de distribuição tem mais de 50% de sobreposição dentro dos seus limites.

Tabela 2. Primatas brasileiros ameaçados nunca incluídos nas listas Top 25 publicadas entre 2000 e 2022, usados neste estudo como grupo controle. A categoria de ameaça corresponde à classificação mais recente da IUCN. Classificamos a espécie segundo o bioma em que a maior parte da sua distribuição geográfica se sobrepõe.

Capítulo 3. Seleção de áreas estratégicas para conservação de primatas brasileiros.

Tabela 1. Resumo dos resultados da Análise de Variância Multivariada Permutacional que buscou identificar se há diferenças na representatividade dos primatas brasileiros nas Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCPI), e conseqüentemente, quanto às lacunas de conservação e metas estabelecidas, comparando seus biomas¹ (ou seja, Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga e Cerrado) e suas categorias² de ameaça dos primatas. Analisamos se nesta relação as categorias de ameaça interagem³ com os biomas. Mostramos os resultados das comparações entre pares de biomas e das categorias de ameaças quando os resultados nos permitiram investigar essas diferenças, após o teste principal. Pseudo-F: estatística de teste de pseudo-f ratio; t: estatística t pareada. Os números entre parênteses são o número de permutações.

Capítulo 4. Áreas estratégicas para pesquisa de primatas brasileiros

Tabela 1. Buffer que representa o raio da área de vida ($\text{Raio} = \sqrt{\text{área de vida}/\pi}$) foi calculado com dados da área de vida extraída de Mittermeier et al. (2013) para espécies classificadas como “Dados Insuficientes” (ICMBio, 2015). A área de vida de uma espécie pode ser calculada ao longo de um ano ou durante um período em que as populações foram estudadas, o que nos levou a registrar o tipo de área de vida usado. Quando os dados da espécie não estavam disponíveis (**), usamos a informação do gênero como referência, cuja origem foi identificada no rodapé da tabela.

Tabela 2. Cenários construídos para identificar áreas estratégicas para pesquisa de primatas brasileiros considerando os seguintes critérios: tamanho das áreas (polígonos de maior e menor tamanho gerados a partir dos registros de ocorrência), *buffer* proporcional ao raio da área de vida,

proporção de perda de habitats, de habitats disponíveis e medidas de riqueza de espécies (número de espécies, número de espécies “Data Deficient”- DD, número de espécies ameaçadas). Calculamos um *buffer* no entorno dos registros de ocorrência das espécies DD, que representa a área necessária para ampliar a pesquisa, considerando o raio da área de vida da espécie. Usamos este raio para selecionar polígonos de menor tamanho onde estes registros ocorrem (Cenário 5). Para a riqueza, usamos a sobreposição das áreas de distribuição das espécies com os polígonos de maior tamanho e pesos para as categorias de ameaça, substituindo a presença das espécies por estes pesos (Cenários 1, 3 e 4). Usamos os maiores valores de perda e disponibilidade de habitats, os quais correspondem ao quarto quartil, 25% das áreas com maior cobertura de desmatamento nos últimos 30 anos (1987 a 2017) e de habitat disponível (ano 2018, MapBiomias, Souza *et al.*, 2020) (Cenários 1, 2 e 4). A sobreposição destes critérios deu origem ao grau de prioridade de pesquisa de cada cenário.

Tabela 3. A distribuição dos registros de ocorrência de primatas brasileiros em cada bioma e proporção de registros de espécies ameaçadas.

Tabela 4. Calculamos a proporção de esforço de amostragem de espécies ameaçadas e não ameaçadas com base no número de registros de ocorrência de espécies ameaçadas/não ameaçadas e número de espécies ameaçadas/não ameaçadas de cada bioma. O foco da amostragem direcionado para espécies ameaçadas foi obtido dividindo o esforço de amostragem de espécies ameaçadas (%) pelo esforço de não ameaçadas (%). No Pantanal não temos espécies ameaçadas, por isso, não foi possível medir o esforço, apesar de existir registros de ocorrências de espécies ameaçadas de outros biomas (ver Tabela 3).

SUMÁRIO

1. Introdução geral.....	21
2. Objetivo geral	25
3. How do landscape and life history traits contribute to the threat context of Brazilian primates?.....	26
4. As características de paisagem revelam por que os primatas brasileiros ameaçados devem permanecer na lista dos Top 25 primatas mais ameaçados do planeta.....	101
5. Seleção de áreas estratégicas para conservação de primatas brasileiros	143
6. Áreas estratégicas para pesquisa de primatas brasileiros	245
7. Conclusões e considerações para conservação.....	284
Referências.....	289
APÊNDICE a: How do landscape and life history traits contribute to the threat context of Brazilian primates?.....	293

1 INTRODUÇÃO GERAL

A integração do conhecimento sobre a biodiversidade é essencial para dar suporte às estratégias de conservação e pesquisa, pois permite alinhar a prática da conservação às contribuições científicas de diversos estudos, lançando as ciências da biodiversidade em uma nova era (Sutherland *et al.*, 2004; Heberling *et al.*, 2021; Mair *et al.*, 2022; Orr *et al.*, 2022). Quando agrupamos as espécies quanto às categorias de ameaças ou biomas nos quais ocorrem, podemos facilitar a elaboração de políticas públicas voltadas à conservação de espécies e seus habitats, com foco na redução dos efeitos da mudança de habitat sobre a biodiversidade e ecossistemas (Estrada & Garber, 2022).

De modo geral, as estratégias de conservação e pesquisa devem buscar a redução de ameaças e restauração de habitats (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020; Galán-Acedo *et al.*, 2023), considerar as características das espécies para gerar um ranking relacionado à maior vulnerabilidade de espécies a fim de definir metas de conservação (Le Berre *et al.*, 2019; Miller *et al.*, 2006), contribuir com a indicação de espécies para listas globais de conservação que visam a projeção internacional de espécies ameaçadas (Acerbi *et al.*, 2020; Reuter *et al.*, 2021), ajustar a representatividade de espécies no sistema de áreas protegidas conforme metas adequadas (Margules & Pressey 2000; Estrada & Garber 2022), bem como garantir uma distribuição regular dos dados na paisagem, para preencher lacunas de conhecimento e auxiliar na construção de uma base de dados sólida (Sobral-Souza *et al.*, 2021; Diniz-Filho *et al.*, 2023).

Embora a avaliação do risco de extinção das espécies seja essencial para definição de prioridades para a conservação da biodiversidade, este sistema não deve ser o único mecanismo a apoiar a elaboração de metas para conservação (Miller *et al.*, 2006; Collen *et al.*, 2016), pois é importante comparar a situação de vulnerabilidade das espécies para hierarquiza-las. Na avaliação do *status* de conservação das espécies, esta vulnerabilidade é descrita para cada espécie individualmente, estimando os sintomas do risco de extinção, que podem variar ao longo do tempo (Mace *et al.*, 2008). Para que um estudo contribua com o estabelecimento de metas para conservar espécies é necessário primeiro definir o grupo alvo, conhecer as ameaças e características deste grupo usadas nas avaliações do *status* de conservação e traduzi-las para uma linguagem

comparativa capaz de abranger todo o grupo (Collen *et al.*, 2016; Le Berre *et al.*, 2019; Harris *et al.*, 2022). Este conhecimento é uma garantia para a eficácia das metas de conservação das espécies porque nos permite de fato comparar a vulnerabilidade das espécies e nos ajuda a gerar uma ordem de prioridade entre estas espécies, considerando as ameaças que expõem todas as suas populações em uma escala mais ampla (Harris *et al.*, 2022; Mair *et al.*, 2022; Orr *et al.*, 2022).

A ciência tem nos mostrado que as estratégias voltadas para a conservação da biodiversidade e manutenção das funções dos ecossistemas precisam ser pensadas de forma abrangente, incluindo todas as espécies, ameaçadas ou não, ainda que os recursos sejam limitados (Harris *et al.*, 2022). A perda de populações não representa apenas uma extinção local de uma dada espécie (Triantis *et al.*, 2010). Significa que perdemos processos ecológicos desempenhados por essas populações, e esta perda, gera novas perdas de outras populações que interagem e dependiam desta primeira que se extinguiu (Rao & Larsen, 2010). Com esta cascata de transformações, serviços ecossistêmicos também são desestruturados, e populações humanas passam a ser diretamente afetadas pela crise de extinção de espécies que estamos presenciando (Díaz *et al.*, 2018). Mais da metade de todos os ecossistemas terrestres já foram alterados por atividades humanas, as quais causam hoje mudanças climáticas, prejuízos econômicos e sociais, perda da biodiversidade, e nos provocam a desenvolver estudos aplicados à conservação de ecossistemas e da biodiversidade (Galán-Acedo *et al.*, 2019; Loss *et al.*, 2022).

Nesta tese, me propus a fornecer ferramentas para contribuir com as estratégias de conservação e pesquisa das espécies de primatas brasileiras. A tese está dividida em quatro capítulos. No Capítulo 1, analisamos se as características estruturais de paisagem e os traços de história de vida estão relacionados com o risco de extinção das espécies. Existem espécies que ocorrem em paisagens com alta disponibilidade de habitats, sobrepostos a áreas protegidas (Polaina *et al.*, 2018; Soto-Saravia *et al.*, 2021), enquanto outras se caracterizam por habitarem paisagens extremamente antropizadas (Polaina *et al.*, 2018; Galán-Acedo *et al.*, 2019a), características que variam entre os biomas brasileiros (Ellis *et al.*, 2010; Navarro & Molina, 2021). Ao mesmo tempo, espécies ameaçadas podem variar quanto ao tamanho corporal, tempo de geração e gestação, traços associados a taxa reprodutiva das espécies e sua capacidade de reverter declínios populacionais mais ou menos rapidamente após os distúrbios (Galán-Acedo *et al.*, 2019b). Chamamos esta relação de ‘contexto de ameaça’, isto é, cenário que resulta da combinação

de atributos extrínsecos (paisagem) e intrínsecos (história de vida) de cada espécie ou categoria de ameaça da espécie. Estes atributos podem estar associados ou não à maior vulnerabilidade dos primatas. Usamos as categorias de ameaça das espécies (Criticamente em Perigo, Em Perigo, Vulnerável, Quase Ameaçadas, Menos Preocupante), definidas pela metodologia da União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN, 2019) e aplicada no Brasil pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio, 2023), para analisar como estas características variam quanto ao risco de extinção/vulnerabilidade dos primatas. Estas categorias são conhecidas tanto na ciência quanto aplicadas em políticas públicas, e podem nos ajudar a entender como melhor hierarquizar espécies para estabelecer metas de conservação (Le Berre *et al.*, 2019).

Desde 2000, a cada dois anos, uma versão atualizada da lista com as 25 espécies de primatas mais ameaçadas do planeta é publicada, visando atrair a atenção de cientistas, do público e de tomadores de decisão sobre estas espécies, além de direcionar esforços para sua conservação (Acerbi *et al.*, 2020; Reuter *et al.*, 2021; Schäffler *et al.*, 2022). Entretanto, as ameaças relacionadas às paisagens habitadas por muitas espécies de primatas não são extraídas, quantificadas e utilizadas de forma explícita e comparativa para apoiar sua inclusão ou exclusão na lista (Li *et al.*, 2016; Ocampo-Peñuela *et al.*, 2016). No Capítulo 2, mostramos a importância da caracterização da paisagem dos primatas brasileiros para a inclusão de espécies na lista “Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates”, a renomada lista dos Top 25.

Em análises recentes que abrangem espécies de primatas de todos os continentes, especialistas contabilizaram uma alta proporção de espécies ameaçadas de primatas e de casos de declínio populacional, normalmente associados à baixa representatividade de habitats das espécies em áreas protegidas (Estrada & Garber, 2022). No Capítulo 3, aplicamos a ferramenta de apoio à decisão Marxan para selecionar áreas estratégicas para conservar primatas brasileiros, buscando ajustar lacunas de conservação de espécies e habitats no atual sistema de áreas protegidas (Margules & Pressey 2000). Construimos cenários para cada bioma brasileiro, que buscam incentivar o planejamento de uso da terra e indicar áreas que podem ser transformadas em novas unidades de conservação, com foco na conservação dos primatas brasileiros. Nossa abordagem de análise considerou o bioma em que a distribuição de cada espécie de primata predomina, as principais ameaças antropogênicas e traços de história de vida associados ao risco de extinção para

a definição das metas para cada espécie (Matte *et al.*, 2023, Capítulo 1). Durante o processo de seleção das áreas, buscamos evitar locais com maior perda de habitats (Banks-Leite *et al.*, 2020), e maior intensidade de uso da terra. Para facilitar a negociação de implementação destas áreas, identificamos o quanto nossos cenários sobrepõem-se às camadas de oportunidades para conservação de habitats e da biodiversidade de modo geral.

No Capítulo 4, mapeamos as áreas sem registros de ocorrência de primatas, isto é, os “vazios de pesquisa” ou áreas com alta incerteza sobre primatas (Ladle & Hortal, 2013; Stropp *et al.*, 2016), buscando contornar alguns vieses geográficos e de amostragem, que em geral estão presentes em bases de dados *online*, coleções científicas e revisões da literatura taxonômica (Oliveira *et al.*, 2016; Stropp *et al.*, 2016; Sobral-Souza *et al.*, 2021). Por serem espécies dependentes de habitats florestais, é possível que as coletas de dados tenham sido preferencialmente feitas em fragmentos de maior tamanho, o que gera lacunas de amostragens em remanescentes pequenos e desconectados (Sobral-Souza *et al.*, 2021). Além disso, tais registros estão concentrados ao longo das estradas (Sobral-Souza *et al.*, 2021), onde há mais facilidade de acesso e também onde as amostras tendem a ser mais similares entre si em composição de espécies (Oliveira *et al.*, 2016; Stropp *et al.*, 2016). Portanto, consideramos as áreas com maior proporção de desmatamento e com alta cobertura de habitats até então não amostradas (Schulman *et al.*, 2009), possivelmente mais inacessíveis (Oliveira *et al.*, 2016; Sobral-Souza *et al.*, 2021). Assim, buscamos detectar locais com menor atividade de coleta de primatas brasileiros, para expandir o conhecimento sobre estas espécies, detectar populações isoladas em fragmentos pequenos, tornando a distribuição dos pontos menos desigual entre os biomas, medidas importantes para desenvolver estudos sobre a ecologia e conservação das espécies de primatas (Sastre & Lobo, 2009; Grand *et al.*, 2007; Yang *et al.*, 2013).

2 OBJETIVO GERAL

Definir estratégias de conservação e pesquisa de primatas brasileiros, considerando a variação de suas características de paisagem, traços de história de vida e particularidades de história de uso e ocupação de cada bioma onde estas espécies ocorrem.

2.1 Objetivos específicos

- Avaliar como atributos de paisagem e história de vida dos primatas estão relacionados com suas categorias de ameaça para auxiliar o processo de hierarquização de espécies;
- Contribuir com o processo de inclusão de primatas brasileiros listados entre os mais ameaçados do mundo, incorporando suas características de paisagem (ameaças e disponibilidade de hábitat) nesta estratégia de projeção internacional de espécies;
- Avaliar se as características de paisagem de primatas brasileiros listados entre os mais ameaçados do mundo de fato indicam um maior risco para este grupo se comparada com as características dos primatas ameaçados nunca incluídos nesta lista;
- Definir metas e identificar lacunas de conservação para espécies de primatas brasileiros para aplicar uma metodologia de priorização espacial de áreas;
- Selecionar áreas estratégicas para conservação de primatas brasileiros;
- Analisar o quanto as áreas estratégicas para conservação de primatas brasileiros coincidem com outras áreas usadas para conservação da biodiversidade;
- Analisar se a proporção de registros de ocorrência de primatas brasileiros varia entre os biomas brasileiros e espécies ameaçadas/não ameaçadas para identificar diferenças de esforço de amostragem na base de dados que reúne todos os registros de ocorrência dos primatas brasileiros;
- Selecionar áreas estratégicas para pesquisar primatas brasileiros.

3 HOW DO LANDSCAPE AND LIFE HISTORY TRAITS CONTRIBUTE TO THE THREAT CONTEXT OF BRAZILIAN PRIMATES?

3.1 Introduction

The IUCN system classifies species according to their risk of extinction. Defining Red List criteria is the first step in setting priorities for conservation action, however, this alone is insufficient (Miller *et al.*, 2006; Mace *et al.*, 2008, Game *et al.*, 2013; Collen *et al.*, 2016). Priority-setting methodologies for individual species should follow meaningful ecological and biogeographical selection criteria (Habel *et al.*, 2018). Furthermore, they must quantify the current threats faced by populations, because if the focus is solely on population and range reduction, action will not be taken early enough for species that take longer to respond to changes in their habitats, such as those with longer generation times (Metzger *et al.*, 2009).

When we follow a multi-species approach, we may be confronted with two issues: i) the generally adopted criteria vary between species preventing simpler prioritisations (e.g., both restricted and wide-ranging species are threatened) and ii) persistence data (e.g., the minimum area required for maintaining viable populations and home ranges) are not available for all species (Henriquez *et al.*, 2021; Soto-Saravia *et al.*, 2021; Fleming *et al.*, 2022; Lees *et al.*, 2022, Pérez-Pereira *et al.*, 2022). Therefore, analyses that support species hierarchisation (also called priority-setting tools) are necessary, and should be used to improve protection lists and for setting species conservation targets to select conservation areas (Dunn *et al.*, 1999; Le Berre *et al.*, 2019). To address these issues, it is necessary to understand how intrinsic (life history) and extrinsic (anthropic threats) vulnerability drivers are correlated with extinction risk, since not all species are equally susceptible to these threats (Lambeck *et al.*, 1997; Mace *et al.*, 2007; Donlan *et al.*, 2010; Soto-Saravia *et al.*, 2021). Here, we use the term threat context to refer to a scenario for the threat categories, using a combination of landscape characteristics of a species' range (e.g., habitat availability – Fahrig, 2013) and life history traits (e.g., body size - Gaston & Blackburn, 1995). This facilitates the description of scenarios, which can be allocated to categories or species.

The IUCN species assessment is different from species priority-setting tools (Le Berre *et al.*, 2019). Both are hierarchisation methods, but the IUCN species evaluation is a rule-based

method, defined by five independent threat criteria (i.e., population reduction, restricted range, population decline, small population size and population viability). These criteria reflect the symptoms of extinction risk but not necessarily the factors causing the risk (Mace *et al.*, 2008; Collen *et al.*, 2016; IUCN 2019a). Every criterion has thresholds and quantitative values used to determine which threat category (i.e., Critically Endangered - CR, Endangered - EN and Vulnerable - VU) is appropriate for each species (Mace *et al.*, 2008). This methodology was revolutionary in applying a single set of criteria to assess species with different forms and life histories (Mace *et al.*, 2008; Le Berre *et al.*, 2019). Priority-setting tools, on the other hand, involve a point-scoring method that assigns an overall score to species based on quantitative factors, such as anthropogenic threats measured at the landscape scale (Le Berre *et al.*, 2019). The priority-setting tools result in the ranking of species, highlighting their conservation priority.

Most conservation strategies have focused on range-restricted species since it is assumed that internal or external disturbances are more likely to diminish populations confined to fragments (Gascon *et al.*, 1999; MMA, 2007; Leão *et al.*, 2014; IUCN, 2016; Fonseca & Venticinque, 2018). Nevertheless, to preserve primates, we must acknowledge that threatened primates can also have a wide distribution (Mittermeier *et al.*, 2013) and use human-modified landscapes (Galán-Acedo *et al.*, 2019a). This issue is confirmed when considering the main criteria categorising threatened Brazilian primates. Unlike the majority of evaluated threatened species (Collen *et al.*, 2016), the threat categorisation of only five out of the 35 threatened Brazilian primates is justified by “restricted range” (ICMBio, 2015), whereas 30 are threatened due to measures related to population size (MMA, 2014; ICMBio, 2015). Hence, by measuring characteristics of the landscape (e.g., habitat loss and fragmentation) and not just the size or restriction of the species range, we may reveal the contexts that expose the species populations to extinction risks.

Not only do human activities influence extinction trends, but life history traits such as body size, fecundity and life span must also be considered (González-Suárez *et al.*, 2013; He *et al.*, 2020; Soto-Saravia *et al.*, 2021). Such traits are intrinsic vulnerability factors as they can make individuals, populations, and taxa more susceptible to population declines and limit their ability to recover (Soto-Saravia *et al.*, 2021). This variation in biological traits is related to distinct behavioural responses to different threats (Isaac & Cowlshaw, 2004). For instance, large-sized species respond to habitat disruption better due to their lower metabolic requirements and greater energy reserves, allowing flexibility during periods of reduced food availability (Lindstedt &

Boyce, 1985; Isaac & Cowlshaw, 2004). On the other hand, large mammalian species experience relatively more hunting pressure since they provide more meat (Peres, 2000; Isaac & Cowlshaw, 2004). These species are also associated with larger area requirements, making them more vulnerable to habitat loss and fragmentation (Botelho *et al.*, 2018). Additionally, they have lower reproductive rates, longer gestation periods and longevity than smaller species (Bodmer *et al.*, 1997; Isaac & Cowlshaw, 2004; Liow *et al.*, 2008; Metzger *et al.*, 2009). Thus, habitat loss and hunting may result in the increased mortality of large-sized primates (Harari, 2011), which may take longer to stabilise the demographic fluctuations of their populations (Metzger *et al.*, 2009; Sales *et al.*, 2015; Semper-Pascual *et al.*, 2018; Galán-Acedo *et al.*, 2023).

Considering the importance of landscape and life history attributes for primate conservation, the present study aimed to evaluate how such attributes contribute to the threat contexts of Brazilian primates. These animals occupy all Brazilian biomes, which consist of Amazonia, Atlantic Forest, Caatinga, Cerrado, Pantanal and Pampa. Biome-based classification is commonly used in Brazil to identify the ecoregions of a species (Navarro & Molina, 2021). Each biome has its own vegetation, climate, historical and modern characteristics of habitat conversion and land use (Ellis, *et al.*, 2010; Navarro & Molina, 2021), directly impacting the landscapes of primate ranges. Therefore, here we compared previously established threat categories to verify the extent to which they are correlated with species landscape and life history attributes, and examined whether these relationships are maintained within and among biomes. We also investigated if there was a phylogenetic signal in the relationship between landscape and life history attributes and extinction risk, as some multi-species approaches have shown that extinction risk is not spread randomly across mammalian taxa (Fritz & Purvis, 2010; Springer *et al.*, 2012; Estrada *et al.*, 2017).

3.2 Material and Methods

3.2.1 Species and study area

We analysed 124 species and subspecies of Brazilian primates, whose distribution areas were provided by the National Centre of Research and Conservation of Brazilian Primates – the official Brazilian governmental organisation responsible for managing primate conservation in Brazil (CPB/ICMBio). The list of species and subspecies follows the classification by the Ministry

of the Environment (MMA, 2014), which was based on the Brazilian evaluation of primate extinction risk (ICMBio, 2015). Recently, the taxonomy of some Brazilian primates was updated (e.g., for species of *Cacajao* – Ferrari *et al.*, 2014, *Alouatta* – Cortés-Ortiz *et al.*, 2015, *Callicebus* – Byrne *et al.*, 2016, and *Mico* – Costa-Araújo *et al.*, 2019). However, these updates are not present in the currently available list of Brazilian primates i.e., the list considered in our analyses.

The categories attributed to threatened species are Critically Endangered (CR), Endangered (EN) and Vulnerable (VU) (MMA, 2014). The non-threatened (and non-extinct) species are classified as Near Threatened (NT), Data Deficient (DD), Least Concern (LC) and Not Evaluated (ICMBio, 2015). We excluded the Data Deficient and Not Evaluated species because of insufficient information for determining their conservation status.

Species data do not represent independent observations because their characteristics and biogeography are influenced by their ancestor-descendant relationships (Estrada *et al.*, 2017; Soto-Saravia *et al.*, 2021). Therefore, we assigned categorical values of relatedness to each species, starting with the oldest genus, according to Perelman *et al.* (2011), complemented by Garbino (2015) (to support the marmoset division) and Lima *et al.* (2017) (to support capuchin division) (Supplementary Material 1). To characterise primate range sizes, we used the refined distribution area generated by the CPB/ICMBio, restricted to Brazilian territory (ICMBio, 2023). The refined distribution areas considered landscape and terrain characteristics (e.g., presence of rivers and forest fragments), because the polygon resulting directly from building a minimum convex polygon (MCP) around all occurrence records can have coarse borders when there are few records. Therefore, the distribution area polygon used in this study differs from the “extent of occurrence”, which is the parameter used by the IUCN to measure the range currently occupied by taxa and is based solely on the MCP method (IUCN, 2001; 2012; 2019a).

To estimate the proportion of available habitat within a distribution area, we extracted habitat cover from 2018 (Souza *et al.*, 2020) for all 124 taxa. Supplementary Materials 2 and 3 detail the methodology used to extract the proportion of available habitats for Brazilian primates. This measurement is analogous to “area of occupancy”, which represents the area within a species’ range that is effectively occupied by populations of the species (IUCN, 2012).

3.2.2 Selection of life history attributes

Life history attributes such as body mass (males), gestation length and generation time were obtained from Brazilian fauna conservation status evaluation forms that were available on the ICMBio site (<https://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/estado-de-conservacao/2792-mamiferos-primatas>), and from Mittermeier *et al.* (2013). When male body weight data were unavailable, we calculated the average body weight of the genus. The description and justification of the choice of each variable selected to address the life history traits of Brazilian primates are presented in supplementary material 4.

3.2.3 Selection of landscape attributes

The landscape of each species corresponds to the area determined by its range, composed of a set of 100 x 100 km grid squares, defined here as landscape units. In these grids we also included the boundaries of Strictly Protected Areas (at three levels: federal, state and regional). This allowed us to use the Strictly Protected Areas as part of a species' protected area when calculating the species' conservation targets. To describe landscape units, we considered habitat availability, proportion of units with less than 30% of habitat cover (habitat fragmentation), loss of habitat between 2007 and 2017 (10 years) and from 1987 to 2017 (30 years), proportion of indigenous land cover, proportion of highway and urban infrastructure cover and the percentage of distribution area within the deforestation arc region (Supplementary material 5). The measurement unit of landscape variables is the average proportion of each landscape attribute across a species' range.

We downloaded the land use and cover layers from the Mapbiomas collection 3.1 2017 and 2018 (Souza *et al.*, 2020), with a 30-m spatial resolution, using Brazilian state limits and a buffer of 1 km to ensure better overlapping of the union of states using the tool MOSAIC, ArcGIS 10.4 software.

The land use and cover maps obtained from Mapbiomas were reclassified as binary habitat (1) and non-habitat (0) maps. The classes defined as primate habitats were forest vegetation, savannah and mangrove (Supplementary Material 2). The class "savannah" was included as it represents the types of open tree-shrub vegetation found mainly in the Caatinga and Cerrado biomes. To separate forest patches in savannah (primate habitat) from other vegetation types in savannah that are not primate habitats, we used a raster of forest height (Potapov *et al.* 2020). We

defined a 5 m cut-off threshold for the minimum forest height for primate habitats based on the literature (see Supplementary Material 2 for our rationale). In order to calculate the percentage of habitat cover per square, the number of pixels with primate habitat was multiplied by 900 m² (pixel size) and divided by the area of the square.

3.2.4 Distribution of species by biome

Since primates are widely distributed throughout Brazil (Printes *et al.*, 2001; Hirsch *et al.*, 2002; Goldani *et al.*, 2006), we classified them according to the biome in which they occur. The Brazilian biomes include Amazon, Cerrado, Caatinga, Atlantic Forest, Pantanal and Pampa (Souza *et al.*, 2020). The Amazon occupies 49% of the national territory and houses the greatest diversity of primate species (Rylands, 1978; Souza *et al.*, 2020). At the eastern limit of the Amazon, the arc of deforestation was formed along the boundary with the Cerrado, representing a high concentration of impacts on biodiversity (Fearnside, 2017). The Cerrado savannah covers 24% of the country and has suffered large scale habitat conversion due to agriculture (Cardoso da Silva & Bates 2002; Souza *et al.*, 2020). The Caatinga (10% of the country) covers the semi-arid region of Northeast Brazil and consists of tropical dry forest which is highly anthropized and very poorly protected (Leal *et al.*, 2005; Sobrinho *et al.*, 2016). The Atlantic Forest extends from north to south along the Brazilian coast (13% of the country), concentrating the largest number of threatened primate species (Supplementary Material 6). This biome is highly fragmented and has a large agricultural matrix, with only 12% of its original forest cover remaining (De Rezende *et al.*, 2015; Souza *et al.*, 2020). The Pantanal biome (2% of the country), an extensive natural wetland, is also under high human pressure due to cattle raising and agricultural expansion (Bergier, 2013; Souza *et al.*, 2020). The Pampa (2% of the country) is located in the southernmost region of Brazil, mostly consists of grassland vegetation (Printes *et al.*, 2001; Souza *et al.*, 2020), and has suffered intense conversion for cattle ranching and agriculture (Overbeck *et al.*, 2007).

We used Brazilian biome boundaries available in the Mapbiomas project (at: <https://mapbiomas.org/mapas-de-referencia>). The range polygon of each species was cut with the boundaries of the biomes to obtain the percentage of the overlapping area between species and each biome. The biome with over 50% overlap with a species' distribution was considered the predominant biome and assigned to that species (Supplementary Material 2). Specialists at the CPB/ICMBio were consulted in order to confirm whether the assigned biome was consistent with

expert knowledge. Biome predominance in species distribution varied from 100% (e.g., *Alouatta discolor* in the Amazon) to 53% (e.g., *Callicebus nigrifrons* in the Atlantic Forest). For species that are non-endemic to Brazil, we only considered the Brazilian portion of their distribution. The number of species in each biome is detailed in Supplementary Material 6.

No species was assigned to the Pampa or Pantanal. Thus, these biomes were excluded from further analyses. Two other Brazilian species occur exclusively in the Pantanal biome, but one is classified as Not Evaluated (NE - *Callicebus pallescens*) and the other as Data Deficient (DD - *Aotus azarae azarae*), and were therefore, not included in our analysis.

In our analyses, we compared the threat category attributes within the remaining four biomes. To understand whether threat category attributes differ between biomes, we also compared the set of threat categories across these biomes considering landscape and life history attributes. Pairwise comparisons between threat categories within biomes were only performed in the Amazon and Atlantic Forest biomes, due to the low number of species/threat categories that occur in the Caatinga and Cerrado.

3.2.5 Data analysis

Extinction risk was treated as a categorical variable in the analyses. We attributed a weight related to the threat status of Brazilian primates: 1 for taxa in the category LC, 2 for NT, 3 for VU, 4 for EN and 5 for CR, similar to the weighted methodology applied to spatial map data used by the IUCN Red List (IUCN, 2019b). We also created binary risk categories, where we grouped CR, EN and VU into the “Risk” category (value = 2), NT and LC in the category “Not at risk” (value = 1).

First, we characterised Brazilian primate threat contexts based on landscape and life-history attributes for each threat category, using all the variables detailed in Tables 1 and 2. We then compared the threat categories to detect differences based on life history and landscape attributes (all variables were normalised before analysis), using a Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA – based on 9999 random permutations; analysis run separately for life history and landscape attributes). The PERMANOVA analysis used Euclidian distance to identify variation in landscape and life history attributes within and among threat and binary categories. This analysis is sensitive to detecting differences in the multivariate location and dispersion of data and in determining if these differ significantly among groups. We used a

significance level of 0.05. When the number of unique permutations was insufficient (i.e., below 100), we chose the Monte Carlo significance level (P(MC)). Otherwise, we used the significance level generated by the unique permutations (P(perm)). We first considered the threat categories nested within the four biomes due to their different land use histories. Thus, in our analyses, biomes were treated as a factor. Furthermore, we compared biomes in general to identify whether the set of landscape or life history attributes of threat categories differed among biomes. We conducted pairwise comparisons between threat categories only in the Amazon and Atlantic Forest, due to the low number of species/threat categories in the Caatinga and Cerrado. Similarity Percentage Analysis (SIMPER) were used to determine which attributes were responsible for threat category characterization and the differences between them (threat category and binary risk) (Clarke, 1993). This analysis was only performed for the Amazon biome, because the pairwise comparisons between threat categories showed significant differences in the PERMANOVA analysis (see Results). We used the programme PRIMER 7 with PERMANOVA+ to perform these analyses.

We also analysed whether there was a difference in the degree of primate threat (measured using the above-described threat weights from 1 to 5) among biomes using the Kruskal-Wallis test (H) followed by Dunn's post hoc analysis when appropriate. We used Bioestat 5.3 software for such analysis.

Finally, to analyse whether the differences in life history and landscape attributes were influenced by phylogenetic proximity among species (Euclidean distances) and whether phylogenetic influence persisted when species were grouped according to threat categories, we used the RELATE routine with Spearman rank correlation (Rho) between matrices and 999 permutations to calculate the significance level. We used the programme PRIMER 7 with PERMANOVA+ to conduct the analysis.

3.3 Results

3.3.1 Threat categories: comparison of landscape and life history attributes

When we grouped primate species into binary risk categories (risk and non-risk), we observed different threat contexts revealed by landscape and life history attributes in all four biomes (Supplementary Material 7 and 8).

Landscape and life history attributes also differed among the primate threat categories (CR, EN, VU, NT and LC) in the Amazon, Atlantic Forest, Cerrado, and Caatinga biomes. Thus, primate threat categories were associated with different threat contexts within each of the four biomes considered (Table 1). However, only landscape characteristics varied across biomes (Table 1).

Table 1. Summary of the results of a Permutational Multivariate Analysis of Variance that sought to identify whether there are differences in landscape and life history attributes of Brazilian primate threat categories compared between (¹) and within (²) all biomes (i.e., Amazon, Atlantic Forest, Caatinga, and Cerrado). For (2), the threat categories were nested within the biomes, i.e., the biomes were treated as one factor. We also show the results of pairwise comparisons of the Amazon threat categories - the only biome that allowed us to investigate these differences (see Supplementary Material 7 and 8). Pseudo-F: pseudo F-ratio test statistic; t: pairwise t-statistic. Number in parentheses are the number of permutations.

	<i>Landscape</i>		<i>Life history</i>	
	Pseudo-F	P(perm)*	Pseudo-F	P(perm)*
Main test				
Biome ¹	17.872	0.0001 (9938)	1.0472	0.3559 (9947)
Categories (Biome) ²	2.1797	0.0008 (9909)	3.9491	0.0001 (9917)
Pairwise test** (Only for Amazon)				
	t	P	t	P
VU x LC	2.9461	0.0007 (9937)	4.3814	0.0001 (9945)
VU x NT	0.46475	0.8887 (8956)	2.4159	0.0253 (8419)
VU x EN	0.98421	0.363 (286)	0.91712	0.3955 (231)
VU x CR	1.3164	0.2023 (286)	1.2109	0.2335 (231)
LC x NT	2.5263	0.0021 (9950)	0.32615	0.9205 (9946)
LC x EN	1.4594	0.0889 (9226)	4.3981	0.0006 (7776)
LC x CR	4.0679	0.0004 (9251)	0.9745	0.2987 (7832)
NT x EN	1.2219	0.2336 (165)	3.425	0.0121 (129)
NT x CR	1.8569	0.0537 (165)	0.97915	0.4073 (129)
EN x CR	1.7902	0.1043* (10)	2.02	0.07* (10)

*When the number of unique permutations was insufficient (i.e., below 100), we chose the Monte Carlo significance level (P(MC)), otherwise, we used the significance level generated by the unique permutations (P(perm)).

**Comparisons between threat categories: LC - least concern; VU - vulnerable; NT - near threatened; EN - endangered, CR - critically endangered.

Specifically, the landscape characteristics of Amazonian primates differed from those of the other biomes (Table 2). In other words, primates of a threatened category in the Amazon will not necessarily show equivalent landscape characteristics in the Atlantic Forest, Cerrado and Caatinga. In the Amazon, the threatened categories reached the highest level of habitat loss in the last 30 years (CR) and the greatest habitat availability (VU and EN) among biomes (Supplementary Material 9 and Figures 1a and 1b), while in the Atlantic Forest, the landscapes of threatened categories comprised the highest proportions of roads and urban areas (EN) (Supplementary Material 9 and Figures 1e and 1f). In the Caatinga and Cerrado, threatened and non-threatened species had the highest proportion of landscapes with habitat fragmentation among the biomes (Supplementary Material 9 and Figure 1d).

Table 2. Comparison of landscape attributes of the Brazilian primates' threat categories (Critically Endangered, Endangered, Vulnerable, Near Threatened and Least Concern) between the biomes Amazon, Caatinga, Cerrado and Atlantic Forest based on Permutational Multivariate Analysis of Variance. t: pairwise t-statistic; P(perm): significance level generated by the unique permutations.

Biomes	t	P(perm)	Number of unique permutations
Amazon x Caatinga	4.5285	0.0001	9952
Amazon x Cerrado	4.1725	0.0001	9940
Amazon x Atlantic Forest	5.6889	0.0001	9956
Caatinga x Cerrado	1.7459	0.12	1259
Caatinga x Atlantic Forest	1.7523	0.0697	9950
Cerrado x Atlantic Forest	1.7523	0.0717	9950

As for the differences in landscape attributes found between threat categories in each biome, for the Atlantic Forest, the medians of habitat loss variables were similar across threat categories (Figures 1b and 1c). There were slight trends towards decreasing urban areas and roads with increasing threat level, and variability without a clear pattern for habitat availability and fragmentation (Figure 1). In the Amazon, we also observed a tendency for CR species (e.g., *Cebus kaapori*) to occur in more anthropized landscapes (Figures 1b to 1f), in contrast to the LC species that had less habitat loss and fragmentation, and higher habitat availability in the biome (Figures

1a to 1d). In the Caatinga and Cerrado, it was more difficult to find a relationship between landscape attributes and primate extinction risk due to the lower number of species and categories (Figure 1).

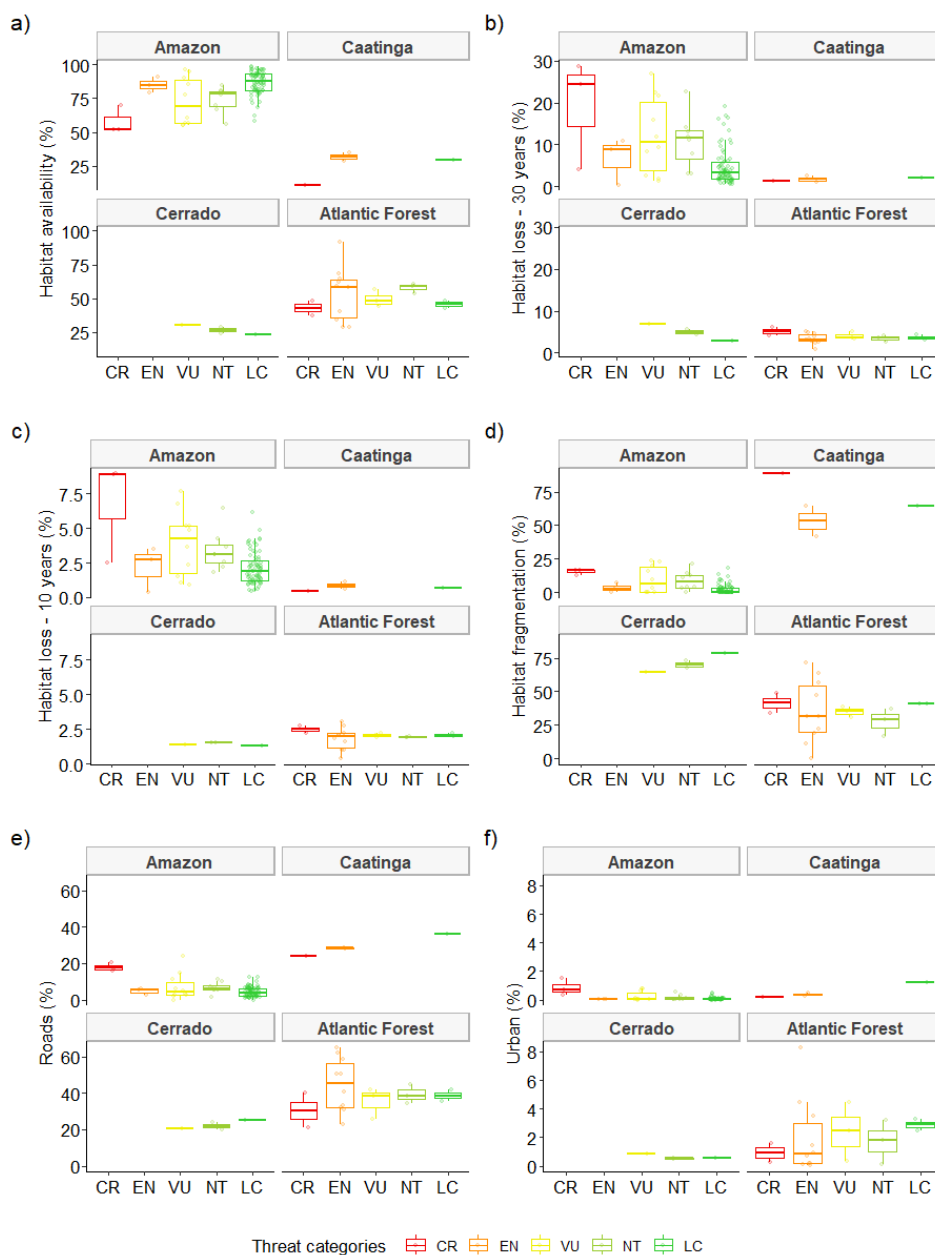


Figure 1. Landscape (i.e., species range) characteristics of Brazilian primates grouped according to their threat categories (CR - Critically Endangered, EN - Endangered, VU - Vulnerable, NT - Near Threatened and LC - Least Concern) in each biome considered in this study. Average

proportion of habitat availability (a), habitat loss in the last 30 years (b), habitat loss in the last 10 years (c), areas with less than 30% habitat cover (d), roads (e) and amount of urbanized area (f). The thick middle line and box represent the median and first to third quartiles, respectively, and lines extend to the furthest data point that is no more than 1.5 times the interquartile range away from the median; dots represent data points.

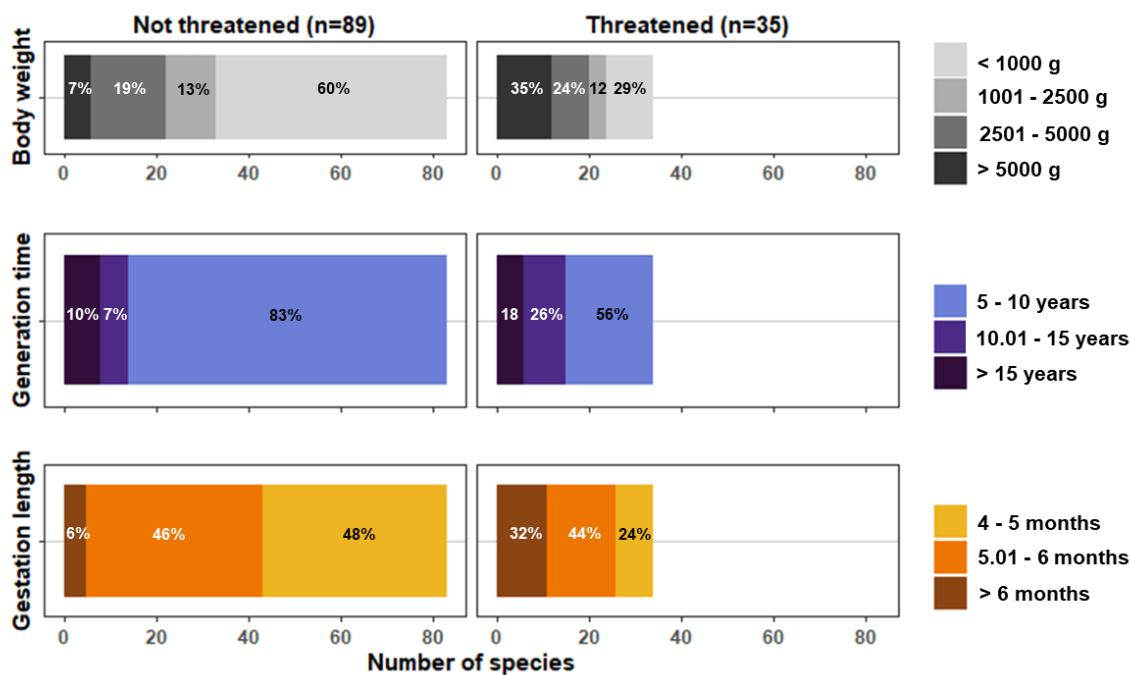


Figure 2. Number and proportion of Threatened (Critically Endangered, Endangered, Vulnerable) and Non-threatened (Near Threatened, Least Concern) Brazilian primate species with different life history traits. Body weight classes (i.e., <1000g to >5000g) follow information from Peres (2000). The highest values of these classes refer to species of high body weight, long generation time and gestation length, associated with higher vulnerability to extinction.

Life history traits influenced the threat status of Brazilian primates, providing distinct threat contexts between threat categories, regardless of the biome (Table 1). Thus, the same life history strategies were associated with the same threat categories in all biomes. We observed a tendency for the non-threatened categories to comprise more species with smaller body sizes, shorter generation times, and shorter gestation lengths, compared to the threatened ones (Figure 2).

Furthermore, based on the Spearman rank correlations, the observed differences in life history traits were influenced by the phylogenetic signal ($Rho=0.213$; $p=0.0013$), but landscape characteristics were not ($Rho=0.017$; $p=0.3622$).

Pairwise comparison of the landscape and life history attributes of the Atlantic Forest primate threat categories showed similar threat contexts across all threat categories (Supplementary Material 7 and 8). For Amazonian primate threat categories, there were differences in threat context considering landscape and life history using the binary risk categories (Supplementary Material 7 and 8), as well as using specific threat categories (Table 1). The landscape characteristics of the threatened categories differed significantly from the non-threatened; NT species were more similar to threatened than to non-threatened species (Table 1). In contrast, life history traits only differentiated the Endangered and Vulnerable species from Least Concern and Near Threatened categories (Table 1).

Using a SIMPER analysis to understand the characteristics that explain the differences between threatened and non-threatened Amazonian primates (Table 3), we found that ‘urban areas’ was the landscape attribute that contributed the most to distinguishing the two groups (Euclidian Distance_(landscape) = 30.44), and that threatened species generally experienced greater anthropic pressure, as well as greater overlap with indigenous lands and lower habitat availability. Gestation length was the life history attribute that contributed the most to distinguishing the two groups (Euclidian Distance_(history_life) = 11.27), with threatened species presenting longer gestation lengths, larger body sizes and longer generation times. See Supplementary Material 7 for landscape results and Supplementary Material 8 for life history SIMPER Analysis results among specific categories.

Table 3. Comparison of Threatened (Critically Endangered, Endangered, Vulnerable) and Non-threatened (Near Threatened, Least Concern) groups of Brazilian primates with respect to their landscape and life history attributes, from SIMPER (Similarity Percentage) analyses.

Attributes	Group	Group	Contribution (%)**
	Threatened Average value*	Non-threatened Average value*	
<i>Landscape</i>			
Urban areas	0.953	-0.191	17.52

Roads	0.804	-0.161	14.38
Habitat loss – 10 years	0.902	-0.18	13.52
Habitat loss – 30 years	0.917	-0.183	12.77
Habitat fragmentation	0.915	-0.183	12.73
Habitat availability	-0.918	0.184	12.16
Indigenous land	0.223	-0.0446	10.30
<i>Life history</i>			
Gestation Length	1.18	-0.235	38.94
Body mass	1.15	-0.23	37.08
Generation time	0.652	-0.13	23.97

*These are the normalised values of the variables for each group. High values show that this characteristic has high average values for the group, whereas low values show that this characteristic has low average values for the group.

** The percentage contribution is how much each attribute contributes to the average squared Euclidean Distance between the two groups.

Comparing threat weights (from LC = 1 to CR = 5) among biomes, we found they differed (KW: 39.7386; GL:3; $P < 0.0001$) (Supplementary Material 10). Dunn's pairwise comparison showed a significant difference between Amazon and Atlantic Forest primates, but not among the other biomes (Supplementary Material 11).

3.3.2 Characterisation of the Amazonian primate threat context

Based on the pairwise comparisons of threat categories (Table 1) and the SIMPER analysis for Amazonian primates (Supplementary Material 12), here we analysed the landscape and life history attributes of each Amazonian threat category.

Landscape attributes varied more within the CR (average squared distance = 18.26) and VU (average squared distance = 18.10) categories in comparison to the others. The CR category was characterised by a higher proportion of areas suffering from habitat fragmentation and roads than the other categories while overlapping less with indigenous lands (Supplementary Material 12, Figure 3b). Variables that showed heterogeneity within this category were habitat loss and the proportion of urbanised areas (Supplementary Materials 12 and 13), exemplified by the co-occurring species *Cebus kaapori* and *Chiropotes satanas*, and *Saguinus bicolor*, which occurs in

a different region of the Amazon. For these species, we saw similar proportions of areas with less than 30% habitat cover, but the proportion of habitat loss in the last 10 and 30 years for *C. kaapori* and *C. satanas* was much higher (Supplementary Material 13). The apparent low proportion of urbanised areas should be interpreted in the context of an Amazonian landscape (Supplementary Material 13).

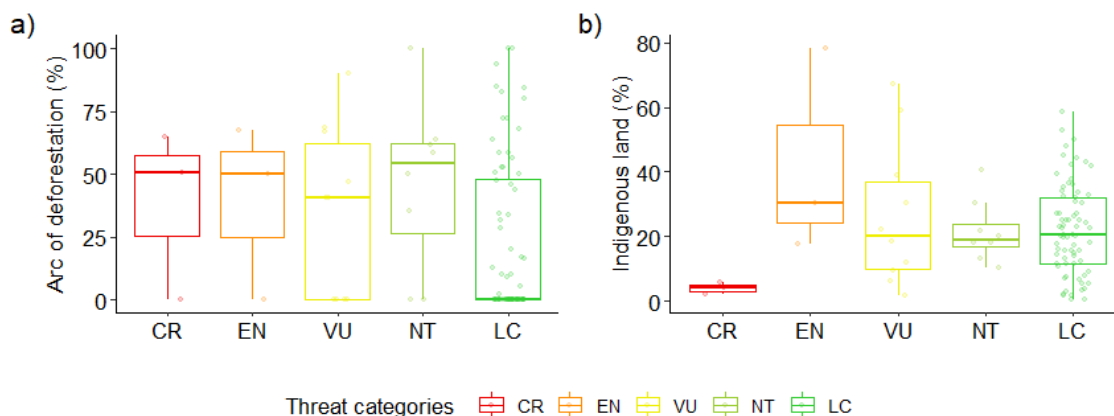


Figure 3. Average proportion of arc of deforestation region (a) and indigenous lands (b) within range of primates occurring in the Brazilian Amazon according to species threat categories (CR - Critically Endangered, EN - Endangered, VU - Vulnerable, NT - Near Threatened and LC - Least Concern). The thick middle line and box represent the median and first to third quartiles, respectively, and lines extend to the furthest data point that is no more than 1.5 times the interquartile range away from the median; dots represent data points.

The EN category presented a smaller average distance (8.26) than CR and VU categories, as the threat contexts were more similar to each other (Supplementary Material 12), which can be observed among, for example, *Lagothrix cana cana*, *Cacajao hosomi* and *Ateles marginatus* (Supplementary Material 13). These species had high habitat availability and a similar proportion of roads and urbanised areas. However, only *A. marginatus* and *L. cana cana* overlapped with the deforestation arc region, while a greater proportion of the distribution of *C. hosomi* was included in indigenous lands (Supplementary Material 13).

In the VU category, species such as *Alouatta belzebul*, *Alouatta discolor*, *Mico rondoni*, *Chiropotes utahickae* and *Saguinus niger*, presented high habitat loss and greater overlapping with the deforestation arc (Supplementary Material 12). On the other hand, *Ateles belzebut* and

Lagothrix lagotricha did not occur in this region but had a low proportion of fragmented areas, reduced urban area and high overlap with indigenous lands (Supplementary Material 14).

The NT category had a rather peculiar set of characteristics. Species overlapped with both indigenous lands and the arc of deforestation (Supplementary Material 14). Some maintained high percentages of available habitat cover, such as *Chiropotes albinasus*, *Mico nigriceps* and *Saimiri ustus*. Nevertheless, their populations have lost habitat and occupied landscapes with roads and less than 30% habitat cover (Supplementary Material 14).

Finally, the LC category included a larger set of Amazonian species (72) occupying areas with low levels of fragmentation, as well as lower proportions of roads and urbanised areas (Supplementary Material 12). However, we note that there were species with high overlap with the arc of deforestation, and that these varied in terms of habitat availability and overlap with indigenous lands, indicating that there was also heterogeneity in the characteristics of this category, which may reveal future threats. We found that both threatened and non-threatened species had a high overlap with indigenous lands and high habitat availability, confirming the contribution of indigenous lands to biodiversity conservation.

As for life history traits, we observed that larger body size and generation time characterized species in threatened categories, with the longest gestation length in the EN and VU categories (Supplementary Material 12). The opposite pattern was associated with non-threatened categories (Supplementary Material 12).

3.4 Discussion

Our results show that Brazilian primate life histories and landscape attributes differ in the Atlantic Forest, Amazon, Caatinga and Cerrado. These attributes generate different threat contexts among primate threat categories. However, the way in which primate landscape characteristics are associated with extinction risk differs between biomes, likely due to the environmental differences that define primate habitat availability, in addition to distinct stages of human exploitation of these regions (Faurby & Svenning 2015; Polaina *et al.*, 2018). When we analysed life history traits, we observed that threatened primates tend to have large body sizes and slow life histories, regardless of the biome. The location of species' occurrences did not influence their set of life history traits, but the phylogenetic relationship between the species did.

We found a positive association between human impacts and extinction risk in the Amazon, and we hypothesize that this may reflect why threatened species are at risk, as suggested by Polaina *et al.* (2018; 2019). In other biomes, we observed anthropogenic impact associated with threatened and non-threatened species. Threatened Amazonian species occupied modified landscapes with a higher proportion of urban areas, roads, greater habitat loss and fragmentation (Figure 1). In the Atlantic Forest, these characteristics even extended to non-threatened species, while in the Caatinga and Cerrado, threatened species showed a high percentage of areas with habitat fragmentation.

Nevertheless, we also found exceptions to the idea that threatened species occur in “unsuitable” landscapes for maintaining viable populations. Species in the Endangered category sometimes occurred in landscapes with high habitat availability, less habitat loss and fragmentation in the Atlantic Forest biome (Figure 1). In these cases, landscapes may represent a refuge for primates that previously occurred in a larger area and were excluded from anthropogenic regions in the Atlantic Forest, as observed in other studies (Gascon *et al.*, 1999; Polaina *et al.*, 2018; Soto-Saravia *et al.*, 2021). Currently, these Endangered species occupy landscapes that are primarily protected, resulting in higher quality habitats. This does not however, exempt us from intensifying monitoring and control in these areas, as these species have restricted distributions and low population densities (Sanderson *et al.*, 2002; Ludwig *et al.*, 2021). This is especially the case for *Leontopithecus caissara*, but also for *Leontopithecus chrysomelas*, *Leontopithecus rosalia*, and *Brachyteles arachnoides* – where the latter has a considerable proportion of fragmented areas and roads, i.e., they are not threat-free. In the Amazon, some Endangered and Vulnerable species that occur in indigenous lands, but do not overlap with the arc of deforestation, have a high amount of available habitat (Figures 1 and 3), and can be included among the threatened species that occur in “refuge” landscapes. In the Amazon, non-threatened species can be divided between the two competing ideas, i.e., occurring in “unsuitable” or “refuge” landscapes. Amazonian Least Concern species are found in “refuge” landscapes, while Near Threatened species exhibit a high proportion of habitat fragmentation and loss, a scenario which is more similar to threatened categories than Least Concern.

Some threatened species (from Endangered and Vulnerable categories) mostly occur in indigenous lands, along with the arc of deforestation (Figure 3). Others occur exclusively on indigenous lands (see Supplementary Materials 13 and 14). This suggests that hunting may be their

primary threat, as in these areas, the effects of habitat loss, roads, and other land uses are not compounded with the effects of hunting, as in the arc of deforestation (Fearnside, 2017; Ferrante, 2020). Indigenous lands allow subsistence hunting and some authors have also recorded invasions for commercial hunting, illegal deforestation and mining in Amazonian indigenous lands (Ohl-Schacherer *et al.*, 2007; Shephard *et al.*, 2012; Constantino, 2015; Tollefson, 2021; Estrada *et al.*, 2022). The historical and socioeconomic context in the Amazon may explain this excessive hunting (Duffy *et al.*, 2015, Antunes *et al.*, 2016; Bragagnolo *et al.*, 2019) that has led these species to a context of increased vulnerability. The end of the rubber boom boosted international trade in Amazonian animal skins in the early 20th century, which was previously minimal (Antunes *et al.*, 2016). This persisted for about 80 years, supplying markets in the United States, Europe, and South-eastern Brazil (Antunes *et al.*, 2016). This overexploitation of primate populations triggers feedback mechanisms that negatively affect entire ecosystems and the services these animals provide (Francesconi *et al.*, 2018), resulting in species depletion (Constantino, 2015), as also observed for larger-sized primate species (Barnett *et al.*, 2002; De Araujo Lima Constantino *et al.*, 2021).

Furthermore, we show a predominance of threatened species with large body sizes and slow life histories. Such traits make primates more susceptible to local extinctions due to their low reproductive rates (Purvis *et al.*, 2000; Semper-Pascual *et al.*, 2018; Soto-Saravia *et al.*, 2021; Galán-Acedo *et al.*, 2023). The relationship between this life history trait and vulnerability to extinction has also been detailed in previous studies (Isaac & Cowlshaw, 2004; Liow *et al.*, 2008; Metzger *et al.*, 2009; Galán-Acedo *et al.*, 2019b, Soto-Saravia *et al.*, 2021; Galán-Acedo *et al.*, 2023). Although smaller species are generally associated with low anthropogenic pressure (Peres, 2000; Isaac & Cowlshaw, 2004), we observed that some small species are at risk in all biomes, such as *Saguinus bicolor* and *Callithrix aurita* (Figure 3).

We found that closely related species exhibit similar traits, as observed in other multi-species studies (Harvey & Pagel, 1991; Losos, 2008; Kamilar & Cooper, 2013, Galán-Acedo *et al.*, 2019b), but do not share similar landscape characteristics. This relationship persists when we group species according to threat categories. The presence of a phylogenetic signal in gestation length and generation time is likely a result of correlations between these life history traits and body mass, which also has a high phylogenetic signal associated with genera (Liow *et al.*, 2008; Kamilar *et al.*, 2012; Kamilar & Cooper, 2013).

When we compared the threat status of species between biomes, we noted that the Atlantic Forest primates have an extensive history of habitat loss which has led to a great number of species becoming at risk of extinction (Supplementary Material 10). To further aggravate this scenario, we show that this historic habitat loss already affects non-threatened species, with similar landscape characteristics to threatened species. In this sense, we might expect landscapes with a history of profound land use in the Atlantic Forest to have already lost the most sensitive species and/or provide sub-optimal habitat conditions for threatened and non-threatened species (Polaina *et al.*, 2018). Although the Amazon has a recent history of land use, primate species have already experienced a higher proportion of habitat loss in the last 30 years compared to other biomes (Caatinga, Cerrado, and Atlantic Forest). There is evidence that the effects of habitat loss may be underestimated in recently modified regions, especially among long-lived organisms, such as threatened large primates, which respond slowly to environmental fluctuations, revealing late but ongoing extinctions (i.e., higher extinction debt) (Galán-Acedo *et al.*, 2023).

In the Caatinga and Cerrado, most of the threatened species' landscapes have less than 30% of habitat cover, where biodiversity persistence drops sharply (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020). For these regions, where matrix quality is lower for primate species, raising the extinction threshold is still recommended as a conservative strategy (Sobrinho *et al.*, 2016; Silva & Barbosa, 2017; Rausch *et al.*, 2019; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020). Since the landscape and life history attributes may change the way in which they associate with the extinction risk gradient, this will generate different conservation priorities among the species in each biome. Therefore, we recommend calculating species targets (point-scoring method) in each biome separately. Understanding the specific context of the species will facilitate the allocation of scarce conservation resources (Dunn *et al.* 1999; Mace *et al.* 2007; Le Berre *et al.*, 2019).

Our analyses show variations in threat context that go beyond species classification based only on the IUCN threat categories. Our study is the first to map threats to Brazilian primates in order to distinguish threat contexts and help define species priorities. Notably, we showed that some threatened species occupy anthropogenic landscapes while others occupy refuge landscapes. Nevertheless, the landscape attributes characteristic for each threat category vary among biomes. In the Atlantic Forest, we highlight the land-use legacy to explain the anthropogenic landscapes among all threat categories. In the Amazon, the biome with the highest proportion of deforestation over the last 30 years, landscapes of Near Threatened species were more similar to threatened

species than to those of Least Concern. Thus, it is possible that biodiversity responses to today's changes are not yet detectable, even if there are ongoing impacts. Large parts of the threatened species landscapes of the Caatinga and Cerrado are below the extinction threshold, thus improvements in landscape connectivity and resource availability for forest species are urgently required. We also emphasize that the absence of threats at a landscape scale (i.e., species occupying landscapes with high habitat availability) does not mean that populations are not at risk. We need to intensify the enforcement of protected areas to avoid illegal occupation, deforestation, hunting and mining. Unlike landscape attributes, the same life history traits were associated with the same threat categories in all biomes. Therefore, we suggest using threat categories, life history, and landscape attributes to distinguish primate threat context. We introduce this methodology as a new step in species priority-setting that can also be applied to other animal groups. By quantifying the current threats faced by primate populations and including their life history traits in analyses, we can weigh these attributes to identify the species that most urgently require conservation interventions. We hope our study will facilitate the establishment of new public policies for Brazilian primate conservation. We reinforce that such policies must consider the size of species distribution and the regional variation in terms of threats, life history traits, threat categories and biomes.

3.5 References

-
- Antunes, A. P., Fewster, R. M., Venticinque, E. M., Peres, C. A., Levi, T., Rohe, F., Shepard, G. H., Jr. (2016). Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. *Sci. Adv.*, **2**, e1600936.
- Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Tabarelli, M., Watling, J.I., Tischendorf, L., Benchimol, M., Cazetta, E., Faria, D., Leal, I.R., Melo, F.P.L., et al. (2020). Designing Optimal Human-Modified Landscapes for Forest Biodiversity Conservation. *Ecol. Lett.*, **23**, 1404–1420.
- Barnett, A.A., Borges, S.H., de Castilho, C.V., Neri, F.M., Shapley, R.L. (2002). Primates of Jaú National Park, Amazonas, Brazil. *Neotrop. Primates*, **10**, 65–70.
- Bergier, I. (2013). Effects of highland land-use over lowlands of the Brazilian Pantanal. *Sci. Total Environ.*, **463**, 1060–1066.
- Bodmer, R. R., Eisenberg, J. F. & Redford, K. H. (1997). Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conserv. Biol.*, **11**, 460–466.

- Botelho, A. L. M., Borges, L. H. M., & McFarland, B. (2018). Abundance and composition of the medium to large-sized mammals in a private area of a REDD+ project in Acre, Brazil. *Biota Neotropica*, **18**, e20170487.
- Bragagnolo C., Gama, G.M., Vieira, F.A., Campos-Silva, J.V., Bernard, E., Malhado, A.C.M., Correia, R.A., Jepson, P., de Carvalho, S.H.C., Efe, M.A. & Ladle, R.J. (2019). Hunting in Brazil: What are the options? *Perspect. Ecol. Conserv.*, **17**, 71–79.
- Byrne, H., Rylands, A. B., Carneiro, J. C., Alfaro, J. W. L., Bertuol, F., da Silva, M. N. F., Messias, M., Groves, C. P., Mittermeier, R. A., Farias, I., Hrbek, T., Schneider, H., Sampaio, I. & Boubli, J. P. (2016). Phylogenetic relationships of the New World titi monkeys (*Callicebus*): First appraisal of taxonomy based on molecular evidence. *Front. Zool.*, **13**, 10.
- Cardoso Da Silva, J.M. & Bates, J.M. (2002). Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot: The Cerrado, which includes both forest and savanna habitats, is the second largest South American biome, and among the most threatened on the continent, *BioScience*, **52**, 225–234,
- Clarke, K. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.*, **18**, 117-143.
- Collen, B., Dulvy, N.K., Gaston, K.J., Gärdenfors, U., Keith, D.A., Punt, A.E., Regan, H.M., Böhm, M., Hedges, S., Seddon, M., Butchart, S.H.M., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Bachman, S.P., & Akçakaya, H.R. (2016). Clarifying misconceptions of extinction risk assessment with the IUCN Red List. *Biology Letters*, **12**, 20150843.
- Constantino, P. A. L. (2015). Dynamics of hunting territories and prey distribution in Amazonian Indigenous Lands. *Appl. Geogr.*, **56**, 222–231.
- Cortés-Ortiz, L., Rylands, A. B., Mittermeier, R. A. (2015). The taxonomy of howler monkeys: integrating old and new knowledge from morphological and genetic studies. In: Kowalewski MM, Garber PA, Cortés-Ortiz L, Urbani B, Youlatos D (eds) Howler monkeys: adaptive radiation, systematics, and morphology. Springer, New York, pp 55–84.
- Costa-Araújo, R., de Melo, F. R., Canale, G. R., Hernández-Rangel, S. M., Messias, M. R., Rossi, R. V., Silva, F. E., da Silva, M. N. F., Nash, S. D., Boubli, J. P., Farias, I. P., Hrbek, T. (2019). The Munduruku marmoset: a new monkey species from southern Amazonia. *PeerJ*, **7**, e7019.

- De Araujo Lima Constantino, P., Valente-Neto, F., Nunes, A.V. & Campos-Silva, J.V. (2021). Culture still matters: conservation implications of hunting by ethnolinguistic groups in Southwestern Amazonia after centuries of contact. *Biodivers. Conserv.*, **30**, 445–460.
- De Rezende, C.L., Uezu, A., Scarano, F.R. & Araujo, D.S.D. (2015). Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. *Biodivers. Conserv.*, **24**, 2255–2272.
- Donlan, C. J., Wingfield, D. K., Crowder, L. B., & Wilcox, C. (2010). Using expert opinion surveys to rank threats to endangered species: a case study with sea turtles. *Conserv. Biol.*, **24**, 1586–1595.
- Duffy, R., St John, F.A., Büscher, B. & Brockington, D. (2016). Toward a new understanding of the links between poverty and illegal wildlife hunting. *Conserv Biol.*, **30**, 14–22.
- Dunn, E.H., Hussell, D.J.T. & Welsh, D.A. (1999). Priority-setting tool applied to Canada's landbirds based on concern and responsibility for species. *Conserv. Biol.*, **13**, 1404–1415.
- Ellis, E.C., Goldewijk, K.K., Siebert, S., Lightman, D. & Ramankutty, N. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, **19**, 589–606.
- Estrada, A., Garber, P. A., Rylands, A. B., Roos, C., Fernandez-Duque, E., Di Fiore, A., Nekaris, K. A.-I., Nijman, V., Heymann, E. W., Lambert, J. E., Rovero, F., Barelli, C., Setchell, J. M., Gillespie, T. R., Mittermeier, R. A., et al. (2017). Impending extinction crisis of the world's primates: why primates matter. *Sci. Adv.*, **3**, e1600946.
- Estrada, A., Garber, P. A., Gouveia, S., Fernández-Llamazares, A., Ascensão, F., Fuentes, A., Garnett, T. S., Shaffer, C., Bicca-Marques, J., Fa, J. E., Hockings, K., Shanee, S., Johnson, S., Shepard, G. H., Shanee, N., Golden, C. D., Cárdenas-Navarrete, A., Levey, D. R., Boonratana, R., Dobrovolski, R., Chaudhary, A., Ratsimbazafy, J., Supriatna, J., Kone, I., Volampeno, S. (2022). Global importance of Indigenous Peoples, their lands, and knowledge systems for saving the world's primates from extinction, *Sci. Adv.*, **8**, 1 -19.
- Fahrig, L. (2013). Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *J. Biogeogr.*, **40**, 1649-1663.
- Faurby, S. & Svenning, J. C. 2015. Historic and prehistoric human-driven extinctions have reshaped global mammal diversity patterns. *Divers. Distrib.*, **21**, 1155–1166.
- Fearnside, P. (2017). Deforestation of the Brazilian Amazon. *Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science*. Available at: <https://oxfordre.com/environmentalscience/view/10.1093/acrefore/9780199389414.001.0001/acrefore-9780199389414-e-102>.

- Ferrante, L., M. Gomes, & P.M. Fearnside. (2020). Amazonian indigenous peoples are threatened by Brazil's Highway BR-319. *Land Use Policy*, **94**, 104548.
- Ferrari, S. F., Guedes, P. G., Figueiredo-Ready, W. M. B. & Barnett, A. A. (2014). Reconsidering the taxonomy of the Black-Faced Uacaris, *Cacajao melanocephalus* group (Mammalia: Pitheciidae), from the northern Amazon Basin. *Zootaxa*, **3866**, 353–370.
- Fleming, C., Deznabi, I., Alavi, S., Crofoot, M., Hirsch, B., Medici, E., Noonan, M., Kays, R., Fagan, W., Sheldon, D., Calabrese, J. (2022). Population-level inference for home-range areas. *Methods Ecol. Evol.*, **13**, 1027-1041.
- Fonseca, C.R. & Venticinque, E.M. (2018). Biodiversity conservation gaps in Brazil: a role for systematic conservation planning. *Perspect. Ecol. Conserv.*, **16**, 61-67.
- Francesconi, W., Bax, V., Blundo-Canto, G., Willcock, S., Cuadros, S., Vanegas, M., Quintero, M. & Torres-Vitolas, C.A. (2018). Hunters and hunting across indigenous and colonist communities at the forest-agriculture interface: an ethnozoological study from the Peruvian Amazon. *J Ethnobiol. Ethnomed.*, **14**, 54.
- Fritz, S. A. & Purvis, A. (2010). Selectivity in mammalian extinction risk and threat types: A new measure of phylogenetic signal strength in binary traits. *Conserv. Biol.*, **24**, 1042–1051.
- Galán-Acedo, C., Arroyo-Rodríguez, V., Andresen, E., & Arasa-Gisbert, R. (2019a). Ecological traits of the world's primates. *Sci. Data*, **6**, 55.
- Galán-Acedo, C., Arroyo-Rodríguez, V., Andresen, E., Verde Arregoitia, L. D., Vega, E., Peres, C. A., & Ewers, R. M. (2019b). The conservation value of human-modified landscapes for the world's primates. *Nat. Commun.*, **10**, 152.
- Galán-Acedo, C., Arasa-Gisbert, R., Arroyo-Rodríguez, V., Martínez-Ruiz, M., Rosete-Vergés, F. A., & Villalobos, F. (2023). Effects of habitat loss on Brazilian primates: assessing extinction thresholds in the Amazon and Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, **21**, 189-195.
- Game, E. T., P. Kareiva, and H. P. Possingham. (2013). Six Common Mistakes in Conservation Priority Setting. *Conserv. Biol.*, **27**, 480–5.
- Garbino, G. S. T. (2015). How many marmoset (Primates: Cebidae: Callitrichinae) genera are there? A phylogenetic analysis based on multiple morphological systems. *Cladistics*, **31**, 652-678.

- Gascon, C., Lovejoy, T. E., Bierregaard, R. O., Jr, Malcolm, J. R., Stouffer, P. C., Vasconcelos, H. L., Laurance, W. F., Zimmerman, B., Tocher, M. & Borges, S. (1999). Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biol. Conserv.*, **91**, 223–229.
- Gaston, K. J. & Blackburn, T. M. (1995). Birds, body size and the threat of extinction. *Philos. Trans. R. Soc. B*, **347**, 205-212.
- Goldani, A., Carvalho, G. S. & Bicca-Marques, J. C. (2006). Distribution patterns of Neotropical primates (Platyrrhini) based on Parsimony Analysis of Endemicity. *Braz. J. Biol.*, **66**, 61–74.
- González-Suárez, M., Gómez, A., & Revilla, E. (2013). Which intrinsic traits predict vulnerability to extinction depends on the actual threatening processes. *Ecosphere*, **4**, 1– 16.
- Habel, J. C., Gossner, M. M., & Schmitt, T. (2020). What makes a species a priority for nature conservation? *Anim. Conserv.*, **23**, 28–35.
- Harari, Y. N. (2011). *Sapiens – Uma breve história da humanidade*. 29th Edition. Ed. Harper. 443p.
- Harvey, P. H. & Pagel, M. D. (1991). *The comparative method in evolutionary biology*. Ed. Oxford University Press, 248p.
- He, F., Langhans, S. D., Zarfl, C., Wanke, R., Tockner, K., & Jähnig, S. C. (2021). Combined effects of life-history traits and human impact on extinction risk of freshwater megafauna. *Conserv. Biol.*, **35**, 643-653.
- Henriquez, M. C., Amann, A., Zimmerman, D., Sanchez, C., Murray, S., McCann, C., Tesfaye, T., and Swedell, L. (2021). Home range, sleeping site use, and band fissioning in hamadryas baboons: improved estimates using GPS collars, *Am. J. Primatol.*, **e23248**.
- Hirsch, A., Dias, L. G., Martins, L. de O., Campos, R. F., Resende, N. A. T., & Landau, E. C. (2002). BDGEOPRIM - Database of Geo-referenced Occurrence Localities of Neotropical Primates. *Neotrop. Primates*, **10**,79-83.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. (2015). Fichas da avaliação do status de conservação da fauna brasileira. Available at: <https://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/estado-de-conservacao/2792-mamiferos-primatas>. Accessed on February 4, 2019.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio, (2023). Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE. Available at: <https://salve.icmbio.gov.br/>. Accessed on June 30, 2023.

- Isaac, N. J., & Cowlshaw, G. (2004). How species respond to multiple extinction threats. *Proc. R. Soc. B: Biol. Sci.*, **271**, 1135–1141.
- IUCN. (2001). IUCN Red list categories and criteria, version 3.1. IUCN – The World Conservation Union, Gland, Switzerland.
- IUCN. (2012). IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. Available at www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria
- IUCN. (2016). A global standard for the identification of key biodiversity areas, Version 1.0. First edition. Gland, Switzerland: IUCN.
- IUCN Standards and Petitions Committee. (2019a). Guidelines for using the IUCN red list categories and criteria. Version 14. Prepared by the Standards and Petitions Committee. Available at: <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.
- IUCN Red List Technical Working Group. (2019b). Mapping Standards and Data Quality for IUCN Red List Spatial Data. Version 1.18. Prepared by the Standards and Petitions Working Group of the IUCN SSC Red List Committee. Available at: <https://www.iucnredlist.org/resources/mappingstandards>.
- Kamilar, J. M., Muldoon, K. M., Lehman, S. M., & Herrera, J. P. (2012). Testing Bergmann's rule and the resource seasonality hypothesis in Malagasy primates using GIS-based climate data. *Am. J. Phys. Anthropol.*, **147**, 401–408.
- Kamilar, J. M. & Cooper, N. (2013). Phylogenetic signal in primate behaviour, ecology and life history. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci.*, **368**, 20120341.
- Lambeck, R. J. (1997). Focal Species: A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation. *Conserv. Biol.*, **11**, 849–856.
- Leal, I. R., Silva, J. M. C., Tabarelli, M., Lacher Jr., T. E. (2005). Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. *Megadiversidade*, 1: 139 - 146.
- Le Berre, M., Noble N., Pires M., Médail F., Diadema K. (2019). How to hierarchise species to determine priorities for conservation action? A critical analysis. *Biodiv. Conserv.*, **28**, 3051–3071.
- Lees, A. C., Haskell, L., Allinson, T., Bezeng, S. B., Burfield, I. J., Renjifo, L. M., Rosenberg, K. V., Viswanathan, A., Butchart, S. H. M. (2022). State of the World's Birds. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, **47**.

- Leão, T.C.C., Fonseca, C.R., Peres, C.A., Tabarelli, M. (2014). Predicting extinction risk of Brazilian Atlantic Forest angiosperms. *Conserv. Biol.*, **28**, 1349-59.
- Lima, M. G. M, Buckner, J. C., Silva-Júnior, J. S., Aleixo, A., Martins, A. B, et al. (2017). Capuchin monkey biogeography: understanding *Sapajus* Pleistocene range expansion and the current sympatry between *Cebus* and *Sapajus*. *J. Biogeogr.*, **44**, 810–20.
- Lindstedt, S. L. & Boyce, M. S. (1985). Seasonality, fasting endurance, and body size in mammals. *Am. Nat.*, **125**, 873–878.
- Liow, L. H., Fortelius, M., Bingham, E., Lintulaakso, K., Mannila, H., Flynn, L., Stenseth, N. C. (2008). Higher origination and extinction rates in larger mammals. *Proc. Nat. Ac. Sci. US A.*, **105**, 6097–6102.
- Losos, J. B. (2008). Phylogenetic niche conservatism, phylogenetic signal and the relationship between phylogenetic relatedness and ecological similarity among species. *Ecol. Lett.*, **11**, 995–1007.
- Ludwig, G., Nascimento, A.T.A., Miranda, J.M.D., Martins, M., Jerusalinsky, L. & Mittermeier, R.A. (2021). *Leontopithecus caissara*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2021*: e.T11503A206547044. Available at: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T11503A206547044.en>.
- Mace, G. M., H. P. Possingham & N. Leader-Williams. (2007). Prioritizing choices in conservation. Pages 17–34 in D. W. Macdonald, and K. Service, editors. *Key topics in conservation biology*. Blackwell Publishing, Oxford, United Kingdom.
- Mace, G. M., Collar, N. J., Gaston, K. J., Hilton-Taylor, C., Akcakaya, H. R., Leader-Williams, N., Milner-Gulland, E. J. & Stuart, S.N. (2008). Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conserv. Biol.*, **22**, 1424–42.
- Metzger, J. P., Martensen, A. C., Dixo, M., Bernacci, L. C., Ribeiro, M. C., Teixeira, A. M. G., Pardini, R. (2009). Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biol. Conserv.*, **142**, 1166–1177.
- Miller, R. M., Rodriguez, J. P., Aniskowicz-Fowler, T., Bambaradeniya, C., Boles, R., Eaton, M. A., Gardenfors, U., Keller, V., Molur, S., Walfer, S., Pollock, C. (2006). Extinction risk and conservation priorities. *Science*, **313**, 441.
- Ministério do Meio Ambiente – MMA. (2007). Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA nº9, de 23

- de janeiro de 2007. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. – Brasília: MMA, 2007. (Série Biodiversidade, 31).
- Ministério do Meio Ambiente – MMA. (2014). Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçada de Extinção. Portaria N° 444, de 17 de dezembro de 2014, MMA, Brasília.
- Mittermeier, R. A., Rylands, A. B. & Wilson, D. E. (Org.). (2013). Handbook of the Mammals of the World: 3. Primates. Lynx Ediciones, Barcelona, Spain, 953 p.
- Navarro, G. & Molina, J.A. (2021) A novel biome concept and classification system based on bioclimate and vegetation – a Neotropical assay. *Vegetation Classification and Survey*, **2**: 159-175.
- Ohl-Schacherer, J., Shepard Jr, G. H., Kaplan, H., Peres, C. A., Levi, T., & Yu, D. W. (2007). The sustainability of subsistence hunting by Matsigenka native communities in Manu National Park. *Conserv. Biol.*, **21**, 1174-1185.
- Overbeck, G.E.; Müller, S.C.; Fidelis, A.; Pfadenhauer, J.; Pillar, V.D.; Blanco, C.C.; Boldrini, I.I.; Both, R.; Forneck, E.D. (2007). Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.*, **9**, 101–116.
- Perelman, P., Johnson, W. E., Roos, C., Seuánez, H. N., Horvath, J. E., Moreira, M. A. M., Kessing, B., Pontius, J., Roelke, M., Rumpler, Y., Schneider, M. P. C., Silva, A., O'Brien, S. J., Pecon-Slattery, J. A molecular phylogeny of living primates. *PloS Genet.*, **7**, e1001342.
- Peres, C. (1991). Humboldt's woolly monkeys decimated by hunting in Amazonia. *Oryx*, **25**, 89-95.
- Peres, C. A. (2000). Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conserv. Biol.*, **14**, 240–253.
- Pérez-Pereira, N., Wang, J., Quesada, H., & Caballero, A. (2022). Prediction of the minimum effective size of a population viable in the long term. *Biodivers. Conserv.* **31**, 2763–2780.
- Polaina, E., González-Suárez, M., Kuemmerle, T., Kehoe, L. & Revilla, E. (2018). From tropical shelters to temperate defaunation: the relationship between agricultural transition stage and the distribution of threatened mammals. *Glob. Ecol. Biogeography*, **27**:647–57.
- Polaina, E., González-Suárez, M., & Revilla, E. (2019). The legacy of past human land use in current patterns of mammal distribution. *Ecography*, **42**, 1623– 1635.
- Potapov, P., Li, X., Hernandez-Serna, A., Tyukavina, A., Hansen, M.C., Kommareddy, A., Pickens, A., Turubanova, S., Tang, H., Silva, C.E., Armstom, J., Dubayah, R., Blair, J.B., Hofton, M. (2020). Mapping Global Forest Canopy Height Through Integration of GEDI and Landsat Data. *Remote Sens. Environ.*, **253**, 112165.

- Printes, R. C., Liesenfeld, M. V. A. & Jerusalinsky, L. (2001). *Alouatta guariba clamitans* (Cabrera, 1940): a new southern limit for the species and for Neotropical Primates. *Neotrop. Primates*, **9**, 118-121.
- Purvis, A., Gittleman, J.L., Cowlshaw, G. & Mace, G. (2000). Predicting extinction risk in declining species. *Proc. R. Soc. B: Biol. Sci.*, **267**, 1947-1952.
- Rausch, L.L., Gibbs, H.K., Schelly, I., Brandão, A., Morton, D.C., Filho, A.C., Strassburg, B., Walker, N., Noojipady, P., Barreto, P. & Meyer, D. (2019). Soy expansion in Brazil's Cerrado. *Conserv. Lett.*, **12**, e12671.
- Rylands, A. B. (1987). Primate communities in Amazonian forests: their habitats and food resources. *Experientia*, **43**: 265– 279.
- Sales, L. P., Hayward, M. W., Zambaldi, L., Passamani, M., de Melo, F. R., & Loyola, R. (2015). Time- lags in primate occupancy: A study case using dynamic models. *Nat. Conserv.*, **13**, 139–144.
- Sanderson, E. W., Jaiteh, M., Levy, M. A., Redford, K. H., Wannebo, A. V., & Woolmer, G. (2002). The human footprint and the last of the wild. *BioScience*, **52**, 891–904.
- Semper-Pascual, A., Macchi, L., Sabatini, F. M., Decarre, J., Baumann, M., Blendinger, P. G., Gómez-Valencia, B., Mastrangelo, M. E., & Kuemmerle, T. (2018). Mapping extinction debt highlights conservation opportunities for birds and mammals in the South American Chaco. *J. Appl. Ecol.*, **55**, 1218–1229.
- Silva, J. M. C., & Barbosa, L. C. F. (2017). Impact of human activities in the Caatinga. In J. M. C. Silva, I. R. Leal, & M. Tabarelli (Eds.), *Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America* (pp. 359–368). Springer.
- Shepard, G. H., Levi, T., Neves, E. G., Peres, C. A., & Yu, D. W. (2012). Hunting in Ancient and Modern Amazonia: Rethinking Sustainability. *Am. Anthropol.*, **114**, 652–667.
- Slomp, D. V., Prestes, M. X., & Printes, R. C. (2014). Primatas em áreas protegidas do Rio Grande do Sul, Brasil: implicações para sua conservação. In F. C. Passos, & J. M. D. Miranda (Eds.), *A primatologia no Brasil* (Vol. 13, 1st ed., pp. 45– 63). SBPr, Curitiba.
- Sobrinho, M.S., Tabarelli, M., Machado, I.C., Sfair, J.C., Bruna, E.M. & Lopes, A.V. (2016). Land use, fallow period and the recovery of a Caatinga forest. *Biotropica*, **48**, 586–597.

- Soto-Saravia, R. A., C. M. Garrido-Cayul, J. Avaria-Llautureo, A. Benítez-Mora, C. E. Hernández, and M. González-Suárez. (2021). Threatened neotropical birds are big, ecologically specialized, and found in less humanized refuge areas. *Avian Conserv. Ecol.*, **16**, 18.
- Souza, C.M., Jr., Z. Shimbo, J., Rosa, M.R., Parente, L.L., A. Alencar, A.; Rudorff, B.F.T., Hasenack, H., Matsumoto, M., G. Ferreira, L., 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., Neto, L.C.F., 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**, 2735.
- Springer, M. S., Meredith, R. W., Gatesy, J., Emerling, C. A., Park, J., Rabosky, D. L., Stadler, T., Steiner, C., Ryder, O. A., Janečka, J. E., Fisher, C. A., Murphy, W. J. (2012). Macroevolutionary dynamics and historical biogeography of primate diversification inferred from a species supermatrix. *PloS One*, **7**, e49521.
- Tollefson, J. (2021). Illegal mining in the Amazon hits record high amid Indigenous protests. *Nature*, **598**, 15-16.

3.6 Supplementary Material 1. Categorical values of relatedness assigned to each species

Categorical values of relatedness assigned to each species, starting with the oldest genus, according to Perelman *et al.* (2011), Garbino (2015) and Lima *et al.* (2017).

Species	Phylogenetic_relationship
<i>Alouatta belzebul</i>	5
<i>Alouatta caraya</i>	5
<i>Alouatta discolor</i>	5
<i>Alouatta guariba clamitans</i>	5
<i>Alouatta guariba guariba</i>	5
<i>Alouatta juara</i>	5
<i>Alouatta macconnelli</i>	5
<i>Alouatta nigerrima</i>	5
<i>Alouatta puruensis</i>	5
<i>Alouatta ululata</i>	5
<i>Aotus infulatus</i>	12
<i>Aotus nancymaae</i>	12
<i>Aotus nigriceps</i>	12
<i>Aotus trivirgatus</i>	12
<i>Aotus vociferans</i>	12
<i>Ateles belzebuth</i>	6
<i>Ateles chamek</i>	6
<i>Ateles marginatus</i>	6
<i>Ateles paniscus</i>	6
<i>Brachyteles arachnoides</i>	7
<i>Brachyteles hypoxanthus</i>	7
<i>Callibella humilis</i>	18
<i>Callicebus barbarabrownae</i>	1
<i>Callicebus bernhardi</i>	1
<i>Callicebus brunneus</i>	1
<i>Callicebus caligatus</i>	1
<i>Callicebus cinerascens</i>	1
<i>Callicebus coimbrai</i>	1
<i>Callicebus cupreus</i>	1
<i>Callicebus dubius</i>	1

<i>Callicebus hoffmannsi</i>	1
<i>Callicebus lucifer</i>	1
<i>Callicebus lugens</i>	1
<i>Callicebus melanochir</i>	1
<i>Callicebus moloch</i>	1
<i>Callicebus nigrifrons</i>	1
<i>Callicebus personatus</i>	1
<i>Callicebus purinus</i>	1
<i>Callicebus regulus</i>	1
<i>Callicebus torquatus</i>	1
<i>Callimico goeldii</i>	15
<i>Callithrix aurita</i>	16
<i>Callithrix flaviceps</i>	16
<i>Callithrix geoffroyi</i>	16
<i>Callithrix jacchus</i>	16
<i>Callithrix kuhlii</i>	16
<i>Callithrix penicillata</i>	16
<i>Cacajao calvus calvus</i>	4
<i>Cacajao calvus rubicundus</i>	4
<i>Cacajao hosomi</i>	4
<i>Cacajao melanocephalus</i>	4
<i>Cebuella pygmaea niveiventris</i>	17
<i>Cebuella pygmaea pygmaea</i>	17
<i>Cebus albifrons</i>	10
<i>Cebus kaapori</i>	10
<i>Cebus olivaceus castaneus</i>	10
<i>Cebus olivaceus olivaceus</i>	10
<i>Cebus unicolor</i>	10
<i>Chiropotes albinasus</i>	3
<i>Chiropotes chiropotes</i>	3
<i>Chiropotes sagulatus</i>	3
<i>Chiropotes satanas</i>	3
<i>Chiropotes utahickae</i>	3
<i>Lagothrix cana cana</i>	8
<i>Lagothrix lagothricha</i>	8
<i>Lagothrix poeppigii</i>	8
<i>Leontopithecus caissara</i>	14

<i>Leontopithecus chrysomelas</i>	14
<i>Leontopithecus chrysopygus</i>	14
<i>Leontopithecus rosalia</i>	14
<i>Mico acariensis</i>	19
<i>Mico argentatus</i>	19
<i>Mico chrysoleucus</i>	19
<i>Mico emiliae</i>	19
<i>Mico humeralifer</i>	19
<i>Mico intermedius</i>	19
<i>Mico leucippe</i>	19
<i>Mico manicorensis</i>	19
<i>Mico mauesi</i>	19
<i>Mico melanurus</i>	19
<i>Mico nigriceps</i>	19
<i>Mico rondoni</i>	19
<i>Mico saterei</i>	19
<i>Pithecia albicans</i>	2
<i>Pithecia irrorata vanzolinii</i>	2
<i>Pithecia monachus monachus</i>	2
<i>Pithecia pithecia chrysocephala</i>	2
<i>Pithecia pithecia pithecia</i>	2
<i>Saguinus bicolor</i>	13
<i>Saguinus fuscicollis avilapire</i>	13
<i>Saguinus fuscicollis fuscicoll</i>	13
<i>Saguinus fuscicollis mura</i>	13
<i>Saguinus fuscus</i>	13
<i>Saguinus imperator imperator</i>	13
<i>Saguinus imperator subgrisesce</i>	13
<i>Saguinus inustus</i>	13
<i>Saguinus labiatus labiatus</i>	13
<i>Saguinus labiatus rufiventer</i>	13
<i>Saguinus labiatus thomasi</i>	13
<i>Saguinus martinsi martinsi</i>	13
<i>Saguinus martinsi ocharaceus</i>	13
<i>Saguinus midas</i>	13
<i>Saguinus mystax mystax</i>	13
<i>Saguinus mystax pileatus</i>	13

<i>Saguinus mystax pluto</i>	13
<i>Saguinus niger</i>	13
<i>Saguinus weddelli melanoleucus</i>	13
<i>Saguinus weddelli weddelli</i>	13
<i>Saimiri boliviensis</i>	11
<i>Saimiri cassiquiarensis</i>	11
<i>Saimiri collinsi</i>	11
<i>Saimiri macrodon</i>	11
<i>Saimiri sciureus</i>	11
<i>Saimiri ustus</i>	11
<i>Saimiri vanzolinii</i>	11
<i>Sapajus apella</i>	9
<i>Sapajus cay</i>	9
<i>Sapajus flavius</i>	9
<i>Sapajus libidinosus</i>	9
<i>Sapajus macrocephalus</i>	9
<i>Sapajus nigritus cucullatus</i>	9
<i>Sapajus nigritus nigritus</i>	9
<i>Sapajus robustus</i>	9
<i>Sapajus xanthosternos</i>	9

References

- Garbino, G. S. T. (2015). How many marmoset (Primates: Cebidae: Callitrichinae) genera are there? A phylogenetic analysis based on multiple morphological systems. *Cladistics*, **31**, 652-678.
- Lima, M. G. M, Buckner, J. C., Silva-Júnior, J. S., Aleixo, A., Martins, A. B, et al. (2017). Capuchin monkey biogeography: understanding *Sapajus* Pleistocene range expansion and the current sympatry between *Cebus* and *Sapajus*. *J. Biogeogr.*, **44**, 810–20.
- Perelman, P., Johnson, W. E., Roos, C., Seuánez, H. N., Horvath, J. E., Moreira, M. A. M., Kessing, B., Pontius, J., Roelke, M., Rumpler, Y., Schneider, M. P. C., Silva, A., O'Brien, S. J., Pecon-Slatery, J. A molecular phylogeny of living primates. *PloS Genet.*, **7**, e1001342.

3.7 Supplementary Material 2. Correcting the savannah habitats.

Correcting the savannah habitats.

Regarding primate habitats, we present a table (below) with all the species, the types of habitats considered using Mapbiomas and the habitats of the species according to the IUCN classification, as per the section "Habitat and ecology in detail" present in the Red List sheets (see: <https://www.iucnredlist.org/resources/habitat-classification-scheme>).

The IUCN classification for "Dry savannah" refers to the Caatinga, Cerrado and Campos (also called Pampa) biomes in Brazil. "Moist savannah" refers to the Pantanal. However, some species from the Caatinga, Cerrado and Amazon were classified as "Moist savannah", like *Sapajus xanthosternos* from the Caatinga, *Callithrix penicillata* from the Cerrado and *Alouatta nigerrima* from the Amazon (see https://nc.iucnredlist.org/redlist/content/attachment_files/dec_2012_guidance_habitats_classification_scheme.pdf).

Some species that include mangroves as habitat result from the overlapping of the species' distribution area with this type of habitat. Obviously, species that occur along the coast of Brazil, from the State of Santa Catarina to Amapá, may overlap with mangroves, even if not described as habitat by the IUCN.

We suggest using a raster of forest height to separate forest patches (primate habitat) and other vegetation types that can be classified as savannah. For this, we consider the biomes and canopy height of the tree-shrub vegetation. According to the Mapbiomas methodology, savannah is found in the following biomes: Caatinga, Cerrado, Amazon and Pantanal (Souza *et al.*, 2020). Therefore, we conducted a literature review to define 5m as a cut-off point for the minimum forest height in the different biomes that have savannah according to Mapbiomas, and may be habitat for primates.

1. In the Caatinga, primate species such as *Callicebus barbarabownae* occupy forest areas between 15 and 30 m in height (Alonso *et al.* 2022). Savannah habitats with arboreal-shrub physiognomy

are usually immersed in a grassland or exposed soil context (Alonso *et al.*, 2022). However, these savannah areas used as habitat by Caatinga species have discontinuous canopies and can vary from three to nine meters in height, according to Santos *et al.* (2012). While the areas dominated by shrubs are three to four meters high (Machado & Lopes, 2003). The low open shrub Caatinga has a low height plant community (0.70 - 1 m) (Prado, 2003).

2. Cerrado: Among the open Cerrado areas interpreted as savannah, with arboreal physiognomies, the typical Cerrado has a tree stratum varying from three to six meters and the dense Cerrado from five to eight meters (Gonçalves *et al.*, 2021). The other types of Cerrado vegetation correspond to the closed canopy forest formations and range from eight to 30 meters in height (Gonçalves *et al.*, 2021).

3. Pantanal: the savannah predominates in 50% of the Pantanal (Pott *et al.*, 2011). In this biome, there is a continuum from semi-deciduous forests to dry and forested savannah (also known as “cerradão”) (Pott *et al.*, 2011). Then, to identify height, we considered all the forest types described for this biome, including monospecific ones. Of these, the one with the lowest height is the Forested Steppic Savannah, called Chaco or dry forest, with tree height reaching between 5 to 7 m (Pott *et al.*, 2011).

4. Amazon: The savannah areas mapped by Mapbiomas in the Amazon occur at the boundary with the Cerrado biome. The dense woodland (“cerradão”) includes savannah and forest species with a fairly continuous tree cover that varies between 50 and 90%, with mean species height ranging from 8 to 15 m. Typical Cerrado (“cerrado típico”) includes scattered trees and shrubs with woody cover, ranging between 20 and 50% with mean species height varying from 3 to 6 m, while open Cerrado (“cerrado ralo”) is a less dense community with widely scattered woody elements compared to typical Cerrado with tree cover extending between 5 and 20% and mean species height ranging from 2 to 3 m (Passos *et al.*, 2018).

References

Alonso, A.C., Coelho, I.P., Marques, E., Valenca-Montenegro, M.M., Beltrao-Mendes, R., Printes, R.C., Jerusalinsky, J. (2022). On the occurrence of the Critically Endangered blond titi

- (*Callicebus barbarabrownae*): reassessment of occupied areas and minimum population size. *Int J Primatol.*, 1-19.
- Santos R.M., Oliveira-Filho A.T., Eisenlohr P.V., Queiroz L.P., Cardoso D.B., Rodal M.J. (2012). Identity and relationships of the Arboreal Caatinga among other floristic units of seasonally dry tropical forests (SDTFs) of north-eastern and Central Brazil. *Ecol. Evol.*, **2**, 409–428.
- Machado, I. C. & A. V. Lopes. (2008). Recursos Florais e sistemas de polinização e sexuais em caatinga. In I. R. Leal, M. Tabarelli, and J. M. C. Silva (Eds.), *Ecologia e Conservação da Caatinga*. UFPE. Recife, Brazil.
- Prado, D. (2003). As caatingas da América do Sul. In I. Leal, M. Tabarelli, & J. M. C. Silva (Eds.), *Ecologia e conservação da Caatinga*. (pp. 3–73). UFPE. Recife, Brazil.
- Gonçalves, R.V.S., Cardoso, J.C.F., Oliveira, P.E. & Oliveira, D.C. (2021). Changes in the Cerrado vegetation structure: insights from more than three decades of ecological succession, *Web Ecol.*, **21**, 55–64.
- Passos, F.B., Marimon, B.S., Phillips, O.L., Morandi, P.S., Neves, E.C., Elias, F., Reis, S.M., Oliveira, B., Feldpausch, T.R., Marimon Júnior, B.H. (2018). Savannah turning into forest: concerted vegetation change at the ecotone between the Amazon and “Cerrado” biomes. *Braz. J. Bot* **41**, 611–619.
- Pott, A., Oliveira, A.K.M., Damasceno-Junior, G.A. & Silva, J.S.V. (2011). Plant diversity of the Pantanal wetland. *Braz. J. Biol.*, **71**, 265-273.
- Souza, C.M., Jr., Z. Shimbo, J., Rosa, M.R., Parente, L.L., A. Alencar, A.; Rudorff, B.F.T., Hasenack, H., Matsumoto, M., G. Ferreira, L., 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., Neto, L.C.F., 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**, 2735.

Table of the Supplementary Material 2. Primate habitats obtained by cross-referencing the species distribution area and Mapbiomas map, and according to the IUCN red list sheets, based on expert review.

spp	Biome**	Forest*	Mangrove*	Savanna*	Forest_IUCN	Savanna_Moist_IUCN	Savanna_Dry_IUCN	Mangrove_IUCN	Other_IUCN
<i>Alouatta belzebul</i>	Amazon	x	x	x	x			x	
<i>Alouatta caraya</i>	Cerrado	x		x	x	x	x		
<i>Alouatta discolor</i>	Amazon	x			x				
<i>Alouatta guariba clamitans</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x				
<i>Alouatta guariba guariba</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x				
<i>Alouatta juara</i>	Amazon	x			x				
<i>Alouatta macconnelli</i>	Amazon	x	x		x		x		
<i>Alouatta nigerrima</i>	Amazon	x			x	x			
<i>Alouatta puruensis</i>	Amazon	x		x	x	x			
<i>Alouatta ululata</i>	Caatinga	x	x	x	x	x		x	
<i>Aotus infulatus</i>	Amazon	x	x	x					
<i>Aotus nancymae</i>	Amazon	x			x				
<i>Aotus nigriceps</i>	Amazon	x		x	x				
<i>Aotus trivirgatus</i>	Amazon	x			x				
<i>Aotus vociferans</i>	Amazon	x			x				
<i>Ateles belzebuth</i>	Amazon	x			x				
<i>Ateles chamek</i>	Amazon	x		x	x				
<i>Ateles marginatus</i>	Amazon	x			x				
<i>Ateles paniscus</i>	Amazon	x	x		x				
<i>Brachyteles arachnoides</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x				
<i>Brachyteles hypoxanthus</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x				

<i>Cacajao calvus rubicundus</i>	Amazon	x			x				
<i>Cacajao hosomi</i>	Amazon	x			x		x		
<i>Cacajao melanocephalus</i>	Amazon	x			x				
<i>Cacajao calvus ucayalii</i>	Amazon	x			x				
<i>Callibella humilis</i>	Amazon	x			x				x
<i>Callicebus barbarabrownae</i>	Caatinga	x		x			x		x
<i>Callicebus bernhardi</i>	Amazon	x			x				
<i>Callicebus brunneus</i>	Amazon	x			x				
<i>Callicebus caligatus</i>	Amazon	x			x				
<i>Callicebus cinerascens</i>	Amazon	x		x	x				
<i>Callicebus coimbrai</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x		x		
<i>Callicebus cupreus</i>	Amazon	x			x				x
<i>Callicebus dubius</i>	Amazon	x			x				
<i>Callicebus hoffmannsi</i>	Amazon	x			x				
<i>Callicebus lucifer</i>	Amazon	x			x				
<i>Callicebus lugens</i>	Amazon	x			x				
<i>Callicebus melanochir</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x				
<i>Callicebus moloch</i>	Amazon	x		x	x				
<i>Callicebus nigrifrons</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x				
<i>Callicebus personatus</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x				
<i>Callicebus purinus</i>	Amazon	x			x				
<i>Callicebus regulus</i>	Amazon	x			x				
<i>Callicebus torquatus</i>	Amazon	x			x				
<i>Callimico goeldii</i>	Amazon	x			x				
<i>Callithrix aurita</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x				

<i>Callithrix flaviceps</i>	Atlantic Forest	x		x	x				
<i>Callithrix geoffroyi</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x		x		
<i>Callithrix jacchus</i>	Caatinga	x	x	x	x		x		
<i>Callithrix kuhlii</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x				x
<i>Callithrix penicillata</i>	Cerrado	x	x	x	x	x	x		
<i>Cebuella pygmaea niveiventris</i>	Amazon	x			x				
<i>Cebuella pygmaea pygmaea</i>	Amazon	x			x				
<i>Cebus albifrons</i>	Amazon	x			x	x			
<i>Cebus kaapori</i>	Amazon	x	x	x	x			x	
<i>Cebus olivaceus castaneus</i>	Amazon	x	x		x				
<i>Cebus olivaceus olivaceus</i>	Amazon	x			x				
<i>Cebus unicolor</i>	Amazon	x			x				
<i>Chiropotes albinasus</i>	Amazon	x		x	x				
<i>Chiropotes chiropotes</i>	Amazon	x			x				
<i>Chiropotes sagulatus</i>	Amazon	x	x		x				
<i>Chiropotes satanas</i>	Amazon	x	x	x	x			x	
<i>Chiropotes utahickae</i>	Amazon	x		x	x				
<i>Lagothrix cana cana</i>	Amazon	x		x	x	x			
<i>Lagothrix lagothricha</i>	Amazon	x			x	x			
<i>Lagothrix poeppigii</i>	Amazon	x			x				
<i>Leontopithecus caissara</i>	Atlantic Forest	x	x		x				
<i>Leontopithecus chrysomelas</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x				x
<i>Leontopithecus chrysopygus</i>	Atlantic Forest	x		x	x				

<i>Leontopithecus rosalia</i>	Atlantic Forest	x	x		x			
<i>Mico acariensis</i>	Amazon	x			x			
<i>Mico argentatus</i>	Amazon	x			x	x		
<i>Mico chrysoleucus</i>	Amazon	x			x			
<i>Mico emiliae</i>	Amazon	x			x		x	
<i>Mico humeralifer</i>	Amazon	x			x			
<i>Mico intermedius</i>	Amazon	x		x	x			
<i>Mico leucippe</i>	Amazon	x			x			
<i>Mico manicorensis</i>	Amazon	x			x			
<i>Mico mauesi</i>	Amazon	x			x			
<i>Mico melanurus</i>	Amazon	x		x			x	x
<i>Mico nigriceps</i>	Amazon	x			x			
<i>Mico rondoni</i>	Amazon	x			x			
<i>Mico saterei</i>	Amazon	x			x			
<i>Pithecia albicans</i>	Amazon	x			x			
<i>Pithecia irrorata vanzolinii</i>	Amazon	x			x			
<i>Pithecia monachus monachus</i>	Amazon	x			x			
<i>Pithecia pithecia chrysocephala</i>	Amazon	x			x			
<i>Pithecia pithecia pithecia</i>	Amazon	x	x		x			
<i>Saguinus bicolor</i>	Amazon	x			x			
<i>Saguinus fuscicollis avilapiresi</i>	Amazon	x			x			
<i>Saguinus fuscicollis fuscicollis</i>	Amazon	x			x			
<i>Saguinus fuscicollis mura</i>	Amazon	x			x			
<i>Saguinus fuscus</i>	Amazon	x			x			
<i>Saguinus imperator imperator</i>	Amazon	x			x			
<i>Saguinus imperator subgrisescens</i>	Amazon	x			x			
<i>Saguinus inustus</i>	Amazon	x			x			
<i>Saguinus labiatus labiatus</i>	Amazon	x			x			

<i>Saguinus labiatus rufiventer</i>	Amazon	x			x				
<i>Saguinus labiatus thomasi</i>	Amazon	x			x				
<i>Saguinus martinsi martinsi</i>	Amazon	x			x				
<i>Saguinus martinsi ocharaceus</i>	Amazon	x							
<i>Saguinus midas</i>	Amazon	x	x		x		x		
<i>Saguinus mystax mystax</i>	Amazon	x			x				
<i>Saguinus mystax pileatus</i>	Amazon	x			x				
<i>Saguinus mystax pluto</i>	Amazon	x			x				
<i>Saguinus niger</i>	Amazon	x	x	x	x				
<i>Saguinus weddelli melanoleucus</i>	Amazon	x			x				
<i>Saguinus weddelli weddelli</i>	Amazon	x			x				
<i>Saimiri boliviensis</i>	Amazon	x			x				
<i>Saimiri cassiquiarensis</i>	Amazon	x			x				
<i>Saimiri collinsi</i>	Amazon	x	x	x	x			x	x
<i>Saimiri macrodon</i>	Amazon	x			x				
<i>Saimiri sciureus</i>	Amazon	x	x		x				
<i>Saimiri ustus</i>	Amazon	x		x	x				
<i>Saimiri vanzolinii</i>	Amazon	x			x				
<i>Sapajus apella</i>	Amazon	x	x	x	x	x		x	
<i>Sapajus cay</i>	Cerrado	x		x	x	x			
<i>Sapajus flavius</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x			x	
<i>Sapajus libidinosus</i>	Cerrado	x	x	x	x		x	x	
<i>Sapajus macrocephalus</i>	Amazon	x			x	x		x	
<i>Sapajus nigritus cucullatus</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x				
<i>Sapajus nigritus nigritus</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x				

<i>Sapajus robustus</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x			
<i>Sapajus xanthosternos</i>	Caatinga	x	x	x	x	x	x	x

Forest*, Mangrove* and Savannah* - habitats defined in our analysis based on the Mapbiomas vegetation map, whose savannah areas were corrected for forest height.

** Biome with more than 50% overlap with the species' distribution was considered the species' predominant biome and was assigned to it.

Forest_IUCN, Mangrove_IUCN, Savannah_IUCN - habitats as defined by the IUCN expert assessment (<https://www.iucnredlist.org/>).

Other_IUCN - Other habitat types such as shrub vegetation (*Sapajus xanthosternos*, *Callicebus barbarabrownae* and *Mico melanurus*) or urban areas, plantations, highly degraded habitats (*Saimiri collinsi*, *Callibella humilis*, *Callicebus cupreus*, *Callithrix kuhlii* and *Leontopithecus chrysomelas*).

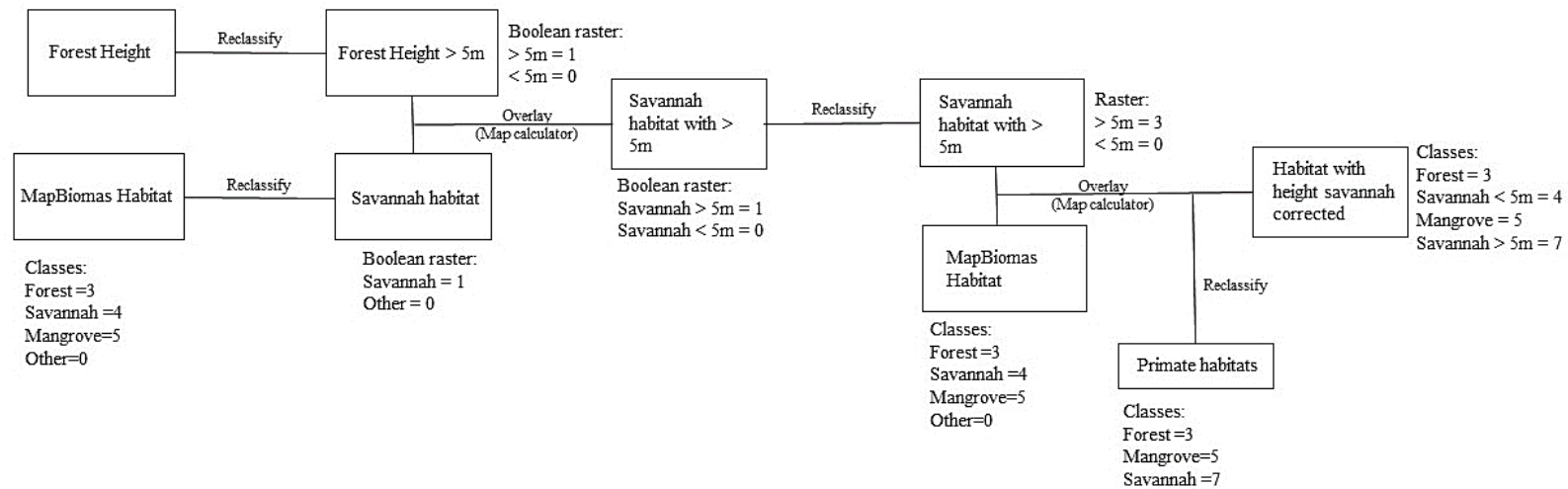


Figure of the Supplementary material 2. Flowchart specifying the steps to correct the extraction and composition of savannah habitats with the other forest and mangrove habitats.

We generated a Boolean image from the forest height raster (Potapov *et al.*, 2021), and assigned value "1" for pixels higher than five meters and "0" for the remaining lower value pixels. In parallel, we extracted only savannah from the 2018 habitat layer of Mapbiomas, and multiplied the result with the Boolean image of forest height. We then replaced the savannah areas over five meters in the map with all habitat types to obtain only the savannah habitat areas over five meters in the final habitat map.

References

Potapov, P., Li, X., Hernandez-Serna, A., Tyukavina, A., Hansen, M.C., Kommareddy, A., Pickens, A., Turubanova, S., Tang, H., Silva, C.E., Armstom, J., Dubayah, R., Blair, J.B., Hofton, M. 2020. Mapping Global Forest Canopy Height Through Integration of GEDI and Landsat Data. *Remote Sens. Environ.*, **253**, 112165.

3.8 Supplementary Material 3. Example of the methodology used to obtain habitat availability within species' distribution areas.

Example of the methodology used to obtain habitat availability within species' distribution areas. Here we used species of the genus *Alouatta* as a model.

In the distribution area of the species *Alouatta guariba guariba* there are 53 grid squares (landscape units), of which 26 are Full Protection Conservation Units. To obtain the average percentage of habitat for *Alouatta guariba guariba* we followed the following steps:

1. For each landscape unit (grid square) we calculated the sum of forest remnant pixels (sp) (where each pixel had a value equal to one), we then converted this value into area by multiplying by 900 m² (30m spatial resolution), so that when multiplied by 100 and divided by the landscape unit size (ls), we are left with the percentage of available habitat in a grid square (Phq).

$$Phq = \frac{(sp \times pixel \ area \times 100)}{ls}$$

Ex.:

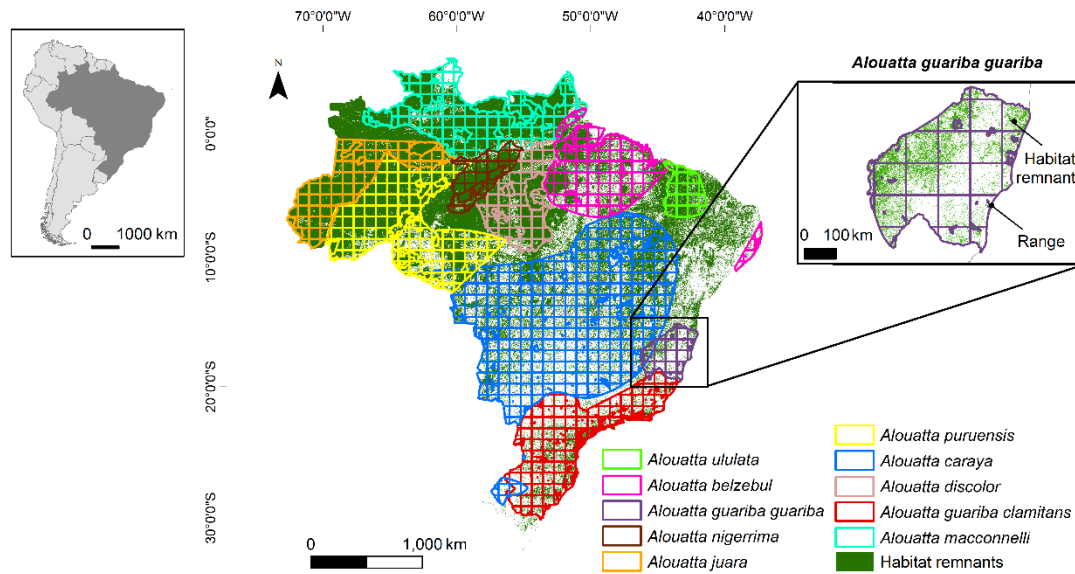
$$Phq = \frac{2912139.54 \times 100}{9000899.82} = 32.35\%$$

We repeated this step for all the grid squares of a species.

2. Posteriorly, we added the habitat percentage of grid squares (pfq) and divided this by the number of grid squares (nq), corresponding to the distribution area of a species, in order to obtain the average (Map 1), thus providing the average percentage of habitat availability (pmf) for each species. This estimation corresponds to habitat availability.

$$Pmf = \frac{\sum pfq}{nq}$$

Ex.: $Pmf = \frac{1877.74}{53} = 35.43\%$



Map 1. Habitat availability within the distribution area of species of the genus *Alouatta*. In the image, the areas of the geographic distribution of species of the genus *Alouatta* were plotted as an example of remnant habitat coverage. The percentage of habitats occupied by populations of the species corresponds to the proportion of available habitats. Whereas the distribution polygon of the species, that delimited the available habitat coverage, is equivalent to the distribution area.

Observation: It is worth noting that the same methodology was used for the habitat loss and urban infrastructure layers, both in a raster format. To quantify the sum (for habitat loss and urban layers) within a grid square, we used the tool Zonal statistics from ArcGIS 10.4 software. For the other, originally vector, layers (highway and indigenous land coverage and proportion of species distribution in the deforestation arc) we calculated the overlapping area of the vector layers over each grid square and we repeated the same procedure of weighting the percentage value of the variable by the area of this landscape unit (grid square), in order to obtain an average value of the variable for the entire distribution of the species. As such, this methodology allowed us to compare the landscape characteristics between species with distinct geographical distributions.

3.9 Supplementary Material 4. Life history attributes.

Table of Supplementary Material 4. Descriptions of the life history attributes used to characterize the threat context (a combination of landscape characteristics obtained within the species' range and their life history attributes) for the threat categories of Brazilian primates.

Variables/Life history traits	Description	Justification for choice of variable
Body weight	Male body weight of a specific species (when available) or genus.	Body weight is a good predictor of high susceptibility to extinction threat contexts, since larger vertebrates are associated with greater extinction risk (Gaston & Blackburn, 1995; Wilkie <i>et al.</i> , 2011). Neotropical primates, in particular, are game species and are included in the Convention on the International Trade of Wild Flora and Fauna Species Threatened with Extinction (CITES) (CWI & Pro Wildlife. 2007). Species with greater body weights have greater longevity and lower fecundity (greater interval between gestations, greater gestation time, less offspring) (Speakman 2005; Cooper & Purvis 2010; Rezende <i>et al.</i> , 2011). Therefore, they are less able to recover from drastic population declines caused by environmental alterations and hunting (Liow <i>et al.</i> , 2008). As primates demonstrate sexual dimorphism (Smith & Jungers 1997), we used male weight as a measure of the greatest possible body mass of a taxon. Furthermore, females present oscillations in body mass during reproductive phases, especially when lactating (Smith & Jungers 1997)
Generation time	The average time taken for individuals in a study population to generate descendants of a specific species (when available) or genus.	The responses of species to threatening processes depend on the length of generation time required in order to absorb and adjust to demographic fluctuations caused by environmental disturbances (Liow <i>et al.</i> , 2008; Collen <i>et al.</i> , 2016). For example, long-lived species are more likely to present delayed responses to disturbances, compared to short-lived (Metzger <i>et al.</i> , 2009; Semper-Pascual <i>et al.</i> , 2018).
Gestation length	Average duration of the gestation period of a specific species (when available) or genus.	Gestational duration is related to low fecundity (Purvis, Jones, & Mace, 2000; Isaac & Cowlshaw 2004; Cardillo <i>et al.</i> , 2005; Fritz, Bininda-Emonds & Purvis, 2009; Rezende <i>et al.</i> , 2011). It is considered a good indicator of a species' reproductive rate and distinguishes species in terms of slower or faster life history strategies (Fritz, Bininda-Emonds & Purvis, 2009). Longer gestation times are correlated with delayed

maturity, few offspring and long intervals between births for mammalian species (Fritz, Bininda-Emonds & Purvis, 2009).

References

- Cardillo, M., Mace, G. M., Jones, K. E., Bielby, J., Bininda-Emonds, O. R. P., Sechrest, W., Orme, C. D. L., Purvis, A. (2005). Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. *Science*, **309**: 1239–1241.
- Collen, B., Dulvy, N.K., Gaston, K.J., Gärdenfors, U., Keith, D.A., Punt, A.E., Regan, H.M., Böhm, M., Hedges, S., Seddon, M., Butchart, S.H.M., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Bachman, S.P., & Akçakaya, H.R. (2016). Clarifying misconceptions of extinction risk assessment with the IUCN Red List. *Biology Letters*, **12**, 20150843.
- Cooper, N. & Purvis, A. (2010). Body size evolution in mammals: Complexity in tempo and mode. *Am. Nat.*, **175**, 727–738.
- CWI & Pro Wildlife. (2007). Going to pot. The neotropical bushmeat crisis and its impact on primate populations. Report. Care for the Wild International. 27p.
- Fritz, S. A., Bininda-Emonds, O. R. P., Purvis, A. (2009). Geographical variation in predictors of mammalian extinction risk: big is bad, but only in the tropics. *Ecol. Lett.*, **12**, 538-549.
- Gaston, K. J. & Blackburn, T. M. (1995). Birds, body size and the threat of extinction. *Philos. Trans. R. Soc. B*, **347**, 205-212.
- Isaac, N. J., & Cowlshaw, G. (2004). How species respond to multiple extinction threats. *Proc. R. Soc. B: Biol. Sci.*, **271**, 1135–1141.
- Liow, L. H., Fortelius, M., Bingham, E., Lintulaakso, K., Mannila, H., Flynn, L., Stenseth, N. C. (2008). Higher origination and extinction rates in larger mammals. *Proc. Nat. Ac. Sci. US A.*, **105**, 6097–6102.
- Metzger, J. P., Martensen, A. C., Dixo, M., Bernacci, L. C., Ribeiro, M. C., Teixeira, A. M. G., Pardini, R. (2009). Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biol. Conserv.*, **142**, 1166–1177.
- Purvis, A., Jones, K.E. & Mace, G.M. (2000). Extinction. *BioEssays*, **22**: 1123-1133.
- Rezende, N., Figueiredo, M. S. L., Grelle, C. E. V. (2011). Características determinantes do risco de extinção global de mamíferos. *Oecol. Aust.*, **15**, 275-290.

- Semper-Pascual, A., Macchi, L., Sabatini, F. M., Decarre, J., Baumann, M., Blendinger, P. G., Gómez-Valencia, B., Mastrangelo, M. E., & Kuemmerle, T. (2018). Mapping extinction debt highlights conservation opportunities for birds and mammals in the South American Chaco. *J. Appl. Ecol.*, 55, 1218–1229.
- Smith, R.J. & Jungers, W.L. (1997). Body mass in comparative primatology. *J. Hum Evol.*, 32, 523-59.
- Speakman, J. R. (2005). Body size, energy metabolism and lifespan. *J. Exp. Biol.*, 208, 1717–1730.
- Wilkie, D. S., Bennett, E. L., Peres, C. A., Cunningham, A. A. (2011). The empty forest revisited. *An. NY. Ac. Sci.*, 1223, 120–128.

3.10 Supplementary Material 5. Landscape attributes.

Table of Supplementary Material 5. Descriptions of the landscape characteristics used to characterize the threat context (a combination of landscape characteristics obtained within the species' range and their life history attributes) for the threat categories of Brazilian Primates.

Variables/ Landscape characteristics	Description	Justification for variable choice
Habitat availability	Based on the raster layer that indicates the presence or absence of habitats in 2018 (forest, savannah with more than 5 m of height and mangrove), generated from the original land use and land cover map, of 30 m spatial resolution (Souza <i>et al.</i> , 2020). We calculated the proportion of each habitat type in squares (100 x 100 km) within the distribution area of each species (Supplementary Material 3).	The abundance of a species increases with the total amount of habitat in the landscape, independently of habitat fragment size, as observed by Martensen <i>et al.</i> (2012), Melo <i>et al.</i> (2017), Gardiner <i>et al.</i> (2018). When comparing the proportion of habitat available between threat categories, it is expected that categories of increased risk will have lower habitat availability in their distribution areas.
Proportion of squares with less than 30% habitat	Based on the habitat availability layer (see above). We calculated the proportion of squares with less than 30% of habitat by dividing the number of squares with less than 30% of habitat by the total number of squares within the species distribution.	It is estimated that in landscapes with at least 30% of available habitat, the effects of fragmentation only occur from habitat loss (Andrén, 1994). In addition to this threshold, the effects of habitat fragmentation, such as a reduction in size and increase in patch isolation, will complement the effects of habitat loss (Andrén, 1994). Landscapes with less than 30% of habitat cover are beyond the extinction threshold (Pardini <i>et al.</i> , 2010; Martensen <i>et al.</i> , 2012; Estavillo, Pardini & Rocha, 2013; Arroyo-Rodríguez <i>et al.</i> , 2020; 2021), with an abrupt reduction in forest habitat specialist species, lowered ecological resistance, and a potentially irreversible change in biodiversity (Pardini <i>et al.</i> , 2010; Pardini, Nichols & Püttker, 2017; Martensen <i>et al.</i> , 2012; Estavillo <i>et al.</i> , 2013). Species whose distribution have a high proportion of areas below this threshold are exposed to a critical context of vulnerability due to the fragmentation of their habitats.

Habitat loss – 10 years	The original land use and land cover raster layer (30 m spatial resolution) (Souza <i>et al.</i> , 2020) was reclassified in order to obtain the reduced habitat cover from 2007 to 2017. The different classes were generalised into habitat, non-habitat and anthropic. In the subtraction between the 2007 and 2017 layers, the habitat pixels for 2007 that were transformed into anthropic in 2017 were allocated a value of “1” and the remainder were allocated a value of “0”. We calculated the sum of habitat loss pixels in the 100 x 100 km grid squares within the distribution area of the species. This value was converted into a percentage weighted by the area of the grid square. Finally, we obtained an average of these percentages for the whole distribution area of the species.	Although local extinction can occur immediately after habitat loss, a delayed response to habitat transformations frequently occurs in species that are dependent on forest habitats (Semper-Pascual <i>et al.</i> , 2018). Since Brazilian primate generation time varies from five to 20 years, we aim to verify how the threat categories differ in habitat loss over the past 10 years. As such, it is expected that categories composed of species with lower generation times will tend to respond to disturbances more quickly (Metzger <i>et al.</i> , 2009; Sales <i>et al.</i> , 2015; Uezu & Metzger, 2016; Semper-Pascual <i>et al.</i> , 2018). However, this will also depend on disturbance intensity and species characteristics (Uezu & Metzger, 2016).
Habitat loss - 30 years	Calculated as the 10-year variable, except between 1987 and 2017.	Similar justification to the 10-year variable, but here we aim to verify how the threat categories differ in habitat loss over the past 30 years.
Indigenous lands	The proportion of indigenous lands in the distribution area of a species. Indigenous land cover was obtained from the Fundação Nacional do Índio (FUNAI) site, corresponding to the year 2017 (http://www.funai.gov.br/index.php/shape). We obtained the average percentage of existing indigenous land in the grid squares comprising the distribution area of each species, through the overlay of Amazonian indigenous lands with the primates’ range in this region.	Although indigenous lands contribute greatly to biodiversity conservation (Francesconi <i>et al.</i> , 2018), the hunting activity has taken primates with a large overlap with these indigenous lands to a threat level (Peres, 2000; De Thoisy, Richard-Hansen & Peres, 2009; Constantino, 2015; Antunes <i>et al.</i> , 2019). Some authors point out that this scenario also occurred due to commercial hunting (Duffy <i>et al.</i> , 2015, Antunes <i>et al.</i> , 2016; Bragagnolo <i>et al.</i> , 2019), intensified in the early 20th century due to the end of the rubber cycle (Antunes <i>et al.</i> , 2016). Currently, this scenario is aggravated by illegal logging and mining within indigenous lands (Constantino, 2015; Tollefson, 2021). Therefore, this threatening scenario can be explained by the overexploitation of primate populations for both commercial and subsistence hunting (Valsecchi & Amaral 2010), and there is a preference

Highways	<p>The proportion of highway cover in the distribution area of a species. This layer included federal, state and regional highways, paved and unpaved, obtained from the Ministério do Meio Ambiente website, corresponding to the National Plan for Logistics and Transport for the year 2008 (http://mapas.mma.gov.br/geonetwork/srv/br/metadata.show?id=1109). We calculated the area of highway cover using the 2 km buffer tool with the aim of locating roads and estimating the immediate surrounding area. Through the overlapping of the 2 km buffer file with primate distribution areas, we obtained the average percentage of existing highways in the squares that composed the distribution area of a species.</p>	<p>of indigenous people for the consumption of large species, such as <i>Ateles</i> (de Araujo Lima Constantino <i>et al.</i>, 2021). Roads facilitate access to forested areas and are considered to be the principal driver of deforestation, which is greater in areas closer to transport networks (Barber <i>et al.</i>, 2014). The presence of roads is also related to the increase in hunting, not only within protected areas but also in the surrounding areas (Espinosa, Branch & Cueva, 2014). Road impacts on ecosystems take place mainly within 1 km of roads (Ibisch & Selva, 2017; Tisler <i>et al.</i>, 2022), but 39% of the road impacts were also documented within 2 km of the road and 14% extended up to 5 km from the road (Ibisch & Selva, 2017).</p>
Urban areas	<p>Proportion of urban infrastructure cover in the distribution areas of species. The different map classes of land use and cover from 2017 (30 m spatial resolution) were reclassified so that urbanised area pixels were allocated a value of “1”, and the remainder were allocated a value of “0” (Souza <i>et al.</i>, 2020). By overlaying urbanised areas and primate distribution areas, we obtained an average percentage of urban areas in the squares that comprise the distribution areas. The urban areas mapped included urbanised agglomerations and infrastructure, and was not restricted to large urban centres only.</p>	<p>Urban cover throughout the whole Brazilian territory encompasses an urbanisation gradient which extends from the large populated urban centres to rural areas with relatively well-preserved forests (Carvalho, De Marco & Ferreira, 2009). Some primate species that inhabit urban forest fragments demonstrate tolerance to stress caused by human actions and can benefit from landscape elements such as orchards and bamboo groves, for example (Gordo <i>et al.</i>, 2013; Coelho <i>et al.</i>, 2017). On the other hand, they are exposed to the effects of disordered urban growth and proximity to humans (Gordo <i>et al.</i>, 2013; Coelho <i>et al.</i>, 2017). With the isolation of urban fragments, the probability of recolonization events is reduced, but when it occurs it exposes them to trampling, predation by domestic animals and electrocution (Bicca-Marques, 2017).</p>

Deforestation arc	The proportion of species distribution areas that coincide with the deforestation arc polygon. This deforestation arc polygon was developed by IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), corresponding to the year 2018.	The deforestation arc comprises the transition region between the Amazon and the Cerrado, where the highest rates of deforestation in the Amazon are found (INPE, 2016). This territory extends from the West of Maranhão and Southern Pará in a westerly direction, across Mato Grosso do Sul, Rondônia and Acre (Fearnside, 2017). Due to the advance of the agricultural frontier in the Brazilian Amazon, as well as the numerous illegal deforestation fronts, mining and road construction, the region of the deforestation arc has expanded (Fearnside, 2017; Ferrante, 2020), threatening several primate species (ICMBio, 2015). The assessment sheets on the conservation status of Brazilian fauna note that this region represents a risk factor for the persistence of populations (ICMBio, 2015).
-------------------	--	---

References

- Andrén, H. (1994). Effects of habitats fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, **71**, 355-366.
- Antunes, A. P., Fewster, R. M., Venticinque, E. M., Peres, C. A., Levi, T., Rohe, F., Shepard, G. H., Jr. (2016). Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. *Sci. Adv.*, **2**, e1600936.
- Antunes, A. P., Rebêlo, G. H., Pezzuti, J. C. B., Vieira, M. A. R. d. M., Constantino, P. d. A. L., Campos-Silva, J. V., Fonseca, R., Durigan, C. C., Ramos, R. M., Amaral, J. V. d., Camps Pimenta, N., Ranzi, T. J. D., Lima, N. A. S. & Shepard, G. H. (2019). A conspiracy of silence: subsistence hunting rights in the Brazilian Amazon. *Land Use Pol.*, **84**, 1-11.
- Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Tabarelli, M., Watling, J.I., Tischendorf, L., Benchimol, M., Cazetta, E., Faria, D., Leal, I.R., Melo, F.P.L., et al. (2020). Designing Optimal Human-Modified Landscapes for Forest Biodiversity Conservation. *Ecol. Lett.*, **23**, 1404–1420.

- Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Watling, J., Nowakowski, J., Tabarelli, M., Tischendorf, L., Melo, F., Santos, B., Benchimol, M., Morante-Filho, J.C., Slik, F., Vieira, I. & Tschardtke, T. (2021). Preserving 40% forest cover is a valuable and well-supported conservation guideline: reply to Banks-Leite et al. *Ecol. Lett.*, Technical Comment.
- Barber, C., Cochrane, M., Souza, C. Jr., & Laurance, W. (2014). Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biol. Conserv.*, **177**, 203–209.
- Bicca-Marques, J. C. (2017). Urbanization (and primate conservation). In: A. Fuentes, M. Bezanson, C. J. Campbell, A. F. Di Fiore, S. Elton, A. Estrada, & J. Yamagiwa (Eds.). *The International encyclopedia of primatology* (pp. 1-5). New York, NY: Willey-Blackwell.
- Bragagnolo C., Gama, G.M., Vieira, F.A., Campos-Silva, J.V., Bernard, E., Malhado, A.C.M., Correia, R.A., Jepson, P., de Carvalho, S.H.C., Efe, M.A. & Ladle, R.J. (2019). Hunting in Brazil: What are the options? *Perspect. Ecol. Conserv.*, **17**, 71–79.
- Carvalho, F. M. V., De Marco P. & Ferreira L. G. (2009). The Cerrado into-pieces: habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biol. Conserv.*, **142**, 1392–403.
- Coelho, L. F. M., Gordo, M., Subirá, R. J. & Röhe, F. (2017). Análise da estrutura da paisagem, conectividade de habitat e indicação de áreas prioritárias para ações conservacionistas para *Saguinus bicolor*. In: Plano de Ação Nacional para a Conservação do Sauim-de-Coleira, L. Jerusalinsky, R. B. Azevedo and M. Gordo (eds.), *Série Espécies Ameaçadas* (29), pp.157–176. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), Ministério de Meio Ambiente (MMA), Brazil.
- Constantino, P. A. L. (2015). Dynamics of hunting territories and prey distribution in Amazonian Indigenous Lands. *Appl. Geogr.*, **56**, 222–231.
- De Araujo Lima Constantino, P., Valente-Neto, F., Nunes, A.V. & Campos-Silva, J.V. (2021). Culture still matters: conservation implications of hunting by ethnolinguistic groups in Southwestern Amazonia after centuries of contact. *Biodivers. Conserv.*, **30**, 445–460.
- De Thoisy, B., Richard-Hansen, C., & Peres, C. A. (2009). Impacts of subsistence game hunting on Amazonian primates. In P. A. Garber, A. Estrada, J.C. Bicca-Marques, E.W. Heymann, K.B. Strier et al (eds.). *South American primates: Comparative perspectives in the study of behavior* (pp. 389–412). New York: Springer Science+Business Media.
- Duffy, R., St John, F.A., Büscher, B. & Brockington, D. (2016). Toward a new understanding of the links between poverty and illegal wildlife hunting. *Conserv Biol.*, **30**, 14-22.

- Espinosa, S., Branch, L. C., Cueva, R. (2014). Road development and the geography of hunting by an amazonian indigenous group: Consequences for wildlife conservation. *PLoS One*, **9**, e114916.
- Estavillo, C., Pardini, R. & Rocha, P.L.B. (2013). Forest loss and the biodiversity threshold: an evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats, *PloS One*, **8**, e82369.
- Fearnside, P. (2017). Deforestation of the Brazilian Amazon. Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science. Available at: <https://oxfordre.com/environmentalscience/view/10.1093/acrefore/9780199389414.001.0001/acrefore-9780199389414-e-102>.
- Francesconi, W., Bax, V., Blundo-Canto, G., Willcock, S., Cuadros, S., Vanegas, M., Quintero, M. & Torres-Vitolas, C.A. (2018). Hunters and hunting across indigenous and colonist communities at the forest-agriculture interface: an ethnozoological study from the Peruvian Amazon. *J Ethnobiol. Ethnomed.*, **14**, 54.
- Gardiner, R., Bain, G., Hamer, R., Jones, M.E., Johnson, C.N. (2018). Habitat amount and quality, not patch size, determine persistence of a woodland-dependent mammal in an agricultural landscape. *Landsc. Ecol.*, **33**, 1837–1849.
- Gordo, M., Calleia, F. O., Vasconcelos, S. A., Leite, J. J. F., Ferrari, S. F. (2013). The challenges of survival in a concrete jungle: conservation of the pied tamarin (*Saguinus bicolor*) in the urban landscape of Manaus, Brazil. In: Marsh L. K., Chapman CA, editors. Primates in fragments: complexity and resilience, developments in primatology: progress and prospects. New York (NY): Springer Science + Business Media. p. 357–370.
- Ibisch, P. L. & Selva, N. (2017). Global roadless areas – response. *Science*, **355**:1382.
- INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). (2015). Projeto TerraClass Cerrado—Mapeamento do Uso e Cobertura Vegetal do Cerrado. Available at: <http://www.dpi.INPE.br/tccerrado/>
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. (2015). Fichas da avaliação do status de conservação da fauna brasileira. Available at: <https://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/estado-de-conservacao/2792-mamiferos-primatas>. Accessed February 4, 2019.
- Martensen, A.C., Ribeiro, M.C., Banks-Leite, C., Prado, P.I. & Metzger, J.P. (2012). Associations of forest cover, fragment area and connectivity with Neotropical understory bird species richness and abundance. *Conserv. Biol.*, **26**, 1100– 1111.

- Melo, G.L., Sponchiado, J., Cáceres, N.C., & Fahrig, L. (2017). Testing the habitat amount hypothesis for South American small mammals. *Biol. Conserv.*, **209**, 304–314.
- Metzger, J. P., Martensen, A. C., Dixo, M., Bernacci, L. C., Ribeiro, M. C., Teixeira, A. M. G., Pardini, R. (2009). Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic Forest region. *Biol. Conserv.*, **142**, 1166–1177.
- Pardini, R., Arruda Bueno, A., Gardner, T.A., Prado, P.I., Metzger, J.P. (2010). Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PloS One*, **5**, e13666.
- Pardini, R., Nichols E. & Püttker T. (2017). Biodiversity response to habitat loss and fragmentation. Reference Module In Earth Systems And Environmental Sciences. *Encyclopedia of the Anthropocene*, **3**, 229-239.
- Peres, C. A. (2000). Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conserv. Biol.*, **14**, 240–253.
- Sales, L. P., Hayward, M. W., Zambaldi, L., Passamani, M., de Melo, F. R., & Loyola, R. (2015). Time- lags in primate occupancy: A study case using dynamic models. *Nat. Conserv.*, **13**, 139–144.
- Semper-Pascual, A., Macchi, L., Sabatini, F. M., Decarre, J., Baumann, M., Blendinger, P. G., Gómez-Valencia, B., Mastrangelo, M. E., & Kuemmerle, T. (2018). Mapping extinction debt highlights conservation opportunities for birds and mammals in the South American Chaco. *J. Appl. Ecol.*, **55**, 1218–1229.
- Souza, C.M., Jr., Z. Shimbo, J., Rosa, M.R., Parente, L.L., A. Alencar, A.; Rudorff, B.F.T., Hasenack, H., Matsumoto, M., G. Ferreira, L., 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., Neto, L.C.F., 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**, 2735.
- Tisler, T. R., Teixeira, F. Z. & Nóbrega, R. A.A. (2022). Conservation opportunities and challenges in Brazil’s roadless and railroad-less areas. *Sci. Adv.*, **8**, eabi5548.
- Tollefson, J. (2021). Illegal mining in the Amazon hits record high amid Indigenous protests. *Nature*, **598**, 15-16.
- Uezu, A. & Metzger, J.P. (2016). Forest fragmentation: Restoration opportunity and urgency. *PloS One*, **11**, e0147909.

Valsecchi, J. & Amaral, P.V. (2010). Perfil da caça e dos caçadores na reserva de desenvolvimento sustentável Amanã, Amazonas – Brasil. *Sci Mag Uakari*, **5**, 33–48.

3.11 Supplementary Material 6. Species category and biomes.

Table of Supplementary Material 6. Summary table showing how many species in each category occur in each biome. The categories are abbreviated as follows: CR: Critically Endangered; EN: Endangered; VU: Vulnerable; NT: Near Threatened; NE: Not Evaluated; LC: Least Concern; DD: Data Deficient. The species in the Not Evaluated category were not included in the analysis. Due to our classification methodology, we do not have any species considered to occur in the Pampa Biome.

Categories	Amazon	Caatinga	Cerrado	Atlantic Forest	Pantanal	Total
CR	3	1		2		6
DD	10				1	11
EN	3	2		10		15
LC	72	1	1	2		76
NE					1	1
NT	8		2	3		13
VU	10		1	3		14
Total	106	4	4	20	2	136

3.12 Supplementary Material 7. Results using the landscape attribute matrix.

1. PERMANOVA – Results of pairwise comparisons between the Atlantic Forest threat categories based on Landscape attributes.

Pairwise test	t	P	Unique permutations
VU x LC	0.38493	0.8266	10
VU x NT	0.6066	0.6467	10
VU x EN	0.4046	0.8968	286
VU x CR	0.89083	0.4454	10
LC x NT	1.1548	0.324	10
LC x EN	0.45576	0.8469	66
LC x CR	1.6667	0.2038	3
NT x EN	0.32895	0.9578	286
NT x CR	1.0289	0.4044	10
EN x CR	0.68492	0.6388	66

2. PERMANOVA - Results of pairwise comparisons between the Caatinga threat categories based on Landscape attributes.

Pairwise test	t	P(MC)	Unique permutations
LC x EN	1.0048	0.6713	3
LC x CR	No test		
EN x CR	1.8907	0.3277	3

3. PERMANOVA - Results of pairwise comparisons between the Cerrado threat categories based on Landscape attributes.

Pairwise test	t	P(MC)	Unique permutations
VU x LC	No test		
VU x NT	1.2669	0.6697	3
LC x NT	1.4263	0.6643	3

4. PERMANOVA - Results of pairwise comparisons between the binary categories based on Landscape attributes of the four biomes.

Pairwise test	Pseudo-F	P(perm)	Unique permutations
Biome	19.585	0.0001	9937
Risk x Not at risk (Biome)	2.7265	0.0009	9923

5. PERMANOVA - Results of pairwise comparisons between the Amazon binary categories based on Landscape attributes.

Pairwise test	t	P(perm)	Unique permutations
Risk x Not at risk	3.2926	0.0004	9951

6. SIMPER Analysis – Landscape attributes

Below we present the SIMPER Analysis results with landscape data within specific categories. The Euclidian distances obtained for the set of landscape attributes inform the variation of the attributes within each category. The percentage contribution is how much each attribute contributes to characterize each category.

- 6.1 Results of the SIMPER (Similarity Percentage) analysis detailing the landscape attributes of Critically Endangered (CR) Amazonian primates that most contributed to characterizing the threat category and those that present the greatest variation within the category. Euclidian distance = 18.26.

Landscape attributes	Average value	Contribution (%)
Urb	3.42	39.03
Habitat loss – 10 years	2.43	25.29
Habitat loss – 30 years	1.94	22.82
Deforestation arc	0.347	6.07
Habitat availability	-2.13	4.30
Roads	2.99	1.61
Habitat fragmentation	1.93	0.79

- 6.2 Results of the SIMPER (Similarity Percentage) analysis detailing the landscape attributes of Endangered (EN) Amazonian primates that most contributed to characterizing the threat category and those that present the greatest variation within the category. Euclidian distance = 8.26

Landscape attributes	Average value	Contribution (%)
Indigenous land	1.38	55.98
Deforestation Arc	0.373	14.30
Habitat loss – 10 years	-0.219	10.42
Habitat loss – 30 years	0.0284	9.00
Habitat fragmentation	-0.127	4.23
Habitat availability	0.165	3.02
Roads	-0.15	2.94
Urb	-0.369	0.10

6.3 Results of the SIMPER (Similarity Percentage) analysis detailing the landscape attributes of Vulnerable (VU) Amazonian primates that most contributed to characterizing the threat category and those that present the greatest variation within the category. Euclidian distance = 18.10.

Landscape attributes	Average value	Contribution (%)
Roads	0.436	17.70
Habitat fragmentation	0.924	16.21
Urban	0.608	13.58
Habitat availability	-0.88	12.32
Indigenous land	0.24	12.29
Habitat loss – 30 years	0.877	11.34
Habitat loss – 10 years	0.78	10.53
Deforestation arc	0.254	6.04

6.4 Results of the SIMPER (Similarity Percentage) analysis detailing the landscape attributes of Near Threatened (NT) Amazonian primates that most contributed to characterizing the threat category and those that present the greatest variation within the category. Euclidian distance = 6.47.

Landscape attributes	Average value	Contribution (%)
Habitat fragmentation	0.802	22.37
Deforestation Arc	0.591	16.98
Habitat loss – 30 years	0.675	15.19
Urb	0.192	11.29
Habitat loss – 10 years	0.482	10.79
Habitat availability	-0.751	9.99
Roads	0.309	8.71
Indigenous land	0.023	4.67

6.5 Results of the SIMPER (Similarity Percentage) analysis detailing the landscape attributes of Least Concern (LC) Amazonian primates that most contributed to characterizing the threat category and those that present the greatest variation within the category. Euclidian distance = 4.03.

Landscape attributes	Average value	Contribution (%)
Deforestation Arc	-0.131	17.70
Indigenous land	-0.0522	16.21
Habitat availability	0.287	12.76
Habitat loss – 30 years	-0.279	11.05
Habitat loss – 10 years	-0.254	11.02
Roads	-0.213	9.93

Habitat fragmentation	-0.292	9.26
Urban	-0.233	3.51

7. Pairwise Comparison of threat categories of Brazilian primates with respect to their range landscape attributes, from SIMPER (Similarity Percentage) analysis. The Euclidian distances (i.e., average squared distances) obtained for the set of landscape attributes inform the attributes variation between threat categories. The percentage contribution indicates how much each attribute contributes to differentiate the threat categories.

7.1. LC x CR

Euclidian distance = 63.74

Landscape attributes	Group LC	Group CR	Contribution (%)
	Average value	Average value	
Urb	-0.233	3.42	28.64
Roads	-0.213	2.99	16.98
Habitat loss – 10 years	-0.254	2.43	16.83
Habitat loss – 30 years	-0.279	1.94	12.76
Habitat availability	0.287	-2.13	10.76
Habitat fragmentation	-0.292	1.93	8.45

7.2. NT x CR

Euclidian distance = 45.08

Landscape attributes	Group NT	Group CR	Contribution (%)
	Average value	Average value	
Urb	0.192	3.42	35.10
Roads	0.309	2.99	17.42
Habitat loss – 10 years	0.482	2.43	16.62
Habitat loss – 30 years	0.675	1.94	11.61
Habitat availability	-0.751	-2.13	6.61
Habitat loss – 10 years	0.802	1.93	5.82

7.3 EN x CR

Euclidian distance = 67.69

Landscape attributes	Group EN	Group CR	Contribution (%)
	Average value	Average value	
Urb	-0.369	3.42	28.26
Habitat loss – 10 years	-0.219	2.43	15.78

Roads	-0.15	2.99	15.06
Indigenous land	1.38	-0.994	12.92
Habitat loss- 30 years	0.0284	1.94	10.23
Habitat availability	0.165	-2.13	8.78

7.4 VU x LC

Euclidian distance = 26.87

Landscape attributes	Group VU	Group LC	Contribution (%)
	Average value	Average value	
Habitat fragmentation	0.924	-0.292	16.69
Habitat availability	-0.88	0.287	14.42
Roads	0.436	-0.213	13.76
Habitat loss – 30 years	0.877	-0.279	13.48
Habitat loss – 10 years	0.78	-0.254	11.99
Urb	0.608	-0.233	11.39
Indigenous land	0.24	0.0522	10.57

7.5 VU x NT

Euclidian distance = 22.46

Landscape attributes	Group VU	Group NT	Contribution (%)
	Average value	Average value	
Habitat fragmentation	0.924	0.802	17.46
Roads	0.436	0.309	15.10
Urb	0.608	0.192	13.47
Habitat loss – 30 years	0.877	0.675	12.23
Habitat availability	-0.88	-0.751	11.52
Habitat loss – 10 years	0.78	0.482	10.75
Indigenous land	0.24	0.023	10.30

7.6 LC x NT

Euclidian distance = 14.34

Landscape attributes	Group LC	Group NT	Contribution (%)
	Average value	Average value	
Habitat fragmentation	-0.292	0.802	19.75
Deforestation Arc	-0.131	0.591	16.86
Habitat loss – 30 years	-0.279	0.675	15.40

Habitat availability	0.287	-0.751	15.00
Habitat loss – 10 years	-0.254	0.482	11.09
Roads	-0.213	0.309	8.09
Indigenous land	-0.522	0.023	7.12

7.7 VU x EN

Euclidian distance = 28.33

Landscape attributes	Group VU	Group EN	Contribution (%)
	Average value	Average value	
Indigenous land	-0.292	0.802	22.56
Habitat fragmentation	0.924	-0.127	14.04
Roads	0.436	-0.15	11.96
Habitat loss – 10 years	0.78	-0.219	11.61
Habitat availability	-0.88	0.165	11.52
Urb	0.608	-0.369	11.20
Habitat loss – 30 years	0.877	0.0284	10.81

7.8 LC x EN

Euclidian distance = 11.96

Landscape attributes	Group LC	Group EN	Contribution (%)
	Average value	Average value	
Indigenous land	-0.0522	1.38	49.31
Deforestation arc	-0.131	0.373	16.55
Habitat loss – 30 years	-0.254	0.0284	8.61
Habitat loss – 10 years	-0.254	-0.219	8.47
Habitat availability	0.287	0.165	5.76
Habitat fragmentation	-0.292	-0.127	5.25

7.9 NT x EN

Euclidian distance = 16.20

Landscape attributes	Group NT	Group EN	Contribution (%)
	Average value	Average value	
Indigenous land	0.023	1.38	32.09
Habitat fragmentation	0.802	-0.127	14.58
Deforestation arc	0.591	0.373	11.08
Habitat loss – 30 years	0.675	0.0284	10.94

Habitat loss – 10 years	0.482	-0.219	10.34
Habitat availability	-0.751	0.165	9.70
Urb	0.192	-0.369	5.92

7.10 VU x CR

Euclidian distance = 50.83

Landscape attributes	Group VU	Group CR	Contribution (%)
	Average value	Average value	
Urb	0.608	3.42	29.28
Roads	0.436	2.99	18.85
Habitat loss – 30 years	0.78	2.43	14.80
Habitat loss – 10 years	0.877	1.94	11.32
Habitat availability	-0.88	-2.13	8.04
Habitat fragmentation	0.924	1.93	7.36
Indigenous land	0.24	-0.994	6.96

3.13 Supplementary Material 8. Results using life history' attributes matrix.

1. PERMANOVA - Results of pairwise comparisons between the Atlantic Forest threat categories based on Life history attributes.

Pairwise test	t	P	Unique permutations
VU x LC	1.0503	0.3758	7
VU x NT	0.97913	0.4072	7
VU x EN	0.78684	0.5232	286
VU x CR	1.9865	0.1308	10
LC x NT	1.2544	0.2882	7
LC x EN	0.62232	0.6102	66
LC x CR	3.1155	0.0785	3
NT x EN	0.54342	0.6779	231
NT x CR	1.954	0.1079	7
EN x CR	2.0557	0.0615	66

2. PERMANOVA - Results of pairwise comparisons between the Caatinga threat categories based on Life history attributes.

Pairwise test	t	P(MC)	Unique permutations
LC x EN	2.1904	0.2114	3
LC x CR	No test		
EN x CR	1.664	0.3342	3

3. PERMANOVA - Results of pairwise comparisons between the Cerrado threat categories based on Life history attributes.

Pairwise test	t	P(MC)	Unique permutations
VU x NT	0.9484	0.5154	3
VU x LC	No test		
NT x LC	1.1624	0.4549	3

4. Results of pairwise comparisons between the binary categories based on Life history attributes of the four biomes.

Pairwise test	Pseudo-F	P(perm)	Unique permutations
Biome	1.7816	0.1349	9936
Risk x Not at risk (Biome)	6.143	0.0002	9948

5. PERMANOVA - Results of pairwise comparisons between the Amazon binary categories based on Life history attributes.

Pairwise test	t	P(perm)	Unique permutations
Risk x Not at risk	5.1205	0.0001	9954

6. SIMPER Analysis – Life history attributes

Below we present the SIMPER Analysis results with life history data within specific categories. The Euclidian distances (i.e., average squared distances) obtained for the set of life history attributes inform the variation of the attributes within each category. The percentage contribution is how much each attribute contributes to characterize each category.

- 6.1. Results of the SIMPER (Similarity Percentage) analysis detailing the life history attributes of Critically Endangered (CR) Amazonian primates that most contributed to characterizing the threat category and those that present the greatest variation within the category. Euclidian distance = 2.92.

Life history attributes	Average value	Contribution (%)
Generation time	0.641	87.30
Body mass	0.0427	11.84
Gestation length	-0.0685	0.86

- 6.2. Results of the SIMPER (Similarity Percentage) analysis detailing the life history attributes of Endangered (EN) Amazonian primates that most contributed to characterizing the threat category and those that present the greatest variation within the category. Euclidian distance = 4.78.

Life history attributes	Average value	Contribution (%)
Body mass	2.12	37.87
Gestation length	2.23	32.30
Generation time	0.707	29.83

- 6.3. Results of the SIMPER (Similarity Percentage) analysis detailing the life history attributes of Vulnerable (VU) Amazonian primates that most contributed to characterizing the threat category and those that present the greatest variation within the category. Euclidian distance = 5.46.

Life history attributes	Average value	Contribution (%)
Gestation length	1.23	40.11
Body mass	1.19	35.18
Generation time	0.639	24.71

6.4. Results of the SIMPER (Similarity Percentage) analysis detailing the life history attributes of Near Threatened (NT) Amazonian primates that most contributed to characterizing the threat category and those that present the greatest variation within the category. Euclidian distance = 1.72.

Life history attributes	Average value	Contribution (%)
Body mass	-0.205	42.02
Generation time	-0.285	29.69
Gestation length	-0.232	28.30

6.5. Results of the SIMPER (Similarity Percentage) analysis detailing the life history attributes of Least Concern (LC) Amazonian primates that most contributed to characterizing the threat category and those that present the greatest variation within the category. Euclidian distance = 1.88.

Life history attributes	Average value	Contribution (%)
Generation time	-0.113	47.13
Body mass	-0.233	27.27
Gestation length	-0.236	25.59

7. Pairwise Comparison of threat categories of Brazilian primates with respect to life history attributes, from SIMPER (Similarity Percentage) analysis. The Euclidian distances (i.e., average squared distances) obtained for the set of landscape attributes inform the attributes variation between threat categories. The percentage contribution is how much each attribute contributes to differentiate the threat categories.

7.1. VU x CR

Euclidian distance = 9.87

Life history attributes	Group VU	Group CR	Contribution (%)
	Average value	Average value	
Gestation Length	1.23	-0.0685	37.27
Body mass	1.19	-0.0427	33.21
Generation time	0.639	0.641	29.52

7.2. NT x CR

Euclidian distance = 4.40

Life history attributes	Group NT	Group LC	Contribution (%)
	Average value	Average value	
Generation time	-0.285	0.641	68.31

Body mass	-0.205	0.0427	21.02
Gestation Length	-0.232	-0.0685	10.67

7.3. LC x CR

Euclidian distance = 4.48

	Group LC	Group CR	
Life history attributes	Average value	Average value	Contribution (%)
Generation time	-0.113	0.641	70.24
Body mass	-0.233	0.0427	18.15
Gestation Length	-0.236	-0.0685	11.60

7.4. EN x CR

Euclidian distance = 14.75

	Group VU	Group CR	
Life history attributes	Average value	Average value	Contribution (%)
Gestation Length	2.23	-0.0685	42.98
Body mass	2.12	-0.0427	39.01
Generation time	0.707	0.641	18.02

7.5. VU x NT

Euclidian distance = 11.36

	Group VU	Group NT	
Life history attributes	Average value	Average value	Contribution (%)
Gestation Length	1.23	-0.232	39.95
Body mass	1.19	0.205	37.93
Generation time	0.639	-0.285	22.11

7.6. VU x LC

Euclidian distance = 11.51

	Group VU	Group LC	
Life history attributes	Average value	Average value	Contribution (%)
Gestation Length	1.23	-0.236	39.95
Body mass	1.19	-0.233	37.02
Generation time	0.639	-0.113	23.04

7.7. NT x LC

Euclidian distance = 3.39

Life history attributes	Group NT	Group LC	Contribution (%)
	Average value	Average value	
Generation time	-0.285	-0.113	39.84
Body mass	-0.205	-0.233	33.60
Gestation Length	-0.232	-0.236	26.56

7.8. VU x EN

Euclidian distance = 9.96

Life history attributes	Group VU	Group EN	Contribution (%)
	Average value	Average value	
Gestation Length	1.23	2.23	40.13
Body mass	1.19	2.12	38.10
Generation time	0.639	0.707	21.77

7.9. NT x EN

Euclidian distance = 17.15

Life history attributes	Group NT	Group EN	Contribution (%)
	Average value	Average value	
Gestation Length	-0.232	2.23	43.88
Body mass	-0.205	2.12	42.23
Generation time	-0.285	0.707	13.89

7.10. LC x EN

Euclidian distance = 17.34

Life history attributes	Group LC	Group EN	Contribution (%)
	Average value	Average value	
Gestation Length	-0.236	2.23	43.79
Body mass	-0.233	2.12	41.80
Generation time	-0.113	0.707	14.41

3.14 Supplementary Material 9. Landscape characteristics of Brazilian primates and biomes.

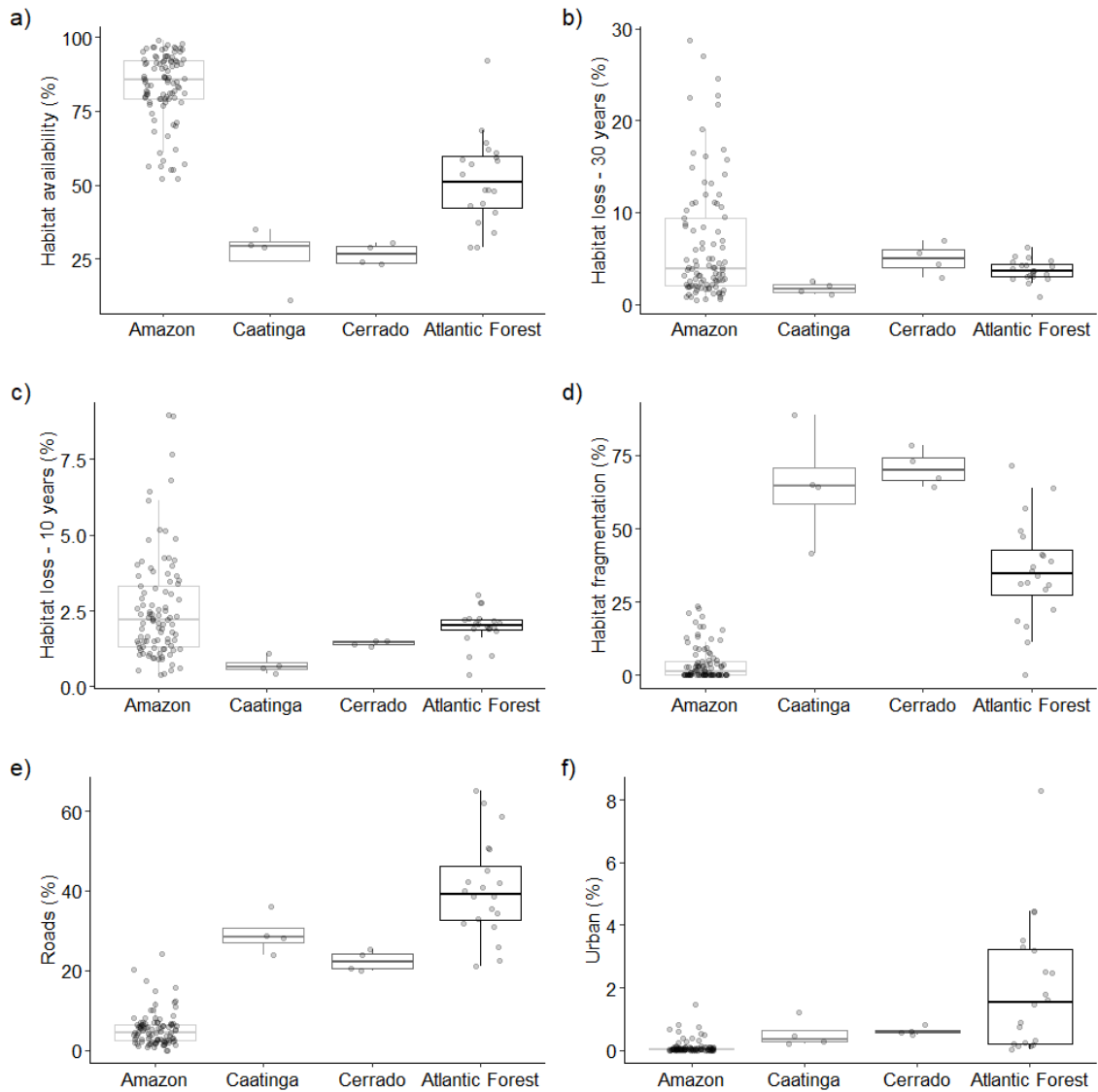


Figure of Supplementary Material 9. Landscape (i.e., species range) characteristics of Brazilian primates grouped according to the biome where species occur (Amazon, Caatinga, Cerrado and Atlantic Forest). Average proportion of habitat availability (a), habitat loss in the last 30 years (b), habitat loss in the last 10 years (c), areas with less than 30% habitat cover (d), roads (e) and amount of urbanized area (f). The thick middle line and box represent the median and first to third quartiles, respectively, and lines extend to the furthest data point that is no more than 1.5 times the interquartile range away from the median; dots represent data points.

3.15 Supplementary Material 10. Threat level of Brazilian primates and biomes.

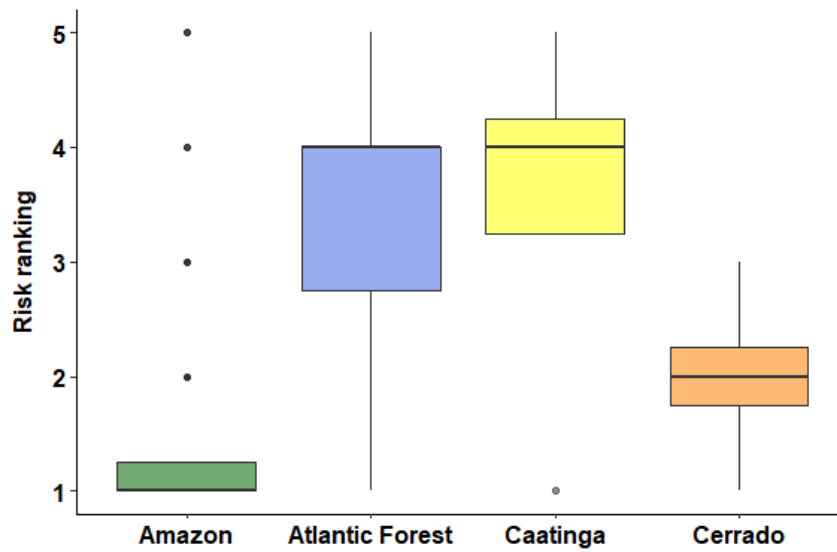


Figure of Supplementary Material 10. Differences in threat level of Brazilian primates between biomes, using value ranking of threat categories (Critically Endangered = 5, Endangered = 4, Vulnerable = 3, Near Threatened = 2, Least Concern = 1).

3.16 Supplementary Material 11. Threat weights of the Brazilian primates' threat categories between biomes

Table of Supplementary Material 11. Comparison of threat weights of the Brazilian primates' threat categories (from LC = 1 to CR = 5) between biomes Amazon, Caatinga, Cerrado and Atlantic Forest based on Dunn's multi-comparison test.

Comparison	Z	Significant (p < 0.05)
Amazon x Caatinga	2.3113	No
Amazon x Cerrado	1.2072	No
Amazon x Atlantic Forest	5.1297	Yes
Caatinga x Cerrado	0.7968	No
Caatinga x Atlantic Forest	0.1486	No
Cerrado x Atlantic Forest	1.1773	No

3.17 Supplementary Material 12. Life history and landscape attributes of Amazonian primates and threat category

Table of Supplementary Material 12. Results of the SIMPER (Similarity Percentage) analysis detailing the life history and landscape attributes of Amazonian primates that most contributed to characterizing each threat category and those that present the greatest variation within each category. C: label for attributes that characterize the category (values found among the species are homogeneous in the category). H: label for attributes that show heterogeneity among species within each category. The "+" and "-" signs indicate whether high or low values, respectively, were observed for that characteristic in the threat category. The Euclidian distances (ED) relates to the square root of the average square distances between components of the normalised data, i.e., differences in the characterization of the species that make up the threat category.

Threat categories	ED	Landscape characteristics							
		<i>Habitat loss – 30 years</i>	<i>Habitat loss – 10 years</i>	<i>Defore station arc</i>	<i>Habitat fragment ation</i>	<i>Urban areas</i>	<i>Roads</i>	<i>Habitat availability</i>	<i>Indigenous land</i>
Critically Endangered	18.26	H	H		C+	H	C+		C-
Endangered	8.26		H	H		C-	C-	C+	H
Vulnerable	18.10	C+	C+	C+	H	H	H		
Near Threatened	6.47	H		H	H		C+	C-	C+
Least Concern	4.03			H	C-	C-	C-	H	H

Threat categories	ED	Life history attributes		
		<i>Body mass</i>	<i>Generation time</i>	<i>Gestation length</i>
Critically Endangered	2.92	C+	C+	H
Endangered	4.78	C+	C+	C+
Vulnerable	5.46	C+	C+	C+
Near Threatened	1.72	C-	C-	C-
Least Concern	1.88	C-	C-	C-

3.18 Supplementary Material 13. Amazonian primate species, landscape and threat categories

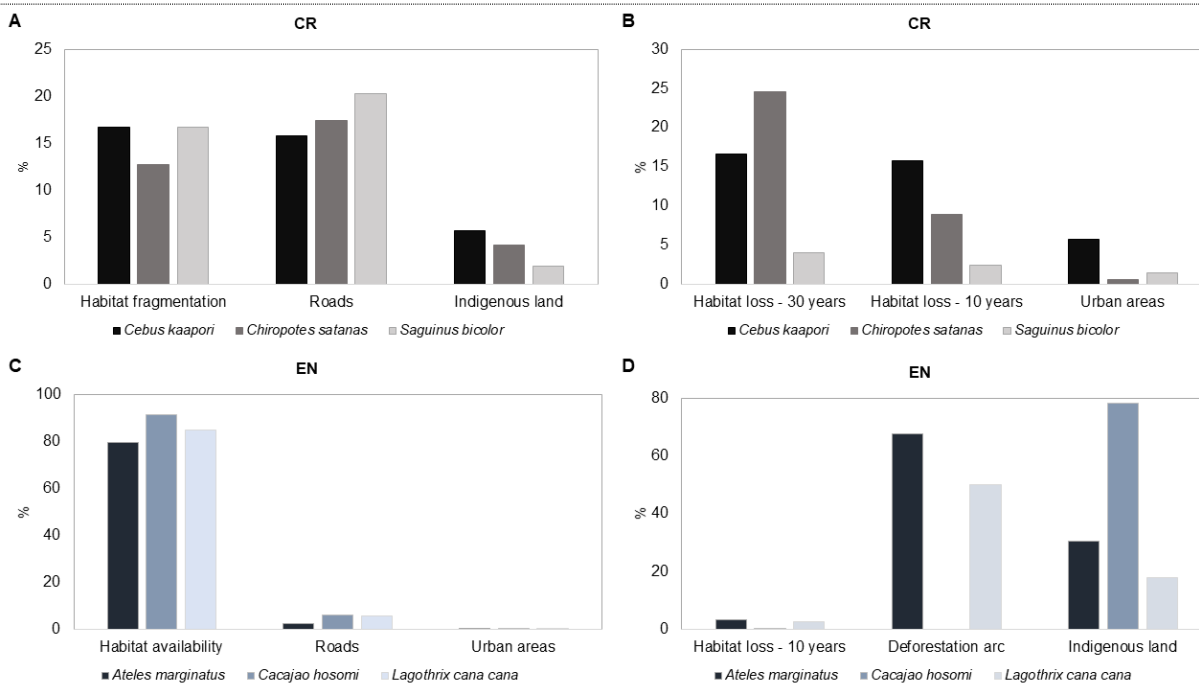


Figure of Supplementary Material 13. Examples of Amazonian primate species that belong to the categories Critically Endangered (CR; A and B) and Endangered (EN; C and D) to illustrate landscape attributes that characterise of their respective categories (A and C), and those that are heterogeneous within the category (B and D), according to a Similarity Percentage Analysis. We show the proportion of landscape characteristics on the y-axis, and landscape characteristics on the x-axis, indicating a colour for each species.

3.19 Supplementary Material 14.

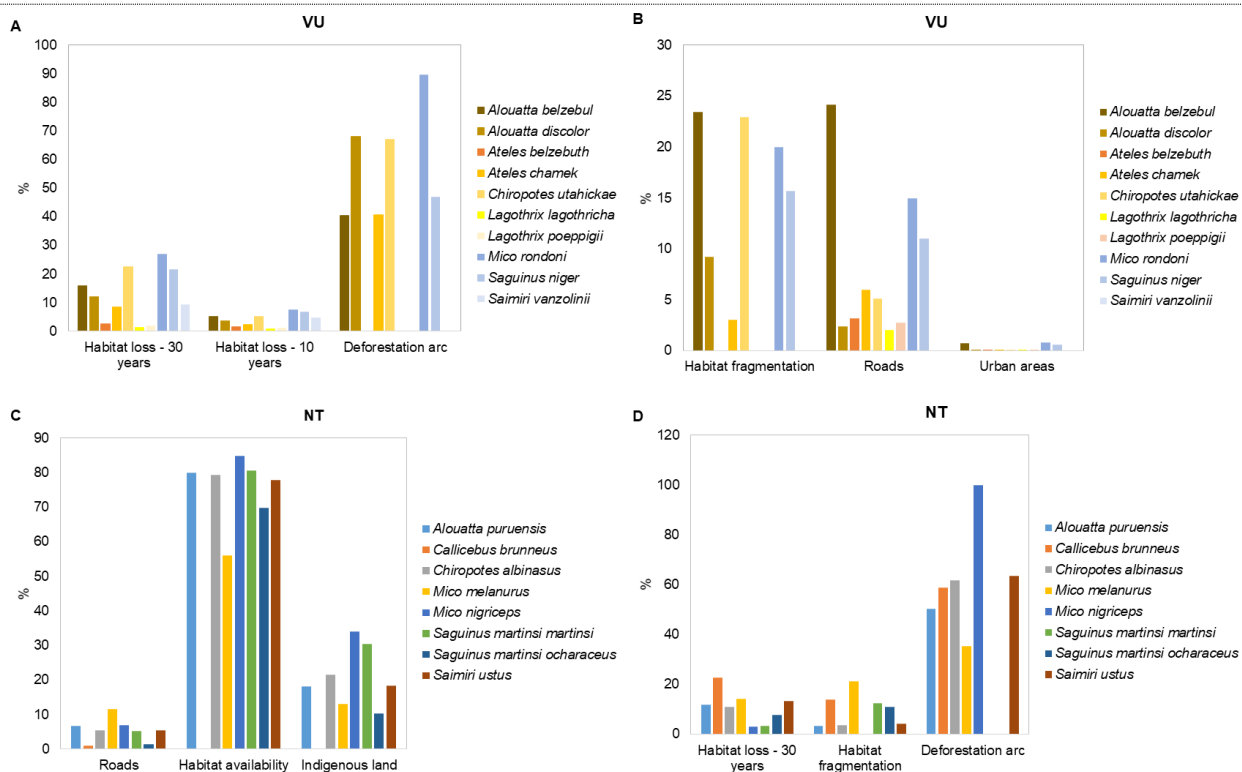


Figure of Supplementary Material 14. Examples of Amazonian primate species that belong to the categories Vulnerable (VU; A and B) and Near Threatened (NT; C and D) to illustrate landscape attributes that characterise of their respective categories (A and C), and those that are heterogeneous within the category (B and D), according to a Similarity Percentage Analysis. We show the proportion of landscape characteristics on the y-axis, and landscape characteristics on the x-axis, indicating a colour for each species.

4 AS CARACTERÍSTICAS DE PAISAGEM REVELAM POR QUE OS PRIMATAS BRASILEIROS AMEAÇADOS DEVEM PERMANECER NA LISTA DOS TOP 25 PRIMATAS MAIS AMEAÇADOS DO PLANETA

4.1 Introdução

A cada dois anos, a lista das 25 espécies de primatas mais ameaçadas do planeta é publicada para colocar esses animais no centro das atenções e direcionar os esforços de conservação (Schwitzer *et al.*, 2019; Acerbi *et al.*, 2020; Reuter *et al.*, 2021). Esta lista é chamada de “Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates”, mas doravante vamos chamá-la de lista Top 25. A inclusão de uma espécie na lista Top 25 significa que: (i) a espécie ou pequenas populações foram descobertas ou redescobertas e precisam ser estudadas, e (ii) ameaças recentes colocam as populações em alto risco de extinção (Mittermeier *et al.*, 2000). Além disso, espécies podem ser removidas da lista de um ano para o outro sem que haja uma melhora em sua situação de risco (Schwitzer *et al.*, 2017; 2019). Justamente porque outro propósito destas publicações é dar destaque a novas espécies que enfrentam perspectivas igualmente graves para a sua sobrevivência (Schäffler *et al.*, 2022). Dados geoespaciais não são usados de forma explícita para identificar ameaças recentes e apoiar a indicação de espécies para a lista, embora caracterizações da cobertura da terra e suas mudanças estejam cada vez mais disponíveis (Sutherland *et al.*, 2004; Li *et al.*, 2016; Ocampo-Peñuela *et al.*, 2016). Logo, nosso estudo busca mostrar a importância da caracterização da paisagem dos primatas para a inclusão de espécies na lista Top 25, focando nos primatas brasileiros.

Os desafios para a conservação dos primatas tornaram-se mais críticos do que no início do século, quando começaram as publicações da lista dos Top 25. Em 2000, 20% dos primatas do mundo encontravam-se em risco de extinção (Mittermeier *et al.*, 2000). Naquela época, as principais causas que levaram ao declínio das populações de primatas eram a perda de habitat e a caça (Mittermeier *et al.*, 2000). Apesar das altas taxas de desmatamento e caça nas regiões tropicais, a primeira publicação da lista comemorou a entrada no século XXI sem documentar a extinção de nenhuma espécie e subespécie de primata no século anterior (Mittermeier *et al.*, 2000; Ceballos *et al.*, 2015). No entanto, a publicação alertou para o desafio de manter a diversidade de primatas nesse contexto (Mittermeier *et al.*, 2000). Mesmo sem a perda de espécies, o extermínio

de populações atualmente supera a proporção de espécies ameaçadas (Hughes *et al.*, 1997; Ceballos *et al.*, 2009; Estrada & Garber, 2022), o que altera o funcionamento dos serviços ecossistêmicos e inicia o processo de extinção em nível de espécie (Ceballos *et al.*, 2009). Em avaliações recentes, 20 anos após a primeira publicação da lista Top 25, 93% das populações de primatas no mundo estão em declínio (Estrada & Garber, 2022) e 65% destas espécies são ameaçadas de extinção, nas três categorias da Lista Vermelha da IUCN, Vulnerável, Em Perigo e Criticamente em Perigo (Estrada & Garber, 2022; Fernández *et al.*, 2022).

As ameaças que justificam a inclusão de primatas brasileiros nas categorias de espécies ameaçadas podem ser contínuas (e.g., perda e fragmentação de habitat e caça) e emergentes (e.g., mudanças climáticas, epidemias como febre amarela, desenvolvimento de infraestrutura em larga escala, expansão da agropecuária e mineração) (Estrada *et al.*, 2017; 2018; 2019; Fernández *et al.*, 2022; Pinto *et al.*, 2023). Embora essas ameaças sejam bem compreendidas e documentadas (Estrada *et al.*, 2019; Junker *et al.*, 2020), estudos que quantificam a extensão da perda e fragmentação dos habitats dos primatas, considerando pelo menos os biomas onde as espécies ocorrem, deveriam apoiar novas campanhas de conservação (Ocampo-Peñuela *et al.*, 2016; Reuter *et al.*, 2021; Matte *et al.*, 2023). No Brasil, os biomas são formados por ecorregiões com características únicas relacionadas ao uso e cobertura da terra, que influenciam diretamente na disponibilidade, perda e fragmentação de habitats dos primatas (Navarro & Molina, 2021; Fernández *et al.*, 2022; Matte *et al.*, 2023).

O processo de priorização, que determina qual espécie dentre várias deve receber mais investimentos em pesquisa e conservação, não é necessariamente hierárquico, ou seja, não exige uma análise quantitativa que compare qual dentre várias espécies de um grupo deve receber maior atenção (Le Berre *et al.*, 2019; Acerbi *et al.*, 2020). Esta decisão é baseada sobretudo no resultado de avaliações recentes do *status* de conservação e de estudos aprofundados, que tratam das espécies individualmente (e.g., Bicca-Marques *et al.*, 2020; Possamai *et al.*, 2022). Já o processo de hierarquização de espécies de fato define uma ordem de maior vulnerabilidade de espécies (Le Berre *et al.*, 2019; Matte *et al.*, 2023), após considerar como as ameaças variam entre as espécies, seguindo uma abordagem comparativa (Collen *et al.*, 2016; Li *et al.*, 2016; Ocampo-Peñuela *et al.*, 2016; da Silva *et al.*, 2022; Matte *et al.*, 2023). A estratégia de hierarquização de espécies é interessante para espécies de vida longa, com menor taxa de fecundidade, que tendem a responder mais lentamente às mudanças ocorridas em seus habitats, ou seja, demoram para revelar alterações

no tamanho populacional e, conseqüentemente em suas distribuições, após os distúrbios (Purvis *et al.*, 2000; Metzger *et al.*, 2009; Ocampo-Peñuela *et al.*, 2016 Semper-Pascual *et al.*, 2018; Polaina *et al.*, 2019; Galán-Acedo *et al.*, 2023). Logo, incorporar dados extraídos da paisagem das espécies nos auxilia a hierarquizar-las para elaborar listas globais de conservação de espécies, com base na comparação de suas ameaças e disponibilidade de habitats.

No presente estudo, consideramos os primatas brasileiros citados nas listas Top 25 publicadas bianualmente nos últimos 20 anos para entender a frequência com que as espécies brasileiras foram colocadas em evidência internacional. Para esta amostra de primatas brasileiros, apresentamos um diagnóstico atual das ameaças (i.e., características antropogênicas da paisagem) e da disponibilidade de habitat, considerando os biomas em que ocorrem e as categorias de ameaça da IUCN. Analisamos também se as características da paisagem dos primatas brasileiros listados entre os Top 25 são diferentes dos demais primatas brasileiros ameaçados nunca incluídos nesta lista. Com isso, buscamos entender se as características de paisagem avaliadas revelam um risco maior para as espécies mencionadas nas listas Top 25.

4.2 Metodologia

4.2.1 Animais em estudo

Analisamos 13 espécies de primatas que ocorrem no território brasileiro e que foram listadas entre as 25 espécies de primatas mais ameaçadas do mundo segundo as publicações bianuais das listas Top 25 da União Internacional para Conservação da Natureza (*International Union for Conservation of Nature* IUCN) de 2000 a 2022 (Tabela 1). Como grupo controle, também incluímos na análise as 23 espécies e subespécies de primatas brasileiras ameaçadas de acordo com a lista vermelha da IUCN, que pertencem às categorias Criticamente em Perigo (CR), Em Perigo (EN) e Vulnerável (VU), não citadas em nenhuma das publicações do “Primates in peril” (Tabela 2). Portanto, nossa amostra totaliza 36 espécies de primatas brasileiros que estão presentes nas fichas de avaliação da IUCN como ameaçados.

Para definir as diferentes categorias de ameaça dos primatas brasileiros usamos a categorização da IUCN mais atualizada, preferencialmente de 2022, quando disponível, conforme o site da “Lista vermelha da IUCN” (ver: <https://www.iucnredlist.org/>). Atribuímos às espécies de primatas o bioma com maior sobreposição (> 50%) à sua área de distribuição, seguindo Matte *et*

al. (2023) (Tabelas 1 e 2). Para comparar as características de paisagem e o tamanho da distribuição destas espécies, categorizamos as espécies pelo bioma em que se encontram predominantemente e pela categoria de ameaça. O tamanho da área de distribuição serve como parâmetro para comparar a extensão ocupada pelas populações de cada espécie no Brasil.

Tabela 1. Primatas brasileiros incluídos entre os mais ameaçados do mundo nas listas Top 25 publicadas entre 2000 a 2022. A referência da publicação está colocada após o ano. As categorias de ameaça correspondem à classificação mais atualizada da IUCN. As ameaças abaixo foram descritas nas publicações das listas Top 25, “Primates in peril”. Cada espécie foi classificada quanto ao bioma, quando sua área de distribuição tem mais de 50% de sobreposição dentro dos seus limites.

Táxon	Publicação	Categoria	Ameaças	Bioma
<i>Callithrix flaviceps</i>	2022-2023 (Melo <i>et al.</i> , 2022)	CR	Distribuição restrita; Perda e fragmentação de habitats; Hibridização; Redução populacional; Febre amarela.	Mata Atlântica
<i>Plecturocebus grovesi</i>	2022-2023 (Boubli <i>et al.</i> , 2022)	CR	Perda e fragmentação de habitats; Arco do desmatamento.	Amazônia
<i>Callithrix aurita</i>	2018-2020 (Carvalho <i>et al.</i> , 2019)	EN	Perda e fragmentação de habitats; Hibridização; Febre amarela.	Mata Atlântica
<i>Saguinus bicolor</i>	2018-2020 (Gordo <i>et al.</i> , 2019)	CR	Proximidade urbana; Perda e fragmentação de habitats; Hibridização.	Amazônia
<i>Alouatta guariba clamitans**</i>	2018-2020 (Buss <i>et al.</i> , 2019); 2022-2023 (Oklander <i>et al.</i> , 2022)	VU	Perda e fragmentação de habitats; Caça; Comércio para pet/Apanha; Febre amarela, Proximidade urbana; Ataques de cães domésticos; Maus tratos; Eletrocussão; Atropelamentos.	Mata Atlântica

<i>Alouatta guariba guariba**</i>	2012-2014	CR	Perda e fragmentação de habitats; Caça; Comércio para pet/Apanha; Febre amarela; Proximidade urbana; Tamanho populacional; Eletrocussão; Ataques de cães domésticos; Atropelamentos; Potencial impacto da COVID-19.	Mata Atlântica
	2014-2016			
	2016-2018			
	(Mittermeier <i>et al.</i> , 2012; Neves <i>et al.</i> , 2015; 2017)			
	2018-2020			
(Buss <i>et al.</i> , 2019);				
	2022-2023			
	(Oklander <i>et al.</i> , 2022)			
<i>Cebus kaapori</i>	2010-2012	CR	Perda e fragmentação de habitats; Mudanças climáticas; Caça; Redução populacional; Naturalmente raro; Apanha; Queimadas; Arco do desmatamento.	Amazônia
	(Mittermeier <i>et al.</i> , 2012)			
	2012-2014			
	(Clark <i>et al.</i> , 2014)			
	2014-2016			
(Fialho <i>et al.</i> , 2015)				
	2016-2018			
	(Buss <i>et al.</i> , 2017);			
	2022-2023			
	(Buss <i>et al.</i> , 2022)			
<i>Sapajus flavius</i>	2010-2012	EN	Perda e fragmentação de habitats; Caça; Tamanho populacional.	Mata Atlântica
	(Mittermeier <i>et al.</i> , 2012)			
<i>Callicebus barbarabrownae</i>	2010-2012	CR	Redução e tamanho populacional; Caça; Perda e fragmentação de habitats;	Caatinga
	(Mittermeier <i>et al.</i> , 2012)			

<i>Leontopithecus caissara</i>	2000 (Mittermeier <i>et al.</i> , 2000) 2002-2004 (Mittermeier <i>et al.</i> , 2002) 2004-2006 (Aguiar <i>et al.</i> , 2006)	EN	Tamanho populacional; Fragmentação do hábitat; Distribuição restrita.	Mata Atlântica
<i>Leontopithecus chrysopygus</i>	2000 (Mittermeier <i>et al.</i> , 2000)	EN	Populações isoladas.	Mata Atlântica
<i>Leontopithecus rosalia</i>	2000 (Mittermeier <i>et al.</i> , 2000)	EN	Tamanho populacional; Perda de hábitats.	Mata Atlântica
<i>Sapajus xanthosternus</i>	2000 (Mittermeier <i>et al.</i> , 2000) 2002-2004 (Mittermeier <i>et al.</i> , 2002) 2004-2006 (Kierulff <i>et al.</i> , 2006)	CR	Caça; Captura para criar como pet; Perda e fragmentação de hábitats; Redução populacional.	Caatinga
<i>Brachyteles hypoxanthus</i>	2000 (Mittermeier <i>et al.</i> , 2000) 2004-2006 (Strier <i>et al.</i> , 2006)	CR	Caça; Perda e fragmentação de hábitats; Redução populacional.	Mata Atlântica

** *Alouatta guariba clamitans* passou a ser listado em conjunto com *Alouatta guariba guariba*, usando apenas o epíteto específico *A. guariba* a partir de Schwitzer *et al.* (2019) (“Primates in peril” de 2018-2020). Enquanto *A. guariba guariba* já havia sido listado em outras três publicações anteriores (Schwitzer *et al.*, 2014; 2015; 2017). Distinguimos estas subespécies na Tabela para mostrar as ameaças identificadas em cada publicação, porém nas análises consideramos a distribuição de *A. guariba*, seguindo Jerusalinsky *et al.* (2021). Logo, analisamos 13 espécies de primatas e não as 14 espécies presentes nesta tabela, que incluem as duas subespécies de *A. guariba*.

Tabela 2. Primatas brasileiros ameaçados nunca incluídos nas listas Top 25 publicadas entre 2000 e 2022, usados neste estudo como grupo controle. A categoria de ameaça corresponde à classificação mais recente da IUCN. Classificamos a espécie segundo o bioma em que a maior parte da sua distribuição geográfica se sobrepõe.

Táxon	Categoria	Bioma
<i>Alouatta belzebul</i>	VU	Amazônia
<i>Alouatta discolor</i>	VU	Amazônia
<i>Alouatta ululata</i>	EN	Caatinga
<i>Ateles belzebuth</i>	EN	Amazônia
<i>Ateles chamek</i>	EN	Amazônia
<i>Ateles marginatus</i>	EN	Amazônia
<i>Brachyteles arachnoides</i>	CR	Mata Atlântica
<i>Callicebus coimbrai</i>	EN	Mata Atlântica
<i>Callicebus melanochir</i>	VU	Mata Atlântica
<i>Callicebus personatus</i>	VU	Mata Atlântica
<i>Cacajao calvus*</i>	VU	Amazônia
<i>Cacajao calvus novaesi*</i>	VU	Amazônia
<i>Cacajao calvus ucayalli*</i>	VU	Amazônia
<i>Cacajao melanocephalus**</i>	VU	Amazônia
<i>Chiropotes satanas</i>	EN	Amazônia
<i>Chiropotes utahickae</i>	VU	Amazônia
<i>Lagothrix lagothricha</i>	VU	Amazônia
<i>Leontopithecus chrysomelas</i>	EN	Mata Atlântica
<i>Mico rondoni</i>	VU	Amazônia
<i>Saguinus niger</i>	VU	Amazônia
<i>Saimiri vanzolinii</i>	EN	Amazônia
<i>Sapajus cay</i>	VU	Cerrado
<i>Sapajus robustus</i>	EN	Mata Atlântica

* Consideramos as categorias de ameaça das subespécies de *Cacajao calvus* (*C. calvus novaesi*, e *C. calvus ucayalli*) e suas áreas de distribuição restritas ao território brasileiro, seguindo Aquino *et al.* (2022). Apesar desta avaliação da IUCN ainda não seguir a sugestão de Silva *et al.* (2022) de elevar ao nível de espécie as quatro subespécies de uacari reconhecidas, usamos as subespécies em nossas análises para que nossos dados auxiliem avaliações futuras. Nós não incluímos a distribuição de *C. calvus rubicundus* porque esta espécie pertence à categoria Menos Preocupante (LC) (Silva *et al.*, 2021). **Consideramos a área de distribuição atualizada de *Cacajao melanocephalus*, sinonímia de *Cacajao hosomi* avaliado por Mittermeier *et al.* (2021), cuja distribuição foi cedida pelo Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros (CPB).

4.2.2 Extração das características da paisagem

Analisamos as paisagens das 36 espécies de primatas brasileiras ameaçadas, delimitadas pelas suas áreas de distribuição, restritas ao território brasileiro (ICMBio, 2023). Os polígonos referentes às áreas de distribuição dos primatas foram cedidos pelo Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros, órgão oficial do governo brasileiro responsável pela gestão da conservação de primatas no Brasil (CPB/ICMBio). Os limites destes polígonos foram ajustados levando em conta a presença de rios e fragmentos florestais, após aplicar o método do mínimo polígono convexo (MCP), com intuito de aprimorar a delimitação das distribuições usando as feições do terreno (Matte *et al.*, 2023). A paisagem de cada espécie corresponde à área delimitada pela sua área de distribuição composta por um conjunto de unidades de paisagem de 100 x 100 km. Também inserimos as Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCPI) dentro destas áreas de distribuição, integrando-as às demais unidades de paisagem, para considerarmos a proporção de área estritamente protegidas do seu interior. Posteriormente, extraímos as seguintes características de paisagem deste conjunto de unidades e UCPI de cada espécie: a proporção de habitats disponível, proporção de áreas com menos de 30% de habitats (aqui representa a fragmentação de habitats), a proporção de perda de habitat de 1987 a 2017 (30 anos), a proporção de perda de habitat de 2007 a 2017 (10 anos), de rodovias, de infraestrutura urbana, percentual da área de distribuição da espécie sobreposta à região do arco do desmatamento e às terras indígenas amazônicas.

Realizamos o download das camadas de uso e cobertura do solo da coleção 3.1 do MapBiomas de 1987, 2007, 2017 e 2018 (Souza *et al.*, 2020), de 30 m de resolução espacial, utilizando o limite dos Estados brasileiros, com buffer de 1 km para garantir uma melhor sobreposição na união dos Estados na ferramenta MOSAIC, software ArcGIS 10.4. Para obtenção da disponibilidade de habitat dentro da área de distribuição de cada espécie, reclassificamos a camada de uso e cobertura de 2018 para um mapa binário de habitat (1) e não-habitat (0). A vegetação florestal, savana e mangue foram definidas como habitats para os primatas e, por isso, neste estudo, usamos cobertura de habitats ou disponibilidade de habitats, em vez de habitats florestais, comumente usados. A classe savana inclui os habitats arbóreo arbustivos típicos dos biomas Caatinga e Cerrado, ocupados por espécies de primatas (e.g., Alonso *et al.*, 2022). Entretanto, consideramos apenas os habitats de savana acima de 5 m de altura para distingui-los das áreas de vegetação aberta (Santos *et al.* 2012; Passos *et al.*, 2018; Gonçalves *et al.*, 2021). Para

isso, usamos a camada de altura de floresta (Potapov *et al.*, 2020), conforme a metodologia descrita por Matte *et al.* (2023). Para extrair a proporção de habitats da espécie, somamos os pixels de habitat (1) de cada unidade de paisagem com a ferramenta *Tabulate Area* do ArcGis 10.4, multiplicamos o valor resultante por 900 m² (tamanho do pixel), e, ao final, o dividimos pela área destas unidades. O resultado foi dividido pelo número de unidades de paisagem que compõem a distribuição da espécie para obter a proporção média de habitats. Desta forma, podemos comparar as características de paisagem de espécies com distribuição geográfica de tamanhos distintos (mais detalhes no capítulo 1, e em Matte *et al.*, 2023).

Para a camada ‘proporção de áreas com menos de 30% de habitats’, que informa o grau de fragmentação nas paisagens ocupadas pelos primatas, calculamos a proporção de unidades de paisagem com menos de 30% de cobertura de habitat, considerando a proporção média de habitats supracitada. Esta camada caracteriza o grau de fragmentação de habitats existente em toda distribuição da espécie, pois mede a proporção de paisagens que se encontram abaixo do chamado limar de extinção (Pardini *et al.*, 2010; Martensen *et al.*, 2012; Estavillo *et al.*, 2013; Arroyo-Rodrigues *et al.*, 2020; 2021). Populações remanescentes nestas áreas, segundo diversos estudos, estão submetidas aos efeitos acentuados da fragmentação de habitats, como redução do tamanho e aumento do isolamento de manchas, onde também ocorre uma redução de espécies especialistas de habitats florestais, mudanças que complementam os efeitos iniciais decorrentes apenas da perda de habitats (Andrén, 1994; Pardini *et al.*, 2010; Martensen *et al.*, 2012; Estavillo *et al.*, 2013; Arroyo-Rodrigues *et al.*, 2021).

Para obtenção da perda de habitat ao longo de 10 anos, a camada de uso da terra foi reclassificada de forma a obter somente o que reduziu de habitats no período de 2007 a 2017 (Souza *et al.*, 2020). As diferentes classes foram generalizadas em habitat, não habitat e antrópico. Na subtração entre as camadas de 2017 e 2007, os pixels de habitat de 2007 que se transformaram em antrópico em 2017 receberam valor “1”, e os restantes ficaram com valor “zero”. Calculamos a soma dos pixels de perda de habitats nas quadrículas de 100 x 100 km com a ferramenta *Tabulate Area* do ArcGis 10.4, dentro da área de distribuição da espécie. A metodologia usada para obter a proporção média da perda de habitat para toda área de distribuição da espécie segue a mesma sequência de passos da proporção média de habitats (Matte *et al.*, 2023). Repetimos o mesmo procedimento para obter a camada de perda de habitat ao longo de 30 anos (período de 1987 a 2017), pois espécies de maior porte e maior tempo geracional, que respondem mais lentamente a

esta ameaça, podem revelar extinções tardias, mas contínuas (ou seja, maior débito de extinção) (Metzger *et al.*, 2009; Sales *et al.*, 2015; Uezu & Metzger, 2016; Semper-Pascual *et al.*, 2018; Galán-Acedo *et al.*, 2023).

Utilizamos o mapa de uso da terra de 2018 do MapBiomas (Souza *et al.*, 2020) para extrair a proporção média de infraestrutura e aglomerações urbanas, não restritas às grandes cidades, dentro das áreas de distribuição dos primatas brasileiros. O cálculo de proporção média de área urbanizada para cada espécie seguiu a mesma metodologia das camadas supracitadas, descrita em Matte *et al.* (2023). A proximidade com humanos em áreas urbanas pode reduzir as populações de primatas devido ao isolamento de fragmentos florestais, atropelamentos, predação por animais domésticos e eletrocussão (Printes *et al.*, 2010; Bicca-Marques 2017).

Para obter a proporção média de rodovias e terras indígenas dentro das áreas de distribuição dos primatas, repetimos o mesmo procedimento de ponderar o valor do percentual de cada camada pela área da unidade de paisagem que compõe a distribuição de cada espécie. Assim, extraímos o valor médio destas camadas para toda a distribuição da espécie. A cobertura de rodovias inclui rodovias federais, estaduais e municipais, pavimentadas e não pavimentadas, obtidas do site do Ministério do Meio Ambiente, correspondentes ao Plano Nacional de Logística e Transporte do ano de 2008 (<http://mapas.mma.gov.br/geonetwork/srv/br/metadata.show?id=1109>). Além de facilitarem o acesso às áreas florestais, as estradas levam ao aumento do desmatamento, causam mortes por atropelamento, reduzem a abundância de populações de mamíferos, e estão relacionadas com o aumento da caça (Benítez-López *et al.*, 2010; Barber *et al.*, 2014; Espinosa *et al.*, 2014; Bicca-Marques 2017). Os impactos das estradas nos ecossistemas ocorrem principalmente dentro de 1 km das estradas (Ibisch & Selva, 2017; Tisler *et al.*, 2022), mas 39% destes impactos foram documentados dentro de 2 km da estrada e 14% se estenderam até 5 km da estrada (Ibisch & Selva, 2017). Por isso, calculamos a área coberta por rodovias usando a ferramenta de buffer de 2 km das rodovias a fim de estimar a área do seu entorno imediato. Com a sobreposição do buffer de 2 km com a área de distribuição dos primatas obtivemos o percentual médio de rodovias existente nas unidades de paisagem que compõem a área de distribuição da espécie.

As terras indígenas amazônicas foram obtidas do site da Fundação Nacional do Índio (FUNAI), correspondentes ao ano de 2017 (<http://www.funai.gov.br/index.php/shape>). Alguns primatas amazônicos ameaçados possuem elevada disponibilidade de hábitat e pressões antrópicas

reduzidas, com alta sobreposição com terras indígenas (Peres, 2000; De Thoisy *et al.*, 2009; Constantino, 2015; Antunes *et al.*, 2019; Matte *et al.*, 2023). Estudos mostram que a caça de subsistência na Amazônia reduziu a densidade de populações de espécies com maior massa corporal (> 5 kg), incluindo primatas, ainda que tenham persistido a estas práticas há muito tempo (Peres, 2000; de Thoisy *et al.*, 2009; Constantino *et al.*, 2021). Antes mesmo de serem demarcadas, estas áreas também foram intensamente exploradas para a caça comercial (Valsecchi & Amaral 2010; Duffy *et al.*, 2015, Antunes *et al.*, 2016; Bragagnolo *et al.*, 2019), e hoje, sofrem com o comércio ilegal de madeira e mineração (Constantino, 2015; Tollefson, 2021). Esta sobre-exploração das populações de primatas associada a destruição ilegal dos seus habitats provavelmente conduziram espécies como *A. belzebuth* e *C. melanocephalus* (Link *et al.*, 2021; Mittermeier *et al.*, 2021) ao *status* de ameaçadas de extinção, mesmo ocorrendo amplamente em Terras Indígenas.

Para medir a proporção da área de distribuição das espécies no arco de desmatamento, usamos o polígono desenvolvido pelo IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis) do ano de 2018. Nesta região, encontram-se os maiores índices de desmatamento da Amazônia (INPE, 2016) gerados pelo avanço da fronteira agrícola na Amazônia brasileira, construção de estradas, além das inúmeras frentes de desmatamento ilegais (Fearnside, 2017), que ameaçam diversas espécies de primatas (ICMBio, 2015). As fichas de avaliação do *status* de conservação da fauna brasileira colocam a presença da espécie nesta região como uma ameaça à persistência de populações (ICMBio, 2015).

Com a extração do percentual médio de cada característica de paisagem, podemos comparar a magnitude das ameaças entre espécies que possuem áreas de distribuição de tamanho diferentes. Neste ponto, é importante destacar que ameaças retiradas de uma distribuição restrita, representam um risco ainda maior sobre as populações remanescentes se comparadas com aquelas extraídas de uma área de distribuição ampla (Gascon *et al.*, 1999; Leão *et al.*, 2014; IUCN, 2016). Como a maioria das espécies de primatas brasileiras foi classificada como ameaçada em decorrência do tamanho e declínio populacional (MMA, 2014; ICMBio, 2015), e atingem uma distribuição ampla (Mittermeier *et al.*, 2013), uma comparação atenta entre as ameaças, destacando espécies restritas quando necessário, é suficiente para hierarquizar as espécies e definirmos prioridades para listas globais de conservação (Matte *et al.*, 2023). Sob este aspecto, nossas análises agregam novas informações ao processo de avaliação do status de ameaça das espécies

definido pela IUCN, pois revelam a situação de vulnerabilidade das espécies com a extração das ameaças dentro das distribuições das espécies em uma mesma unidade de medida (Collen *et al.*, 2016; Li *et al.*, 2016; Ocampo-Peñuela *et al.*, 2016; da Silva *et al.*, 2022; Matte *et al.*, 2023).

4.2.3 Análise de dados

Realizamos uma Análise de Componentes Principais (“Principal Component Analysis”, PCA) para analisar se os primatas brasileiros já incluídos na lista Top 25 ocupam paisagens com características estruturais da paisagem (como a disponibilidade de habitats) e de origem antrópica (ameaças) diferentes das demais espécies de primatas ameaçadas ainda não inclusas nesta lista. Logo, com esta análise buscamos verificar como as espécies se agrupam em função da similaridade entre as características de paisagem mensuradas. A PCA foi realizada com uma matriz de correlação entre estas características de paisagem, todas medidas em percentual, na qual nossas unidades amostrais são espécies de primatas classificadas: (1) em listadas na publicação “Primates in peril” e não listadas; (2) ameaçadas nas categorias Criticamente em Perigo (CR), Em Perigo (EN) e Vulnerável (VU) e (3) segundo o bioma com maior sobreposição à sua área de distribuição (Amazônia, Caatinga, Mata Atlântica e Cerrado).

Como a PCA reduz a dimensionalidade dos dados em componentes principais, extraímos os escores dos dois primeiros componentes principais, que resumem toda a informação relacionada às características de paisagem ocupada pelas espécies de primatas, para visualizar graficamente se as espécies listadas e não listadas se agrupam ou se distinguem. Assim, podemos avaliar se as características de paisagem das espécies listadas evidenciam de fato um maior risco se comparadas com a paisagem das não listadas como Top 25. Caso exista esta distinção clara, poderemos detectar quais características de paisagem tornam os primatas mais suscetíveis à extinção, levando-os à lista das Top 25. A obtenção das características de paisagem foi realizada no programa ArcGIS 10.4 e os resultados foram analisados no programa RStudio versão 2023.3.0.386.

4.3 Resultados

Entre as 13 espécies de primatas brasileiras citadas nas listas Top 25 publicadas entre 2000 e 2022, a maioria (oito) encontra-se predominantemente no bioma Mata Atlântica, duas têm distribuição predominante na Caatinga e três na Amazônia (Tabela 1). Entre as espécies brasileiras nunca incluídas na lista das mais ameaçadas do planeta, seis possuem distribuição predominante

na Mata Atlântica, 15 na Amazônia, uma na Caatinga e uma no Cerrado (Tabela 2). A primeira publicação do “Primates in Peril” em 2000 incluiu 5 espécies brasileiras diferentes, o maior número de espécies brasileiras listadas até então (Figura 1). Verificamos que algumas espécies brasileiras foram citadas repetidamente nas listas, inclusive com o mesmo conjunto de espécies de 2002 a 2006 e de 2014 a 2018 (Figura 1). Entre 2002 e 2006, *L. caissara* e *B. hypoxanthus*, endêmicos da Mata Atlântica, e *S. xanthosternos*, predominantemente da Caatinga, receberam quatro anos de projeção internacional (Figura 1). Os primatas brasileiros mais listados foram *C. kaapori* e *A. guariba*, de 2014 a 2018 e, novamente em 2022.

Nas publicações de 2008 a 2010, nenhuma espécie brasileira foi incluída na lista Top 25 (Figura 1, “no_spp” significa nenhuma espécie listada). As espécies brasileiras voltaram a ser listadas em 2012 com o *S. flavius* e com o *C. barbarabrownae* (Figura 1). Nas publicações seguintes, de 2014 em diante, as espécies amazônicas *C. kaapori*, em 2020, *S. bicolor*, e, mais recentemente em 2022, *P. grovesi* foram citadas (Tabela 1 e Figura 1). O *A. guariba* foi listado quatro vezes como *A. guariba guariba* (Tabela 1 e Figura 1) em fichas que também mencionaram a existência da subespécie *A. guariba clamitans*, mas, apenas em 2020, apresentaram um maior detalhamento das ameaças que expõem ambas subespécies. As áreas de distribuição de *A. guariba guariba* e *A. guariba clamitans* foram unidas, considerando incertezas na subdivisão de suas populações neste mapeamento. Na publicação de 2020, a IUCN trouxe, pela primeira vez, *C. aurita* como uma das espécies brasileiras na lista Top 25, e *C. flaviceps* em 2022, ambos da Mata Atlântica (Tabela 1 e Figura 1).

Tanto *S. xanthosternos* e *B. hypoxanthus* (listados até 2006), como *C. barbarabrownae* (listado em 2012) foram removidos da lista Top 25. Essas espécies se mantêm categorizadas como Criticamente em Perigo até os dias atuais, assim como *L. caissara* na categoria Em Perigo (Figura 1).

As 13 espécies de primatas brasileiras citadas na lista Top 25 possuem uma variação grande no tamanho da área de distribuição (Figura 2a). Por exemplo, *L. caissara* é avaliada como Em Perigo (EN), possui a menor área de distribuição, com menos de 1000 km², e sobrepõe-se a um mosaico de Unidades de Conservação entre São Paulo e o Paraná (e.g., o Parque Nacional do Superagui) (Ludwig *et al.*, 2021). Logo, apresenta mais de 90% de cobertura de habitats, com baixa fragmentação (Figura 2b, c). Nesta escala de análise, *L. caissara* possui menos de 20% de rodovias no interior da sua área de distribuição (Figura 2f). Enquanto *A. guariba* possui a maior

área de distribuição, composta por paisagens com alta proporção de área urbanizada, tal como *C. aurita* e *S. flavius* (Figura 2a, g). De forma geral, as espécies da Mata Atlântica se destacam pela maior proporção de áreas urbanizadas e de rodovias (Figura 2f, g).

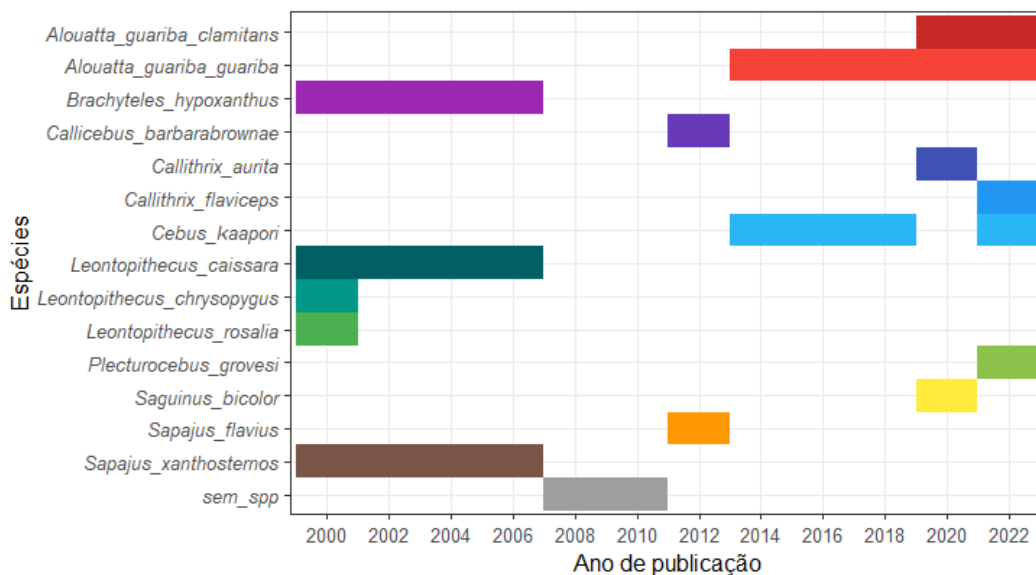


Figura 1. Período de inclusão dos primatas brasileiros na lista dos primatas mais ameaçados do mundo publicada de dois em dois anos de 2000 a 2022. Entre 2008 e 2010, nenhuma espécie brasileira foi inserida na lista, cujo período está marcado como “sem_spp”, isto é, nenhuma espécie brasileira listada.

Observamos que as espécies com distribuição predominante na Caatinga, *S. xanthosternos* e *C. barbarabrownae*, ambos avaliados como Criticamente em Perigo, possuem, até hoje, a menor disponibilidade de habitats de todos os primatas já listados e ocupam, consequentemente, as paisagens mais fragmentadas (com menos de 30% de cobertura de habitats), com mais de 20% de cobertura de rodovias no interior das suas distribuições geográficas (Figura 2b, c, f).

Já as espécies amazônicas *S. bicolor*, *P. grovesi* e *C. kaapori*, apresentaram a maior disponibilidade de habitats e menor proporção de paisagens fragmentadas dentro de sua distribuição (Figura 2b, c). Porém, são as espécies com a maior proporção de perda de habitats, com destaque para o *S. bicolor* com uma proporção de área urbanizada semelhante às espécies da Mata Atlântica (Figura 2d, e, g). A espécie *P. grovesi* possui maior sobreposição com as terras

indígenas se comparada com as demais espécies amazônicas e está totalmente inserida dentro do arco do desmatamento, com 100% de sobreposição, já *C. kaapori* com 65% (Figura 2h, i).

A espécie *L. chrysopygus* da Mata Atlântica, listada uma vez só em 2000 (Figura 1), possui a menor disponibilidade de habitats, distribuídos em paisagens mais fragmentadas (com < 30% de habitats), se compararmos com as suas congêneres, embora *L. rosalia* ocupe paisagens com maior proporção de rodovias (Figura 2b, c, f).

Na PCA, os dois primeiros eixos explicaram 70% da variação total dos dados (Figura 3a). As características de paisagem que mostraram a maior correlação negativa com o primeiro eixo (PC1) foram proporção de estradas ($r = -0,88$), de áreas fragmentadas ($r = -0,73$), e positiva foi a sobreposição com o arco do desmatamento ($r = 0,72$) (Figura 3b). Já no segundo eixo (PC2), a proporção de perda de habitats nos últimos 10 anos ($r = 0,83$) e de perda de habitats nos últimos 30 anos ($r = 0,80$) apresentaram uma correlação positiva, e a proporção de habitat disponível ($r = -0,71$) e de sobreposição com terras indígenas amazônicas ($r = -0,59$), uma correlação negativa (Figura 3b).

A análise de componentes principais mostra que as características de paisagem das espécies ameaçadas de primatas brasileiros se sobrepõem independente se foram ou não listadas entre as espécies Top 25 (Figura 3a). Observamos espécies listadas e não listadas com alta proporção de rodovias, que ocupam paisagens com alta fragmentação de habitats e alta sobreposição com o arco do desmatamento (características com maior contribuição ao eixo 1, Figura 3a, b). Existem ainda algumas espécies amazônicas não incluídas na lista Top 25, que pertencem às categorias Em Perigo e Vulnerável, com maior disponibilidade de habitats, com maior distribuição sobre terras indígenas e, em oposição, menor perda de habitats (características com maior contribuição ao eixo 2, Figura 3a, b, c). Enquanto as listadas, embora não seja um grupo homogêneo, tendem a apresentar maior proporção de área urbanizada e rodovias, pertencem em sua maioria às categorias Criticamente em Perigo e Em Perigo, dos biomas Mata Atlântica e Caatinga, com raros representantes da Amazônia (Figura 3a, b, c). Não identificamos com clareza um gradiente relacionado à magnitude das ameaças com o aumento do grau de ameaça das espécies (representado pelas categorias VU, EN e CR), mas espécies com maior disponibilidade de habitats pertencem às categorias VU e EN (Figura 3c).

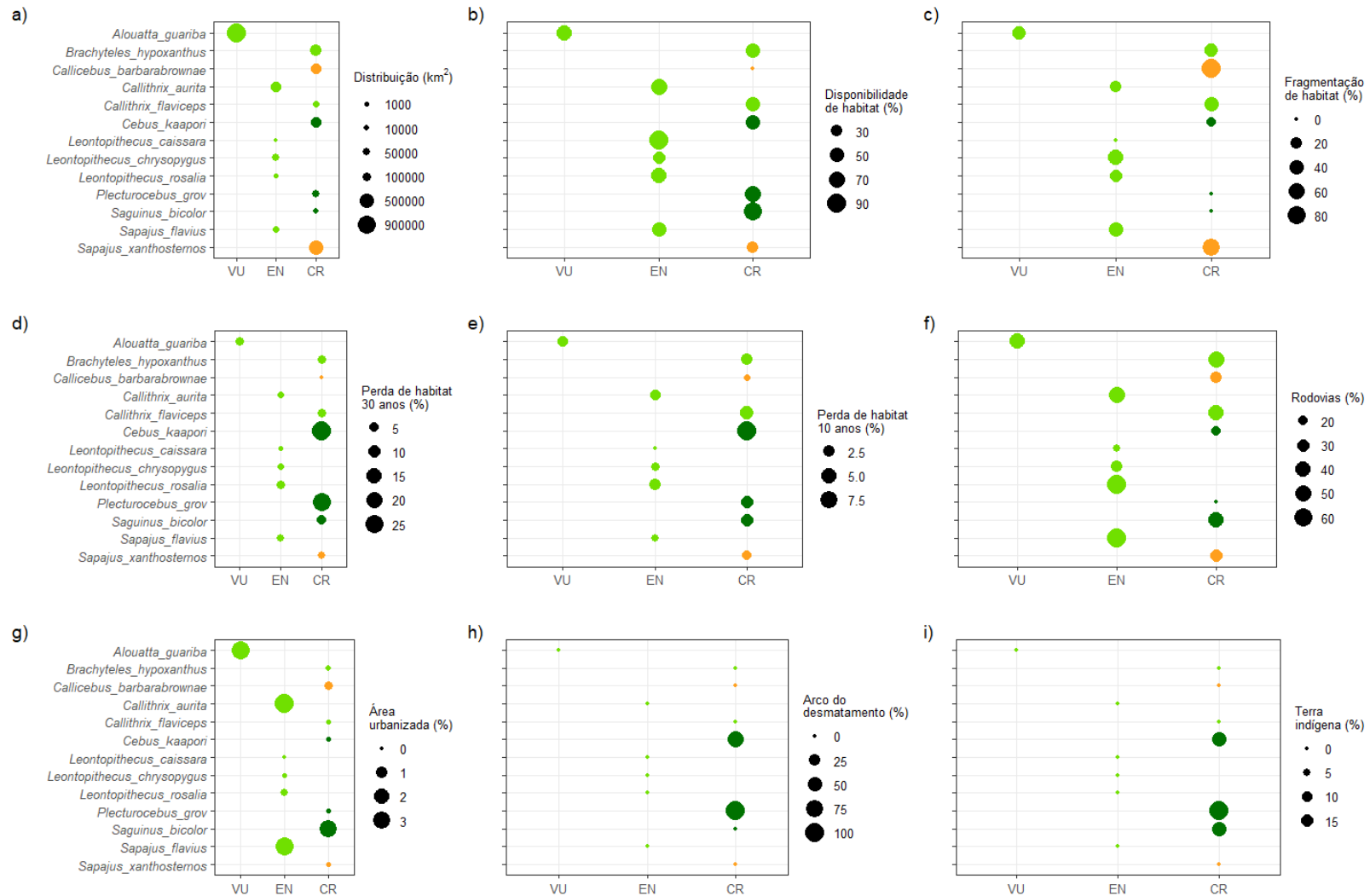


Figura 2. Diagnóstico da paisagem dos primatas brasileiros citados na lista Top 25 nas publicações de 2000 a 2022. As cores dos círculos representam os biomas, nos quais a distribuição de cada espécie predomina. Em verde escuro, são espécies cuja distribuição é maior sobre a Amazônia, verde claro sobre a Mata Atlântica, e laranja, Caatinga. As características medidas dentro da área de distribuição das espécies foram:

disponibilidade de hábitat, perda de hábitat nos últimos 10 e 30 anos, fragmentação de hábitat, estradas, áreas urbanizadas, sobreposição na região do arco do desmatamento e Terras Indígenas da Amazônia.

De modo geral, distinguimos dois grupos de espécies quando analisamos as características de paisagem sob a perspectiva dos biomas (Figura 3d). As características de paisagem das espécies com maior distribuição na Caatinga, Mata Atlântica e Cerrado são mais homogêneas e semelhantes entre si, com alta proporção de fragmentação de habitats, estradas e pouca disponibilidade de habitats, se comparadas com as espécies amazônicas (Figura 3d).

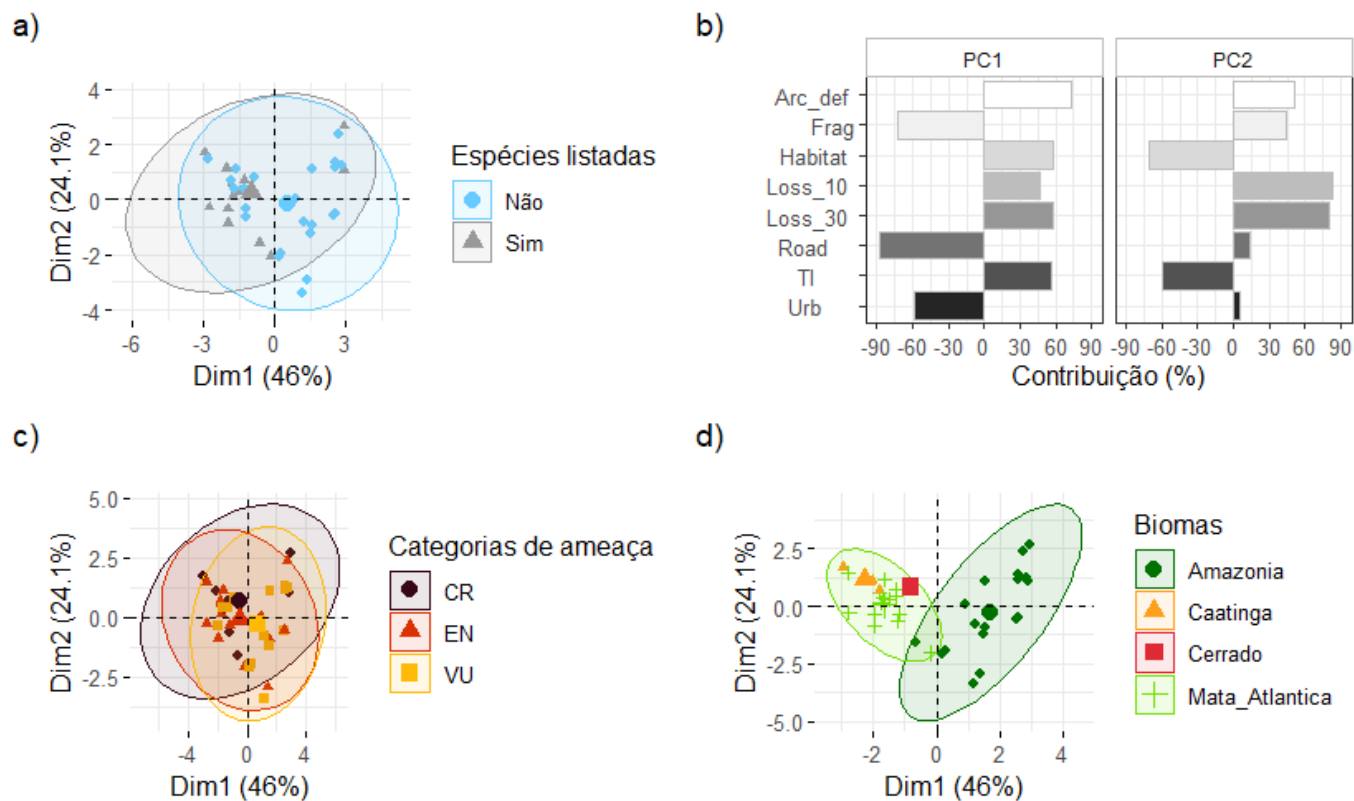


Figura 3. Diagrama de ordenação (Análise de Componente Principal, PCA) com as 13 espécies de primatas brasileiras incluídas na lista Top 25 (caracterizadas como “Sim” na legenda) e as 23 espécies de primatas brasileiras ameaçadas nunca citadas nesta lista (caracterizadas como “Não” na legenda) (a). Percentuais de contribuição das características de paisagem para cada eixo (b): primeiro (PC1) e segundo (PC2) componentes principais. Os acrônimos das variáveis referem-se a: “Arc_def” - arco do desmatamento, “Frag” - fragmentação, “Habitat” - disponibilidade de habitats, “Loss_10” - perda de habitat nos últimos 10 anos, “Loss_30” - perda de habitat nos últimos 30 anos, “Road” - estradas, “TI” - terras indígenas e “Urb” - áreas urbanizadas. Também analisamos como as características de paisagem variam sob a perspectiva das categorias de ameaça da IUCN (criticamente em Perigo - CR, Em Perigo - EN e Vulnerável - VU) (c) e dos biomas (Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga e Cerrado) (d).

Na Amazônia, as características de paisagem medidas nas distribuições das espécies são mais heterogêneas, o que nos leva a identificar um grupo, relacionado positivamente com os eixos 1 e 2, com alta proporção no arco do desmatamento, alta perda de habitats, mas baixa proporção de áreas fragmentadas, bem como baixa proporção de estradas, áreas urbanizadas e habitat disponível (Figura 3a, d). E outro grupo de espécies amazônicas positivamente relacionado com o eixo 1 e negativamente com o eixo 2, que se caracteriza por ocupar paisagens bem conservadas, que se sobrepõem às terras indígenas (Figura 3a, d).

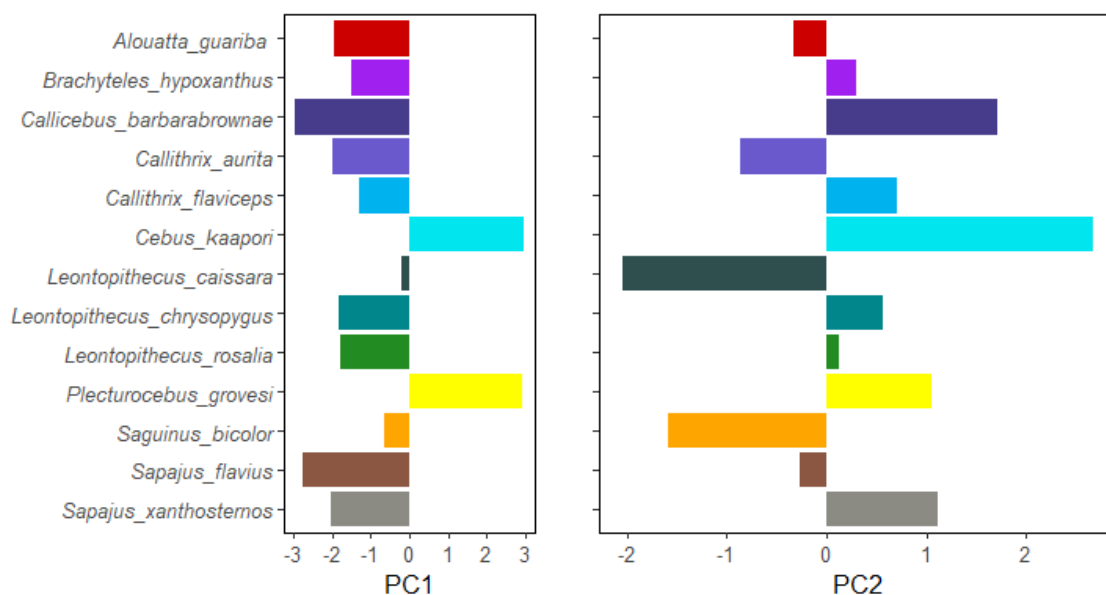


Figura 4. Variação dos escores ao longo dos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (PC1 e PC2), indicando quais espécies brasileiras listadas como mais ameaçadas do mundo se agrupam, conforme a associação com cada eixo e, conseqüentemente, valores das características de paisagem de maior contribuição para os eixos.

Considerando as espécies com escores positivos no eixo 1, *C. kaapori* e *P. grovesi* se destacaram entre as espécies listadas pela maior sobreposição com o arco do desmatamento (Figura 4). Espécies com distribuição predominante na Caatinga e na Mata Atlântica se agrupam (com escores negativos), provavelmente porque *C. barbarabrownae* ocupa paisagens mais fragmentadas, e *S. flavius* possui maior proporção de rodovias (Figuras 2 e 4). Quando analisamos os escores positivos do eixo 2, verificamos que *C. barbarabrownae* apresentou maior perda de

hábitats na Caatinga, e *C. kaapori* na Amazônia (Figura 4). Quanto aos escores negativos no eixo 2, verificamos que *L. caissara* e *S. bicolor* se assemelharam pela maior disponibilidade de hábitat, ainda que ocorram em biomas distintos (Figuras 2 e 4).

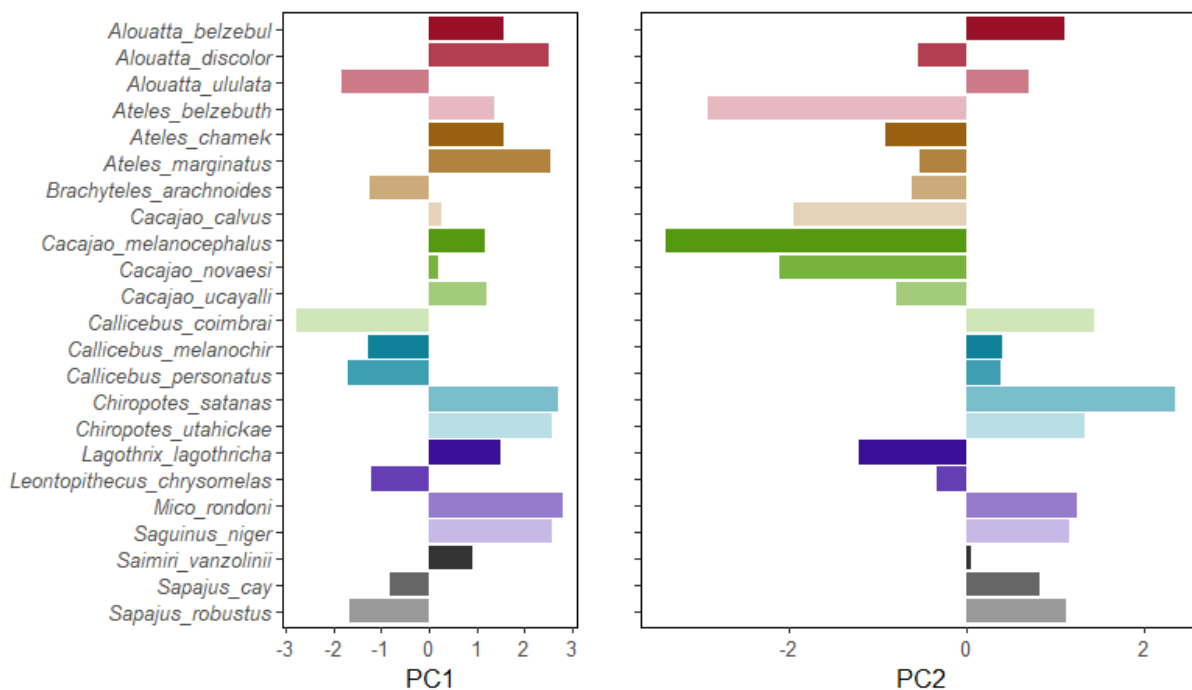


Figura 5. Variação dos escores ao longo dos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais, indicando como as espécies não incluídas na publicação dos 25 primatas mais ameaçados do mundo se agrupam, conforme a associação com cada eixo (PC – Componentes Principais 1 e 2) e, conseqüentemente, valores mais altos das características de paisagem de maior contribuição para os eixos.

Entre as não listadas, as espécies amazônicas se agrupam, todas com escores positivos ao longo do eixo 1, embora *M. rondoni*, *A. marginatus*, *A. discolor*, *C. satanas* e *C. utahichae* se sobressaíam devido à maior sobreposição das suas distribuições com o arco do desmatamento (Figura 5). As espécies com distribuição predominante na Caatinga e Mata Atlântica se agrupam com escores negativos, principalmente *C. coimbrai* e *A. ululata*, com a maior proporção de rodovias e áreas fragmentadas (Figura 5). No eixo 2, *C. satanas* aparece entre as espécies com maior perda de hábitats (escores positivos), *C. melanocephalus* e *A. belzebuth* com maior disponibilidade de hábitats e sobreposição com terras indígenas (escores negativos).

4.4 Discussão

A frequência de primatas brasileiros listados entre os 25 mais ameaçados do planeta revelou a recorrência de algumas espécies ao longo do tempo na lista, como *Leontopithecus caissara*, *Brachyteles hypoxanthus* e *Alouatta guariba guariba*, *Sapajus xanthosternos* e *Cebus kaapori*. Estas indicações contribuem com investimentos para conservação, geram um efeito positivo sobre o número de artigos científicos publicados sobre as espécies de primatas em destaque e as projetam na mídia (Acerbi *et al.*, 2020). Porém, observamos que as ameaças seguem submetendo as espécies ao *status* de ameaçadas mesmo após 20 anos de inserção nas publicações da lista Top 25.

A inclusão de *Leontopithecus caissara* na lista Top 25 de 2000 a 2006 provavelmente contribuiu para intensificar as pesquisas e para a criação de programas de conservação em nível estadual e federal (Nascimento *et al.*, 2016), refletindo na mudança de categoria, mais recentemente, de Criticamente em Perigo para Em Perigo com a redução das ameaças detectadas no passado (Ludwig *et al.*, 2021; Nascimento *et al.*, 2021). Já *Brachyteles hypoxanthus* segue classificado como Criticamente em Perigo, embora a ação conjunta entre pesquisa e conservação tenham aumentado o conhecimento sobre a espécie (Talebi *et al.*, 2011; Melo *et al.*, 2021). *Sapajus xanthosternos* obteve avanços para a conservação de suas populações na sua porção da Mata Atlântica, mas, atualmente, suas populações da Caatinga estão risco com o aumento do desmatamento na região (Sobrinho *et al.*, 2016; Souza *et al.*, 2020; Canale *et al.*, 2021), e a histórica negligência de governos em conservar as florestas tropicais secas (Leal *et al.*, 2005; Santos *et al.*, 2011).

Este cenário nos estimulou a entender como as ameaças variam entre as espécies de cada bioma, pensando indicar outras espécies que de fato ocupam paisagens mais antropizadas, e representariam as melhores opções para a lista Top 25. Verificamos uma sobreposição de pontos, na qual espécies listadas confundem-se com as não listadas, já que representantes de ambos os grupos podem apresentar características de paisagem semelhantes. Entretanto, as características de paisagem das espécies amazônicas são mais heterogêneas: parte destas espécies possuem alta sobreposição com o arco do desmatamento e elevada perda de habitats, e as restantes se destacaram pela maior disponibilidade de habitats e sobreposição com terras indígenas. Espécies com maior predominância na Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica apresentaram paisagens com características

similares dentro de suas distribuições geográficas, com alta fragmentação de habitats, estradas, urbanização e pouco habitat disponível.

Com esta primeira caracterização geral, identificamos espécies já listadas e não listadas que se destacaram pela antropização das paisagens delimitadas por suas distribuições geográficas e, conseqüentemente, maior exposição ao risco. Entre as citadas na lista Top 25, *Cebus kaapori* é de fato a espécie que sofreu a maior perda de habitats, e juntamente com *Plecturocebus grovesi*, possui a maior sobreposição com o arco do desmatamento na Amazônia. *Callicebus barbarabrownae* é a espécie com a maior proporção de paisagens fragmentadas (com menos de 30% de cobertura de habitats) e perda de habitats na Caatinga. As populações de *Sapajus flavius*, redescoberto na natureza em 2006 (Oliveira & Langguth, 2006; Pontes *et al.*, 2006), ocupam atualmente paisagens sob grande efeito de rodovias na Mata Atlântica. Ainda que possua elevada disponibilidade de habitat, *Saguinus bicolor*, o sauim-de-coleira, tem uma distribuição geográfica pequena (9825 km²), ocorre na região de Manaus na Amazônia, concentra 3% de área urbanizada e convive próximo de um centro urbano com mais de 2 milhões de habitantes, proporção de urbanização semelhante das espécies da Mata Atlântica (Teixeira *et al.*, 2009).

Entre os primatas não listados, temos que considerar *Chiropotes satanas* que apresentou a maior perda de habitats, além de suas populações ocuparem a maior sobreposição com a região do arco do desmatamento. As áreas de distribuição de *Callicebus melanocephalus* e *Ateles belzebuth* possuem, respectivamente, 85% e 76% de sobreposição com as terras indígenas amazônicas. Estas áreas, entretanto, seguem expostas a ameaças específicas como caça, desmatamento ilegal e mineração, dos quais a caça comercial é explorada antes mesmo da demarcação destas áreas protegidas, mantendo estas espécies como ameaçadas (Valsecchi & Amaral 2010; Constantino, 2015; Duffy *et al.*, 2015, Antunes *et al.*, 2016; Antunes *et al.*, 2019; Tollefson, 2021; Matte *et al.*, 2023). Logo, sugerimos a investigação da origem destas ameaças, analisando se elas se encontram em maior intensidade dentro ou fora destas áreas protegidas, para direcionar esforços de fiscalização. Na Mata Atlântica, a espécie *Callicebus coimbrai*, se sobressaiu por apresentar maior proporção de rodovias e áreas fragmentadas entre as espécies nunca listadas.

A extinção local pode ocorrer na área exata da perda de habitat ou por altos níveis de caça e doenças zoonóticas, mas indivíduos também podem se deslocar para áreas de habitat adjacentes após os distúrbios (Walsh *et al.*, 2003; Strindberg *et al.*, 2018; Spaan *et al.*, 2020). Um dos problemas do adensamento inicial de indivíduos em fragmentos já ocupados por outras populações

é que estes indivíduos encontram áreas florestais de menor tamanho em paisagens desmatadas e fragmentadas (Gestich *et al.*, 2022), com habitats e matriz de menor qualidade, e menor oferta de recursos (Gabriel *et al.*, 2018). As populações de primatas nestas condições sofrem com os efeitos da maior densidade de indivíduos em remanescentes florestais, começando com a competição intraespecífica, estresse fisiológico, dispersão de doenças, até endocruzamento e seleção de genes deletérios (Arroyo-Rodríguez & Dias 2010; Marsh *et al.*, 2013; Gabriel *et al.*, 2018; Cañadas Santiago *et al.*, 2019). A redução populacional e a extinção local ocorrerão conforme a flexibilidade comportamental para responder rapidamente às mudanças ambientais, diminuindo o tamanho das subpopulações quando os recursos são limitados (Kolowski & Alonso, 2012; Staerk *et al.*, 2018; Spaan *et al.*, 2020). Porém, traços da história de vida como o tempo de geração e a taxa reprodutiva serão determinantes para tornar os primatas ainda mais vulneráveis às modificações nos habitats (Spaan *et al.*, 2020). Primatas ameaçados de maior tamanho, e.g., com mais de 15 anos de tempo de geração, tendem a apresentar uma resposta tardia às transformações de habitat, reproduzem-se mais lentamente e suas subpopulações podem já acumular os efeitos deletérios da redução populacional supracitados, ainda que não sejam detectados em campo (Semper-Pascual *et al.*, 2018; Galán-Acedo *et al.*, 2023). Por isso, é importante reconsiderar a inclusão de espécies que pertencem aos gêneros *Sapajus* (com tempo de geração de 16 anos) que deixaram de ser listadas, e que ocupam áreas mais fragmentadas e com alta proporção de rodovias na Mata Atlântica e Caatinga. Assim como aquelas nunca listadas dos gêneros *Ateles* e *Lagothrix* (tempo de geração de 15 anos), que além de ocorrerem no arco do desmatamento, são caçadas, e teriam uma recuperação mais lenta dos declínios drásticos de suas populações (Liow *et al.*, 2008).

Nossas análises não seguem uma abordagem temporal, ou seja, não avaliamos o efeito da inclusão das espécies na lista sobre as características de paisagem existentes na distribuição geográfica das espécies, e o posterior levantamento dos efeitos da remoção da lista sobre as ameaças. Ainda assim, foi possível detectar que espécies já listadas e, posteriormente, removidas da lista Top 25 seguem sob influência de ameaças e, conseqüentemente, classificadas como ameaçadas. A dificuldade de implementação de ações para conter as pressões antropogênicas pode estar relacionada com a ampla distribuição das espécies, como o caso do *Alouatta guariba*, cujas populações estão expostas a habitats fragmentados dentro de uma área de mais de 900000 km² (Jerusalinsky *et al.*, 2021). Nestes casos, é necessário intensificar as pesquisas e investir em parcerias dispostas a criar oportunidades de conservação para a espécie. Porém, esta situação

sinaliza a necessidade de uma mudança na postura dos especialistas e gestores da conservação (Sutherland *et al.*, 2004; Estrada & Garber, 2022). A começar por uma avaliação sistemática das ameaças que nos permitam detectar de tempos em tempos quais são as espécies mais vulneráveis do Brasil naquele período para recomendá-las em uma lista global de conservação (Sutherland *et al.*, 2004; Ocampo-Peñuela *et al.*, 2016, Butti *et al.*, 2022). Além de complementar a avaliação do *status* de conservação das espécies, o mapeamento das ameaças para a hierarquização de espécies é ideal para um cenário de escassez de recursos (Collen *et al.*, 2016; Azevedo-Santos *et al.*, 2017; Le Berre *et al.*, 2019). Ao quantificar as ameaças dentro da distribuição das espécies, também podemos monitorar a eficácia das ações de conservação implementadas que se propõem a mitigar seus efeitos (Junker *et al.*, 2020). Assim, é possível mostrar que a inclusão de uma espécie na lista das Top 25 não só intensifica ações para conservação, como também é capaz de reverter as ameaças das espécies listadas.

Com este estudo, observamos que independente das categorias de ameaça e da indicação entre as espécies mais ameaçadas do mundo, a paisagem delimitada pelas distribuições das espécies de primatas está associada a características antropogênicas, mas também refletem o histórico de uso e ocupação dos biomas brasileiros (Faurby & Svenning, 2015; Polaina *et al.*, 2018; Fernández *et al.*, 2022). O intenso processo de desmatamento pelo qual a Amazônia passa, gerou uma maior perda de habitats na paisagem das espécies ameaçadas de primatas (Fearnside, 2017; Matte *et al.*, 2023). Enquanto a Mata Atlântica passou por um processo de conversão de habitats ainda mais antigo, o que explica a maior associação das paisagens dos primatas com áreas urbanizadas e a maior proporção de áreas fragmentadas (Matte *et al.*, 2023). Logo, a similaridade entre a paisagem dos primatas da Mata Atlântica com o Cerrado e a Caatinga é motivo de preocupação para gestores e especialistas, que deveriam indicar mais espécies destes últimos biomas.

Nesse sentido, aconselhamos rever as justificativas de inclusão e remoção de uma espécie na lista dos Top 25 primatas mais ameaçados do mundo. Para a inclusão, mostramos a importância de detectarmos a magnitude das ameaças em toda a distribuição da espécie. Já a remoção deveria sinalizar que a espécie está mais distante da extinção em decorrência de uma intervenção de conservação bem-sucedida ou de um melhor conhecimento do *status* e das tendências de ameaça das espécies, assim como um “*downlist*” na Lista Vermelha da IUCN (Mallon & Jackson, 2017). Enquanto populações pequenas são redescobertas, ameaças em populações já conhecidas se

intensificam e seguem expondo as populações para um alto risco de extinção. Por isso, chamamos a atenção para as ameaças de espécies removidas da lista como *Sapajus flavius*, *Sapajus xanthosternos*, *Leontopithecus chrysopygus*, *Leontopithecus rosalia*, *Callicebus barbarabrownae*, bem como para espécies nunca listadas que ocupam paisagens mais antropizadas.

4.5 Referências

- Acerbi, A., Kerhoas, D., Webber, A. D., McCabe, G., Mittermeier, R. A., & Schwitzer, C. 2020. The impact of the “World's 25 Most Endangered Primates” list on scientific publications and media. *J. Nat. Conserv.*, 54: 125794.
- Aguiar, J. M., Amaral, A. T., Valladares-Padua, C. B., & Prado, F. 2006. Black-faced Lion Tamarin (*Leontopithecus caissara*). In: Russell A. Mittermeier, Cláudio Valladares-Pádua, Anthony B. Rylands, Ardith A. Eudey, Thomas M. Butynski, Jörg U. Ganzhorn, Rebecca Kormos, John M. Aguiar & Sally Walker. *Primates in peril: the world's 25 most endangered primates, 2004–2006*. *Primate Conserv.*, 20: 1–28.
- Alonso, A.C., Coelho, I.P., Marques, E., Valenca-Montenegro, M.M., Beltrao-Mendes, R., Printes, R.C., Jerusalinsky, J. 2022. On the occurrence of the Critically Endangered blond titi (*Callicebus barbarabrownae*): reassessment of occupied areas and minimum population size. *Int J Primatol.*, 1-19.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitats fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71: 355-366.
- Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Tabarelli, M., Watling, J.I., Tischendorf, L., Benchimol, M., Cazetta, E., Faria, D., Leal, I.R., Melo, F.P.L., et al. (2020). Designing Optimal Human-Modified Landscapes for Forest Biodiversity Conservation. *Ecol. Lett.*, 23, 1404–1420.
- Antunes, A. P., Fewster, R. M., Venticinque, E. M., Peres, C. A., Levi, T., Rohe, F., Shepard, G. H., Jr. 2016. Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. *Sci. Adv.*, 2: e1600936.
- Antunes, A. P., Rebêlo, G. H., Pezzuti, J. C. B., Vieira, M. A. R. d. M., Constantino, P. d. A. L., Campos-Silva, J. V., Fonseca, R., Durigan, C. C., Ramos, R. M., Amaral, J. V. d., Camps Pimenta, N., Ranzi, T. J. D., Lima, N. A. S. & Shepard, G. H. 2019. A conspiracy of silence: subsistence hunting rights in the Brazilian Amazon. *Land Use Pol.*, 84: 1-11.

- Aquino, R., de Queiroz, H.L., Paim, F.P., Boubli, J.P., Mittermeier, R.A., Ravetta, A.L., Shanee, S., Urbani, B., de Azevedo, R.B., Calouro, A.M., Cornejo, F.M. & Silva, F.E. 2022. *Cacajao calvus* (amended version of 2021 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T3416A210373615. Website: <https://www.iucnredlist.org/species/3416/210373615>. Accessed 27 October 2023.
- Arroyo-Rodríguez, V. & Dias, P.A.D. 2010. Effects of habitat fragmentation and disturbance on howler monkeys: a review. *Am. J. Primatol.*, 72:1–16.
- Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Watling, J., Nowakowski, J., Tabarelli, M., Tischendorf, L., Melo, F., Santos, B., Benchimol, M., Morante-Filho, J.C., Slik, F., Vieira, I. & Tschardtke, T. 2021. Preserving 40% forest cover is a valuable and well-supported conservation guideline: reply to Banks-Leite et al. *Ecol. Lett.*, 24: 1114–1116.
- Azevedo-Santos, V. M., Fearnside, P. M., Oliveira, C. S., Padiá, A. A., Pelicicle, F. M., Lima Jr., D. P., Simberloff, D., Lovejoy, T.E., Magalhães, A.L.B., Orsi, M.L., Agostinho, A.A., Esteves, F.A., Pompeu, P.S., Laurance, W.F., Petrere Jr., M., Mormul, R.P. & Vitule, J.R.S. 2017. Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. *Biodiv. Conserv.*, 26: 1745–1752.
- Barber, C., Cochrane, M., Souza, C. Jr., & Laurance, W. 2014. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biol. Conserv.*, 177: 203–209.
- Benítez-López, A., Alkemade, R. & Verweij, P. A. 2010. The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: a meta-analysis. *Biol. Conserv.*, 143: 1307–1316.
- Bicca-Marques, J. C. 2017. Urbanization (and primate conservation). In: A. Fuentes, M. Bezanson, C. J. Campbell, A. F. Di Fiore, S. Elton, A. Estrada, & J. Yamagiwa (Eds.). *The International encyclopedia of primatology* (pp. 1-5). New York, NY: Wiley-Blackwell.
- Bicca-Marques, J.C., Chaves, Ó.M. & Hass, G.P. 2020. Howler monkey tolerance to habitat shrinking: lifetime warranty or death sentence? *Am. J. Primatol.* 82: e23089.
- Bragagnolo C., Gama, G.M., Vieira, F.A., Campos-Silva, J.V., Bernard, E., Malhado, A.C.M., Correia, R.A., Jepson, P., de Carvalho, S.H.C., Efe, M.A. & Ladle, R.J. 2019. Hunting in Brazil: What are the options? *Perspect. Ecol. Conserv.*, 17: 71–79.
- Boubli, J.P., Canale, G.R., Semedo, T.B.F., Melo, F.R. & Jerusalinsky, L. 2022. GROVES' TITI MONKEY *Plecturocebus grovesi* Boubli et al. 2019. In: R.A. Mittermeier, K.E. Reuter, A.B. Rylands, L. Jerusalinsky, C. Schwitzer, K.B. Strier, J. Ratsimbazafy and T. Humle (eds.),

- Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates 2022–2023, pp. 8–10. IUCN SSC Primate Specialist Group, International Primatological Society, Re:wild, Washington, DC.
- Buss, G., Oklander, L., Bicca-Marques, J. C., Hirano, Z. B., Chaves, Ó. M., Mendes, S. L., Neves, L. G., Melo, F. R., Rylands, A. B., & Jerusalinsky, L. 2019. Northern Brown Howler (*Alouatta guariba*). In: Schwitzer, C., Mittermeier, R.A., Rylands, A.B., Chiozza, F., Williamson, E.A., Byler, D., Wich, S., Humle, T., Johnson, C., Mynott, H., McCabe, G. (Org.), Primates in peril: the world's 25 most endangered primates 2018–2020, p. 95-97. IUCN SSC Primate Specialist Group, International Primatological Society, Global Wildlife Conservation, and Bristol Zoological Society, Washington, DC.
- Buss, G., Queiroz, H., Melo, F. R., Talebi, M., Jerusalinsky, L. 2017. Ka'apor Capuchin (*Cebus kaapori*). In: Schwitzer, C., Mittermeier, R.A., Rylands, A.B., Chiozza, F., Williamson, E.A., Macfie, E.J., Wallis, J. and Cotton, A. (Org.). Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates 2016-2018, p. 88-90. IUCN SSC Primate Specialist Group, International Primatological Society, Global Wildlife Conservation, and Bristol Zoological Society, Washington, DC.
- Canale, G. R., Alonso, A. C., Martins, W. P., Jerusalinsky, L., Melo, F. R., Kierulff, M. C. M., Mittermeier, R. A. & Lynch Alfaro, J. W. 2021. *Sapajus xanthosternos*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T4074A192592138. Website: <https://www.iucnredlist.org/species/4074/192592138>. Accessed 27 October 2023.
- Cañadas Santiago, S., Dias, P. A. D., Garau, S., Coyohua Fuentes, A., Chavira Ramírez, D. R., Canales Espinosa, D., & Rangel Negrín, A. 2020. Behavioral and physiological stress responses to local spatial disturbance and human activities by howler monkeys at Los Tuxtlas, Mexico. *Anim. Conserv.*, 23: 297-306.
- Carvalho, R. S., Fransén, S. J., Valença-Montenegro, M. M., Dunn, N. J., Igayara-Souza, C. A., Port-Carvalho, M., Wormell, D., Melo, F. R., Silva, A., Lacerda, W. R. & Jerusalinsky, L. 2019. Buffy Tufted Ear Marmoset (*Callithrix aurita*). 2019. In: Schwitzer, C., Mittermeier, R.A., Rylands, A.B., Chiozza, F., Williamson, E.A., Byler, D., Wich, S., Humle, T., Johnson, C., Mynott, H., McCabe, G. (Org.), Primates in peril: the world's 25 most endangered primates 2018–2020, p. 79-81. IUCN SSC Primate Specialist Group, International Primatological Society, Global Wildlife Conservation, and Bristol Zoological Society, Washington, DC.

- Ceballos, G. & Ehrlich, P. R. 2009. Mammal population losses and the extinction crises. *PNAS*, 106: 3841–3846.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M. & Palmer, T. M. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Sci. Adv.*, 1: e1400253.
- Clark, F., Melo, F. R., Talebi, M. G. 2014. Ka'apor Capuchin (*Cebus kaapori*). In: C. Schwitzer, R. A. Mittermeier, A. B. Rylands, L. A. Taylor, F. Chiozza, E. A. Williamson, J. Wallis and F. E. Clark (Org.), *Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates 2012–2014*, pp. 20–21. IUCN SSC Primate Specialist Group (PSG), International Primatological Society (IPS), Conservation International (CI), and Bristol Zoological Society, Arlington, VA.
- Collen, B., Dulvy, N.K., Gaston, K.J., Gärdenfors, U., Keith, D.A., Punt, A.E., Regan, H.M., Böhm, M., Hedges, S., Seddon, M., Butchart, S.H.M., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Bachman, S.P., & Akçakaya, H.R. 2016. Clarifying misconceptions of extinction risk assessment with the IUCN Red List. *Biol. Lett.*, 12: 20150843.
- Colli, G.R., Vieira, C.R. & Dianese, J.C. 2020. Biodiversity and conservation of the Cerrado: recent advances and old challenges. *Biodivers. Conserv.*, 29: 1465–1475.
- Constantino, P. A. L. 2015. Dynamics of hunting territories and prey distribution in Amazonian Indigenous Lands. *Appl. Geogr.*, 56: 222–231.
- Constantino, P. A. L., Valente-Neto, F., Nunes, A.V. & Campos-Silva, J.V. 2021. Culture still matters: conservation implications of hunting by ethnolinguistic groups in Southwestern Amazonia after centuries of contact. *Biodivers. Conserv.*, 30: 445–460.
- Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros / Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - MMA - CPB/ICMBio. 2011. Sumário executivo do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas do Nordeste. Website: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-plano-de-acao/pan-primatas-caatinga/sumario-primatas-nordeste-web.pdf>. Accessed 6 February 2018.
- Collen, B., Dulvy, N.K., Gaston, K.J., Gärdenfors, U., Keith, D.A., Punt, A.E., Regan, H.M., Böhm, M., Hedges, S., Seddon, M., Butchart, S.H.M., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Bachman, S.P., & Akçakaya, H.R. 2016. Clarifying misconceptions of extinction risk assessment with the IUCN Red List. *Biology Letters*, 12: 20150843.

- da Silva, L.B., Oliveira, G.L., Frederico, R.G., Loyola, R., Zacarias, D., Ribeiro, B.R. & Mendes-Oliveira, A.C. 2022. How future climate change and deforestation can drastically affect the species of monkey endemic to the eastern Amazon, and priorities for conservation. *Biodiv. Conserv.* 31: 971–988.
- De Thoisy, B., Richard-Hansen, C., & Peres, C. A. 2009. Impacts of subsistence game hunting on Amazonian primates. In P. A. Garber, A. Estrada, J.C. Bicca-Marques, E.W. Heymann, K.B. Strier et al (eds.). *South American primates: Comparative perspectives in the study of behavior* (pp. 389–412). New York: Springer Science+Business Media.
- Duffy, R., St John, F.A., Büscher, B. & Brockington, D. 2016. Toward a new understanding of the links between poverty and illegal wildlife hunting. *Conserv Biol.*, 30: 14-22.
- Espinosa, S., Branch, L. C., Cueva, R. 2014. Road development and the geography of hunting by an amazonian indigenous group: Consequences for wildlife conservation. *PLoS one*, 9: e114916.
- Estavillo, C., Pardini R. & Rocha, P.L.B. 2013. Forest loss and the biodiversity threshold: an evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats, *PloS one*, 8: e82369.
- Estrada, A., Garber, P. A.A., Rylands, B., Roos, C., Fernandez-Duque, E., Di Fiore, A., Nekaris, K. A.-I., Nijman, V., Heymann, E. W., Lambert, J. E., Rovero, F., Barelli, C., Setchell, J. M., Gillespie, T. R., Mittermeier, R. A., Arregoitia, L. V., Guinea, M. de, Gouveia, S., Dobrovolski, R., Shanee, S., Shanee, N., Boyle, S. A., Fuentes, A., MacKinnon, K. C., Amato, K. R., Meyer, A. L. S., Wich, S., Sussman, R. W., Pan, R., Kone, I., Li, B. 2017. Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. *Sci. Adv.*, 3: e1600946.
- Estrada, A., Garber, P. A., Mittermeier, R. A., Wich, S., Gouveia, S., Dobrovolski, R., Nekaris, K., Nijman, V., Rylands, A. B., Maisels, F., Williamson, E. A., Bicca-Marques, J., Fuentes, A., Jerusalinsky, L., Johnson, S., Melo, F. R., Oliveira, L., Schwitzer, C., Roos, C., ... Setiawan, A. 2018. Primates in peril: The significance of Brazil, Madagascar, Indonesia and the Democratic Republic of the Congo for global primate conservation. *PeerJ*, 6: e4869.
- Estrada A, Garber PA, Chaudhary A. 2019. Expanding global commodities trade and consumption place the world's primates at risk of extinction. *PeerJ* 7: e7068.
- Estrada, A. & Garber, P.A. 2022. Principal Drivers and Conservation Solutions to the Impending Primate Extinction Crisis: Introduction to the Special Issue. *Int J Primatol*, 43: 1–14.

- Faurby, S. & Svenning, J.C. 2015. Historic and prehistoric human-driven extinctions have reshaped global mammal diversity patterns. *Divers. Distrib.* 21: 1155–1166.
- Fearnside, P. 2017. *Deforestation of the Brazilian Amazon*. Oxford University Press. https://oxfordre.com/environmentalscience/view/10.1093/acrefore/9780199389414.001.0001/acrefore-9780199389414-e-102_
- Fernández, D., Kerhoas, D., Dempsey, A., Billany, J., McCabe, G., Argirova, E. 2022. The Current Status of the World's Primates: Mapping Threats to Understand Priorities for Primate Conservation. *Int. J. Primatol.*, 43: 15-39.
- Fialho, M. S., Jerusalinsky, L., Talebi, M., Melo, F. R. 2015. Ka'apor Capuchin (*Cebus kaapori*). In: Schwitzer, C., Mittermeier, R.A., Rylands, A.B., Chiozza, F., Williamson, E.A., Wallis, J., Cotton, A. (Org.). *Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates 2014-2016*, p. 78-80. IUCN SSC Primate Specialist Group, International Primatological Society, Global Wildlife Conservation, and Bristol Zoological Society, Washington, DC.
- Fialho, M.S., Jerusalinsky, L., Moura, E.F., Ravetta, A.L., Laroque, P.O., de Queiroz, H.L., Boubli, J.P. & Lynch Alfaro, J.W. 2021. *Cebus kaapori* (amended version of 2020 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T40019A191704766. Website: <https://www.iucnredlist.org/species/40019/191704766>. Accessed 3 November 2023.
- Feng, X., Merow, C., Liu, Z., Park, D.S., Roehrdanz, P.R., Maitner, B., Newman, E.A., Boyle, B.L., Lien, A., Burger, J.R., Pires, M.M., Brando, P.M., Bush, M.B., McMichael, C.N.H., Neves, D.M., Nikolopoulos, E.I., Saleska, S.R., Hannah, L., Breshears, D.D., Evans, T.P., Soto, J.R., Ernst, K.C., Enquist, B.J. 2021. How deregulation, drought and increasing fire impact Amazonian biodiversity. *Nature*, 597: 516–521.
- Fenu, G., Fois, M., Cogoni, D., Porceddu, M., Pinna, M. S., Lombraña, A. C., Nebot, A., Sulis, E., Picciau, R., Santo, A., Murru, V., Orrù, M. & Bacchetta, G. 2015. The Aichi Biodiversity Target 12 at regional level: an achievable goal? *Biodivers.*, 16: 120-135.
- Gabriel, D.N., Gould, L. & Cook, S. 2018. Crowding as a primary source of stress in an endangered fragment-dwelling strepsirrhine primate. *Anim Conserv*, 21:76–85.
- Galán-Acedo, C., Arasa-Gisbert, R., Arroyo-Rodríguez, V., Martínez-Ruiz, M., Rosete-Vergés, F. A., & Villalobos, F. 2023. Effects of habitat loss on Brazilian primates: assessing extinction thresholds in the Amazon and Atlantic Forest. *Perspect. Ecol. Conserv.*, 21: 189-195.

- Gascon, C., Lovejoy, T. E., Bierregaard, R. O., Jr, Malcolm, J. R., Stouffer, P. C., Vasconcelos, H. L., Laurance, W. F., Zimmerman, B., Tocher, M. & Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biol. Conserv.*, 91, 223–229.
- Gestich, C.C., Arroyo-Rodríguez, V., Saranholi, B.H., da Cunha, RGT., Setz, EZF, Ribeiro, MC. 2022. Forest loss and fragmentation can promote the crowding effect in a forest-specialist primate. *Landsc Ecol* 37: 147–157.
- Gillespie, T. W. 2021. Policy, drought and fires combine to affect biodiversity in the Amazon basin. *Nature*, 597: 481-483.
- Gonçalves, R.V.S., Cardoso, J.C.F., Oliveira, P.E. & Oliveira, D.C. 2021. Changes in the Cerrado vegetation structure: insights from more than three decades of ecological succession. *Web Ecol.*, 21: 55–64.
- Gordo, M., Lagroteria, D., Röhe, F., Jerusalinsky, L., Azevedo, R. B., Vidal, M. D., Hrbek, T., Farias, I. P., Rylands, A. B. 2019. Pied Tamarin (*Saguinus bicolor*). In: Schwitzer, C., Mittermeier, R.A., Rylands, A.B., Chiozza, F., Williamson, E.A., Byler, D., Wich, S., Humle, T., Johnson, C., Mynott, H., McCabe, G. (Org.), *Primates in peril: the world's 25 most endangered primates 2018–2020*, p. 83-85. IUCN SSC Primate Specialist Group, International Primatological Society, Global Wildlife Conservation, and Bristol Zoological Society, Washington, DC.
- Hughes, B., Daily, G. C. & Ehrlich, P. R. 1998. Population diversity: Its extent and extinction. *Science*, 278: 689–692.
- Ibisch, P. L., Hoffmann, M. T., Kreft, S., Pe'er, G., Kati, V., Biber-Freudenberger, L., DellaSala, D.A., Vale, M.M., Hobson, P.R. & Selva, N. 2016. A global map of roadless areas and their conservation status. *Science*, 354: 1423-1427.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. 2010. Portaria nº 134, de 23 de dezembro de 2010 - Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central. *Diário Oficial da União*, Seção 1, 246: 195.
- Instituto Chico Mende de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. 2012. Protocolo para coleta de dados sobre primatas em Unidades de Conservação da Amazônia / Marcelo Derzi Vidal (organizador). Website: https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/downloads/cartilha_primatas.pdf. Accessed 5 October 2021.

- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. 2014. Portaria nº 421, de 3 de setembro de 2014 – Institui o Grupo de Assessoramento Técnico para acompanhar a implementação do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central. Diário Oficial da União, Seção 2, 170, 04/09/2014: 53.
- Instituto Chico Mende de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. 2015. Fichas da avaliação do status de conservação da fauna brasileira. Website: <https://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/estado-de-conservacao/2792-mamiferos-primatas>. Accessed 1 March 2018.
- Instituto Chico Mende de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. 2017. Portaria no 792, de 1º de dezembro de 2017 - Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas Amazônicos - PAN Primatas Amazônicos. Diário Oficial da União, Seção 1, 232.
- Instituto Chico Mende de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. 2018. Portaria no 702, de 7 de agosto de 2018 - Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas da Mata Atlântica e da Preguiça-de-Coleira – PAN PPMA. Diário Oficial da União, Seção 1, 153, 09/08/2018.
- Instituto Chico Mende de Conservação da Biodiversidade - ICMBio, 2023. Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE. Website: <https://salve.icmbio.gov.br/>. Accessed 27 October 2023.
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE. 2016. Projeto PRODES, Monitoramento da floresta Amazônica Brasileira por satélite. Website: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>. Accessed 5 October 2021.
- IUCN. 2016 A global standard for the identification of key biodiversity areas, Version 1.0. First edition. Gland, Switzerland: IUCN. Jerusalinsky, L. & Melo, F. R. 2018. Conservação de primatas no Brasil: perspectivas e desafios. In: Urbani B, Kowalewski M, Cunha RGT, de la Torre S & L Cortés-Ortiz (eds.) La primatología en Latinoamérica 2 – A primatologia na America Latina 2. Tomo I Argentina-Colombia. Ediciones IVIC. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC). Caracas, Venezuela. Pp.161-186.
- Jerusalinsky, L., Bicca-Marques, J.C., Neves, L.G., Alves, S.L., Ingberman, B., Buss, G., Fries, B.G., Alonso, A.C., da Cunha, R.G.T., Miranda, J.M.D., Talebi, M., Melo, F.R., Mittermeier, R.A. & Cortes-Ortiz, L. 2021. *Alouatta guariba* (amended version of 2020 assessment). The

- IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T39916A190417874. Website: <https://www.iucnredlist.org/species/39916/190417874>. Accessed 24 October 2023.
- Junior, C. H. S., Celentano, D., Rousseau, G. X., de Moura, E. G., Varga, I. V. D., Martinez, C., Martins, M. B. 2020. Amazon forest on the edge of collapse in the Maranhão State, Brazil. *Land Use Policy*, 97: 104806.
- Junker, J., Petrovan, S.O., Arroyo-Rodríguez, V., Boonratana, R., Byler, D., Chapman, C.A., Chetry, D., Cheyne, S.M., Cornejo, F.M., Cortés-Ortiz, L., Cowlshaw, G., Christie, A.P., Crockford, C., Torre, S., Melo, F.R., Fan, P., Grueter, C.C., Guzmán-Caro, D.C., Heymann, E.W., Herbinger, I., Hoang, M.D., Horwich, R.H., Humle, T., Ikemeh, R.A., Imong, I.S., Jerusalinsky, L., Johnson, S.E., Kappeler, P.M., Kierulff, M.C.M., Koné, I., Kormos, R., Le, K.Q., Li, B., Marshall, A.J., Meijaard, E., Mittermeier, R.A., Muroyama, Y., Neugebauer, E., Orth, L., Palacios, E., Papworth, S.K., Plumptre, A.J., Rawson, B.M., Refisch, J., Ratsimbazafy, J., Roos, C., Setchell, J.M., Smith, R.K., Sop, T., Schwitzer, C., Slater, K., Strum, S.C., Sutherland, W.J., Talebi, M., Wallis, J., Wich, S., Williamson, E.A., Wittig, R.M., Köhl, H.S. 2020. A severe lack of evidence limits effective conservation of the world's primates. *Bioscience*, 70: 794-803.
- Kierulff, M.C.M., Lernould, J., Konstant, W. R., Canale, G., dos Santos, G. R., Guidorizzi, C. E. & Cassano, C. 2006. Buff-headed Capuchin or Yellow-breasted Capuchin (*Cebus xanthosternos*). In: Russell A. Mittermeier, Cláudio Valladares-Pádua, Anthony B. Rylands, Ardith A. Eudey, Thomas M. Butynski, Jörg U. Ganzhorn, Rebecca Kormos, John M. Aguiar & Sally Walker. *Primates in peril: the world's 25 most endangered primates, 2004–2006*. *Primate Conserv.*, 20: 1–28.
- Kolowski, J.M. & Alonso, A. 2012. Primate abundance in an un hunted region of the northern Peruvian Amazon and the influence of seismic oil exploration. *Int. J. Primatol.*, 33: 958–971.
- Lapola, D. M., da Silva, J. M. C., Braga, D. R., Carpigiani, L., Ogawa, F., Torres, R. R., Barbosa, L. C. F., Ometto, J. P. H. B. Joly, C. A. 2020. A climate-change vulnerability and adaptation assessment for Brazil's protected areas. *Conserv. Biol.*, 34: 427–437.
- Latini, A., Mormul, R., Giacomini, H., Di Dario, F., Vitule, J., Reis, R., Tonella, L., Polaz, C. N. M., Lucifora, L. O., Lima, L. B., Teixeira-de-Mello, F., Lima-Júnior, D. P., Magalhães, A. L. B., Charvet, P., Jimenez-Segura, L. F., Azevedo-Santos, V. M., Carvalho, F. R., D'Anatro, A., Malabarba, L. R., Mandelburger, D., Orsi, M. L., González-Bergonzoni, I., Cunico, A. M.,

- Petrere-Júnior, M., Scarabotti, P., Vidal, N. 2021. Brazil's new fish farming Decree threatens freshwater conservation in South America. *Biol. Conserv.*, 263: 109353.
- Leal, I.R., Silva, J.M.C., Tabarelli, M. & Lacher, T.E., Jr. 2005. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. *Megadiversidade 1*: 139–146.
- Leão, T.C.C., Fonseca, C.R., Peres, C.A., Tabarelli, M. 2014. Predicting extinction risk of Brazilian Atlantic Forest angiosperms. *Conserv. Biol.*, 28, 1349-59. Le Berre, M., Noble N., Pires M., Médail F., Diadema K. 2019. How to hierarchise species to determine priorities for conservation action? A critical analysis. *Biodiv. Conserv.*, 28: 3051–3071.
- Li, B. V., Hughes, A. C., Jenkins, C. N., Ocampo-Peñuela, N., & Pimm, S. L. 2016. Remotely sensed data informs Red List evaluations and conservation priorities in Southeast Asia. *PloS one*, 11: e0160566.
- Li, B., Li, M., Li, J., Fan, P., Ni, Q., Lu, J., Zhou, X., Long, Y., Jian, Z., Zhang, P., Huang, Z., Huang, C., Yiang, X., Pan, R., Gouveia, S., Dobrovolski, R., Grueter, C., Oxnard, C., Groves, C., et al 2018. The primate extinction crisis in China: Immediate challenges and a way forward. *Biodiv. Conserv.*, 27, 3301–3327.
- Link, A., Palacios, E., Stevenson, P.R., Boubli, J.P., Mittermeier, R.A., Shanee, S., Urbani, B., de la Torre, S., Cornejo, F.M., Moscoso, P., Mourthé, Í., Muniz, C.C. & Rylands, A.B. 2021. *Ateles belzebuth* (amended version of 2019 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T2276A191684587. Website: <https://www.iucnredlist.org/species/2276/191684587>. Accessed 24 October 2023.
- Liow, L. H., Fortelius, M., Bingham, E., Lintulaakso, K., Mannila, H., Flynn, L., Stenseth, N. C. 2008. Higher origination and extinction rates in larger mammals. *PNAS*, 105: 6097–6102.
- Ludwig, G., Nascimento, A.T.A., Miranda, J.M.D., Martins, M., Jerusalinsky, L. & Mittermeier, R.A. 2021. *Leontopithecus caissara*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T11503A206547044. Website: <https://www.iucnredlist.org/species/11503/206547044#geographic-range>. Accessed 01 November 2023.
- Mace, G. M., Collar, N. J., Gaston, K. J., Hilton-Taylor, C., Akcakaya, H. R., Leader-Williams, N., Milner-Gulland, E. J. & Stuart, S.N. 2008. Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conserv. Biol.*, 22: 1424–42.

- Mallon, D. P. & Jackson, R. M. 2017. A downlist is not a demotion: red list status and reality. *Oryx*, 51: 605-609.
- Marsh, L.K., Chapman, C.A., Arroyo-Rodríguez, V., Cobden, A.K., Dunn, J.C., Gabriel, D., Ghai, R., Nijman, V., Reyna-Hurtado, R., Serio-Silva, J.C. 2013. Primates in fragments 10 years later: once and future goals. In: Marsh LK, Chapman CA (eds) *Primates in fragments*. Springer, Boston, pp 505–525.
- Martensen, A.C., Ribeiro, M.C., Banks-Leite, C., Prado, P.I. & Metzger, J.P. 2012. Associations of forest cover, fragment area and connectivity with Neotropical understory bird species richness and abundance. *Conserv. Biol.*, 26: 1100– 1111.
- Matte, A. L., Buss, G., Fialho, M., Becker, F. G., Jerusalinsky, L., de Lacerda, J. C., Santos, P.J.P. & Bezerra, B. (2023). How do landscape and life history traits contribute to the threat context of Brazilian primates?. *Anim. Conserv.*.
- Melo, F.R., Boubli, J.P., Mittermeier, R.A., Jerusalinsky, L., Tabacow, F.P., Ferraz, D.S. & Talebi, M. 2021. *Brachyteles hypoxanthus* (amended version of 2019 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T2994A191693399. Website: <https://www.iucnredlist.org/species/2994/191693399>. Accessed 3 November 2023.
- Melo, F.R., Vital, O., Carmo, S.T., Carvalho, R.S., Valença-Montenegro, M.M., Mendes, S.L. & Jerusalinsky, L. 2022. BUFFY-HEADED MARMOSET *Callithrix flaviceps* (Thomas, 1903). In: R.A. Mittermeier, K.E. Reuter, A.B. Rylands, L. Jerusalinsky, C. Schwitzer, K.B. Strier, J. Ratsimbazafy and T. Humle (eds.), *Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates 2022–2023*, pp. 8–10. IUCN SSC Primate Specialist Group, International Primatological Society, Re:wild, Washington, DC.
- Metzger, J. P., Martensen, A. C., Dixo, M., Bernacci, L. C., Ribeiro, M. C., Teixeira, A. M. G., & Pardini, R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic Forest region. *Biol. Conserv.*, 142: 1166-1177.
- Ministério do Meio Ambiente – MMA. 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçada de Extinção. Portaria N° 444, de 17 de dezembro de 2014, MMA, Brasília.
- Mittermeier, R. A., Konstant, W. R. & Rylands, A. B. 2000. The world's top 25 most endangered primates. *Neotrop. Primates*, 8: 49.
- Mittermeier, R. A., Rylands, A. B., Schwitzer, C., Taylor, L. A., Chiozza, F., Williamson, E. A. (Org.). 2012. *Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates 2010–2012*.

- IUCN/SSC Primate Specialist Group (PSG), International Primatological Society (IPS), and Conservation International (CI), Arlington, VA. 40pp.
- Mittermeier, R. A., Rylands, A. B. & Wilson, D. E. (Org.). 2013. Handbook of the Mammals of the World: 3. Primates. Lynx Ediciones, Barcelona, Spain, 953 p.
- Mittermeier, R.A., Boubli, J.P., Bezerra, B.M. & Urbani, B. 2021. *Cacajao hosomi* (amended version of 2020 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T136640A191697668. Website: <https://www.iucnredlist.org/species/136640/191697668>. Accessed 28 October 2023.
- Mohr, C.O. 1947. Table of equivalent populations of North America small mammals. Am. Midl. Nat., 37: 223–249.
- Nascimento, A., Nali, C., Schmidlin, L.A., Marques, R.F., Rodeano, M., Padua, S.M., Valladares-Padua, C.B., Prado, F., Souza, M.D., & Fonseca, G. 2016. Combining Econegotiations and Threat Reduction Assessments to estimate success of conservation: lessons learned in the black-faced lion tamarin conservation program. *Natureza & Conservação*, 14: 57-66.
- Nascimento, A.T.A., Ludwig, G., Miranda, J.M.D., Martins, M., Jerusalinsky, L. & Mittermeier, R.A. 2021. *Leontopithecus caissara* (amended version of 2020 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T11503A192327024. Website: <https://www.iucnredlist.org/species/11503/206547044>. Accessed 3 November 2023.
- Navarro, G., & Molina, J. A. 2021. A novel biome concept and classification system based on bioclimate and vegetation—a Neotropical assay. *Vegetation Classification and Survey*, 2: 159-175.
- Neves, L. G., Jerusalinsky, L., Rylands, A. B., Melo, F. R., Talebi, M. G. 2015. Northern brown howler (*Alouatta guariba guariba*). In: Schwitzer, C., Mittermeier, R.A., Rylands, A.B., Chiozza, F., Williamson, E.A., Wallis, J., Cotton, A. (Org.). *Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered*, International Primatological Society, Global Wildlife Conservation, and Bristol Zoological Society, Washington, DC.
- Neves, L. G., Jerusalinsky, L., Melo, F. R., Rylands, A. B., Talebi, M. G. 2017. Northern Brown Howler (*Alouatta guariba guariba*). In: Schwitzer, C., Mittermeier, R. A., Rylands, A. B., Chiozza, F., Williamson, E. A., Macfie, E. J., Wallis, J., Cotton, A. (Org.). *Primates in Peril: The World's 25 most endangered primates 2016-2018*, p. 96-99. IUCN SSC Primate Specialist Group, International Primatological Society, Global Wildlife Conservation, and Bristol

- Zoological Society, Washington, DC. Primates 2014-2016, p. 83-86. IUCN SSC Primate Specialist Group.
- Ocampo-Penuela, N., Jenkins, C.N., Vijay, V., Li, B.V., Pimm, S.L. 2016. Incorporating explicit geospatial data shows more species at risk of extinction than the current Red List. *Sci. Adv.*, 22: e1601367.
- Oklander, L.I., Buss, G., Bicca-Marques, J.C., Hirano, Z.B., Chaves, Ó.M., Jardim, M.M.A., Valença-Montenegro, M.M., Mendes, S.L., Neves, L.G., Kowalewski, M., Melo, F.R., Rylands, A. B. & Jerusalinsky, L. 2022. BROWN HOWLER MONKEY *Alouatta guariba* (Humboldt, 1812). In: R.A. Mittermeier, K.E. Reuter, A.B. Rylands, L. Jerusalinsky, C. Schwitzer, K.B. Strier, J. Ratsimbazafy and T. Humle (eds.), *Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates 2022–2023*, pp. 8–10. IUCN SSC Primate Specialist Group, International Primatological Society, Re:wild, Washington, DC.
- Oliveira, M. M., & Langguth, A. 2006. Rediscovery of Marcgrave's capuchin monkey and designation of a neotype for *Simia flavia* Schreber, 1774 (Primates, Cebidae). *Boletim do Museu Nacional do Rio de Janeiro*, 523: 1–16.
- Paiva, P. F. P. R., de Lourdes Pinheiro Ruivo, M., da Silva Júnior, O.M., de Nazaré Martins Maciel, M., Braga, T. G. M., de Andrade, M. M. N., dos Santos Junior, P. C., da Rocha, E. S., de Freitas, T. P. M., da Silva Leite, T. V., Gama, L. H. O. M., de Sousa Santos, L., da Silva, M. G., Silva, E. R. R., Ferreira, B. M. 2019. Deforestation in protect areas in the Amazon: a threat to biodiversity. *Biodiv. Conserv.*, 29: 19-38.
- Pardini, R., Arruda Bueno, A., Gardner, T.A., Prado, P.I., Metzger, J.P. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PloS one*, 5: e13666.
- Passos, F.B., Marimon, B.S., Phillips, O.L., Morandi, P.S., Neves, E.C., Elias, F., Reis, S.M., Oliveira, B., Feldpausch, T.R., Marimon Júnior, B.H. 201). Savannah turning into forest: concerted vegetation change at the ecotone between the Amazon and “Cerrado” biomes. *Braz. J. Bot.*, 41: 611–619.
- Peres, C. A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conserv. Biol.*, 14: 240–253.
- Pinto, M. P., Beltrão-Mendes, R., Talebi, M., & de Lima, A. A. 2023. Primates facing climate crisis in a tropical forest hotspot will lose climatic suitable geographical range. *Sci. Rep.*, 13, 641.

- Polaina, E., Gonzalez-Suarez, M., Kuemmerle, T., Kehoe, L. & Revilla, E. 2018. From tropical shelters to temperate defaunation: the relationship between agricultural transition stage and the distribution of threatened mammals. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 27: 647–657.
- Polaina, E., González-Suárez, M., & Revilla, E. 2019. The legacy of past human land use in current patterns of mammal distribution. *Ecography*, 42: 1623-1635.
- Pontes, A. R. M., Malta, A., & Asfora, P. H. 2006. A new species of capuchin monkey, genus *Cebus* Erxleben (Cebidae, Primates): Found at the very brink of extinction in the Pernambuco Endemism Centre. *Zootaxa*, 1200: 1–12.
- Possamai, C. B., Melo, F. R., Mendes, S. L., & Strier, K. B. 2022. Demographic changes in an Atlantic Forest primate community following a yellow fever outbreak. *Am. J. Primatol.*, 84: e23425.
- Printes, R.C., Buss, G., Jardim, M.M.A, Fialho, M.S., Dornelles, S.S, Perotto, M., Brutto, L.F.G., Girardi, E., Jerusalinsky, L., Liesenfeld, M.V.A., Lokschin, L.X. and Romanowski, H.P. 2010. The Urban Monkeys Program: a survey of *Alouatta clamitans* in the south of Porto Alegre and its influence on land use policy between 1997 and 2007. *Primate Conserv.*, 25: 11–19.
- Purvis, A., Gittleman, J. L., Cowlshaw, G., & Mace, G. M. 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proc. Royal Soc. B*, 267: 1947-1952.
- Reuter KE, Mittermeier RA, Schwitzer C, McCabe G, Rylands AB, Jerusalinsky L, Konstant W, Kerhoas D, Ratsimbazafy J, Strier KB, Webber AD, Williamson EA & Wise J. 2021. The 25 most endangered primates list: impacts on conservation fundraising and policy. In: Freedman E, Shipley Hiles S & Sachsman DB (eds.) *Communicating Endangered Species: Extinction, News and Public Policy*. Routledge Studies in Environmental Communication and Media. London: Routledge, pp. 101-115.
- Peres, C. A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conserv. Biol.*, 14: 240–253.
- Potapov, P., Li, X., Hernandez-Serna, A., Tyukavina, A., Hansen, M.C., Kommareddy, A., Pickens, A., Turubanova, S., Tang, H., Silva, C.E., Armstom, J., Dubayah, R., Blair, J.B. & Hofton, M. 2020. Mapping global Forest canopy height through integration of GEDI and Landsat data. *Remote Sens. Environ.*, 253: 112165.
- Rímoli, J., Smith, R.L., Ludwig, G., Martinez, M., Kowalewski, M., Melo, F.R. & Lynch, W. 2022. *Sapajus cay* (errata version published in 2022). The IUCN Red List of Threatened Species 2022:

e.T136366A222944655.

Website:

<https://www.iucnredlist.org/species/136366/222944655>. Accessed 22 October 2023.

- Santos, J., Leal, I., Almeida-Cortez, J., Fernandes, G., Tabarelli, M. 2011. Caatinga: The Scientific Negligence Experienced by a Dry Tropical Forest. *Trop. Conserv. Sci.*, 4: 276-286.
- Schäffler, L., Markolf, M. and Kappeler, P.M. 2022. Madame Berthe's Mouse Lemur *Microcebus berthae* Rasoloarison et al. 2000. In: R.A. Mittermeier, K.E. Reuter, A.B. Rylands, L. Jerusalinsky, C. Schwitzer, K.B. Strier, J. Ratsimbazafy and T. Humle (eds.), *Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates 2022–2023*, pp. 8–10. IUCN SSC Primate Specialist Group, International Primatological Society, Re:wild, Washington, DC.
- Schwitzer, C., Mittermeier, R. A., Rylands, A. B., Taylor, L. A., Chiozza, F., Williamson, E. A., Wallis, J. and Clark, F. E. (eds.). 2014. *Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates 2012–2014*. IUCN SSC Primate Specialist Group (PSG), International Primatological Society (IPS), Conservation International (CI), and Bristol Zoological Society, Arlington, VA. iv+87pp.
- Schwitzer, C., Mittermeier, R.A., Rylands, A.B., Chiozza, F., Williamson, E.A., Wallis, J. and Cotton, A. (eds.). 2015. *Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates 2014–2016*. IUCN SSC Primate Specialist Group (PSG), International Primatological Society (IPS), Conservation International (CI), and Bristol Zoological Society, Arlington, VA. iv+93pp.
- Schwitzer, C., Mittermeier, R.A., Rylands, A.B., Chiozza, F., Williamson, E.A., Macfie, E.J., Wallis, J. and Cotton, A. (eds.). 2017. *Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates 2016–2018*. IUCN SSC Primate Specialist Group (PSG), International Primatological Society (IPS), Conservation International (CI), and Bristol Zoological Society, Arlington, VA. 99 pp.
- Schwitzer, C., Mittermeier, R.A., Rylands, A.B., Chiozza, F., Williamson, E.A., Byler, D., Wich, S., Humle, T., Johnson, C., Mynott, H., and McCabe, G. (eds.). 2019. *Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates 2018–2020*. IUCN SSC Primate Specialist Group, International Primatological Society, Global Wildlife Conservation, and Bristol Zoological Society, Washington, DC. 130pp.
- Semper-Pascual, A., Macchi, L., Sabatini, F. M., Decarre, J., Baumann, M., Blendinger, P. G., Gómez-Valencia, B., Mastrangelo, M.E. & Kuemmerle, T. 2018. Mapping extinction debt

- highlights conservation opportunities for birds and mammals in the South American Chaco. *J. App. Ecol.*, 55: 1218-1229.
- Silva, F.E., de Azevedo, R.B. & Boubli, J.P. 2021. *Cacajao calvus* ssp. *rubicundus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T3422A206546924. Website: <https://www.iucnredlist.org/species/3422/206546924>. Accessed 28 October 2023.
- Silva, F. E., do Amaral, J. V., Roos, C., Bowler, M., Röhe, F., Sampaio, R., Janiak, M.C., Bertuol, F., Santana, M.I., Silva Júnior, J.S., Rylands, A.B., Gubili, C., Hrbek, T., McDevitt, A.D. & Boubli, J. P. 2022. Molecular phylogeny and systematics of bald uakaris, genus *Cacajao* (Primates: Pitheciidae), with the description of a new species. *Mol. Phylogenet. Evol.*, 173: 107509.
- Sobrinho, M.S., Tabarelli, M., Machado, I.C., Sfair, J.C., Bruna, E.M. & Lopes, A.V. 2016. Land use, fallow period and the recovery of a Caatinga forest. *Biotropica*, 48: 586–597.
- Souza, C.M., Jr., Z. Shimbo, J., Rosa, M.R., Parente, L.L., A. Alencar, A.; Rudorff, B.F.T., Hasenack, H., Matsumoto, M., G. Ferreira, L., 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., Neto, L.C.F., 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 Sens.*, 12: 2735.
- Spaan, D., Ramos-Fernández, G., Bonilla-Moheno, M., Schaffner, C. M., Morales-Mávil, J. E., Slater, K., & Aureli, F. 2020. Anthropogenic habitat disturbance and food availability affect the abundance of an endangered primate: a regional approach. *Mamm. Biol.*, 100: 325-333.
- Staerk, J., Conde, D. A., Ronget, V., Lemaitre, J. F., Gaillard, J. M., & Colchero, F. 2019. Performance of generation time approximations for extinction risk assessments. *J. Appl. Ecol.*, 56: 1436-1446.
- Strier, K. B., Mendes, S. L., Boubli, J. P., Dias, L. G. 2006. Northern Muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*). In: Russell A. Mittermeier, Cláudio Valladares-Pádua, Anthony B. Rylands, Ardith A. Eudey, Thomas M. Butynski, Jörg U. Ganzhorn, Rebecca Kormos, John M. Aguiar and Sally Walker. *Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates, 2004–2006*. *Primate Conserv.*, 20: 1–28.

- Stewart, B. M., Turner, S. E. & Matthews, H. D. 2020. Climate change impacts on potential future ranges of non-human primate species. *Clim. Change*, 162: 2301–2318.
- Strindberg, S., Maisels, F., Williamson, E.A., Blake, S., Stokes, E.J., Aba'a, R., Abitsi, G., Agbor, A., Ambahe, R.D., Bakabana, P.C., Bechem, M., Berlemont, A., Bokoto de Semboli, B., Boundja, P.R., Bout, N., Breuer, T., Campbell, G., De Wachter, P., Ella Akou, M., Esono, Mba. F., Feistner, A.T.C., Fosso, B., Fotso, R., Greer, D., Inkamba-Nkulu, C., Iyenguet, C.F., Jeffery, K.J., Kokangoye, M., Kühl, H.S., Latour, S., Madzoke, B., Makoumbou, C., Malanda, G-AF., Malonga, R., Mbolo, V., Morgan, D.B., Motsaba, P., Moukala, G., Mowawa, B.S., Murai, M., Ndzai, C., Nishihara, T., Nzoo, Z., Pintea, L., Pokempner, A., Rainey, H.J., Rayden, T., Ruffler, H., Sanz, C.M., Todd, A., Vanleeuwe, H., Vosper, A., Warren, Y., Wilkie, D.S. 2018. Guns, germs, and trees determine density and distribution of gorillas and chimpanzees in Western Equatorial Africa. *Sci Adv*, 4:eaar296.
- Sutherland, W. J., Pullin, A. S., Dolman, P. M., & Knight, T. M. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends Ecol. Evol.*, 19: 305-308.
- Talebi, M., Melo, F.R., Dias, L.G., Cunha, A.A., Mendes, S.L., Breves, P. & Jerusalinsky, L. 2011. Contextualização sobre *Brachyteles arachnoides* e *Brachyteles hypoxanthus*. In: Jerusalinsky, L.; Talebi, M. & Melo, F.R. (orgs.). Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Muriquis. ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade).144p.
- Teixeira, A. M. G., Soares-Filho, B. S., Freitas, S. R., & Metzger, J. P. 2009. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: implications for conservation. *For. Ecol. Manag.*, 257: 1219-1230.
- Tisler, T. R.; Teixeira, F. Z.; Nóbrega, R. A.A. 2022. Conservation opportunities and challenges in Brazil's roadless and railroad-less areas. *Sci. Adv.*, 8: eabi5548.
- Tollefson, J. 2021. Illegal mining in the Amazon hits record high amid Indigenous protests. *Nature*, 598: 15-16.
- Valença-Montenegro, M. M., Bezerra, B. M., Martins, A. B., Jerusalinsky, L., Fialho, M. S. & Lynch Alfaro, J. W. 2021. *Sapajus flavius*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T136253A192592928. Website: <https://www.iucnredlist.org/species/136253/192592928>. Accessed 28 October 2023.
- Valsecchi, J. & Amaral, P.V. 2010. Perfil da caça e dos caçadores na reserva de desenvolvimento sustentável Amanã, Amazonas – Brasil. *Sci Mag Uakari*, 5: 33–48.

- Walsh, P.D., Abernethy, K.A., Bermejo, M., Beyers, R., De Wachter, P., Akou, M.E., Huijbregts, B., Mambounga, D.I., Toham, A.K., Kilbourn, A.M., Lahm, S.A., Latour, S., Maisels, F., Mbina, C., Mihindou, Y., Ndong Obiang, S., Effa, E.N., Starkey, M.P., Telfer, P., Thibault, M., Tutin, C.E.G., White, L.J.T., Wilkie, D.S. 2003. Catastrophic ape decline in western equatorial Africa. *Nature*, 422: 611–614.
- Yoccoz, N.G., Nichols, J.D., Boulinier, T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends Ecol. Evol.*, 16: 446– 453.

5 SELEÇÃO DE ÁREAS ESTRATÉGICAS PARA CONSERVAÇÃO DE PRIMATAS BRASILEIROS

5.1 Introdução

Num contexto de expansão agrícola, com a crescente perda de hábitat, a conservação de áreas naturais é essencial para a persistência da biodiversidade (Ramírez de Arellano *et al.*, 2008; Moreno-Mateos *et al.*, 2017; Wan *et al.*, 2019; Estrada & Garber 2022). No cenário mundial, mais de 65% das espécies de primatas não humanos estão listadas como ameaçadas de extinção, e 93% se caracterizam pelo declínio populacional (Estrada & Garber 2022). A baixa representatividade de seus hábitats em áreas protegidas e a escassez de recursos para conservação da biodiversidade, convida pesquisadores a aplicar técnicas que preencham estas lacunas de conservação de espécies e hábitats (Margules & Pressey 2000; Estrada & Garber 2022).

As estratégias que visam o planejamento do uso da terra têm avançado para solucionar as situações de ameaça, envolvendo espécies únicas ou grupos taxonômicos inteiros (e.g. Myers, 2003; Loyola & Lewinsohn, 2009; Alves & Brito, 2013; Overbeck *et al.*, 2015; Cuesta *et al.*, 2016; Brum *et al.*, 2017; Fonseca e Venticinque, 2018; Delgado-Jaramillo *et al.*, 2020). Estudos que identificaram áreas prioritárias para conservar primatas brasileiros focaram em espécies ameaçadas detendo-se a um único bioma (e.g., Pinto & Grelle, 2009; 2011; Pinto *et al.*, 2014; Freire Filho & Palmeirim, 2019; Rezende *et al.*, 2020), ou envolveram toda a biodiversidade brasileira (MMA, 2007; Fonseca & Venticinque, 2018; MMA, 2018).

O Brasil é um dos principais *hotspots* de primatas do mundo (Estrada *et al.*, 2017; Estrada *et al.*, 2018), e a riqueza de espécies varia entre os biomas brasileiros. Isto requer que, para fins de conservação, pesquisadores analisem cada bioma separadamente, considerando as variações de vegetação e uso da terra existentes nas paisagens delimitadas pelas áreas de distribuição das espécies de cada bioma (Ellis *et al.*, 2010; Navarro & Molina, 2021). Assim, abordagens que foquem em conservar todas as espécies de primatas e seus hábitats, levando em conta o bioma em que ocorrem, as principais ameaças antropogênicas e traços de história de vida associados ao risco de extinção (e.g., Matte *et al.*, 2023) podem auxiliar de maneira mais efetiva na tomada de decisões e estabelecimento de metas de conservação.

Uma meta de conservação expressa o que cada espécie deveria ocupar em termos de quantidade de hábitat na paisagem, e esta medida é aplicada sobre a área de distribuição da espécie (“area-based conservation method”, Pressey *et al.*, 2003; Kark *et al.*, 2009; Lieberknecht *et al.*, 2010; Bhola *et al.*, 2020; Serra *et al.*, 2020). Logo, espécies com distribuição ampla e com alto risco de extinção podem tornar o cenário de difícil aplicabilidade por receberem metas elevadas e, conseqüentemente, conduzirem o resultado para um número muito grande de áreas (Rodrigues *et al.*, 2004; Stewart *et al.*, 2007; Levin *et al.*, 2015). Por exemplo, metas superiores a 50% indicam que mais de 50% da distribuição da espécie deve ser conservada. Então, análises que nos auxiliam a definir a meta mais realista para cada espécie podem ser incorporadas como mais um passo do planejamento sistemático da conservação (Levin *et al.*, 2015).

Uma superfície de custo é geralmente usada para orientar a priorização de áreas, de forma a restringir as áreas do cenário final para um menor custo total (Naidoo *et al.*, 2006; Peltola *et al.*, 2022). Este custo pode representar um custo econômico, para tentar minimizar a sobreposição das áreas selecionadas com áreas de interesse para outros usos econômicos, ou apenas um custo antrópico, usado para minimizar as ameaças sobre as áreas de interesse, de forma que áreas piores para a manutenção da biodiversidade tem mais custo, e por isso, menor chance de serem selecionadas (Naidoo *et al.*, 2006; Serra *et al.*, 2020). Para traduzir os processos que envolvem a modificação da paisagem nesse tipo de análise, com base na ideia do usar o custo antrópico, a intensidade do uso da terra pode ser combinada com a proporção de desmatamento. Locais que passaram por maior perda de hábitats concentram outros distúrbios como a fragmentação e degradação de hábitats (Banks-Leite *et al.*, 2020), perda da conectividade florestal (Fischer & Lindenmayer, 2007), conversão para outros usos (estradas e assentamentos urbanos) e caça (Bennet & Robinson, 2000; Peres & Lake, 2003; Benítez-Lopes *et al.*, 2017).

Ao mesmo tempo, a análise de priorização espacial adiciona novas áreas ao sistema de áreas protegidas com um mínimo de redundância de alvos (espécies) (Pressey *et al.*, 1996). No entanto, determinados alvos podem gerar pouco impacto sobre o conjunto de áreas selecionado, enquanto outros são os principais impulsionadores deste resultado (Church & Gerrard 2003; Ramírez de Arellano, 2007; Ardron *et al.*, 2010). Além de mudar o número e o arranjo de áreas selecionadas, estas espécies podem gerar um efeito desproporcional no custo total do cenário (Church & Gerrard 2003; Ramírez, 2007; Ardron *et al.*, 2010). Por exemplo, ao excluirmos todo o grupo de espécies ameaçadas em uma rodada do algoritmo de priorização de áreas, o custo do

cenário pode reduzir muito, pois a maioria destas espécies ocorre em paisagens mais antropizadas (Matte et al., 2023). Assim, avaliar qual o grupo de espécies está aumentando o custo e o número de áreas selecionadas em cada bioma pode nos dar uma melhor ideia de qual grupo está de fato direcionando o resultado do cenário (Ramírez de Arellano, 2007; Ardrón *et al.*, 2010).

A negociação para implementação destas áreas como novas unidades de conservação é aprimorada com a noção de que ao conservarmos primatas, também podemos atender a conservação da biodiversidade como um todo (Scholes *et al.*, 2018). Em nossa escala, a qualidade da matriz e o grau em que os ecossistemas estão livres de modificação antropogênica podem nos ajudar a compreender como as áreas selecionadas se distinguem das demais (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2013; Grantham *et al.*, 2020). Além das áreas estratégicas para conservação de primatas brasileiros, precisamos considerar a existência de outras áreas importantes para a biodiversidade que auxiliam a definir novas políticas públicas relacionadas com o regramento do uso da terra. As Áreas Prioritárias para a Biodiversidade (MMA, 2018), Florestas públicas não destinadas (Brasil, 2002; Azevedo-Ramos *et al.*, 2020; Moutinho *et al.*, 2022) e Terras Indígenas (TI) (Brasil, 1988) são exemplos que podem legitimar a importância das áreas que selecionamos neste estudo, pois se propõem a conservar toda a biodiversidade, incluindo primatas brasileiros.

Nesse sentido, para auxiliar na tomada de decisões para conservação de primatas brasileiros, neste capítulo objetivamos:

- 1) Sintetizar o estado-da-arte da informação espacializada sobre primatas, mapeando a riqueza e grau de ameaça das espécies de primatas brasileiras para cada bioma, e classificando as espécies quanto ao bioma em que ocorrem;
- 2) Quantificar as características de paisagem, história de vida, e informações reportadas nas fichas de avaliação dos primatas para estabelecer metas de conservação para cada um deles (etapa de hierarquização dos alvos);
- 3) Definir as metas de conservação por espécies;
- 4) Analisar como as espécies de cada bioma/categorias de ameaça variam quanto à sua representatividade nas áreas protegidas, metas de conservação e lacunas;
- 5) Obter as camadas relacionadas ao custo e oportunidade para conservação de habitats e primatas;
- 6) Obter áreas estratégicas para conservação de primatas com análise de priorização espacial;

7) Analisar as diferenças de permeabilidade da matriz, integridade florestal da paisagem e custo entre as áreas estratégicas e as demais áreas do bioma não selecionadas na análise de priorização espacial;

8) Avaliar a sobreposição das áreas estratégicas com Áreas Prioritárias para a Biodiversidade, Florestas públicas não destinadas e Terras Indígenas.

Este tipo de análise busca aperfeiçoar a base de dados dos primatas brasileiros em articulação com Planos de Ação Nacionais, os quais tem um enfoque regional, com maior alcance para reverter ameaças do que análises globais (ICMBio, 2010; ICMBio, 2017ab; ICMBio 2018).

5.2 Material e Métodos

5.2.1 Área de estudo e delineamento da pesquisa

Dividimos o Brasil em 1512 unidades de planejamento para definir nossas áreas em estudo, das quais 567 são Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCPI - nos três níveis da federação: municipal, estadual e federal) e, a maioria das 945 restantes, são quadrículas com tamanho de 100 x 100 km (Figura 1). Após recortar esta grade com o limite do Brasil, e também inserir as UCPI, algumas unidades que tinham 100 km de resolução espacial reduziram em tamanho (Figura 1).

As áreas protegidas representam a área já conservada na grade de unidades de planejamento (Figura 1). As unidades restantes correspondem às áreas disponíveis que podem ser selecionadas para compor os cenários de áreas estratégicas. Usamos os limites dos biomas para indicar quais unidades pertencem a cada bioma (Souza *et al.*, 2020), com uma ferramenta de seleção do programa ArcGIS 10.4 que interseccionou a grade com o bioma. Posteriormente, identificamos o *status* das unidades de planejamento de cada bioma, atribuindo valor zero para as áreas disponíveis, “2” para as áreas protegidas (UCPI) e “3” para as áreas que estão fora da análise (e.g., ao classificar as unidades de um bioma, o valor “3” é dado para as áreas que pertencem aos demais biomas) (Serra *et al.*, 2020). Assim, processamos as análises para cada bioma separadamente, sem recortar a grade.

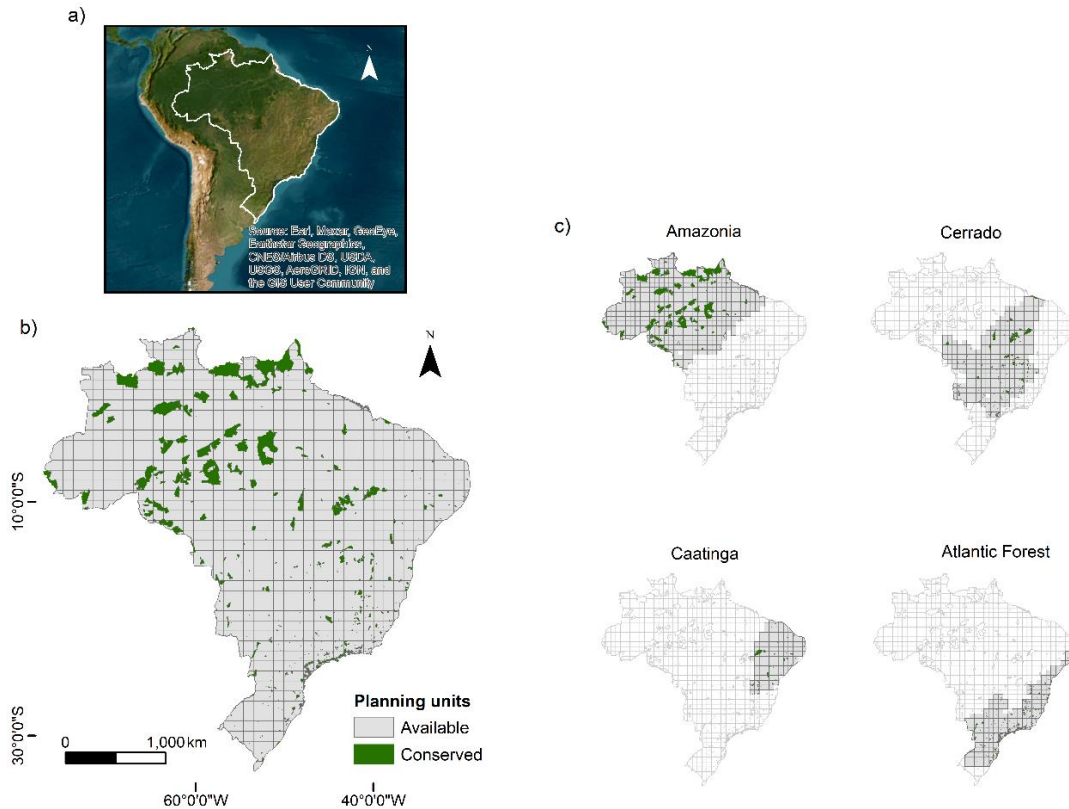


Figura 1. Localização da área de estudo (a) e unidades de planejamento divididas em quadrículas de 100 km de resolução espacial e Unidades de Conservação de Proteção Integral (b). As unidades de planejamento foram classificadas de acordo com o bioma em que se encontram, usando os limites definidos por Souza *et al.* (2020), como pode ser observado na grade com maior destaque às unidades dos biomas Amazônia, Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica (c).

Apesar da grande contribuição para manutenção da cobertura florestal, serviços ecossistêmicos e uso sustentável dos recursos naturais (Levis *et al.*, 2020), as áreas protegidas que pertencem às categorias de uso sustentável (e.g., Área de Proteção Ambiental e Reserva Extrativista) não entraram como áreas conservadas em nossa análise. Esta decisão é um reflexo da menor perturbação e desmatamento existente dentro dos limites das UCPI (Oliveira *et al.*, 2007; Ewers & Rodrigues, 2008; Jiang & Yu, 2019), e reforça a importância desta categoria de proteção para o planejamento da conservação de primatas em escala ampla.

Para atingir nossos objetivos, nosso delineamento da pesquisa foi composto por três etapas principais (Material Suplementar 1):

- 1- Geramos as camadas de dados espaciais necessárias para as análises, que incluem: i) as características relevantes para conservação (espécies, espécies ameaçadas e habitats) e ii) o custo (uso da terra e perda de habitats).
- 2- Construimos cenários para identificar as áreas estratégicas para conservação de primatas brasileiros, usando Marxan (Ball *et al.*, 2009). Nesta etapa, cumprimos com vários requisitos indispensáveis para a análise de priorização de áreas como: classificação das espécies quanto ao bioma, caracterização das unidades de planejamento quanto à quantidade de habitats de cada espécie, cálculo das metas de conservação, metodologia para definição de parâmetros da análise.
- 3- Realizamos avaliações *post-hoc* em todos os cenários para: i) analisar quais as espécies mais custosas para conservação; ii) caracterizar áreas selecionadas quanto à permeabilidade da matriz e integridade florestal da paisagem; e iii) analisar a sobreposição das áreas selecionadas com outras áreas importantes para conservação da biodiversidade.

5.2.2 Dados espaciais

5.2.2.1 Alvos de conservação: espécies e habitats

Consideramos 124 espécies e subespécies de primatas brasileiros como os alvos do nosso estudo, e os classificamos conforme o bioma em que ocorrem (Material Suplementar 2). Atribuímos o bioma para as espécies cuja área de distribuição tem mais de 50% de sobreposição com os seus limites (Souza *et al.*, 2020). Espécies que ocorrem no bioma Pampa não cumpriram com tal requisito (Material Suplementar 2). Já as espécies do Pantanal são classificadas em categorias excluídas desta análise, como “Data Deficient” (DD) e “Not Evaluated” (NE), as quais não possuem dados suficientes para delimitar suas distribuições (Material Suplementar 2). Logo, nossas análises foram realizadas apenas na Mata Atlântica, Amazônia, Caatinga e Cerrado (Figura 1c).

Em relação às demais categorias de ameaça, compilamos as espécies das categorias Criticamente em Perigo (CR), Em Perigo (EN) e Vulnerável (VU) publicadas pela Portaria nº 444 do Ministério do Meio Ambiente (MMA) de 2014. Já as espécies não ameaçadas (Quase Ameaçadas – NT e Menos Preocupantes – LC) foram listadas pelo CPB, segundo lista divulgada pelo ICMBio em 2015, no site das fichas de avaliação do *status* de conservação das espécies (ICMBio, 2015).

Para as nossas análises, usamos as áreas de distribuição dos primatas fornecidas pelo Centro Nacional de Conservação e Pesquisa de Primatas Brasileiros (CPB) do Instituto Chico Mendes de Conservação para a Biodiversidade (ICMBio). Tais dados foram atualizados e são disponibilizados pela plataforma SALVE (ICMBio, 2023).

Na análise de priorização espacial, precisamos usar uma medida que informe a ocorrência das espécies, que pode ser relacionada à abundância da espécie ou à extensão de seu habitat (Serra *et al.*, 2020). Neste estudo, medimos a quantidade de habitats das espécies de cada unidade de planejamento em proporção para indicar onde as espécies de primatas ocorrem (Material Suplementar 3). Logo, a presença da espécie em cada unidade de planejamento foi assumida com base na sobreposição da área de distribuição da espécie, grade de unidades de planejamento e a camada de habitats definida neste estudo. Para caracterizar as unidades de planejamento quanto à riqueza de espécies, transformamos a quantidade de habitats das espécies em dado binário, atribuindo valor “1” para presença do habitat da espécie, e zero para ausência. Também calculamos a riqueza de espécies ameaçadas para todas as unidades de planejamento (Material Suplementar 3), multiplicando o valor de riqueza por pesos das categorias de ameaça: “1” para Menos Preocupante (LC), “2” para Quase Ameaçada (NT), “3” para Vulnerável (VU), “4” para Em Perigo (EN), e “5” para Criticamente em Perigo (CR). Por último, somamos os valores de riqueza total e de espécies ameaçadas para cada unidade de planejamento (Material Suplementar 3).

5.2.2.2 Superfície de custo: influência humana

Para compor a superfície de custo antrópico identificamos as áreas com maior intensidade de usos e, simultaneamente, áreas que concentram uma maior proporção de área desmatada (Material Suplementar 4). A camada original de uso e cobertura da terra (resolução espacial de 30 m) (Souza *et al.*, 2020) foi reclassificada para obter a cobertura reduzida de habitat de 1987 a 2017. As diferentes classes foram generalizadas em habitat, não habitat e antrópico (Material Suplementar 4). Na subtração entre as camadas de 1987 e 2017, os pixels de habitat de 1987 que foram transformados em antrópicos em 2017 receberam um valor de "1" e os demais receberam um valor de zero. Usamos a ferramenta “Tabulate Area” (ArcGis 10.4) para extrair a área ocupada pelos pixels de perda de habitat e pelas classes de uso existentes na unidade de planejamento.

Para obter a proporção de uso da terra em cada unidade de planejamento (UP), geramos uma camada com as classes de uso antrópico referente ao ano de 2018 (Souza *et al.*, 2020) (Material Suplementar 4), aplicando a seguinte equação:

$$\text{Uso}_{\%} = 100 * \text{área}_{\text{silvicultura}} / \text{área}_{\text{UP}} + 100 * \text{área}_{\text{pastagem}} / \text{área}_{\text{UP}} + 100 * \text{área}_{\text{mineração}} / \text{área}_{\text{UP}} + \dots$$

Por fim, elaboramos a superfície de custo antrópico com a equação: $\text{Custo}_{\text{antrópico}} = 0.5 * \%uso_terra + 0.5 * \%perda_habitats$, conforme Serra *et al.* (2020) (Material Suplementar 4). Atribuímos o peso “0.5” para ambas as camadas de atividade humana. Ao final, somamos as duas camadas ponderadas para obter uma única superfície de custo.

5.2.3 Análise de dados

5.2.3.1 Metas de conservação

Ponderamos as características de paisagem e traços de história de vida das espécies para obter as metas de conservação e hierarquizar as espécies de cada bioma conforme o seu contexto de ameaça (Matte *et al.*, 2023) (Material Suplementar 5). Inicialmente consideramos metas de conservação para as espécies de primatas que podem variar de 20 até 100%, considerando o número e os pesos atribuídos às características das espécies usadas no cálculo das metas. Em seguida, calculamos uma proporção de redução da meta original (que varia até 100%) partindo da espécie com a maior meta no bioma (Material Suplementar 6). Ajustamos as novas metas para todas as espécies de forma que variassem até 50, 40, 30, 20 e 10%, mantendo a mesma proporção de redução (Material Suplementar 6). Por exemplo, quando a espécie de maior meta do bioma possui originalmente uma meta de 70% e precisa ser recalculada para 50%, obtivemos uma proporção de redução de 0.71 (ou seja, $prop = \frac{50}{70} = 0.71$). Este valor foi multiplicado às metas de todas as espécies do bioma.

As lacunas de conservação obtidas são proporcionais às metas de conservação de cada espécie e a proporção de área protegida (Unidades de Conservação de Proteção Integral nos níveis federal, estadual e municipal) existente dentro da distribuição da espécie ($Lacunas = Metas - Área Protegida$) (Material Suplementar 6).

Analisamos também as tendências entre as metas de conservação, lacunas e proporção de áreas protegidas das espécies de primatas brasileiros. Usamos os biomas em que as espécies ocorrem e as categorias de ameaça que pertencem para descrevê-las. Também analisamos se há

interação entre biomas e categorias de ameaça das espécies nesta análise. Para tanto, realizamos uma Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA - baseada na matriz de distância euclidiana, obtida com 9999 permutações aleatórias), corrigindo possíveis efeitos de diferenças nas proporções de categorias por biomas. Usamos um nível de significância de 0,05, e adotamos o nível de significância de Monte Carlo (P(MC)) quando o número de permutações únicas foi insuficiente (ou seja, abaixo de 100), senão, usamos o nível de significância gerado pelas permutações exclusivas (P(perm)). Usamos o programa PRIMER 7 com PERMANOVA+ para realizar essas análises.

5.2.3.2 Análise de Priorização espacial

Aplicamos a ferramenta de apoio à decisão Marxan (versão 4.0.6) para selecionar áreas estratégicas para conservação de primatas brasileiros nos biomas Amazônia, Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica. O algoritmo do Marxan, *simulated annealing*, realiza um procedimento de otimização para identificar conjuntos prioritários de áreas com base no princípio da complementaridade (Loyola & Lewinsohn, 2009). Este princípio busca a máxima representação de espécies, na menor área e custo possíveis (Pressey *et al.*, 1996). Para tanto, a proporção de hábitat das espécies já contida no sistema de áreas protegidas é inicialmente usada como referência para identificar o quanto falta para as espécies atingirem suas metas (Kirkpatrick, 1983, Pressey *et al.* 1993). Logo, a contribuição de uma única área que passa a fazer parte deste sistema depende das demais áreas selecionadas ou previamente integradas ao sistema de áreas protegidas. Por este motivo, a importância de uma área estratégica não pode ser analisada de forma individual, semelhante ao conceito das Áreas Chave para a Biodiversidade (IUCN, 2016).

A equação matemática do Marxan executada pelo algoritmo “simulated annealing” pode ser resumida da seguinte forma:

$$Score_{Marxan} = \sum_{UP} Custo + BLM \sum_{UP} Perímetro + \sum_{Peso} FPS * Penalidade$$

Componentes da equação:

1. $\sum_{UP} Custo$: Somatório do Custo de todas as unidades de planejamento (UP) selecionadas - valor do custo de cada unidade de planejamento que faz parte do cenário;
2. BLM: parâmetro “Boundary length modifier” usado para reduzir o perímetro do cenário;
3. $\sum_{UP} Perímetro$: Somatório do Perímetro de todas unidades de planejamento - comprimento total do cenário;
4. $\sum_{UP} FPS$: Peso atribuído às espécies-alvo para que elas sejam satisfatoriamente representadas no cenário de acordo com as suas metas - Fator de Penalidade das Espécies (FPS) ou “Species Penalty Factor” (SPF).

5. Penalidade: indica o quanto foi caro para atingir a meta de uma espécie.

O processo de seleção inicia com um conjunto aleatório de unidades de planejamento e, a cada iteração, troca unidades desse conjunto, avaliando a mudança no custo conforme uma função de custo, representada pela equação acima (Becker *et al.*, 2010). Logo, este algoritmo não encontra apenas uma única solução (um conjunto de áreas), mas simula vários conjuntos “ótimos” e sobrepõe todos eles para encontrar uma solução consensual (Sarkar *et al.*, 2006). Este procedimento foi repetido 100 vezes, gerando 100 cenários finais após 10 milhões de iterações (Becker *et al.*, 2010). Portanto, a frequência de seleção é a métrica utilizada para informar o número de vezes que cada unidade de planejamento foi selecionada nos 100 cenários (Becker *et al.*, 2010), buscando um cenário ótimo ou quase-ótimo (Loyola & Lewinsohn, 2009). Áreas com alta frequência de seleção ($\geq 90\%$) geram as áreas insubstituíveis, com maior valor de conservação (KBA, 2019), as quais em nossas análises foram designadas como a mais alta prioridade de conservação de primatas. Os valores de insubstituibilidade obtidos foram integrados às grades dos biomas usando o ArcGIS 10.4.

Usamos também valores de penalidade (“Species Penalty Factor” - SPF) para evitar que alguma espécie deixe de estar representada conforme a sua meta e para que as áreas selecionadas tenham maior conectividade (“Boundary length modifier” - BLM) (ver metodologia no Material Suplementar 7). Para definir os valores de SPF, testamos inicialmente valores mais baixos (SPF=0.5) para todas as espécies e apenas subimos os valores (SPF=1) para espécies que não atingiram suas metas (Ardrón *et al.*, 2010). Definimos os valores de BLM com base na equação sugerida por Ardrón *et al.* (2010) que conecta os parâmetros ‘custo’ e ‘perímetro’ extraídos de duas rodadas do Marxan de forma a reduzir ao máximo o custo e o perímetro (Material Suplementar 7). Estes valores foram calculados e ajustados para cada meta de conservação (10, 20, 30, 40 e 50%) nos quatro biomas em análise (Material Suplementar 7).

5.2.3.3 Comparação dos cenários

Comparamos as mudanças de cada cenário à medida que as metas foram gradualmente aumentadas até 10, 20, 30, 40 e 50% (Material Suplementar 8) (Levin *et al.*, 2015). Usamos uma série de medidas dos cenários finais para analisar as mudanças que cada conjunto de metas gera sobre os resultados, seguindo a análise de sensibilidade de Levin *et al.* (2015). Extraímos o número de áreas selecionadas, bem como o perímetro das áreas selecionadas na melhor rodada, coeficiente

de variação (CV) de 11 classes de frequência de seleção (0%, 0.1–9.9%, 10–19.9%, 20–29.9%, 30–39.9%, 40–49.9%, 50–59.9%, 60–69.9%, 70–79.9%, 80–89.9%, e 90–100%), número de áreas individuais, a proporção de área nunca selecionada (classe 1 de frequência de seleção = 0%), proporção de área selecionada em mais de 90% das rodadas (classe 11 = 90-100%). As áreas individuais foram identificadas com a ferramenta “Region Group” com base nas 11 classes de frequência de seleção, usando oito áreas vizinhas (que inclui áreas à direita, à esquerda, acima e diagonais) para avaliar a conectividade entre áreas de mesma classe e definir uma região. Estas métricas foram extraídas no ArcGIS 10.4.

Seguimos a regra geral de Levin *et al.* (2015) que escolheu a meta no valor em que se formou o ponto de inflexão entre o CV das classes de frequência de seleção, número de regiões individuais e perímetro. Em Levin *et al.* (2015), este ponto ocorreu na meta com a menor variação na seleção de áreas dentro de cada classe, maior perímetro, sendo que o número de áreas individuais acompanha a tendência do perímetro. Os autores atribuem esta decisão à maior flexibilidade do cenário, isto é, o ponto em que o algoritmo identifica entre as várias soluções boas, uma ainda melhor, após testar diferentes parâmetros (Ardrón *et al.*, 2010; Levin *et al.*, 2015). Esta flexibilidade foi obtida quando 10 a 20% da área de estudo foi considerada insubstituível (valores de frequência de seleção acima de 90%). Portanto, extraímos também a proporção de área e de hábitat insubstituível de cada cenário (Levin *et al.*, 2015). A quantidade de hábitat selecionada nos permite associar nossos resultados com parâmetros definidos por políticas globais de conservação como a Convenção da Diversidade Biológica (UNGEF, 2019). A Meta de Aichi 11 definida pela Convenção da Diversidade Biológica diz que ao menos 17% dos ecossistemas terrestres com particular importância para a biodiversidade e serviços ecossistêmicos devem ser conservados por meio de um sistema de áreas protegidas e outras medidas eficazes de conservação baseadas em área, ecologicamente representativos e bem conectados (UNGEF, 2019).

5.2.4 Análises post-hoc

5.2.4.1 Espécies mais custosas para conservação

O Marxan foi executado várias vezes, cada vez excluindo um grupo de espécies, de forma que apenas o grupo excluído recebeu meta igual a zero. Se o grupo excluído é o que direciona o resultado, observa-se uma diminuição do custo total do cenário e do número de áreas selecionadas (Ardrón *et al.*, 2010). Ao contrário, incluindo todas as espécies, criamos um cenário de referência

para avaliar como o custo e o número de áreas variam em cada bioma. Detalhes da metodologia estão no Material Suplementar 8.

5.2.4.2 Caracterização das áreas selecionadas

Após obter as áreas estratégicas para conservação de primatas em cada bioma (áreas insubstituíveis), usamos os índices permeabilidade da matriz (IP) (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2013) e integridade florestal da paisagem (IF) (Grantham *et al.*, 2020) para caracterizá-las e diferenciá-las das demais áreas do bioma não selecionadas.

A permeabilidade da matriz calcula o percentual dos tipos de uso e cobertura do solo das unidades de planejamento que não são habitats para os primatas, mas que podem dificultar o deslocamento de indivíduos entre manchas de habitats e a manutenção de outros processos e serviços ecológicos (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2013; Pardini *et al.*, 2017; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020; Banks-Leite *et al.*, 2020; Grantham *et al.*, 2020). O PI varia entre 20, quando 100% da matriz é composta por tipos de uso antrópicos e 100, quando 100% da matriz é formada por uma cobertura de habitats dos primatas (Material Suplementar 9).

O IF combina quatro conjuntos de dados: (i) extensão da floresta (Hansen *et al.*, 2013), (ii) a pressão antrópica observada (infraestrutura, agricultura e desmatamento recente) (Venter *et al.*, 2016), (iii) pressão antrópica inferida associada a efeitos de borda e processos difusos (como caça e corte seletivo de árvores) (Venter *et al.*, 2016) e (iv) mudanças antropogênicas na conectividade da floresta devido à perda florestal (Venter *et al.*, 2016). Quanto maior o valor de IF, maior a integridade da floresta na paisagem. Detalhes sobre a obtenção de ambas as camadas estão descritos no Material Suplementar 9.

O IP e IF foram extraídos para as unidades de planejamento (Material Suplementar 9). Posteriormente, comparamos as áreas estratégicas de cada cenário com as demais áreas não selecionadas quanto à perda de habitat, uso da terra, custo antrópico (soma ponderada do uso da terra com perda de habitat), permeabilidade da matriz e integridade florestal da paisagem. Para tanto, realizamos um teste t de *Student* com correção de grau de liberdade para heterogeneidade de variâncias. Usamos o programa BioEstat versão 5.3 para realizar estas análises.

5.2.4.3 Oportunidades para conservação

Para indicar oportunidades de conservação para os primatas, analisamos a proporção de sobreposição das áreas selecionadas em nosso estudo com três conjuntos de áreas: Áreas Prioritárias para a Biodiversidade (MMA, 2018), Florestas públicas não destinadas (INCRA, 2020) e Terras Indígenas (FUNAI, 2023), os quais foram obtidos de *sites* oficiais do governo e referem-se às últimas atualizações disponíveis (Material Suplementar 10). Tomadores de decisão podem usar esta sobreposição como base para identificar novas áreas para conservação a um menor custo, como é o caso das florestas públicas preponderantes na Amazônia (Azevedo-Ramos *et al.*, 2020; Moutinho *et al.*, 2022). Ou ainda para indicar áreas importantes quando surgem demandas de compensação ambiental (Oliveira *et al.*, 2018).

A coincidência entre as TI e áreas estratégicas para conservação de primatas evidencia a importância, necessidade de fiscalização e monitoramento dessas áreas (Brasil, 1988; Material Suplementar 10). Apesar das TI amazônicas protegerem a maior parte da cobertura florestal, mantendo serviços ecossistêmicos e biodiversidade, existem registros de espécies ameaçadas de primatas praticamente restritas às TI e expostas à caça, garimpo e desmatamento (p.ex., Barnett *et al.*, 2002; Ohl-Schacherer *et al.*, 2007; Shepard *et al.*, 2012; Constantino, 2015; Tollefson, 2021; Constantino *et al.*, 2021). Por isso, não incluímos a sua contribuição como área conservada na análise de priorização espacial (Material Suplementar 6), mas buscamos identificar a sobreposição com nossas áreas estratégicas para mostrar a importância de conservarmos as populações de primatas que ali ocorrem.

Dissolvemos as bordas entre as áreas que compõem cada arquivo e, em seguida, realizamos a intersecção das áreas insubstituíveis (selecionadas em mais de 90% das rodadas) de cada bioma com cada uma destas camadas de áreas importantes para a biodiversidade. Consideramos o total de área, calculados para cada bioma separadamente, para medir a proporção de sobreposição com as áreas que selecionamos para conservar primatas (Material Suplementar 10). Estes cálculos e análises foram feitos no programa ArcGIS 10.4.

5.3 Resultados

5.3.1 Espacialização da riqueza de espécies

A riqueza de espécies de primatas brasileiros é heterogênea no Brasil, com regiões de baixa e alta diversidade de espécies (Figura 2), o que era esperado com base na teoria biogeográfica e

nos padrões de riqueza de outros táxons de mamíferos (Ceballos *et al.*, 2005; Oliveira *et al.*, 2017). A maior riqueza concentra-se nas latitudes mais baixas, como a região amazônica, onde encontramos áreas com sobreposição de cobertura de habitats de 28 espécies diferentes (Figura 2). Devido ao tamanho de nossas unidades de planejamento, a maior riqueza ocorreu nas áreas onde comunidades de centros de endemismo distintos convergiram ao longo do curso dos principais rios amazônicos (Oliveira *et al.*, 2017).

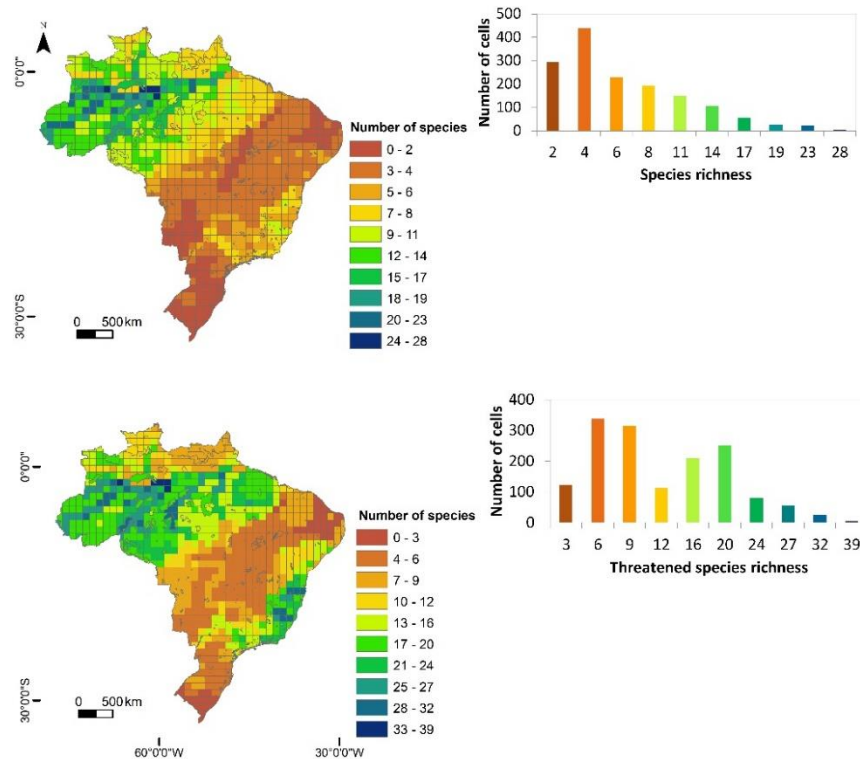


Figura 2. Padrões de riqueza de espécies e subespécies de primatas brasileiros no Brasil. A riqueza de espécies foi gerada com a quantidade de habitats de cada espécie, a qual foi também ponderada com pesos para gerar o padrão de riqueza de espécies ameaçadas. Nos gráficos à direita dos mapas, o eixo y mostra o número de células ou unidades de planejamento, e o x mostra a riqueza de espécies. As regiões de maior riqueza são encontradas na Amazônia e na Mata Atlântica, com alta presença de espécies ameaçadas. Number of species: número de espécies; Number of cells: número de células; Species richness: riqueza de espécies. Threatened species richness: riqueza de espécies ameaçadas.

A maioria das unidades de planejamento tem relativamente poucas espécies, principalmente em regiões que se estendem do litoral do Nordeste, Caatinga, Cerrado, Pantanal,

Pampa e a porção sul da Mata Atlântica (Figura 2). Este padrão é modificado quando analisamos a riqueza de espécies ameaçadas, onde formam-se outras áreas de maior riqueza na Amazônia, por exemplo, à Leste, entre o Estado do Pará e o Maranhão, onde ocorrem espécies ameaçadas como *Cebus kaapori* e *Chiropotes satanas* (Figura 2) (Fialho *et al.*, 2021; Port-Carvalho *et al.*, 2021).

Também observamos regiões mais ricas na porção central da Mata Atlântica quando consideramos a presença de espécies ameaçadas (Figura 2), a qual não é visualizada na espacialização da riqueza de espécies (Figura 2). Este padrão de distribuição da riqueza apenas terá efeito sobre a análise de priorização espacial dos biomas Amazônia e Mata Atlântica, porque nossos cenários foram construídos para cada bioma separadamente. Portanto, nos demais biomas, as áreas de maior sobreposição de espécies foram selecionadas, ainda que nesta espacialização estejam representadas como áreas de menor riqueza de espécies (Figura 2). Vale destacar que além das áreas de maior riqueza, nossos cenários estão complementados com unidades de planejamento de baixa riqueza, porém, com ocorrência de espécies endêmicas.

5.3.2 Diferenças quanto à representatividade de primatas nas Unidades de Conservação, metas e lacunas

Espécies de primatas das diferentes categorias de ameaça e biomas possuem a mesma proporção de UCPI dentro da sua área de distribuição (Figura 3c, 3d e Tabela 1). É importante destacar que menos de 20% (mediana) dos habitats das espécies de primatas estão protegidos nas UCPI nos diferentes biomas brasileiros (Figura 3c e Material Suplementar 6). Na Amazônia, as 96 espécies analisadas possuem 12% de UCPI dentro da sua área de distribuição (considerando a mediana), mas, neste grupo, existem espécies com 72% de cobertura de habitats protegida nesta categoria de proteção (Figura 3c e Material Suplementar 6). Na Mata Atlântica, as 20 espécies analisadas possuem 4% dos seus habitats em UCPI (considerando a mediana), embora exista registro de espécie com 61% da sua cobertura de habitats dentro destas áreas protegidas (Figura 3c e Material Suplementar 6).

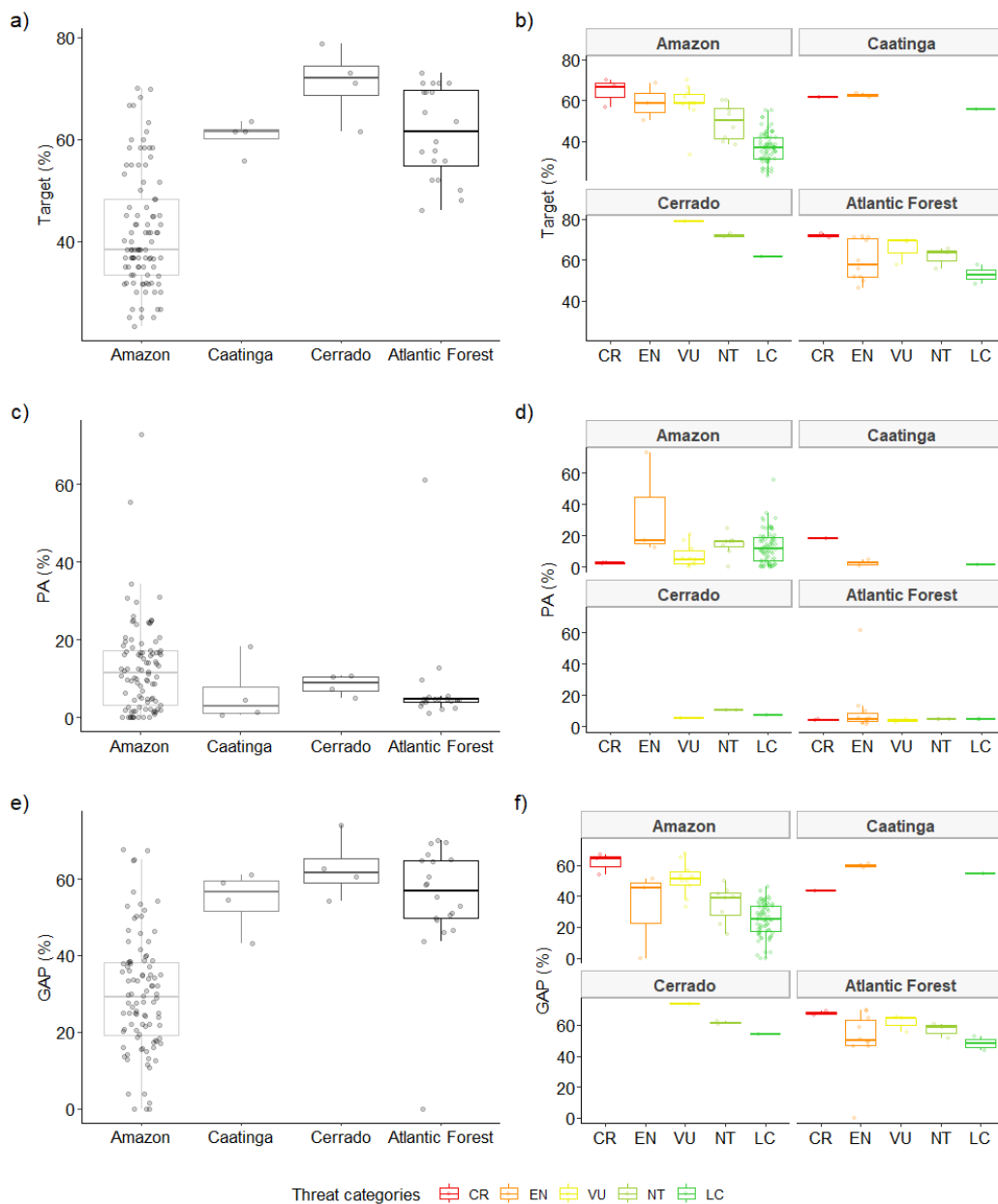


Figura 3. Diferenças obtidas entre as metas de conservação (variando até 100%), áreas protegidas (Unidades de Conservação de Proteção Integral) e lacunas para as espécies de primatas brasileiros, agrupados conforme o bioma (Cerrado, Caatinga, Floresta Atlântica - Atlantic Forest, Amazonia – Amazon) em que ocorrem (a, c, e) e categorias de ameaça (b, d, f).

Já as metas de conservação de cada categoria de ameaça dos primatas brasileiros variam conforme o bioma em que ocorrem, pois há uma interação significativa entre biomas e categorias de ameaça (Figura 3a, 3b e Tabela 1). Quando comparamos o conjunto de metas de cada bioma,

encontramos que estas diferenças apenas ocorrem entre Amazônia/Cerrado e Amazônia/Mata Atlântica (Tabela 1), sendo as metas da Amazônia menores (Figura 3a).

Porém, quando observamos a forma como estas metas variam entre as categorias de ameaça de cada bioma, verificamos uma tendência de espécies ameaçadas (CR, EN e VU) e Quase Ameaçadas (NT) da Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica possuírem metas de conservação maiores se comparadas com as espécies não ameaçadas (LC) (Figura 3b e Tabela 1). Logo, para estes biomas, os atributos de paisagem e história de vida usados no cálculo das nossas metas de conservação expressam a maior suscetibilidade à extinção destas espécies (Material Suplementar 5). Apenas na Caatinga, esta diferença não foi marcante, já que a espécie Não Ameaçada, *Callithrix jacchus*, recebeu um valor de meta semelhante às demais espécies ameaçadas do bioma, o que também revela o contexto de ameaça em que suas populações se encontram (Figura 3b).

Tabela 1. Resumo dos resultados da Análise de Variância Multivariada Permutacional que buscou identificar se há diferenças na representatividade dos primatas brasileiros nas Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCPI), e conseqüentemente, quanto às lacunas de conservação e metas estabelecidas, comparando seus biomas¹ (ou seja, Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga e Cerrado) e suas categorias² de ameaça dos primatas. Analisamos se nesta relação as categorias de ameaça interagem³ com os biomas. Mostramos os resultados das comparações entre pares de biomas e das categorias de ameaças quando os resultados nos permitiram investigar essas diferenças, após o teste principal. Pseudo-F: estatística de teste de pseudo-f ratio; t: estatística t pareada. Os números entre parênteses são o número de permutações.

	<i>Metas</i>		<i>UCPI</i>		<i>Lacunas</i>	
	Pseudo-F	P(perm)	Pseudo-F	P(perm)	Pseudo-F	P(perm)
Teste Principal						
Bioma ¹	10.006	0.0001 (9950)	1.9758	0.1321 (9944)	6.252	0.0003 (9958)
Categorias ²	4.8343	0.0006 (9944)	1.2622	0.2525 (9954)	1.7021	0.1474 (9941)
Categorias x Bioma ³	1.0006	0.4554 (9940)	1.2474	0.2689 (9938)	1.9029	0.0484 (9933)
Comparação par a						
par* (Biomas)	t	P			t	P
Amaz x Cerr	5.3833	0.0001 (9863)			2.6771	0.0067 (9841)
Amaz x Mata Atl	3.4316	0.0013 (9852)			3.6160	0.0003 (9857)
Amaz x Caat	1.4282	0.1567 (9809)			2.3439	0.0175 (9832)
Cerr x Mata Atl	2.0697	0.0513 (9565)			0.0262	0.9781 (9802)
Cerr x Caat	3.0000	0.0802 (147)			4.6741	0.0425 (1257)

Mata Atl x Caat	0.3195	0.7598 (9073)	0.4041	0.6642 (9804)
Comparação par a				
par**	t	P		
(Categorias de ameaça)				
VU x LC	3.9805	0.0003 (9826)		
VU x NT	1.461	0.1563 (9851)		
VU x EN	0.5734	0.5629 (9819)		
VU x CR	1.3084	0.2169 (9841)		
NT x LC	2.7768	0.0075 (9822)		
NT x EN	0.94548	0.3516 (9852)		
NT x CR	3.0721	0.0098 (9841)		
CR x LC	4.0403	0.0003 (9808)		
CR x EN	1.1521	0.2658 (9835)		
EN x LC	3.0176	0.0041 (9810)		

*Comparações entre biomas: Amaz - Amazônia; Caat - Caatinga; Cerr - Cerrado; Mata Atl – Mata Atlântica.

**Comparações entre categorias de ameaças: LC - Menos Preocupante; VU - Vulnerável; NT - Quase Ameaçada; EN - Em Perigo, CR - Criticamente em perigo.

5.3.3 Cenários

As melhores soluções dos cenários de cada bioma apresentaram as áreas estratégicas para conservar primatas brasileiros (Figura 4), com todas as metas atingidas, número e perímetro total do cenário minimizado, após ajustarmos os valores de BLM e SPF (Material Suplementar 7).

Observamos que quanto maior as metas de conservação das espécies, mais áreas insubstituíveis são incluídas no sistema de áreas protegidas do bioma (Figura 1 Material Suplementar 11). De modo geral, é necessário adicionarmos áreas para complementar a representatividade de espécies contida nas Unidades de Conservação de Proteção Integral para atingir o menor conjunto de metas, que varia até 10% (Figura 1 Material Suplementar 11). Apenas na Caatinga, a proporção de hábitat já contida nas UCPI cumpre com a conservação de 10% da cobertura de hábitat dos primatas deste bioma (Figura 1 Material Suplementar 11).

Usando o menor conjunto de metas (10%), 46 novas áreas precisam ser adicionadas para conservar 10% da cobertura de hábitat das espécies amazônicas, 29 na Mata Atlântica e 9 no Cerrado (Figura 1 Material Suplementar 11). Enquanto os cenários elaborados com metas variando até 40%, exigem que 153 novas áreas sejam adicionadas na Amazônia, 41 na Mata Atlântica, 60 no Cerrado e 18 na Caatinga, além das UCPI que já integram o conjunto de áreas estratégicas de cada bioma (Figura 1 Material Suplementar 11).

Observamos um aumento gradual na proporção de áreas insubstituíveis do cenário à medida que aumentamos a meta, e uma diminuição na proporção da área de estudo que nunca foi selecionada, com exceção dos cenários da Mata Atlântica (Figura 2 Material Suplementar 11). Esta diferença na Mata Atlântica ocorreu provavelmente porque este bioma é mais restrito, apresenta menos opções de áreas para adicionar, não só em função da riqueza de espécies como também pelo alto custo antrópico para conservá-las (Material Suplementar 7).

Assim como em Levin *et al.*, (2015), metas que variam até 40% estão relacionadas com menores valores do CV das classes de frequência de seleção (Figura 2 Material Suplementar 11). Isso significa que há uma menor variação do número de áreas selecionadas em cada uma das classes de frequência de seleção. Para seguir a diretriz de Levin *et al.* (2015) na definição da meta, este menor CV das classes de frequência de seleção deveria opor-se ao perímetro e ao número de regiões individuais (polígonos de maior conectividade definidos com base nas classes de frequência de seleção), gerando

um ponto de inflexão no valor da meta a ser escolhida, como um sinal de maior flexibilidade do cenário. Em nossos cenários, o número de áreas individuais variou pouco com o aumento gradual das metas, mostrando pequeno aumento quando 20% da distribuição dos alvos foram representados no Cerrado, e na Mata Atlântica com 20% e 40% (Figura 2 Material Suplementar 11). Já a variação do perímetro diferiu bastante entre os cenários de cada bioma, porém não seguiu a mesma tendência de Levin *et al.* (2015). Na Caatinga, o cenário com maior perímetro coincidiu com as metas que variam até 50%, no Cerrado o maior perímetro se formou não cenário com meta até 30%, na Mata Atlântica 10% e na Amazônia 20% (Figura 2 Material Suplementar 11). Enquanto em Levin *et al.* (2015), o ponto de inflexão entre o CV e o perímetro coincidiu com os valores de meta entre 30 e 50%, que resultaram na seleção de 10 a 20% da área de estudo.

Porém, as áreas insubstituíveis que resultaram dos cenários construídos com a meta de 20% na Amazônia e 10% na Mata Atlântica deixam de selecionar áreas que consideramos estratégicas para conservar espécies ameaçadas, como as áreas do entorno de Unidades de Conservação do Nordeste do Brasil na Mata Atlântica e áreas próximas do limite Leste e sobrepostas ao Estado do Maranhão na Amazônia (Material Suplementar 7).

Portanto, tendo em vista a menor variação das métricas usadas em nossa análise, além da não formação de um ponto de inflexão nítido entre o CV e o perímetro - diretriz geral de Levin *et al.* (2015), definimos que as metas de conservação para as espécies que variam até 30% na Amazônia, 30% no Cerrado, e 40% na Caatinga e na Mata Atlântica são as mais adequadas (Figura 4; Figuras 3 a 6 Material Suplementar 11). Para esta escolha, consideramos o resultado obtido das métricas como em Levin *et al.* (2015) (Figura 2 Material Suplementar 11), mas também a viabilidade da implementação destas áreas a partir da proporção da área de estudo selecionada (Figura 7 Material Suplementar 11) e da cobertura de habitats contidas nas áreas estratégicas que compõem estes cenários (Figura 8 Material Suplementar 11).

Quando usamos metas de conservação variando até 30% para as espécies da Amazônia (Figura 4; Figura 3 Material Suplementar 11), selecionamos 29% da área do bioma, incluindo as UCPI e 36% do total de cobertura de habitats do bioma (Figuras 7 e 8 Material Suplementar 11). Na Caatinga (Figura 4; Figura 4 Material Suplementar 11), se usarmos as metas variando até 40%, selecionaremos por 17% da área do bioma e 31% da cobertura de habitat disponível no bioma (Figuras 7 e 8 Material Suplementar 11). Enquanto no Cerrado (Figura 4; Figura 5 Material Suplementar 11), com metas variando

até 30%, selecionamos 14% da área do bioma como estratégicas para conservação dos primatas deste bioma e 13% da cobertura de habitats (Figuras 7 e 8 Material Suplementar 11). Na Mata Atlântica (Figura 4; Figura 6 Material Suplementar 11), selecionamos 20% da área do bioma como insubstituível e 34% da cobertura de habitats quando usamos metas que variam até 40% (Figuras 7 e 8 Material Suplementar 11).

Esta abordagem oferece uma análise de sensibilidade útil ao aplicar ferramentas do planejamento sistemático da conservação com base em metas, garantindo maior compreensão dos resultados de uma análise de priorização espacial. Ao final, construir estes cenários tem várias vantagens, pois são replicáveis, eficientes e apresentam resultados flexíveis (Levin *et al.*, 2015).

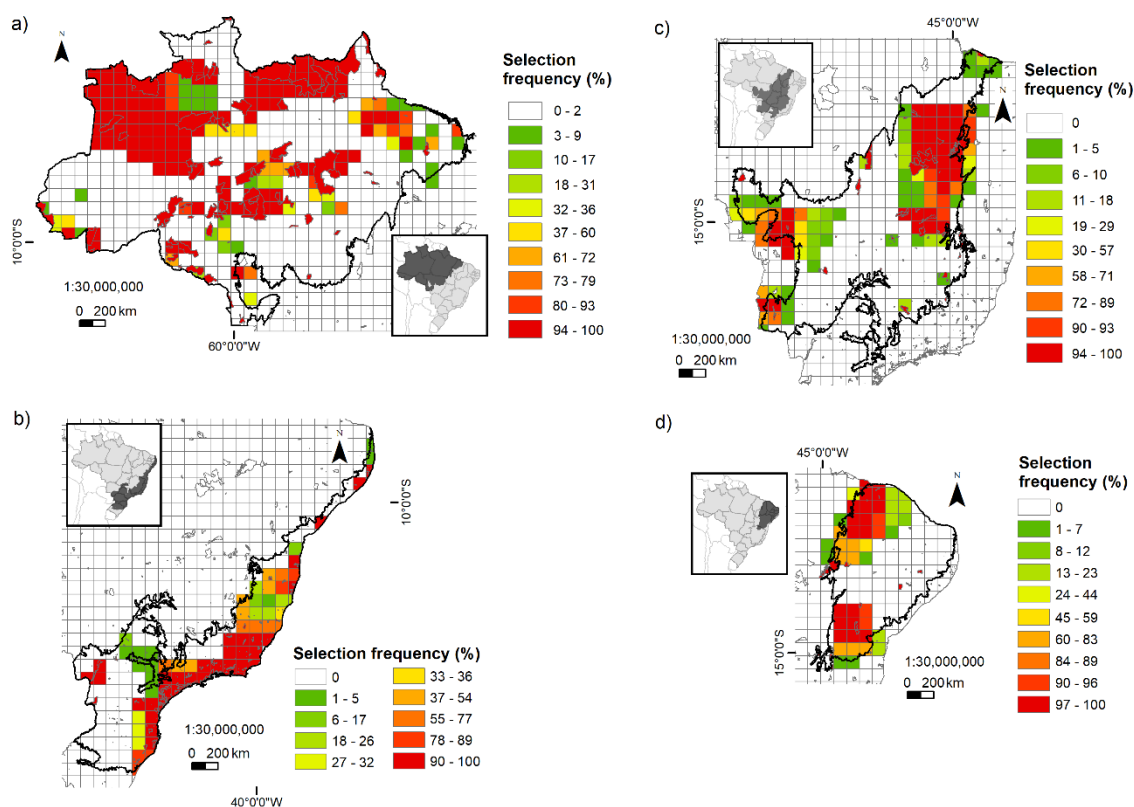


Figura 4. Áreas estratégicas para conservar os primatas da Amazônia (a), Mata Atlântica (b), Cerrado (c) e Caatinga (d), selecionadas em mais de 90 cenários, usando metas de conservação variáveis até 30%, 40%, 30% e 40%, respectivamente. Selection frequency: frequência de seleção.

5.3.4 Resultados das análises post-hoc

5.3.4.1 Espécies mais custosas

As espécies ameaçadas e Quase Ameaçadas (NT) elevam o custo do cenário na Amazônia se compararmos com os cenários onde estes grupos não foram incluídos (Material Suplementar 8). Este resultado corrobora com a tendência destas espécies da Amazônia ocuparem paisagens antropizadas (Capítulo 1). Cenários que incluem espécies NT possuem um maior número de áreas (Material Suplementar 8). Já no cenário com ameaçadas e NT, observamos uma maior otimização na seleção de áreas, com um menor número de unidades de planejamento selecionado, provavelmente devido à sobreposição das áreas onde ocorrem estas espécies (Material Suplementar 8).

Na Mata Atlântica, tanto as ameaçadas como as não ameaçadas ocorrem em paisagens de elevado custo (Capítulo 1), logo a exclusão de cada grupo não alterou o custo do cenário final (Figura Material Suplementar 8). Também verificamos que as espécies ameaçadas e NT são responsáveis por elevar o número de áreas selecionadas do cenário final, possivelmente para contornar o elevado custo das áreas onde estas espécies ocorrem (Material Suplementar 8).

Na Caatinga, comparamos o cenário com todas as espécies (três ameaçadas e uma não ameaçada) e apenas com as ameaçadas. Observamos que a inclusão desta única espécie não ameaçada da categoria Menos Preocupante (“Least Concern” - LC) (*Callithrix jacchus*) acrescenta em torno de 10 áreas para atingir a sua meta (Material Suplementar 8). No Cerrado, ocorre o inverso, isto é, o grupo que mantém apenas os primatas não ameaçados é o que deixa de adicionar 10 áreas, mas muda muito pouco o custo (Material Suplementar 8).

5.3.4.2 Caracterização das áreas selecionadas

As áreas selecionadas na Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga e Cerrado apresentam maior permeabilidade da matriz, menor proporção de perda de habitats, uso da terra e, conseqüentemente, menor custo antrópico (Figura 5 e Tabela 2 Material Suplementar 9). Apenas na Caatinga, a integridade florestal da paisagem obtida para as áreas estratégicas selecionadas para conservação de primatas não diferiu das demais áreas não selecionadas (Figura 5b e Tabela 2 Material Suplementar 9).

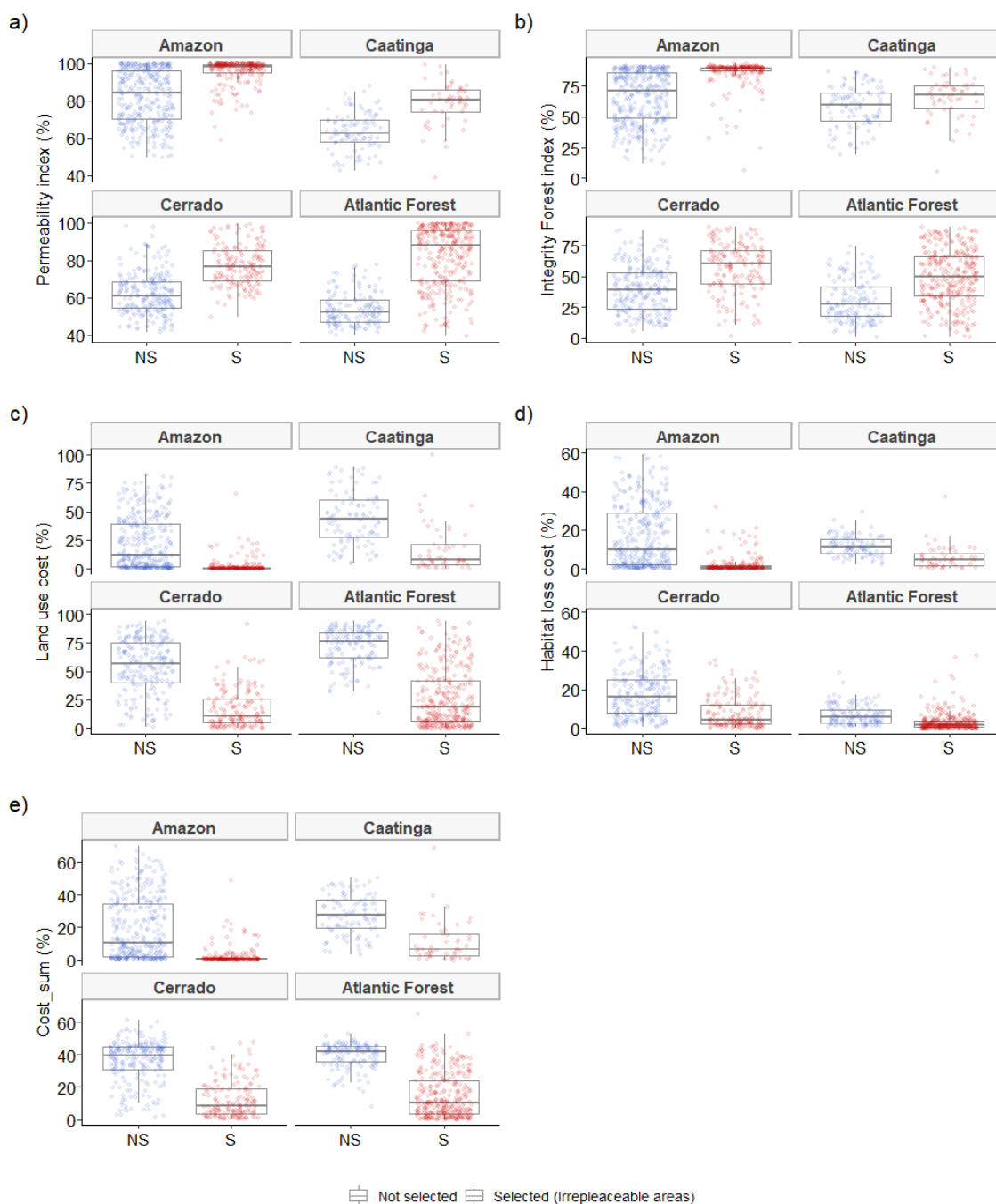


Figura 5. Caracterização das áreas selecionadas (S) e não selecionadas (NS) como estratégicas para conservação de primatas brasileiros nos biomas Amazônia (Amazon), Caatinga, Mata Atlântica (Atlantic Forest) e Cerrado. Usamos a proporção da permeabilidade da matriz (a), integridade florestal da paisagem (b), custo elaborado apenas com o uso da terra (c), custo elaborado com a perda de habitats (d) e, por fim, o custo elaborado com a soma ponderada do uso da terra e da perda de habitats (e), para caracterizar as unidades de planejamento planejadas para conservar os primatas brasileiros.

5.3.4.3 Oportunidades para conservação

Observamos que 32% das áreas estratégicas para conservar primatas da Mata Atlântica coincidem com as Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade (MMA, 2018; ver Material Suplementar 10; Figura 1 Material Suplementar 10). Destas áreas, 44% são áreas de prioridade de ação Extremamente Alta (MMA, 2018) (Material Suplementar 10). No Cerrado, a sobreposição desta classe de áreas com prioridade de ação Extremamente Alta com o nosso cenário final é de 31%, 17% na Amazônia e 26% na Caatinga (Material Suplementar 10).

A Amazônia é o cenário com maior sobreposição de florestas públicas não destinadas, com 31% de coincidência com as áreas estratégicas (Material Suplementar 10; Figura 2 Material Suplementar 10). Além disso, a Amazônia possui maior sobreposição de TI, com 37% de coincidência com o nosso cenário final (Material Suplementar 10; Figura 3 Material Suplementar 10).

5.4 Discussão

Em uma escala de bioma, identificamos que menos de 20% da cobertura de habitats das espécies de primatas está protegida em Unidades de Conservação de Proteção Integral no Brasil. Estas áreas protegidas são exclusivamente dedicadas à conservação da biodiversidade, mas não representam efetivamente as espécies de primatas brasileiras, tal qual obtido em estudo focado no bioma Amazônia (Pinto *et al.*, 2014). Esse resultado se deve aos critérios políticos, econômicos ou sociais usados para a criação de unidades de conservação no Brasil, e não propriamente a análises específicas que visam atingir metas de proteção da biodiversidade (Schulman *et al.*, 2007; Pinto *et al.*, 2014). Com um conjunto de metas de conservação superiores a 50%, os cenários incluem muitas áreas insubstituíveis e propõem soluções inviáveis para conservar espécies e populações (Levin *et al.*, 2015), por concorrerem com outros fatores socioeconômicos e de uso da terra (Naidoo *et al.*, 2006; Venier *et al.*, 2021). Logo, exploramos diferentes métricas que nos mostraram como mudanças nas metas de conservação podem alterar o resultado do cenário final e auxiliar na tomada de decisão sobre os cenários mais adequados para conservar as espécies de primatas brasileiros.

Neste contexto, identificamos que as espécies da Amazônia possuem maior proporção de habitats protegidos se comparadas com as espécies dos demais biomas, considerando apenas as UCPI. Ainda assim, espécies ameaçadas (VU, EN, CR) e Quase Ameaçadas (NT) dos biomas Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica apresentaram metas

mais elevadas. De modo geral, as metas geram grande influência sobre o conjunto de áreas selecionadas (Stewart *et al.*, 2007). Porém, acreditamos que esta influência foi ainda maior porque descobrimos que estas espécies são mais custosas para conservação, já que a distribuição espacial dos seus habitats coincide com áreas de alto custo, gerando um efeito desproporcional no custo total do cenário e no número de áreas selecionadas (Ramírez de Arellano, 2007; Ardrón *et al.*, 2010). Este resultado não foi encontrado para a Caatinga, provavelmente porque a espécie não ameaçada *Callithrix jacchus* também ocupa paisagens antropizadas, tornando o seu contexto de ameaça, bem como suas metas de conservação, semelhantes às demais espécies ameaçadas do bioma (Figura 3).

Os cenários gerados com metas de conservação de 30% para a Amazônia e Cerrado, e 40% para Caatinga e Mata Atlântica conservam, respectivamente, 30% e 40% da cobertura de habitats das espécies que ocorrem nestes biomas. Este conjunto de áreas selecionado em mais de 90% das rodadas do Marxan complementa a proporção de habitats já contida nas UCPI e, conforme atendem as metas de conservação, visam melhorar significativamente a situação de vulnerabilidade dos primatas. Entretanto, a conservação efetiva destes habitats e das populações de primatas depende que as áreas protegidas adotem uma gestão integrada às comunidades locais para minimizar os efeitos da atividade humana dentro dos seus limites (Bernard *et al.*, 2014; Semper-Pascual *et al.*, 2023), e nas áreas vizinhas (Oliveira *et al.*, 2007; Ewers & Rodrigues, 2008).

Ainda assim, somente com as atuais UCPI não garantimos que os primatas brasileiros sejam adequadamente representados. Com o novo conjunto de áreas que selecionamos, conservamos em torno de 20% da área de cada bioma (somando unidades de planejamento) (Figura 7c Material Suplementar 11), como sugerido por Levin *et al.* (2015). Também ampliamos a cobertura de habitats no sistema de áreas protegidas, adicionando 36% da cobertura de habitats da Amazônia, 34% da Mata Atlântica, 31% da Caatinga e 13% do Cerrado. A necessidade de ampliar a proteção dos habitats é uma conclusão de estudo em escala global, que levanta dados de diversos outros trabalhos e alerta que esta é a única possibilidade de reverter a atual crise de extinção iminente que espécies de primatas não humanos estão enfrentando (Estrada & Garber 2022).

Se adotássemos a meta de 10% para conservar os primatas brasileiros, necessitaríamos conservar 55% dos habitats ocupados por estas espécies em cada bioma (19% derivados da Amazônia, 28% da Mata Atlântica, 4% da Caatinga e 4% do Cerrado) (Figura 8c Material Suplementar 11). Portanto, com a meta de proteção de 17% dos ecossistemas terrestres estabelecida pela Convenção da Diversidade Biológica, mais

especificamente na Meta 11 de Aichi (UNGEF, 2019), não conseguiríamos proteger nem mesmo a proporção de habitats necessária para atingir uma meta de 10% da distribuição das espécies. Apesar da maioria dos países onde primatas ocorrem terem atingido a meta de Aichi (UNGEF, 2019; Estrada & Garber 2022), estas áreas naturais representam apenas uma pequena fração dos habitats ocupados pelos primatas brasileiros.

Nossas análises *post-hoc* mostraram que ao conservarmos primatas, também podemos atender a conservação da biodiversidade como um todo, pois, de modo geral, as unidades de planejamento que compõem as áreas estratégicas de cada bioma possuem maior permeabilidade da matriz, maior integridade florestal da paisagem e menor custo antrópico (Figura 5). A permeabilidade da matriz é essencial para os primatas e para demais espécies sensíveis à antropização de diferentes grupos faunísticos, pois este índice informa a qualidade da matriz da paisagem em meio a unidades de paisagem amplamente desmatadas, com alta proporção de uso da terra. A qualidade da matriz foi considerada mais importante para a manutenção de populações de vários táxons, incluindo os primatas, se comparada com a configuração espacial dos remanescentes florestais, como o tamanho dos fragmentos, por exemplo (Galán-Acedo *et al.*, 2019; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020). Além disso, sabe-se que a maioria dos remanescentes tropicais (> 70%) abriga mais de 75% das espécies descritas pela ciência a menos de 1 km da borda de um habitat não florestal (Banks-Leite *et al.*, 2020). Manchas antrópicas e de não habitats compõem as paisagens ocupadas por populações de primatas, que são diversas em estrutura (quantidade, tamanho e arranjo de manchas), e podem ser melhor compreendidas em nossa escala com este índice de permeabilidade (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2013). A modificação antropogênica causa a redução de serviços ecossistêmicos (e.g., sequestro e armazenamento de Carbono, regulação do clima local e regional) e é precursora de desmatamento em maior escala (Erdozain *et al.*, 2018). A interrupção da perda de biodiversidade, assim como a reversão da degradação da terra dependem da manutenção de florestas com alta integridade ecológica (Grantham *et al.*, 2020). Por isso, o índice de integridade florestal é estratégico para analisar a dimensão e o grau de modificação dos habitats florestais de nossas unidades de planejamento. Estas novas informações visam auxiliar ações de conservação futuras e aprimorar a capacidade de negociação de tomadores de decisão para implementar novas unidades de conservação (Scholes *et al.*, 2018).

Com base nos nossos dados, a conservação eficiente dos primatas depende da proteção dos habitats e das populações de espécies de primatas que ocorrem dentro das

Terras Indígenas e das terras devolutas, em especial na Amazônia (Material Suplementar 10). Estas áreas vêm sofrendo muitas perturbações e é muito provável que estejam impactando a cobertura de habitats de primatas e, mais diretamente, suas populações (Azevedo-Ramos *et al.*, 2020; Tollefson, 2021; Constantino *et al.*, 2021; Moutinho *et al.*, 2022). A análise da sobreposição entre nossas áreas estratégicas e as Áreas Prioritárias para a Biodiversidade mostrou que há uma parcial coincidência entre ambas. Logo, se buscamos atingir as metas de conservação das espécies e subespécies de primatas brasileiros, é importante adicionar outras áreas não incluídas neste conjunto de áreas estabelecido via políticas públicas para proteger toda a nossa biodiversidade.

Desta maneira, com este estudo fornecemos orientações sobre como conduzir e avaliar a priorização espacial para conservar os primatas brasileiros, usando ferramentas do planejamento sistemático da conservação. Acreditamos que nossa abordagem pode ser adotada para outros grupos da biodiversidade, quando estes envolvem alvos de conservação com características de distribuição distintas, com espécies ameaçadas com distribuição ampla, por exemplo, e contextos históricos e de uso da terra associados a biomas diferentes. Este trabalho busca complementar as estratégias de conservação de primatas brasileiros que estão em andamento, trazendo novas discussões sobre as necessidades do grupo como um todo. Nesse sentido, é importante que pesquisadores se esforcem para desempenhar o seu papel na conservação e na política ambiental (Estrada & Garber, 2022) e, com isso, contribuam significativamente para reverter a perda de habitat e promover a viabilidade das populações locais de primatas.

5.5 Referências

-
- Ardron, J. A., Possingham, H. P. & Klein, C. J. (eds). (2010). *Marxan Good Practices Handbook, Version 2*. Pacific Marine Analysis and Research Association, Victoria, BC, Canada. 165 p.
- Alves, D.M.C.C & Brito, D. (2013). Priority mammals for biodiversity conservation in Brazil. *Trop. Conserv. Sci.*, **6**: 558-583.
- Arroyo-Rodríguez, V., González-Perez, I. M., Garmendia, A., Solà, M., & Estrada, A. (2013). The relative impact of forest patch and landscape attributes on black howler monkey populations in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Landscape ecology*, **28**, 1717-1727.
- Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Tabarelli, M., Watling, J.I., Tischendorf, L., Benchimol, M., Cazetta, E., Faria, D., Leal, I.R., Melo, F.P.L., et al. (2020). Designing Optimal

- Human-Modified Landscapes for Forest Biodiversity Conservation. *Ecol. Lett.*, **23**, 1404–1420.
- Azevedo-Ramos, C., Moutinho, P, Arruda, V.L. da S., Stabile, M.C.C., Alencar, A., Castro, I., Ribeiro, J.P. (2020). Lawless land in no man’s land: the undesignated public forests in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, **99**, 104863.
- Ball, I.R., H.P. Possingham, and M. Watts. (2009). Marxan and relatives: Software for spatial conservation prioritisation. Chapter 14: Pages 185-195 in Spatial conservation prioritisation: Quantitative methods and computational tools. Eds Moilanen, A., K.A. Wilson, and H.P. Possingham. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Banks-Leite, C., Ewers, R.M., Folkard-Tapp, H. & Fraser, A. (2020). Countering the effects of habitat loss, fragmentation, and degradation through habitat restoration. *One Earth*, **3**, 672-676.
- Becker, C. G., Loyola, R. D., Haddad, C F B., Zamudio, K. R. (2010). Integrating species life-history traits and patterns of deforestation in amphibian conservation planning. *Divers. Distrib.*, **16**: 10-19.
- Benítez-López, A., Alkemade, J.R.M., Schipper, A.M., Ingram, D.J., Verweij, P.A., Eikelboom, J.A.J. & Huijbregts, M.A.J. (2017). The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. *Science*, **356**, 180–83.
- Bennett, E. L. & Robinson, J. G. (2000). Hunting of wildlife in tropical forests - implications for biodiversity and forest peoples. Environment Department working papers; no. 76. Biodiversity Series. (The World Bank, Washington, D. C.).
- Bernard, E., Penna, L.A.O. & Araújo, E. (2014). Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil. *Conserv. Biol.*, **28**, 939-950.
- Bhola, N., Klimmek, H., Kingston, N., Burgess, N. D., van Soesbergen, A., Corrigan, C., ... & Kok, M. T. (2021). Perspectives on area-based conservation and its meaning for future biodiversity policy. *Conserv. Biol.*, **35**, 168-178.
- Brasil. (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico.
- Brasil. (2002). Lei nº 10.406, de 10 de janeiro de 2002. Código Civil Brasileiro. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/2002/110406compilada.htm. Acesso em 24 de setembro de 2023.

- Brooks, T.M.; Mittermeier, R.A.; Fonseca, G.A.B.; Gerlach, J.; Hoffmann, M.; Lamoreux, J. F.; Mittermeier, C.G.; Pilgrim, J. D. & Rodrigues, A.S.L. (2006). Global biodiversity conservation priorities. *Science*, **313**, 58-61.
- Brum, F. T.; Graham, C. H.; Costa, G. C.; Hedges, S. B.; Penone, C.; Radeloff, V. C.; Rondinini, C.; Loyola, R. & Davidson, A. D. (2017). Global priorities for conservation across multiple dimensions of mammalian diversity. *PNAS*, **114**, 7641-7646.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Soberón, J., Salazar, I., & Fay, J. P. (2005). Global mammal conservation: what must we manage?. *Science*, **309**, 603-607.
- Church, R.L. & Gerrard, R.A. (2003). The Multi-Level Location Set Covering Model. *Geographical Analysis*, **35**, 277-290.
- Cuesta, F.; Peralvo, M.; Merino-Viteri, A.; Bustamante, M.; Baquero, F.; Freile, J.F. *et al.* (2017). Priority areas for biodiversity conservation in mainland Ecuador. *Neotrop. Biodivers.*, **3**, 93–106.
- Cumming, G. S. (2016). The relevance and resilience of protected areas in the Anthropocene. *Anthropocene*, **13**, 46-56.
- Delgado-Jaramillo, M.; Aguiar, L. M. S.; Machado, R. B. & Bernard, E. (2020). Assessing the distribution of a species-rich group in a continental-sized megadiverse country: Bats in Brazil. *Divers. Distrib.*, **26**, 632-643.
- Ellis, E.C.; Goldewijk, K.K.; Siebert, S.; Lightman, D. & Ramankutty, N. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **19**, 589–606.
- Erdozain, M., Freeman, E. C., Ouellet Dallaire, C., Teichert, S., Nelson, H. W., & Creed, I. F. (2019). Demand for provisioning ecosystem services as a driver of change in the Canadian boreal zone1. *Environmental Reviews*, **27**, 166-184.
- Estrada, A.; Garber, P. A.; Rylands, A. B.; Roos, C.; Duque, E. F.; Di Fiore, A.; Nekaris, K. A.; Nijman, V.; Heymann, E. W.; Lambert, J. E.; Rovero, F.; Barelli, C.; Setchell, J. M.; Gillespie, T. R.; Mittermeier, R. A.; Arregoitia, L. V.; Guinea, M.; Gouveia, S.; Dobrovolski, R.; Shanee, S.; Shanee, N.; Boyle, S. A.; Fuentes, A.; MacKinnon, K. C.; Amato, K. R.; Meyer, A.L.S.; Wich, S.; Sussman, R. W.; Pan, R.; Kone, I. & Li, B. (2017). Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. *Sci. Adv.*, **3**: 1-16.
- Estrada, A. *et al.* (2018). Primates in peril: the significance of Brazil, Madagascar, Indonesia and the Democratic Republic of the Congo for global primate conservation, *PeerJ.*, **6**: e4869.

- Estrada, A. & Garber, P.A. (2022). Principal Drivers and Conservation Solutions to the Impending Primate Extinction Crisis: Introduction to the Special Issue. *Int J Primatol*, **43**, 1–14.
- Ewers, R. M., & Rodrigues, A. S. (2008). Estimates of reserve effectiveness are confounded by leakage. *Trends Ecol Evol*, **23**, 113-116.
- Fialho, M.S., Jerusalinsky, L., Moura, E.F., Ravetta, A.L., Laroque, P.O., de Queiroz, H.L., Boubli, J.P. & Lynch Alfaro, J.W. (2021). *Cebus kaapori* (amended version of 2020 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T40019A191704766. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T40019A191704766.en>. Acessado em 20 de Outubro de 2023.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, **16**, 265-280.
- Fonseca, C.R. & Venticinque, E.M. (2018). Biodiversity conservation gaps in Brazil: a role for systematic conservation planning. *Perspect. Ecol. Conserv.*, **16**, 61-67.
- Freire Filho, R. & Palmeirim, J. (2019). Potential distribution of and priority conservation areas for the Endangered Caatinga howler monkey *Alouatta ululata* in north-eastern Brazil. *Oryx*, **54**, 794-802.
- FUNAI - Fundação Nacional dos Povos Indígenas. 2023. Terras Indígenas (poligonais). Disponível em: <https://geoserver.funai.gov.br/geoserver/web/wicket/bookmarkable/org.geoserver.web.demo.MapPreviewPage?0&filter=false>. Acesso em 01 de setembro de 2023.
- Grantham, H. S., Duncan, A., Evans, T. D., Jones, K. R., Beyer, H. L., Schuster, R., ... & Watson, J. E. M. (2020). Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. *Nat. Commun.*, **11**, 5978.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., ... & Townshend, J. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, **342**, 850-853.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio. (2010). Portaria nº 87, de 27 de agosto de 2010 - Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Muriquis. Diário Oficial da União, Seção 1, 169: 100.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio (2011). Roteiro Metodológico para avaliação do estado de conservação das espécies da fauna brasileira. Disponível em: < <http://www4.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/lista-de-especies>

- dados-insuficientes/60-fauna-brasileira/2743-o-que-e-avaliacao-do-risco-de-extincao > acesso em: 22/05/2015.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. (2015). Fichas da avaliação do status de conservação da fauna brasileira. Available at: <https://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/estado-de-conservacao/2792-mamiferos-primatas>.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio (2017a). Plano de ação nacional para a conservação do sauím-de-coleira / Organizadores: Leandro Jerusalinsky, Renata Bocorny de Azevedo, Marcelo Gordo. – Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 207 p. (Série Espécies Ameaçadas; 29).
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio (2017b). Portaria nº 792, de 1º de dezembro de 2017. Plano de Ação Primatas Amazônicos.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio (2018). Portaria nº 702, de 7 de agosto de 2018. Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas da Mata Atlântica e da Preguiça-de-Coleira.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio (2023). Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE. Disponível em: <https://salve.icmbio.gov.br/>. Acesso em: 20 de out. de 2023.
- INCRA - Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária. 2020. Florestas Públicas Não Destinadas. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/cadastro-nacional-de-florestas-publicas>. Acesso em: 01 de setembro de 2023.
- IPBES (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 1148 p.
- IUCN (2016). A Global Standard for the Identification of Key Biodiversity Areas, Version 1.0. First edition. Gland, Switzerland: IUCN.
- Jiang, L., & Yu, L. (2019). Analyzing land use intensity changes within and outside protected areas using ESA CCI-LC datasets. *Glob Ecol Conserv*, **20**, e00789.
- Kark, S., N. Levin, H. S. Grantham, and H. P. Possingham. (2009). Between-country collaboration and consideration of costs increase conservation planning efficiency in the Mediterranean Basin. *PNAS*, **106**,15368–15373.
- KBA Standards and Appeals Committee (2019). Guidelines for using a Global Standard for the Identification of Key Biodiversity Areas. Version 1.0. Prepared by the KBA

- Standards and Appeals Committee of the IUCN Species Survival Commission and IUCN World Commission on Protected Areas. Gland, Switzerland: IUCN. viii + 148pp.
- Kirkpatrick, J. B. (1983). An iterative method for establishing priorities for the selection of nature reserves: an example from Tasmania. *Biol. Conserv.*, **25**, 127–134.
- Levin, N., Mazor, T., Brokovich, E., Jablon, P.-E., & Kark, S. (2015). Sensitivity analysis of conservation targets in systematic conservation planning. *Ecol. Appl.*, **25**, 1997–2010.
- Levis, C., Flores, B. M., Mazzochini, G. G., Manhães, A. P., Campos-Silva, J. V., Borges de Amorim, P., Peroni, N., Hirota, M. & Clement, C. R. (2020). Help restore Brazil's governance of globally important ecosystem services. *Nat Ecol & Evol*, **4**, 172-173.
- Lieberknecht, L., J. A. Ardron, R. Wells, N. C. Ban, M. Lotter, J. L. Gerhartz, & D. J. Nicolson. (2010). Addressing ecological objectives through the setting of targets. In J. A. Ardron, H. P. Possingham, and C. J. Klein, editors. *Marxan good practices handbook. Version 2*. Pacific Marine Analysis and Research Association, Victoria, British Columbia, Canada.
- Loyola, R.D., Lewinsohn, T. M. (2009). Diferentes abordagens para a seleção de prioridades de conservação dentro de um contexto macro-geográfico. *Megadiversidade*, **5**, 29-42.
- Margules, C. R. & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, **405**:243-253.
- Matte, A. L. L., Buss, G., Fialho, M., Becker, F. G., Jerusalinsky, L., de Lacerda, J. C., Santos, P. J. P. & Bezerra, B. (2023). How do landscape and life history traits contribute to the threat context of Brazilian primates?. *Anim. Conserv.*
- Memmott, J., Gibson, R., Carneiro, L. G., Henson, K., Heleno, R. H., Mikel, M. L., & Pearce, S. (2007). The conservation of ecological interactions. *Insect conservation biology*, 226-244.
- Ministério do Meio Ambiente – MMA. (2007). Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA nº 9, de 23 de janeiro de 2007/Ministério do Meio Ambiente, Secretaria e Biodiversidade e Florestas. – Brasília: MMA. (Série Biodiversidade, 31).
- Ministério do Meio Ambiente - MMA. (2018). Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria Nº 463, de 18 de dezembro de 2018/Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. – Brasília: MMA. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas-1/conservacao-1/areas->

- prioritarias/2a-atualizacao-das-areas-prioritarias-para-conservacao-da-biodiversidade-2018. Acesso em: 01 de setembro de 2023.
- Mittermeier, R. A.; Robles-Gil, P. & Mittermeier, C. G. (1997). Megadiversity: Earth's biologically wealthiest nations. Cemex/Agrupacion Sierra Madre, Mexico City.
- Moreno-Mateos D.; Barbier E.B.; Jones P.C.; Jones H.P.; Aronson J.; López-López J.A.; McCrackin M.L.; Meli P.; Montoya D. & Rey-Benayas, J.M. (2017). Anthropogenic ecosystem disturbance and the recovery debt. *Nat. Commun.*, **8**:14163.
- Moutinho, P., Alencar, A., Stabile, M.C.C., Felows, M., Salomão, C.S.C., Souza, L., Azevedo-Ramos, C., Laureto, L., Lui, G., Guyot, C, Castro, I., Bandeira, M. (2022). Destinação de Florestas Públicas Um meio de combate à grilagem e ao desmatamento ilegal na Amazônia. Relatório. https://amazonia2030.org.br/wp-content/uploads/2022/03/AMZ2030_30.pdf
- Myers, N. (2003). Biodiversity Hotspots Revisited. *BioScience*, **53**: 796-797.
- Murdoch, W.; Ranganathan, J.; Polasky, S. & Regetz, J. (2010). Using Return on Investment to Maximize Conservation Effectiveness in Argentine Grasslands. *PNAS*, **107**: 20855–20862.
- Myers, N.; Mittermeier, R.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**: 853–858.
- Naidoo, R.; Balmford, A.; Ferraro, P. J.; Polasky, S.; Ricketts, T. H. & Rouget, M. (2006). Integrating economic costs into conservation planning. *Trends Ecol. Evol.*, **21**: 681-687.
- Navarro, G. & Molina, J.A. (2021). A novel biome concept and classification system based on bioclimate and vegetation – A Neotropical assay. *Veg. Classif. Surv.*, **2**, 159–175.
- Oliveira, P. J.; Asner, G. P.; Knapp, D. E.; Almeyda, A.; Galván-Gildemeister, R.; Keene, S.; Raybin, R.F. & Smith, R. C. (2007). Land-use allocation protects the Peruvian Amazon. *Science*, **317**, 1233-1236.
- Oliveira, U., Vasconcelos, M.F. & Santos, A.J. (2017). Biogeography of Amazon birds: rivers limit species composition, but not areas of endemism. *Sci Rep*, **7**, 2992.
- Oliveira, K. (2018). Compensação Ambiental Federal - Fonte de recursos para criar e implementar unidades de conservação. Brasília: The Nature Conservancy - TNC Brasil. Disponível em: <https://www.tnc.org.br/content/dam/tnc/nature/en/documents/brasil/cartilha-de-compensacao-ambiental-federal.pdf>. Acesso em 26/06/2023.
- Oliveira, U., Soares-Filho, B.S., Paglia, A.P., Brescovit, A.D., de Carvalho, C.J.B., Silva, D.P., Rezende, D.T., Leite, F.S.F., Batista, J.A.N.; Barbosa, J.P.P.P., Stehmann, J.R.,

- Ascher, J.S., de Vasconcelos, M.F., De Marco P., Löwenberg-Neto, P., Ferro, V.G. & Santos, A.J. (2019). Modelling Highly Biodiverse Areas in Brazil. *Sci. Rep.*, **9**, 6355.
- Overbeck, G., Elez-Martin, E.V., Scarano, F.R.T., Lewinsohn, M., Fonseca, C.R., Meyer, S.T., Muller, S.C., Ceotto, P., Dadalt, L., Durigan, G., Ganade, G., Gossner, M.M., Guadagnin, D.L., Lorenzen, K., Jacobi, C.M.W., Weisser, W. & Pillar, V.D. (2015). Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Divers. Distrib.*, **21**: 1455-1460.
- Pardini, R., Nichols E. & Püttker T. (2017). Biodiversity response to habitat loss and fragmentation. Reference Module *In Earth Systems And Environmental Sciences. Encyclopedia of the Anthropocene*, **3**, 229-239.
- Parrish, J. D., Braun, D. P., & Unnasch, R. S. (2003). Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. *BioScience*, **53**, 851-860.
- Peltola, T., Arpin, I., Leino, J., Peltonen, L., Ratamáki, O. & Salmi, P. (2022). Management plans as resources in conservation conflicts. *Env. Pol. Gov.*, **33**, 206–218.
- Peres, C.A. & Lake, I.R. (2003). Extent of Nontimber Resource Extraction in Tropical Forests: Accessibility to Game Vertebrates by Hunters in the Amazon Basin. *Conserv. Biol.*, **17**, 521-535.
- Pinto, M. P., & Grelle, C. E. V. (2009). Reserve selection and persistence: complementing the existing Atlantic Forest reserve system. *Biodiv. Conserv.*, **18**, 957-968.
- Pinto, M. P., & Grelle, C. E. V. (2012). Minimizing conservation conflict for endemic primate species in Atlantic Forest and uncovering knowledge bias. *Environ. Conserv.*, **39**, 30-37.
- Pinto, M. P.; Silva Junior, J. S. E.; Almeida, A. & Grelle, C. E. V. (2014). Multi-Scales Analysis of Primate Diversity and Protected Areas at a Megadiverse Region. *Plos One*, **9**, p. e105205.
- Port-Carvalho, M., Muniz, C.C., Fialho, M.S., Alonso, A.C., Jerusalinsky, L. & Veiga, L.M. (2021). *Chiropotes satanas* (amended version of 2020 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2021: e.T39956A191704509. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T39956A191704509.en>. Acessado em 20 de Outubro de 2023.
- Pressey, R.L., Humphries, C.J., Margules, C.R., Vane-Wright, R.I., and Williams P.H. (1993). Beyond Opportunism: Key Principles for Systematic Reserve Selection. *TREE*, **8**, 124-128.

- Pressey, R.L., Possingham, H.P., Margules, C.R. (1996). Optimality in reserve selection algorithms: when does it matter and how much? *Biol. Conserv.*, **76**, 259–267.
- Pressey, R. L., Cowling, R. M., & Rouget, M. (2003). Formulating conservation targets for biodiversity pattern and process in the Cape Floristic Region, South Africa. *Biol. Conserv.*, **112**, 99-127.
- Ramírez de Arellano, P.I. (2007). Systematic conservation planning in Chile: Sensitivity of reserve selection procedures to target choices, cost surface, and spatial scale. PhD Thesis. College of Environmental Science and Forestry. State University of New York, 133.
- Ramírez de Arellano, P. I., Tognelli, C. & Marquet, P. A. (2008). Vacíos de conservación y sitios prioritarios para la conservación de los vertebrados nativos de la región de Atacama. *In: Libro Rojo de la Flora Nativa y de los Sitios Prioritarios para su Conservación: Región de Atacama* (Eds. F.A. Squeo, G. Arancio & J.R. Gutiérrez). Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile, 13, 251-266.
- Rezende, G. C., Sobral-Souza, T. & Culot, L. (2020). Integrating climate and landscape models to prioritize areas and conservation strategies for an endangered arboreal primate. *Am. J. Primatol.*, e23202.
- Rodrigues, A. S. L., Akçakaya, H. R., Andelman, S. J., Bakarr, M. I., Boitani, L., Brooks, T. M., Chanson, J. S., Fishpool, L. D. C., Da Fonseca, G. A. B., Gaston, K. J., Hoffmann, M., Marquet, P. A., Pilgrim, J. D., Pressey, R. L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S. N., Underhill, L. G., Waller, R. W., Watts, M. E. J., Yan, X. (2004). Global Gap Analysis: Priority Regions for Expanding the Global Protected-Area Network. *BioSci.*, **54**: 1092–1100.
- Sarkar, S., Pressey, R. L., Faith, D.P., Margules, C.R., Fuller, T., Stoms, D.M., Moffett, A., Wilson, K.A., Williams, K.J., Williams, P.H. & Andelman, S. (2006). Biodiversity conservation planning tools: present status and challenges for the future. *Annu Rev Environ Resour*, **31**: 123-159.
- Scholes, R., Montanarella, L., Brainich, A., Barger, N., ten Brink, B., Cantele, M., ... & Willemsen, L. (2018). Summary for policymakers of the assessment report on land degradation and restoration of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES Secretariat: Bonn, Germany.
- Schulman L, Ruokolainen K, Junikka L, Saaksjarvi IE, Salo M, Juvonen, S., Salo, J., Higgins, M. (2007). Amazonian biodiversity and protected areas: Do they meet? *Biodivers. Conserv.*, **16**: 3011–3051.
- Semper-Pascual, A., Sheil, D., Beaudrot, L., Dupont, P., Dey, S., Ahumada, J., Akampurira, E., Bitariho, R., Espinosa, S., Jansen, P.A., Lima, M.G.M., Martin, E.H., Mugerwa, B.,

- Rovero, F., Santos, F., Uzabaho, E. & Bischof, R. (2023). Occurrence dynamics of mammals in protected tropical forests respond to human presence and activities. *Nat Ecol Evol*, **7**, 1092–1103.
- Serra, N., Kockel, A., Game, E. T., Grantham H., Possingham H.P., & McGowan, J. (2020). Marxan User Manual: For Marxan version 2.43 and above. The Nature Conservancy (TNC), Arlington, Virginia, United States and Pacific Marine Analysis and Research Association (PacMARA), Victoria, British Columbia, Canada.
- Shepard Jr., G. H., Levi, T., Neves, E. G., Peres, C. A. & Yu, D. W. (2012). Hunting in ancient and modern Amazonia: Rethinking sustainability. *Am. Anthropol.* **114**, 652–667.
- 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., Neto, L.C.F., 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 Sens.*, **12**, 2735.
- Stewart, R. R., Ball, I. R. & H. P. Possingham. (2007). The effect of incremental reserve design and changing reservation goals on the long-term efficiency of reserve systems. *Conserv. Biol.*, **21**, 346–354.
- Tollefson, J. (2021). Illegal mining in the Amazon hits record high amid Indigenous protests. *Nature*, **598**, 15-16.
- UNGEF (2019). UN Global Environment Facility (GEF). Disponível em: https://www.thegef.org/sites/default/files/publications/gef_instrument_establishment_restructured_2019_v1.pdf
- Venter, O., Sanderson, E. W., Magrath, A., Allan, J. R., Beher, J., Jones, K. R., ... & Watson, J. E. (2016). Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nat. Commun.*, **7**, 12558.
- Venier, C., Menegon, S., Possingham, H. P., Gissi, E., Zanella, A., Depellegrin, D., Sarretta, A., Barbanti, A. & McGowan, J. (2021). Multi-objective zoning for aquaculture and biodiversity. *Sci. Total Environ.*, **785**, 146997.
- Wan, X., Jiang, G., Yan, C., He, F., Wen, R., Gu, J. & Zhang, Z. (2019). Historical records reveal the distinctive associations of human disturbance and extreme climate change with local extinction of mammals. *PNAS*, **116**, 19001-19008.

5.6 Material Suplementar 1. Fluxograma

Fluxograma mostrando as principais etapas realizadas no nosso estudo.

1. Seleção das áreas estratégicas para conservação de primatas brasileiros

- | | | |
|----|---|--|
| A. | Definição de duas classes de camadas de dados espaciais | <ul style="list-style-type: none"> ❖ Características relevantes para conservação: espécies, habitats, espécies ameaçadas ❖ Custo: uso da terra e perda de habitats |
| B. | Definição de cenários para conservação | <ul style="list-style-type: none"> ❖ Obtenção da grade de unidades de planejamento ❖ Definição dos parâmetros BLM e SPF ❖ Caracterização da paisagem das espécies e levantamento dos atributos de história de vida ❖ Definição dos pesos para cálculo das metas de conservação usando os atributos de paisagem e história de vida das espécies ❖ Caracterização das espécies por bioma: metas, lacunas e área protegida ❖ Espacialização dos resultados: áreas insubstituíveis de cada bioma |
| C. | Avaliação post hoc e Sugestões para conservação | <ul style="list-style-type: none"> ❖ Espécies mais custosas para conservação ❖ Caracterização das áreas selecionadas: permeabilidade da matriz e integridade florestal da paisagem ❖ Oportunidades de conservação: Áreas Prioritárias para a Biodiversidade, Florestas públicas não destinadas e Terras Indígenas |

5.7 Material Suplementar 2. Lista das 124 espécies e subespécies de primatas brasileiros processadas para nosso estudo.

Espécies

Lista das 124 espécies e subespécies de primatas brasileiros processadas para nosso estudo, separadas por bioma (ICMBio, 2015; Souza et al., 2020). Como a Amazônia é o bioma com o maior número de primatas brasileiros, apresentamos a proporção da área de distribuição da espécie no bioma em uma lista (Tabela 1 Material Suplementar 2). Para as espécies dos demais biomas brasileiros (Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal), mostramos os percentuais de cada espécie no seu bioma correspondente em gráficos (Figuras 1 a 5 Material Suplementar 2).

Tabela 1 Material Suplementar 2. Proporção de sobreposição das distribuições das espécies de primatas com os diferentes biomas brasileiros. Espécies que entraram na análise de priorização da Amazônia foram aquelas com mais de 50% da área de distribuição sobreposta ao limite do bioma.

Nome	Amazônia	Caatinga	Cerrado	Mata Atlântica	Pampa	Pantanal	cat
<i>Alouatta belzebul</i>	82.88	0.33	12.52	4.27			VU
<i>Alouatta caraya</i>	10.14	6.38	70.59	5.45	1.49	5.95	NT
<i>Alouatta discolor</i>	100.00						VU
<i>Alouatta juara</i>	100.00						LC
<i>Alouatta macconnelli</i>	100.00						LC
<i>Alouatta nigerrima</i>	100.00						LC
<i>Alouatta puruensis</i>	100.00						NT
<i>Aotus infulatus</i>	78.30	0.08	18.79			2.82	LC
<i>Aotus nancymaae</i>	100.00						LC
<i>Aotus nigriceps</i>	99.90		0.10				LC
<i>Aotus trivirgatus</i>	100.00						LC
<i>Aotus vociferans</i>	100.00						LC
<i>Ateles belzebuth</i>	100.00						VU
<i>Ateles chamek</i>	98.97		1.03				VU
<i>Ateles marginatus</i>	100.00						EN
<i>Ateles paniscus</i>	100.00						LC
<i>Cacajao calvus calvus</i>	100.00						LC
<i>Cacajao calvus rubicundus</i>	100.00						LC
<i>Cacajao hosomi</i>	100.00						EN
<i>Cacajao melanocephalus</i>	100.00						LC
<i>Callibella humilis</i>	100.00						LC
<i>Callicebus bernhardi</i>	100.00						LC
<i>Callicebus brunneus</i>	100.00						NT
<i>Callicebus caligatus</i>	100.00						LC
<i>Callicebus cinerascens</i>	79.89		20.11				LC

<i>Callicebus cupreus</i>	100.00			LC
<i>Callicebus dubius</i>	100.00			LC
<i>Callicebus hoffmannsi</i>	100.00			LC
<i>Callicebus lucifer</i>	100.00			LC
<i>Callicebus lugens</i>	100.00			LC
<i>Callicebus moloch</i>	98.02	1.98		LC
<i>Callicebus purinus</i>	100.00			LC
<i>Callicebus regulus</i>	100.00			LC
<i>Callicebus torquatus</i>	100.00			LC
<i>Callimico goeldii</i>	100.00			LC
<i>Cebuella pygmaea niveiventris</i>	100.00			LC
<i>Cebuella pygmaea pygmaea</i>	100.00			LC
<i>Cebus albifrons</i>	100.00			LC
<i>Cebus kaapori</i>	99.31	0.69		CR
<i>Cebus olivaceus castaneus</i>	100.00			LC
<i>Cebus olivaceus olivaceus</i>	100.00			LC
<i>Cebus unicolor</i>	100.00			LC
<i>Chiropotes albinasus</i>	96.91	3.09		NT
<i>Chiropotes chiropotes</i>	100.00			LC
<i>Chiropotes sagulatus</i>	100.00			LC
<i>Chiropotes satanas</i>	87.71	12.29		CR
<i>Chiropotes utahickae</i>	98.51	1.49		VU
<i>Lagothrix cana cana</i>	99.16	0.84		EN
<i>Lagothrix lagothricha</i>	100.00			VU
<i>Lagothrix poeppigii</i>	100.00			VU
<i>Mico acariensis</i>	100.00			LC
<i>Mico argentatus</i>	100.00			LC
<i>Mico chrysoleucus</i>	100.00			LC
<i>Mico emiliae</i>	100.00			LC
<i>Mico humeralifer</i>	100.00			LC
<i>Mico intermedius</i>	93.94	6.06		LC
<i>Mico leucippe</i>	100.00			LC
<i>Mico manicorensis</i>	100.00			LC
<i>Mico mauesi</i>	100.00			LC
<i>Mico melanurus</i>	64.96	23.59	11.45	NT
<i>Mico nigriceps</i>	100.00			LC
<i>Mico rondoni</i>	100.00			VU
<i>Mico saterei</i>	100.00			LC
<i>Pithecia albicans</i>	100.00			LC
<i>Pithecia irrorata vanzolinii</i>	100.00			LC
<i>Pithecia monachus monachus</i>	100.00			LC
<i>Pithecia pithecia chrysocephal</i>	100.00			LC
<i>Pithecia pithecia pithecia</i>	100.00			LC
<i>Saguinus bicolor</i>	100.00			CR
<i>Saguinus fuscicollis avilapire</i>	100.00			LC
<i>Saguinus fuscicollis fuscicollis</i>	100.00			LC
<i>Saguinus fuscicollis mura</i>	100.00			LC
<i>Saguinus fuscus</i>	100.00			LC
<i>Saguinus imperator imperator</i>	100.00			LC
<i>Saguinus imperator subgrisesce</i>	100.00			LC

<i>Saguinus inustus</i>	100.00					LC
<i>Saguinus labiatus labiatus</i>	100.00					LC
<i>Saguinus labiatus rufiventer</i>	100.00					LC
<i>Saguinus labiatus thomasi</i>	100.00					LC
<i>Saguinus martinsi martinsi</i>	100.00					NT
<i>Saguinus martinsi ocharaceus</i>	100.00					NT
<i>Saguinus midas</i>	100.00					LC
<i>Saguinus mystax mystax</i>	100.00					LC
<i>Saguinus mystax pileatus</i>	100.00					LC
<i>Saguinus mystax pluto</i>	100.00					LC
<i>Saguinus niger</i>	94.08	5.92				VU
<i>Saguinus weddelli melanoleucus</i>	100.00					LC
<i>Saguinus weddelli weddelli</i>	100.00					LC
<i>Saimiri boliviensis</i>	100.00					LC
<i>Saimiri cassiquiarensis</i>	100.00					LC
<i>Saimiri collinsi</i>	97.78	2.22				LC
<i>Saimiri macrodon</i>	100.00					LC
<i>Saimiri sciureus</i>	100.00					LC
<i>Saimiri ustus</i>	99.82	0.18				NT
<i>Saimiri vanzolinii</i>	100.00					VU
<i>Sapajus apela</i>	95.45	4.55				LC
<i>Sapajus cay</i>	8.64	64.69	6.52	20.14		VU
<i>Sapajus libidinosus</i>	2.19	27.17	70.08	0.57		NT
<i>Sapajus macrocephalus</i>	100.00					LC

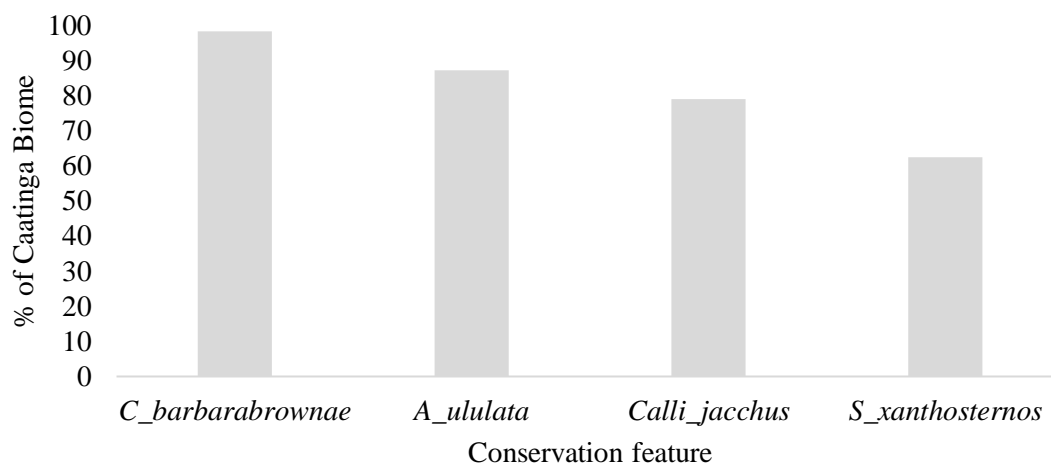


Figura 1 Material Suplementar 2. Proporção de sobreposição das distribuições das espécies de primatas com o Bioma Caatinga. Espécies que entraram na análise de priorização da Caatinga foram aquelas com mais de 50% da área de distribuição sobreposta ao limite do bioma: *Callicebus barbarabrownae* (*C_barbarabrownae*) na categoria Criticamente em Perigo (CR), *Alouatta ululata* (*A_ululata*) na categoria Em Perigo (EN), *Callithrix jacchus* (*Calli_jacchus*) na categoria Menos Preocupante (LC) e *Sapajus xanthosternos* (*S_xanthosternos*), Em Perigo (EN).

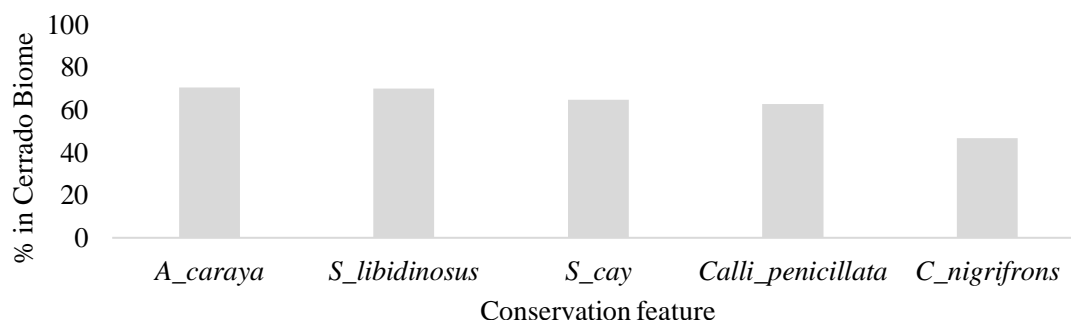


Figura 2 Material Suplementar 2. Proporção de sobreposição das distribuições das espécies de primatas com o Bioma Cerrado. Espécies que entraram na análise de priorização do Cerrado foram aquelas com mais de 50% da área de distribuição sobreposta ao limite do bioma: *Alouatta caraya* (*A_caraya*) na categoria Quase Ameaçada (NT), *Sapajus libidinosus* (*S_libidinosus*) na categoria Quase Ameaçada (NT), *Sapajus cay* (*S_cay*) na categoria Vulnerável (VU), *Callithrix penicillata* (*Calli_penicillata*) na categoria Menos Preocupante (LC). *Callicebus nigrifrons* (*C_nigrifrons*), Menos Preocupante (LC), possui menos de 50% de sobreposição com o Cerrado e, por isso, ficou classificado como espécie da Mata Atlântica.

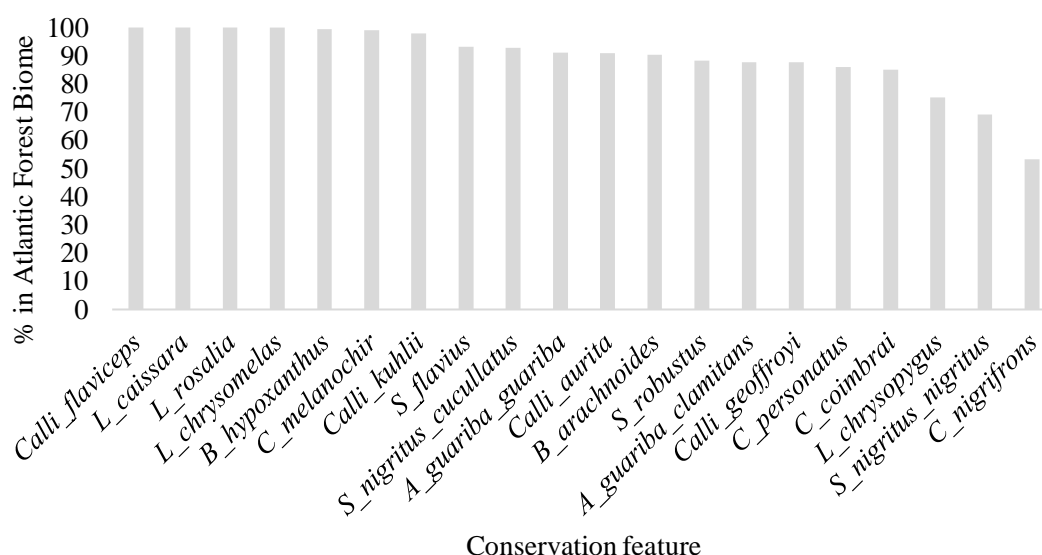


Figura 3 Material Suplementar 2. Proporção de sobreposição das distribuições das espécies de primatas com o Bioma Mata Atlântica. Espécies que entraram na análise de priorização da Mata Atlântica foram aquelas com mais de 50% da área de distribuição sobreposta ao limite do bioma: *Callithrix flaviceps* (*Calli_flaviceps*) na categoria Em Perigo (EN), *Leontopithecus caissara* (*L_caissara*) na categoria Em Perigo (EN),

Leontopithecus rosalia (*L_rosalia*) na categoria Em Perigo (EN), *Leontopithecus chrysomelas* (*L_chrysomelas*) na categoria Em Perigo (EN), *Brachyteles hypoxanthus* (*B_hypoxanthus*) na categoria Criticamente em Perigo (CR), *Callicebus melanochir* (*C_melanochir*) na categoria Vulnerável (VU), *Callithrix kuhlii* (*Calli_kuhlii*) na categoria Quase Ameaçada (NT), *Sapajus flavius* (*S_flavius*) na categoria Em Perigo (EN), *Sapajus nigritus cucullatus* (*S_nigritus_cucullatus*) na categoria Quase Ameaçada (NT), *Alouatta guariba guariba* (*A_guariba_guariba*) na categoria Criticamente em Perigo (CR), *Callithrix aurita* (*Calli_aurita*) na categoria Em Perigo (EN), *Brachyteles arachnoides* (*B_arachnoides*) na categoria Em Perigo (EN), *Sapajus robustus* (*S_robustus*) na categoria Em Perigo (EN), *Alouatta guariba clamitans* (*A_guariba_clamitans*) na categoria Vulnerável (VU), *Callithrix geoffroyi* (*Calli_geoffroyi*) na categoria Menos Preocupante (LC), *Callicebus personatus* (*C_personatus*) na categoria Vulnerável (VU), *Callicebus coimbrai* (*C_coimbrai*) na categoria Em Perigo (EN), *Leontopithecus chrysopygus* (*L_chrysopygus*) na categoria Em Perigo (EN), *Sapajus nigritus nigritus* (*S_nigritus_nigritus*) na categoria Quase Ameaçada (NT) e *Callicebus nigrifrons* (*C_nigrifrons*), Menos Preocupante (LC).

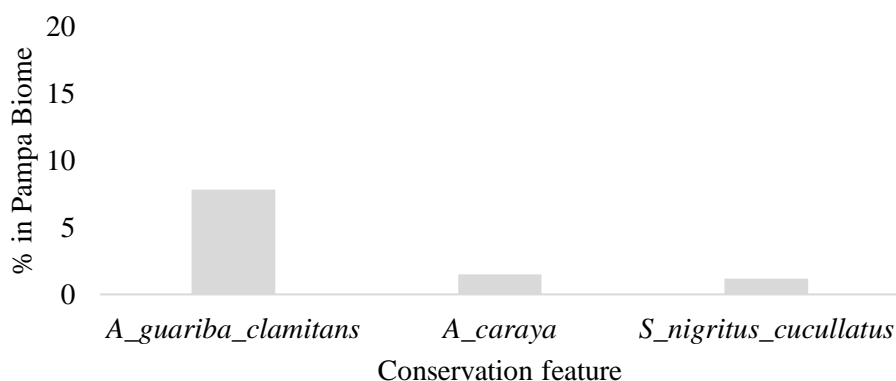


Figura 4 Material Suplementar 2. Proporção de sobreposição das distribuições das espécies de primatas com o Bioma Pampa. *Alouatta guariba clamitans* (*A_guariba_clamitans*), Vulnerável (VU), e *Sapajus nigritus cucullatus* (*S_nigritus_cucullatus*), Quase Ameaçada (NT), apesar de ocorrerem no Pampa, foram definidos como pertencentes ao Bioma Mata Atlântica por apresentarem mais de 50% de sobreposição com o limite deste bioma. Já *Alouatta caraya* (*A_caraya*), Quase Ameaçada (NT), pertence ao Cerrado, com mais de 50% de sobreposição. Desta forma, o bioma Pampa não entrou na análise de priorização espacial deste estudo.



Figura 5 Material Suplementar 2. Apesar de possuírem 100% de sobreposição com o Bioma Pantanal, as espécies *Aotus azarae azarae* e *Callicebus pallescens* pertencem às categorias “Data Deficient” (DD) e “Not Evaluated” (NE), respectivamente. Por este motivo, o bioma Pantanal não entrou na análise de priorização espacial deste estudo.

Referências

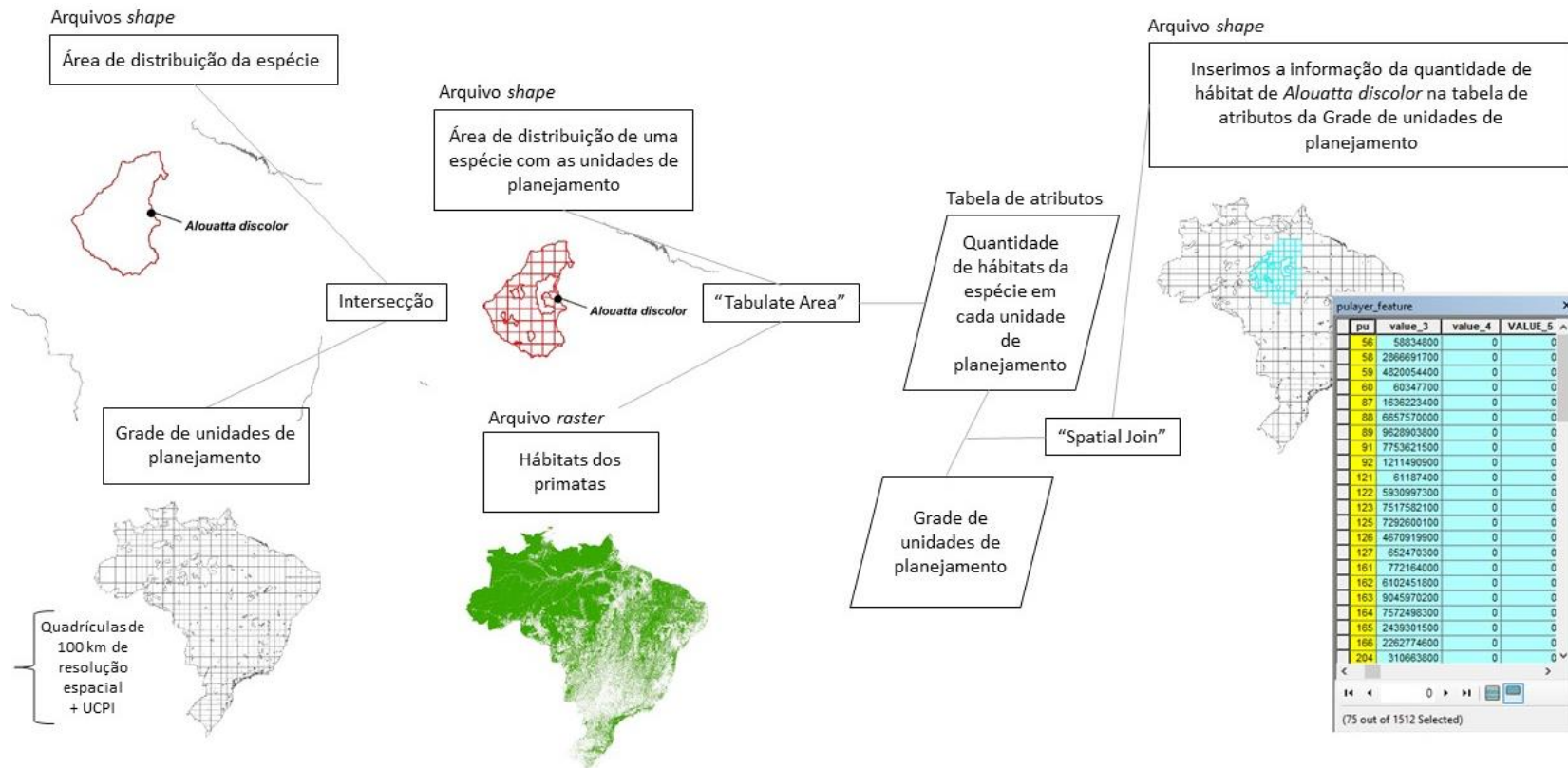
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. (2015). Fichas da avaliação do status de conservação da fauna brasileira. Available at: <https://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/estado-de-conservacao/2792-mamiferos-primatas>. Acesso em 4 de fevereiro de 2019.
- Souza Jr., 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., Neto, L.C.F., 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 Sens.*, **12**, 2735.

5.8 Material Suplementar 3. Riqueza de espécies e quantidade de habitat

Riqueza de espécies e quantidade de habitat

Para que todas as unidades de planejamento do Brasil nos informassem a quantidade de habitats das espécies de primatas, tínhamos que interseccionar as áreas de distribuição das espécies e a grade de unidades de planejamento que abrange o Brasil todo (Fluxograma e Figura Material Suplementar 3). Assim, inserimos a informação da quantidade de habitats de cada espécie nesta grade, conforme Dalmau (2020), usando a vegetação florestal, savana (com mais de 5 m de altura, metodologia explicada nos Capítulos 1 e 2) e mangue para compor a camada de habitats de 2018 (Souza *et al.*, 2020). O polígono que resultou desta intersecção foi usado para extrair a quantidade de habitats da espécie (Fluxograma e Figura Material Suplementar 3), usando a ferramenta “Tabulate Area” do ArcGIS10.4. Posteriormente, o valor da quantidade de habitat da espécie foi inserido no arquivo com todas as unidades de planejamento com a ferramenta “Spatial Join” do ArcGIS10.4 (Fluxograma Material Suplementar 3).

Usamos o *plugin* do Marxan (ArcMarxan 1.1) adicionado ao ArcGIS10.4 para gerar os arquivos de entrada do Marxan. A quantidade de habitats de todas as espécies de primatas existentes nas unidades de planejamento foi dividida por 10^6 para transformar a unidade de medida de m^2 para km^2 , e também ajustar a relação com o valor do custo que pode variar até 100% e otimizar o processo de seleção de áreas.



Fluxograma Material Suplementar 4. Sequência de passos (Intersecção, "Tabulate Area" e "Spatial Join") aplicada para obter a quantidade de habitats de cada espécie e inserir esta informação na tabela de atributos do arquivo que possui todas as unidades de planejamento. A grade de unidades de planejamento consiste em uma superfície de quadrículas de 100 km de resolução, onde estão inseridas as unidades de conservação de proteção integral (UCPI) das esferas Federal, Estadual e Municipal. No final, obtemos um arquivo onde cada unidade de planejamento ("pu" – no esquema acima) possui a quantidade de habitats para todas as espécies de primatas brasileiros ("value_1", "value_2", "value_3" até "value_124").

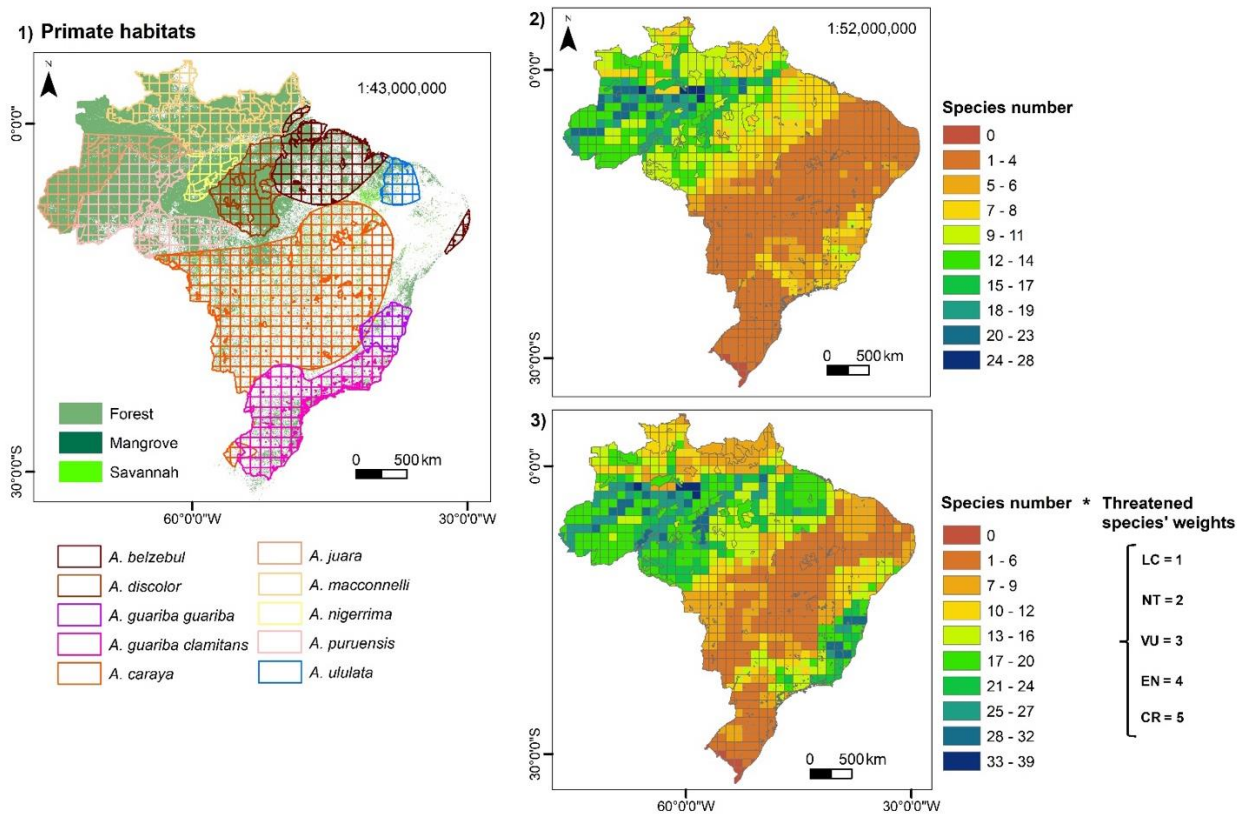


Figura Material Suplementar 3. Camada de habitats de 2018 (1) usada para as análises de priorização espacial. Mapa de riqueza de espécies (2) resultado da conversão habitats em valores binários: “1” para presença da espécie e “0” para ausência, e sobreposição com unidades de planejamento. Para gerar o mapa de riqueza de espécies ameaçadas (3) multiplicamos o valor de riqueza por pesos das categorias de ameaça: “1” – Menos Preocupante (LC), “2” – Quase Ameaçada (NT), “3” – Vulnerável (VU), “4” – Em Perigo (EN) e “5” – Criticamente em Perigo (CR).

Referências

- Dalmau, N. A. (2020). Introduction to Marxan course - Building a marine protected area network. The University of Queensland, the Australian Research Council, the Commonwealth Environmental Research Facility, Pacific Marine Analysis & Research Association, and the Nature Conservancy.
- Souza, C.M., Jr., Z. Shimbo, J., Rosa, M.R., Parente, L.L., A. Alencar, A.; Rudorff, B.F.T., Hasenack, H., Matsumoto, M., G. Ferreira, L., 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., Neto, L.C.F., 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, 2735.

5.9 Material Suplementar 4. Superfície de custo antrópico

Superfície de custo antrópico

Tabela Material Suplementar 4. Classes de uso da terra de 2018 que compõem a superfície de custo antrópico. Cada classe de uso e cobertura do solo foi reclassificada quanto ao tipo de uso para definir se corresponde ao hábitat dos primatas (mangue, savana e floresta) e não hábitat. Também interpretamos se a classe possui origem antrópica e representa uma ameaça aos primatas, as quais foram usadas para compor a superfície de custo antrópico.

Classes MapBiomias	Usos e coberturas do solo	Tipo	Classe inserida no custo antrópico
3	Formação florestal	Hábitat	Não
4	Formação savânica	Hábitat	Não
5	Mangue	Hábitat	Não
9	Silvicultura	Antrópico	Sim
11	Área úmida	Não Hábitat	Não
12	Campo	Não Hábitat	Não
13	Outra formação natural não florestal	Não Hábitat	Não
15	Pastagem	Antrópico	Sim
19	Cultura Anual e Perene	Antrópico	Sim
20	Cultura Semi-perene	Antrópico	Sim
21	Mosaico agricultura e pastagem	Antrópico	Sim
23	Praia e Duna	Não Hábitat	Não
24	Infraestrutura urbana	Antrópico	Sim
25	Outra área não vegetada	Antrópico	Sim
29	Afloramento rochoso	Não Hábitat	Não
30	Mineração	Antrópico	Sim
31	Aquicultura	Antrópico	Sim
32	Salinas	Antrópico	Sim
33	Água	Não Hábitat	Não

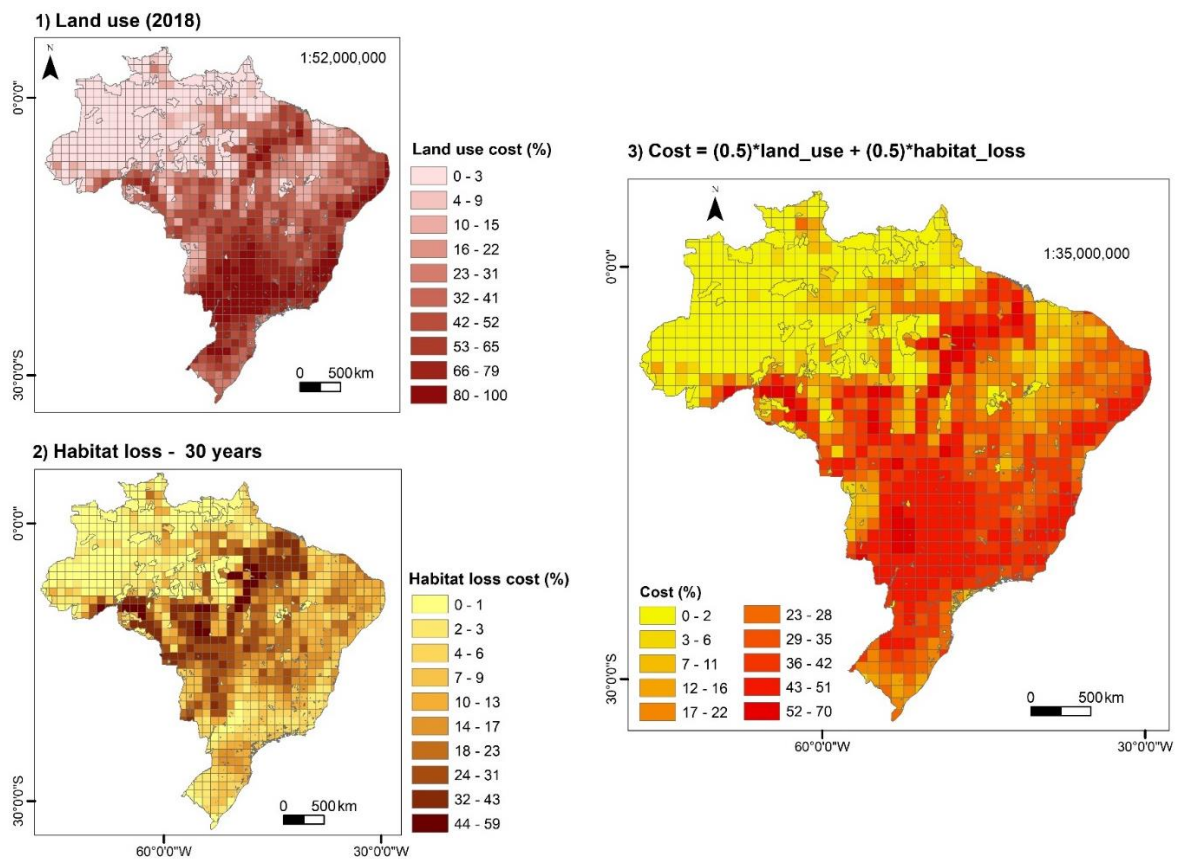


Figura Material Suplementar 4. Usamos a camada de uso da terra (1) e de perda de habitats (2) para compor a superfície de custo antrópico (3), elaborada com a equação que soma e pondera igualmente ambas as camadas (3). O objetivo desta superfície de custo é minimizar impactos e ameaças em áreas estratégicas para conservar primatas e seus habitats durante a análise de priorização espacial feita com o Marxan.

5.10 Material Suplementar 5. Pesos e características das espécies

Pesos e características das espécies

Usamos as fichas da avaliação do *status* de conservação da fauna brasileira (ICMBio, 2015) para listar as principais características da paisagem antropogênicas (ameaças) ou características estruturais da paisagem ocupada pelas espécies de primatas brasileiras. Algumas destas características foram extraídas diretamente das fichas do ICMBio (2015) como pressão de caça e associação a formações vegetais/geológicas únicas ou restritas a habitats primários. As demais características de paisagem foram obtidas conforme metodologia descrita por Matte *et al.* (2023), Capítulo 1 desta tese (Material Suplementar 5). Também usamos Mittermeier *et al.* (2013) para consulta de dados de história de vida, descritos no Capítulo 1 (Material Suplementar 4). Atribuímos pesos para estas características (Material Suplementar 5) usadas para o cálculo das metas de conservação: $Meta = 100 * \sum pesos/número_{pesos}$. Como resultado, obtivemos metas não uniformes entre as espécies de cada bioma variando de zero a 100.

Cada característica de paisagem pode apresentar um intervalo de variação distinto entre biomas. Por exemplo, a proporção de área urbanizada na Mata Atlântica possui uma maior amplitude se comparada com a Amazônia (ver Tabelas 1 e 3 Material Suplementar 5). Por isso, consideramos a variação das características de paisagem de cada bioma ao definir os pesos. No total são 15 características usadas, cujos pesos variam de zero a um. Algumas características são restritas ao bioma Amazônia, como a proporção da distribuição das espécies sobre o arco do desmatamento e sobre as terras indígenas amazônicas.

Tabela 1 Material Suplementar 5. Atributos de paisagem e história de vida usados para o cálculo das metas de conservação para as espécies da Amazônia. A variação existente em cada atributo é mostrada na coluna “Condição” que define os “Pesos” usados para o cálculo das metas. Quanto maior o somatório destes pesos, maior será a meta da espécie, relacionada à necessidade de intervenções de conservação mais urgentes e maior vulnerabilidade da espécie.

Características	Condição	Peso
Distribuição restrita	< 10000 km ²	1

	Entre 10000 e 20000 km ²	0.75
	Entre 20000 e 30000 km ²	0.5
	Entre 30000 e 50000 km ²	0.25
	Sem distribuição restrita	0
Pressão de caça	Com pressão de caça	1
	Sem pressão de caça	0
Associadas a formações vegetais/geológicas únicas ou restritas a habitats primários	Sim	1
	Não	0
Status de ameaça	CR	1
	EN	1
	VU	1
	NT	0.75
	LC	0.25
Proporção de ocorrência no Arco do desmatamento	Acima de 50.01	1
	De 50 a 31	0.75
	De 30 a 8.01	0.5
	De 8 a 0.01	0.25
Percentual médio de disponibilidade de habitats	De 51 a 75	0.5
	De 75.01 a 99	0.25
Percentual médio de perda de habitat nos últimos 30 anos	Acima de 18.01	1
	De 18 a 12.01	0.75
	De 12 a 6.01	0.5
	De 6 a 0.01	0.25
Percentual médio de perda de habitat nos últimos 10 anos	De 8.95 a 7.51	1
	De 7.5 a 5.01	0.75
	De 5 a 2.51	0.5
	De 2.5 a 0.01	0.25
Proporção de áreas com menos de 30% de habitats (Fragmentação de habitats)	Acima de 20.01	1
	De 20 a 12.01	0.75
	De 12 a 4.01	0.5
	Abaixo de 4	0.25
Percentual médio de rodovias	Acima de 20.01	1
	De 20 a 10.01	0.75
	De 10 a 0.01	0.5
Percentual médio de área urbanizada	Acima de 1.01	1
	De 1 a 0.01	0.75

Proporção de ocorrência em terras indígenas amazônicas	Acima de 50.01	1
	De 50 a 30.01	0.75
	De 30 a 8.01	0.5
	De 8 a 0.01	0.25
Peso corporal dos machos	Acima 5001 g	1
	De 5000 a 2501 g	0.75
	De 2500 a 1001 g	0.5
	Abaixo de 1000 g	0.25
Tempo de geração	Acima de 15 anos	1
	De 15 a 10.01 anos	0.75
	De 10 a 5 anos	0.5
Comprimento de gestação	Acima 6 meses	1
	De 6 a 5.01 meses	0.75
	De 5 a 4 meses	0.5

Tabela 2 Material Suplementar 5. Atributos de paisagem e história de vida usados para o cálculo das metas de conservação para as espécies da Caatinga. A variação existente em cada atributo é mostrada na coluna “Condição” que define os “Pesos” usados para o cálculo das metas. Quanto maior o somatório destes pesos, maior será a meta da espécie, relacionada à necessidade de intervenções de conservação mais urgentes e maior vulnerabilidade da espécie.

Características	Condição	Peso
Distribuição restrita	< 10000 km ²	1
	Entre 10000 e 20000 km ²	0.75
	Entre 20000 e 30000 km ²	0.5
	Entre 30000 e 50000 km ²	0.25
	Sem distribuição restrita	0
Pressão de caça	Com pressão de caça	1
	Sem pressão de caça	0
Associadas a formações vegetais/geológicas únicas ou restritas a habitats primários	Sim	1
	Não	0
<i>Status</i> de ameaça	CR	1
	EN	1
	VU	1
	NT	0.75

	LC	0.25
Percentual médio de disponibilidade de habitats	Abaixo de 25	1
	De 25.01 a 51	0.75
	De 51.01 a 75.01	0.5
	De 75 a 99	0.25
Percentual médio de perda de habitat nos últimos 30 anos	Acima de 18.01	1
	De 18 a 12.01	0.75
	De 12 a 6.01	0.5
	De 6 a 0.01	0.25
Percentual médio de perda de habitat nos últimos 10 anos	De 8.95 a 7.51	1
	De 7.5 a 5.01	0.75
	De 5 a 2.51	0.5
	De 2.5 a 0.01	0.25
Proporção de áreas com menos de 30% de habitats (Fragmentação de habitats)	Acima de 50.01	1
	Abaixo de 50	0.75
Percentual médio de rodovias	Acima de 20.01	1
	De 20 a 10.01	0.75
	De 10 a 0.01	0.5
Percentual médio de área urbanizada	Acima de 1.01	1
	De 1 a 0.01	0.75
Peso corporal dos machos	Acima 5001 g	1
	De 5000 a 2501 g	0.75
	De 2500 a 1001 g	0.5
	Abaixo de 1000 g	0.25
Tempo de geração	Acima de 15 anos	1
	De 15 a 10.01 anos	0.75
	De 10 a 5 anos	0.5
Comprimento da gestação	Acima 6 meses	1
	De 6 a 5.01 meses	0.75
	De 5 a 4 meses	0.5

Tabela 3 Material Suplementar 5. Atributos de paisagem e história de vida usados para o cálculo das metas de conservação para as espécies da Mata Atlântica. A variação existente em cada atributo é mostrada na coluna “Condição” que define os “Pesos” usados para o cálculo das metas. Quanto maior o somatório destes pesos, maior será a meta da espécie,

relacionada à necessidade de intervenções de conservação mais urgentes e maior vulnerabilidade da espécie.

Características	Condição	Peso
Distribuição restrita	< 10000 km ²	1
	Entre 10000 e 20000 km ²	0.75
	Entre 20000 e 30000 km ²	0.5
	Entre 30000 e 50000 km ²	0.25
	Sem distribuição restrita	0
Pressão de caça	Com pressão de caça	1
	Sem pressão de caça	0
Associadas a formações vegetais/geológicas únicas ou restritas a habitats primários	Sim	1
	Não	0
<i>Status</i> de ameaça	CR	1
	EN	1
	VU	1
	NT	0.75
	LC	0.25
Percentual médio de disponibilidade de habitats	Abaixo de 25	1
	De 25.01 a 51	0.75
	De 51.01 a 75	0.5
	De 75.01 a 99	0.25
Percentual médio de perda de habitat nos últimos 30 anos	Acima de 6	1
	De 5.99 a 3.01	0.75
	Abaixo de 3	0.5
Percentual médio de perda de habitat nos últimos 10 anos	De 3 a 1	1
	Abaixo de 1	0.75
Proporção de áreas com menos de 30% de habitats (Fragmentação de habitats)	Acima de 50	1
	De 50 a 30	0.75
	Abaixo de 30	0.5
Percentual médio de rodovias	Acima de 50	1
	De 50 a 30.01	0.75
	Abaixo de 30	0.5
Percentual médio de área urbanizada	Acima de 5.01	1
	De 5 a 3.01	0.75
	Abaixo de 3	0.5

Peso corporal dos machos	Acima 5001 g	1
	De 5000 a 2501 g	0.75
	De 2500 a 1001 g	0.5
	Abaixo de 1000 g	0.25
Tempo de geração	Acima de 15 anos	1
	De 15 a 10.01 anos	0.75
	De 10 a 5 anos	0.5
Comprimento da gestação	Acima 6 meses	1
	De 6 a 5.01 meses	0.75
	De 5 a 4 meses	0.5

Tabela 4 Material Suplementar 5. Atributos de paisagem e história de vida usados para o cálculo das metas de conservação para as espécies do Cerrado. A variação existente em cada atributo é mostrada na coluna “Condição” que define os “Pesos” usados para o cálculo das metas. Quanto maior o somatório destes pesos, maior será a meta da espécie, relacionada à necessidade de intervenções de conservação mais urgentes e maior vulnerabilidade da espécie.

Características	Condição	Peso
Distribuição restrita	< 10000 km ²	1
	Entre 10000 e 20000 km ²	0.75
	Entre 20000 e 30000 km ²	0.5
	Entre 30000 e 50000 km ²	0.25
	Sem distribuição restrita	0
Pressão de caça	Com pressão de caça	1
	Sem pressão de caça	0
Associadas a formações vegetais/geológicas únicas ou restritas a habitats primários	Sim	1
	Não	0
<i>Status</i> de ameaça	CR	1
	EN	1
	VU	1
	NT	0.75
	LC	0.25
Percentual médio de disponibilidade de habitats	Abaixo de 25	1
	De 25.01 a 51	0.75
Percentual médio de perda de habitat nos últimos 30 anos	Acima de 6	1

	De 5.99 a 3.01	0.75
	Abaixo de 3	0.5
Percentual médio de perda de hábitat nos últimos 10 anos	De 3 a 1	1
	Abaixo de 1	0.75
Proporção de áreas com menos de 30% de hábitats (Fragmentação de hábitats)	Acima de 50	1
	De 50 a 30	0.75
	Abaixo de 30	0.5
Percentual médio de rodovias	De 25 a 20	1
	Abaixo de 20	0.75
Percentual médio de área urbanizada	Acima de 0.5	1
	Abaixo de 0.5	0.75
Peso corporal dos machos	Acima 5001 g	1
	De 5000 a 2501 g	0.75
	De 2500 a 1001 g	0.5
	Abaixo de 1000 g	0.25
Tempo de geração	Acima de 15 anos	1
	De 15 a 10.01 anos	0.75
	De 10 a 5 anos	0.5
Comprimento da gestação	Acima 6 meses	1
	De 6 a 5.01 meses	0.75
	De 5 a 4 meses	0.5

Referências

- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. (2015). Fichas da avaliação do status de conservação da fauna brasileira. Available at: <https://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/estado-de-conservacao/2792-mamiferos-primatas>. Acesso em 4 de fevereiro de 2019.
- Mittermeier, R. A., Rylands, A. B. & Wilson, D. E. (Org.). (2013). Handbook of the Mammals of the World: 3. Primates. Lynx Ediciones, Barcelona, Spain, 953 p.

5.11 Material Suplementar 6. Metas e lacunas.

Metas e Lacunas

Apresentamos aqui o resultado do cálculo das metas (desenvolvidas conforme Material Suplementar 5) e lacunas obtidas para cada espécie. Estas metas foram determinantes para hierarquizar espécies com base nos atributos de paisagem e história de vida para executar a análise de priorização espacial de áreas.

Caatinga

Tabela 1 Material Suplementar 6. Metas de conservação calculadas para as espécies da Caatinga. A meta original obtida com a soma e a ponderação dos pesos, conforme Material Suplementar 5, pode variar até 100%. A meta original de cada espécie foi projetada para variar de 10 a 50% e obter cenários distintos com metas máximas variando de 10 a 50%.

Espécies	100 %	50 %	40 %	30 %	20 %	10 %
<i>Alouatta ululata</i>	61.54	48.48	38.79	29.09	19.39	9.70
<i>Callicebus barbarabrownae</i>	61.54	48.48	38.79	29.09	19.39	9.70
<i>Callithrix jacchus</i>	55.77	43.94	35.15	26.36	17.58	8.79
<i>Sapajus xanthosternos</i>	63.46	50	40	30	20	10

Tabela 2 Material Suplementar 6. Lista das espécies da Caatinga, suas respectivas categorias de ameaça, área e proporção já protegida dentro da distribuição, meta de conservação máxima de 100% e lacunas correspondentes. Categorias de ameaça: CR = Criticamente em Perigo; EN = Em Perigo; LC = Menos Preocupante. Área protegida refere-se à cobertura de Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCPI) no nível federal, estadual e municipal.

Espécies	Categoria	UCPI (Km ²)	Protegida (%)	Meta 100 (%)	Lacuna (%)
<i>Alouatta ululata</i>	EN	225.73	0.47	61.54	61.07
<i>Callicebus barbarabrownae</i>	CR	3354.14	18.28	61.54	43.25
<i>Callithrix jacchus</i>	LC	2570.48	1.29	55.77	54.48
<i>Sapajus xanthosternos</i>	EN	4838.95	4.53	63.46	58.93

Cerrado

Tabela 3 Material Suplementar 6. Metas de conservação calculadas para as espécies do Cerrado. A meta original obtida com a soma e a ponderação dos pesos, conforme Material Suplementar 5, pode variar até 100%. A meta original de cada espécie foi projetada para variar de 10 a 50% e obter cenários distintos com metas máximas variando de 10 a 50%.

Espécies	100%	50%	40%	30%	20%	10%
<i>Alouatta caraya</i>	71.15	45.12	36.10	27.07	18.05	9.02
<i>Callithrix penicillata</i>	61.54	39.02	31.22	23.41	15.61	7.80
<i>Sapajus cay</i>	78.85	50	40	30	20	10
<i>Sapajus libidinosus</i>	73.08	46.34	37.07	27.80	18.54	9.27

Tabela 4 Material Suplementar 6. Lista das espécies do Cerrado, suas respectivas categorias de ameaça, área e proporção já protegida dentro da distribuição, meta de conservação máxima de 100% e lacunas correspondentes. Categorias de ameaça: VU = Vulnerável; NT = Quase Ameaçada; LC = Menos Preocupante. Área protegida refere-se à cobertura de Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCPI) no nível federal, estadual e municipal.

Espécies	Categoria	UCPI (Km ²)	Protegida (%)	Meta 100%	Lacuna (%)
<i>Alouatta caraya</i>	NT	77094.14	10.59	71.15	60.57
<i>Callithrix penicillata</i>	LC	19878.79	7.41	61.54	54.13
<i>Sapajus cay</i>	VU	11291.31	4.98	78.85	73.87
<i>Sapajus libidinosus</i>	NT	41359.43	10.50	73.08	62.57

Amazônia

Tabela 5 Material Suplementar 6. Metas de conservação calculadas para as espécies da Amazônia. A meta original obtida com a soma e a ponderação dos pesos, conforme Material Suplementar 5, pode variar até 100%. A meta original de cada espécie foi projetada para variar de 10 a 50% e obter cenários distintos com metas máximas variando de 10 a 50%.

Espécies	100%	50%	40%	30%	20%	10%
<i>Alouatta belzebul</i>	70.00	50.00	40.00	30.00	20.00	10.00
<i>Alouatta discolor</i>	63.33	45.24	36.19	27.14	18.10	9.05
<i>Alouatta juara</i>	45.00	32.14	25.71	19.29	12.86	6.43
<i>Alouatta macconnelli</i>	41.67	29.76	23.81	17.86	11.90	5.95

<i>Alouatta nigerrima</i>	51.67	36.90	29.52	22.14	14.76	7.38
<i>Alouatta puruensis</i>	60.00	42.86	34.29	25.71	17.14	8.57
<i>Aotus infulatus</i>	55.00	39.29	31.43	23.57	15.71	7.86
<i>Aotus nancymae</i>	30.00	21.43	17.14	12.86	8.57	4.29
<i>Aotus nigriceps</i>	36.67	26.19	20.95	15.71	10.48	5.24
<i>Aotus trivirgatus</i>	31.67	22.62	18.10	13.57	9.05	4.52
<i>Aotus vociferans</i>	30.00	21.43	17.14	12.86	8.57	4.29
<i>Ateles belzebuth</i>	58.33	41.67	33.33	25.00	16.67	8.33
<i>Ateles chamek</i>	61.67	44.05	35.24	26.43	17.62	8.81
<i>Ateles marginatus</i>	68.33	48.81	39.05	29.29	19.52	9.76
<i>Ateles paniscus</i>	45.00	32.14	25.71	19.29	12.86	6.43
<i>Cacajao calvus calvus</i>	35.00	25.00	20.00	15.00	10.00	5.00
<i>Cacajao calvus rubicundus</i>	45.00	32.14	25.71	19.29	12.86	6.43
<i>Cacajao hosomi</i>	50.00	35.71	28.57	21.43	14.29	7.14
<i>Cacajao melanocephalus</i>	43.33	30.95	24.76	18.57	12.38	6.19
<i>Callibella humilis</i>	31.67	22.62	18.10	13.57	9.05	4.52
<i>Callicebus bernhardi</i>	38.33	27.38	21.90	16.43	10.95	5.48
<i>Callicebus brunneus</i>	60.00	42.86	34.29	25.71	17.14	8.57
<i>Callicebus caligatus</i>	36.67	26.19	20.95	15.71	10.48	5.24
<i>Callicebus cinerascens</i>	41.67	29.76	23.81	17.86	11.90	5.95
<i>Callicebus cupreus</i>	41.67	29.76	23.81	17.86	11.90	5.95
<i>Callicebus dubius</i>	43.33	30.95	24.76	18.57	12.38	6.19
<i>Callicebus hoffmannsi</i>	36.67	26.19	20.95	15.71	10.48	5.24
<i>Callicebus lucifer</i>	30.00	21.43	17.14	12.86	8.57	4.29

<i>Callicebus lugens</i>	35.00	25.00	20.00	15.00	10.00	5.00
<i>Callicebus moloch</i>	45.00	32.14	25.71	19.29	12.86	6.43
<i>Callicebus purinus</i>	36.67	26.19	20.95	15.71	10.48	5.24
<i>Callicebus regulus</i>	33.33	23.81	19.05	14.29	9.52	4.76
<i>Callicebus torquatus</i>	41.67	29.76	23.81	17.86	11.90	5.95
<i>Callimico goeldii</i>	48.33	34.52	27.62	20.71	13.81	6.90
<i>Cebuella pygmaea</i> <i>niveiventris</i>	31.67	22.62	18.10	13.57	9.05	4.52
<i>Cebuella pygmaea pygmaea</i>	26.67	19.05	15.24	11.43	7.62	3.81
<i>Cebus albifrons</i>	43.33	30.95	24.76	18.57	12.38	6.19
<i>Cebus kaapori</i>	70.00	50.00	40.00	30.00	20.00	10.00
<i>Cebus olivaceus castaneus</i>	43.33	30.95	24.76	18.57	12.38	6.19
<i>Cebus olivaceus olivaceus</i>	36.67	26.19	20.95	15.71	10.48	5.24
<i>Cebus unicolor</i>	48.33	34.52	27.62	20.71	13.81	6.90
<i>Chiropotes albinasus</i>	53.33	38.10	30.48	22.86	15.24	7.62
<i>Chiropotes chiropotes</i>	51.67	36.90	29.52	22.14	14.76	7.38
<i>Chiropotes sagulatus</i>	40.00	28.57	22.86	17.14	11.43	5.71
<i>Chiropotes satanas</i>	66.67	47.62	38.10	28.57	19.05	9.52
<i>Chiropotes utahickae</i>	66.67	47.62	38.10	28.57	19.05	9.52
<i>Lagothrix cana cana</i>	58.33	41.67	33.33	25.00	16.67	8.33
<i>Lagothrix lagothricha</i>	58.33	41.67	33.33	25.00	16.67	8.33
<i>Lagothrix poeppigii</i>	55.00	39.29	31.43	23.57	15.71	7.86
<i>Mico acariensis</i>	31.67	22.62	18.10	13.57	9.05	4.52
<i>Mico argentatus</i>	33.33	23.81	19.05	14.29	9.52	4.76

<i>Mico chrysoleucus</i>	38.33	27.38	21.90	16.43	10.95	5.48
<i>Mico emiliae</i>	40.00	28.57	22.86	17.14	11.43	5.71
<i>Mico humeralifer</i>	36.67	26.19	20.95	15.71	10.48	5.24
<i>Mico intermedius</i>	35.00	25.00	20.00	15.00	10.00	5.00
<i>Mico leucippe</i>	36.67	26.19	20.95	15.71	10.48	5.24
<i>Mico manicorensis</i>	38.33	27.38	21.90	16.43	10.95	5.48
<i>Mico mauesi</i>	38.33	27.38	21.90	16.43	10.95	5.48
<i>Mico melanurus</i>	55.00	39.29	31.43	23.57	15.71	7.86
<i>Mico nigriceps</i>	38.33	27.38	21.90	16.43	10.95	5.48
<i>Mico rondoni</i>	58.33	41.67	33.33	25.00	16.67	8.33
<i>Mico saterei</i>	25.00	17.86	14.29	10.71	7.14	3.57
<i>Pithecia albicans</i>	36.67	26.19	20.95	15.71	10.48	5.24
<i>Pithecia irrorata vanzolinii</i>	38.33	27.38	21.90	16.43	10.95	5.48
<i>Pithecia monachus</i> <i>monachus</i>	38.33	27.38	21.90	16.43	10.95	5.48
<i>Pithecia pithecia</i> <i>chrysocephala</i>	31.67	22.62	18.10	13.57	9.05	4.52
<i>Pithecia pithecia pithecia</i>	33.33	23.81	19.05	14.29	9.52	4.76
<i>Saguinus bicolor</i>	56.67	40.48	32.38	24.29	16.19	8.10
<i>Saguinus fuscicollis</i> <i>avilapire</i>	31.67	22.62	18.10	13.57	9.05	4.52
<i>Saguinus fuscicollis fuscicoll</i>	26.67	19.05	15.24	11.43	7.62	3.81
<i>Saguinus fuscicollis mura</i>	31.67	22.62	18.10	13.57	9.05	4.52
<i>Saguinus fuscus</i>	35.00	25.00	20.00	15.00	10.00	5.00

<i>Saguinus imperator</i>	38.33	27.38	21.90	16.43	10.95	5.48
<i>imperator</i>						
<i>Saguinus imperator</i>	30.00	21.43	17.14	12.86	8.57	4.29
<i>subgrisesce</i>						
<i>Saguinus inustus</i>	23.33	16.67	13.33	10.00	6.67	3.33
<i>Saguinus labiatus labiatus</i>	38.33	27.38	21.90	16.43	10.95	5.48
<i>Saguinus labiatus rufiventer</i>	31.67	22.62	18.10	13.57	9.05	4.52
<i>Saguinus labiatus thomasi</i>	25.00	17.86	14.29	10.71	7.14	3.57
<i>Saguinus martinsi martinsi</i>	40.00	28.57	22.86	17.14	11.43	5.71
<i>Saguinus martinsi</i>	41.67	29.76	23.81	17.86	11.90	5.95
<i>ocharaceus</i>						
<i>Saguinus midas</i>	36.67	26.19	20.95	15.71	10.48	5.24
<i>Saguinus mystax mystax</i>	35.00	25.00	20.00	15.00	10.00	5.00
<i>Saguinus mystax pileatus</i>	35.00	25.00	20.00	15.00	10.00	5.00
<i>Saguinus mystax pluto</i>	36.67	26.19	20.95	15.71	10.48	5.24
<i>Saguinus niger</i>	58.33	41.67	33.33	25.00	16.67	8.33
<i>Saguinus weddelli</i>	25.00	17.86	14.29	10.71	7.14	3.57
<i>melanoleucus</i>						
<i>Saguinus weddelli weddelli</i>	41.67	29.76	23.81	17.86	11.90	5.95
<i>Saimiri boliviensis</i>	31.67	22.62	18.10	13.57	9.05	4.52
<i>Saimiri cassiquiarensis</i>	36.67	26.19	20.95	15.71	10.48	5.24
<i>Saimiri collinsi</i>	46.67	33.33	26.67	20.00	13.33	6.67
<i>Saimiri macrodon</i>	26.67	19.05	15.24	11.43	7.62	3.81
<i>Saimiri sciureus</i>	26.67	19.05	15.24	11.43	7.62	3.81

<i>Saimiri ustus</i>	46.67	33.33	26.67	20.00	13.33	6.67
<i>Saimiri vanzolinii</i>	33.33	23.81	19.05	14.29	9.52	4.76
<i>Sapajus apella</i>	55.00	39.29	31.43	23.57	15.71	7.86
<i>Sapajus macrocephalus</i>	45.00	32.14	25.71	19.29	12.86	6.43

Tabela 6 Material Suplementar 6. Lista das espécies da Amazônia, suas respectivas categorias de ameaça, área e proporção já protegida dentro da distribuição, meta de conservação máxima de 100% e lacunas correspondentes. Categorias de ameaça: CR = Criticamente em Perigo; EN = Em Perigo; VU = Vulnerável; NT = Quase Ameaçada; LC = Menos Preocupante. Área protegida refere-se à cobertura de Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCPI) no nível federal, estadual e municipal.

Espécies	Categoria	UCPI (Km ²)	Meta 100%	Protegida (%)	Lacuna (%)
<i>Alouatta belzebul</i>	VU	7996.621	70.00	2.22	67.78
<i>Alouatta discolor</i>	VU	56213.38	63.33	16.64	46.69
<i>Alouatta juara</i>	LC	42227.81	45.00	8.95	36.05
<i>Alouatta macconnelli</i>	LC	172461.6	41.67	24.32	17.35
<i>Alouatta nigerrima</i>	LC	27352.93	51.67	17.92	33.74
<i>Alouatta puruensis</i>	NT	74538.11	60.00	9.71	50.29
<i>Aotus infulatus</i>	LC	94306.99	55.00	8.70	46.30
<i>Aotus nancymaae</i>	LC	2917.79	30.00	2.04	27.96
<i>Aotus nigriceps</i>	LC	132730.4	36.67	12.65	24.02
<i>Aotus trivirgatus</i>	LC	88218.62	31.67	20.05	11.62
<i>Aotus vociferans</i>	LC	33073.36	30.00	9.91	20.09
<i>Ateles belzebuth</i>	VU	49583.35	58.33	20.51	37.82

<i>Ateles chamek</i>	VU	162227.6	61.67	11.86	49.81
<i>Ateles marginatus</i>	EN	56213.19	68.33	16.61	51.72
<i>Ateles paniscus</i>	LC	125967.3	45.00	24.59	20.41
<i>Cacajao calvus calvus</i>	LC	27.78	35.00	0.12	34.88
<i>Cacajao calvus rubicundus</i>	LC	378.21	45.00	1.42	43.58
<i>Cacajao hosomi</i>	EN	22345.93	50.00	72.84	0.00
<i>Cacajao melanocephalus</i>	LC	25353.43	43.33	9.43	33.90
<i>Callibella humilis</i>	LC	249.5232	31.67	2.19	29.48
<i>Callicebus bernhardi</i>	LC	14034.79	38.33	14.05	24.28
<i>Callicebus brunneus</i>	NT	15595.79	60.00	16.27	43.73
<i>Callicebus caligatus</i>	LC	30615.78	36.67	23.86	12.81
<i>Callicebus cinerascens</i>	LC	37381.48	41.67	16.63	25.04
<i>Callicebus cupreus</i>	LC	20738.41	41.67	3.30	38.37
<i>Callicebus dubius</i>	LC	26060.34	43.33	30.78	12.56
<i>Callicebus hoffmannsi</i>	LC	14503.64	36.67	17.18	19.48
<i>Callicebus lucifer</i>	LC	7720.384	30.00	12.05	17.95
<i>Callicebus lugens</i>	LC	50347.4	35.00	16.67	18.33
<i>Callicebus moloch</i>	LC	69894.39	45.00	10.80	34.20
<i>Callicebus purinus</i>	LC	1810.766	36.67	0.91	35.75
<i>Callicebus regulus</i>	LC	2886.427	33.33	1.36	31.97
<i>Callicebus torquatus</i>	LC	24876.31	41.67	19.67	22.00
<i>Callimico goeldii</i>	LC	27769.23	48.33	11.34	37.00
<i>Cebuella pygmaea</i>	LC	54883.04	31.67	6.78	24.88
<i>niveiventris</i>					

<i>Cebuella pygmaea pygmaea</i>	LC	7720.384	26.67	12.58	14.09
<i>Cebus albifrons</i>	LC	47078.09	43.33	14.39	28.94
<i>Cebus kaapori</i>	CR	2771.128	70.00	2.60	67.40
<i>Cebus olivaceus castaneus</i>	LC	122699.8	43.33	24.80	18.54
<i>Cebus olivaceus olivaceus</i>	LC	25938.94	36.67	20.63	16.03
<i>Cebus unicolor</i>	LC	109547	48.33	10.33	38.00
<i>Chiropotes albinasus</i>	NT	98964.02	53.33	13.72	39.62
<i>Chiropotes chiropotes</i>	LC	50367	51.67	25.07	26.60
<i>Chiropotes sagulatus</i>	LC	123172.8	40.00	24.99	15.01
<i>Chiropotes satanas</i>	CR	2771.69	66.67	1.89	64.77
<i>Chiropotes utahickae</i>	VU	3003.75	66.67	1.61	65.05
<i>Lagothrix cana cana</i>	EN	127764.41	58.33	12.56	45.78
<i>Lagothrix lagothricha</i>	VU	8332.06	58.33	5.51	52.82
<i>Lagothrix poeppigii</i>	VU	11082.14	55.00	4.74	50.26
<i>Mico acariensis</i>	LC	13690.58	31.67	55.35	0.00
<i>Mico argentatus</i>	LC	28.19	33.33	0.03	33.30
<i>Mico chrysoleucus</i>	LC	473.17	38.33	1.31	37.02
<i>Mico emiliae</i>	LC	13274.96	40.00	12.40	27.60
<i>Mico humeralifer</i>	LC	11677.8	36.67	19.64	17.03
<i>Mico intermedius</i>	LC	5385.825	35.00	9.47	25.53
<i>Mico leucippe</i>	LC	9399.224	36.67	8.74	27.92
<i>Mico manicorensis</i>	LC	0.00	38.33	0.00	38.33
<i>Mico mauesi</i>	LC	10210.94	38.33	34.41	3.93
<i>Mico melanurus</i>	NT	54574.38	55.00	16.23	38.77

<i>Mico nigriceps</i>	NT	4834.448	38.33	16.22	22.12
<i>Mico rondoni</i>	VU	2750.745	58.33	4.92	53.42
<i>Mico saterei</i>	LC	0.00	25.00	0.00	25.00
<i>Pithecia albicans</i>	LC	1810.234	36.67	1.63	35.04
<i>Pithecia irrorata vanzolinii</i>	LC	126.641	38.33	0.17	38.16
<i>Pithecia monachus</i> <i>monachus</i>	LC	18797.2	38.33	6.28	32.05
<i>Pithecia pithecia</i> <i>chrysocephala</i>	LC	23876	31.67	15.97	15.70
<i>Pithecia pithecia pithecia</i>	LC	106732.4	33.33	29.58	3.75
<i>Saguinus bicolor</i>	CR	175.8151	56.67	2.55	54.12
<i>Saguinus fuscicollis</i> <i>avilapire</i>	LC	1810.234	31.67	1.72	29.95
<i>Saguinus fuscicollis fuscicoll</i>	LC	11082.55	26.67	4.74	21.92
<i>Saguinus fuscicollis mura</i>	LC	13651.81	31.67	14.02	17.65
<i>Saguinus fuscus</i>	LC	8315.257	35.00	19.06	15.94
<i>Saguinus imperator</i> <i>imperator</i>	LC	7712.912	38.33	13.37	24.96
<i>Saguinus imperator</i> <i>subgrisesce</i>	LC	129.9875	30.00	0.12	29.88
<i>Saguinus inustus</i>	LC	23467.78	23.33	9.77	13.56
<i>Saguinus labiatus labiatus</i>	LC	26519.55	38.33	16.36	21.97
<i>Saguinus labiatus rufiventer</i>	LC	15341.36	31.67	18.58	13.09
<i>Saguinus labiatus thomasi</i>	LC	7769.243	25.00	31.10	0.00

<i>Saguinus martinsi martinsi</i>	NT	4051.399	40.00	24.53	15.47
<i>Saguinus martinsi ocharaceus</i>	NT	0.00	41.67	0.00	41.67
<i>Saguinus midas</i>	LC	115855.7	36.67	26.00	10.67
<i>Saguinus mystax mystax</i>	LC	11082.17	35.00	4.21	30.79
<i>Saguinus mystax pileatus</i>	LC	0.00	35.00	0.00	35.00
<i>Saguinus mystax pluto</i>	LC	997.0485	36.67	4.51	32.15
<i>Saguinus niger</i>	VU	5465.754	58.33	1.86	56.47
<i>Saguinus weddelli melanoleucus</i>	LC	126.641	25.00	0.18	24.82
<i>Saguinus weddelli weddelli</i>	LC	52544.47	41.67	17.32	24.35
<i>Saimiri boliviensis</i>	LC	14312.26	31.67	3.96	27.70
<i>Saimiri cassiquiarensis</i>	LC	75684.55	36.67	16.03	20.64
<i>Saimiri collinsi</i>	LC	42373.97	46.67	8.13	38.53
<i>Saimiri macrodon</i>	LC	18802.52	26.67	5.10	21.57
<i>Saimiri sciureus</i>	LC	121543.4	26.67	25.10	1.57
<i>Saimiri ustus</i>	NT	188952.8	46.67	16.96	29.70
<i>Saimiri vanzolinii</i>	VU	0.00	33.33	0.00	33.33
<i>Sapajus apella</i>	LC	294932.2	55.00	15.15	39.85
<i>Sapajus macrocephalus</i>	LC	138281.1	45.00	10.25	34.75

Mata Atlântica

Tabela 7 Material Suplementar 6. Metas de conservação calculadas para as espécies da Mata Atlântica. A meta original obtida com a soma e a ponderação dos pesos, conforme Material Suplementar 5, pode variar até 100%. A meta original de cada espécie foi projetada para variar de 10 a 50% e obter cenários distintos com metas máximas variando de 10 a 50%.

Espécies	100%	50%	40%	30%	20%	10%
<i>Alouatta guariba clamitans</i>	69.23	47.37	37.89	28.42	18.95	9.47
<i>Alouatta guariba guariba</i>	71.15	48.68	38.95	29.21	19.47	9.74
<i>Brachyteles arachnoides</i>	71.15	48.68	38.95	29.21	19.47	9.74
<i>Brachyteles hypoxanthus</i>	73.08	50	40	30	20	10
<i>Callicebus coimbrai</i>	71.15	48.68	38.95	29.21	19.47	9.74
<i>Callicebus melanochir</i>	69.23	47.37	37.89	28.42	18.95	9.47
<i>Callicebus nigrifrons</i>	57.69	39.47	31.58	23.68	15.79	7.89
<i>Callicebus personatus</i>	57.69	39.47	31.58	23.68	15.79	7.89
<i>Callithrix aurita</i>	51.92	35.53	28.42	21.32	14.21	7.11
<i>Callithrix flaviceps</i>	55.77	38.16	30.53	22.89	15.26	7.63
<i>Callithrix geoffroyi</i>	48.08	32.89	26.32	19.74	13.16	6.58
<i>Callithrix kuhlii</i>	55.77	38.16	30.53	22.89	15.26	7.63
<i>Leontopithecus caissara</i>	46.15	31.58	25.26	18.95	12.63	6.32
<i>Leontopithecus chrysomelas</i>	50.00	34.21	27.37	20.53	13.68	6.84
<i>Leontopithecus chrysopygus</i>	51.92	35.53	28.42	21.32	14.21	7.11
<i>Leontopithecus rosalia</i>	59.62	40.79	32.63	24.47	16.32	8.16
<i>Sapajus flavius</i>	71.15	48.68	38.95	29.21	19.47	9.74

<i>Sapajus nigritus cucullatus</i>	63.46	43.42	34.74	26.05	17.37	8.68
<i>Sapajus nigritus nigritus</i>	65.38	44.74	35.79	26.84	17.89	8.95
<i>Sapajus robustus</i>	69.23	47.37	37.89	28.42	18.95	9.47

Tabela 8 Material Suplementar 6. Lista das espécies da Mata Atlântica, suas respectivas categorias de ameaça, área e proporção já protegida dentro da distribuição, meta de conservação máxima de 100% e lacunas correspondentes. Categorias de ameaça: CR = Criticamente em Perigo; EN = Em Perigo; VU = Vulnerável; NT = Quase Ameaçada; LC = Menos Preocupante. Área protegida refere-se à cobertura de Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCPI) no nível federal, estadual e municipal.

Espécies	Categoria	UCPI (Km ²)	Protegida (%)	Meta 100%	Lacuna (%)
<i>Alouatta guariba clamitans</i>	VU	21246.14	4.79	69.23	64.44
<i>Alouatta guariba guariba</i>	CR	2806.36	4.77	71.15	66.39
<i>Brachyteles arachnoides</i>	EN	10575.06	12.72	71.15	58.44
<i>Brachyteles hypoxanthus</i>	CR	4547.26	3.65	73.08	69.42
<i>Callicebus coimbrai</i>	EN	132.43	2.02	71.15	69.13
<i>Callicebus melanochir</i>	VU	1859.09	4.19	69.23	65.04
<i>Callicebus nigrifrons</i>	LC	12021.15	4.80	57.69	52.89
<i>Callicebus personatus</i>	VU	1064.99	2.38	57.69	55.31
<i>Callithrix aurita</i>	EN	5875.68	5.45	51.92	46.47
<i>Callithrix flaviceps</i>	EN	727.83	5.26	55.77	50.51
<i>Callithrix geoffroyi</i>	LC	3095.86	4.51	48.08	43.57
<i>Callithrix kuhlii</i>	NT	1116.69	4.60	55.77	51.16
<i>Leontopithecus caissara</i>	EN	409.47	61.24	46.15	0.00

<i>Leontopithecus chrysomelas</i>	EN	880.95	3.89	50.00	46.11
<i>Leontopithecus chrysopygus</i>	EN	700.68	2.85	51.92	49.07
<i>Leontopithecus rosalia</i>	EN	800.19	9.79	59.62	49.82
<i>Sapajus flavius</i>	EN	175.87	1.10	71.15	70.06
<i>Sapajus nigrinus cucullatus</i>	NT	13945.49	4.66	63.46	58.81
<i>Sapajus nigrinus nigrinus</i>	NT	9226.49	4.85	65.38	60.53
<i>Sapajus robustus</i>	EN	1807.16	4.47	69.23	64.76

5.12 Material Suplementar 7. Parâmetros

Parâmetros: “Boundary Length Modifier” (BLM) e “Species Penalty Factor” (SPF)

O valor do “Boundary length modifier” (BLM) influencia na compactação das áreas, reduzindo o perímetro total do cenário (Ardron *et al.*, 2010). Porém, esta compactação é feita mantendo o propósito do algoritmo do Marxan de reduzir o custo das áreas e de atingir a meta das espécies. Podemos também interpretar este parâmetro como a conectividade do cenário revelada pelo perímetro ou comprimento total das áreas selecionadas (Levin *et al.*, 2015). Este parâmetro aumenta quanto mais áreas individuais são selecionadas (Levin *et al.*, 2015).

Definimos os valores de BLM com a equação sugerida por Ardron *et al.* (2010) para obter o valor que conecta os parâmetros ‘custo’ e ‘perímetro’ extraídos de duas rodadas do Marxan. Ou seja, o valor de BLM é considerado o "ponto ideal" para reduzir o custo e o perímetro entre estas rodadas de referência. Logo, rodamos o Marxan atribuindo valor zero para o BLM com os valores reais de custo ($Cost_x$) das áreas, e assim obter o perímetro mínimo do cenário ($Boundary_x$). Depois, rodamos novamente a análise usando o valor “1” para o BLM e zero para os custos ($Cost_y$) das áreas, para obter o valor de perímetro mínimo ($Boundary_y$) quando as áreas não variam quanto ao custo. Por fim, aplicamos a equação $BLM = (Cost_x - Cost_y / Boundary_x - Boundary_y)$ para os diferentes cenários, produzindo valores de BLM distintos para cada meta (de 10 a 50%) (Tabela Material Suplementar 7). Como o perímetro total do cenário usado na equação foi medido em metros, geramos BLM com valores bem pequenos (Tabela Material Suplementar 6). Ao testar outros valores de BLM de “1” e até “0.1”, os cenários se tornaram todos muito semelhantes e agruparam de forma exagerada as áreas de cada bioma (selecionando quase todas as áreas do bioma), tal como em Ardron *et al.* (2010).

Ao definirmos o parâmetro BLM para compactar as áreas selecionadas, não estamos necessariamente priorizando conservar fragmentos de maior tamanho em vez de vários pequenos (debate SLOSS, “single large or several small” levantado no manual - Ardron *et al.*, 2010). Estamos acima de tudo buscando conectar a cobertura contínua de habitats entre as unidades de planejamento, que suprem a necessidade de habitat das espécies conforme definido pelas metas. Além disso, dentro de nossas unidades de planejamento com 100 km de resolução espacial existem diversos fragmentos pequenos

de habitats que também são selecionados. Esta estratégia então se assemelha à ideia de design adequado para conservação da biodiversidade em paisagens modificadas pelo homem, sugerido por Arroyo-Rodríguez *et al.* (2020). Como design ideal para conservação da biodiversidade, este estudo indica paisagens com mais de 40% de cobertura florestal (e provavelmente com porcentagens superiores nos trópicos), dos quais 10% são de fragmentos de maior tamanho e 30% restantes de vários fragmentos menores uniformemente dispersos (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020).

O fator de penalidade atribuído às espécies (“Species Penalty Factor” - SPF) é um valor multiplicado à função do Marxan para determinar o tamanho da penalidade caso a meta de uma espécie não for atingida (Ardron *et al.*, 2010). Para definir os valores de SPF, seguimos a metodologia sugerida pelo manual do Marxan (Ardron *et al.*, 2010) que consiste em testar inicialmente valores mais baixos (SPF=0.5) para todas as espécies e apenas subir os valores (SPF=1) para aquelas espécies que não atingiram suas metas. Isso geralmente ocorre quando as unidades de planejamento que integram a distribuição da espécie possuem um elevado custo, e como estas áreas são também evitadas na análise, a espécie acaba por não atingir a meta de conservação estabelecida. Nestas situações, elevamos o SPF indicando que mesmo nestes casos não estamos dispostos a comprometer a representação da espécie na análise. Esta estratégia eleva o custo final do cenário, porém força a seleção de áreas atingindo todas as metas das espécies. Os valores de SPF usados estão apresentados abaixo na Tabela Material Suplementar 6 com os custos das melhores rodadas e a indicação se as metas foram atingidas (“Missing values” igual a zero). Como alternativa aos cenários em que não atingimos todas as metas das espécies, podemos ampliar a proporção de áreas selecionadas, reduzindo o valor de insubstituibilidade escolhido de 90 para 80%, p. ex., para abranger um número maior de áreas no cenário final.

Tabela Material Suplementar 7. Parâmetros “Boundary length modifier” (BLM) e “Species Penalty Factor” (SPF) usados para construir cenários com metas de conservação para as espécies de primatas brasileiros nos quatro biomas Amazônia, Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica. Com estes parâmetros obtivemos os menores custos e, portanto, representam as melhores rodadas para cada cenário. Quando as metas definidas para as espécies não são atingidas, obtivemos o valor “1” para “Missing values”, do contrário, obtemos valor zero.

Biome	Target	BLM	SPF	Cost	Missing Values
Amazon	10	0.0000098	0.5	333.14	0
	20	0.0000103	0.5	396.93	0
	30	0.0000127	0.5	569.42	0
	40	0.0000163	0.5	787.66	0
	50	0.0000218	0.5	1115.08	0
Caatinga	10	0.000469	1	505.05	0
	20	0.000370	1	602.32	0
	30	0.000261	1	722.34	1**
	40	0.000217	1/0.5*	917.14	0
	50	0.000247	1	1099.57	1
Cerrado	10	0.000149	0.5	1407.63	0
	20	0.000159	1	1850.42	0
	30	0.000165	1	2272.54	0
	40	0.000186	0.5	2919.20	0
	50	0.000254	1	3836.51	0
Atlantic Forest	10	0.000287	0.5	5369.84	0
	20	0.000366	0.5	5858.63	0
	30	0.000369	0.5	5813.62	0
	40	0.000375	0.5	6066.70	0
	50	0.000496	0.5	6629.57	0

* Na rodada com a meta máxima de 40%, atribuímos um valor de "0.5" para o SPF de *Alouatta ululata* e *Callicebus barbarabrownae* que já atingiram suas metas com esse valor. Para as demais, aumentamos o valor para "1".

** Espécies que não atingiram a meta nesses cenários, sugerimos reduzir o valor de insubstituibilidade de 90 para 80%, por exemplo, para cobrir um número maior de áreas e atingir a meta para cada espécie.

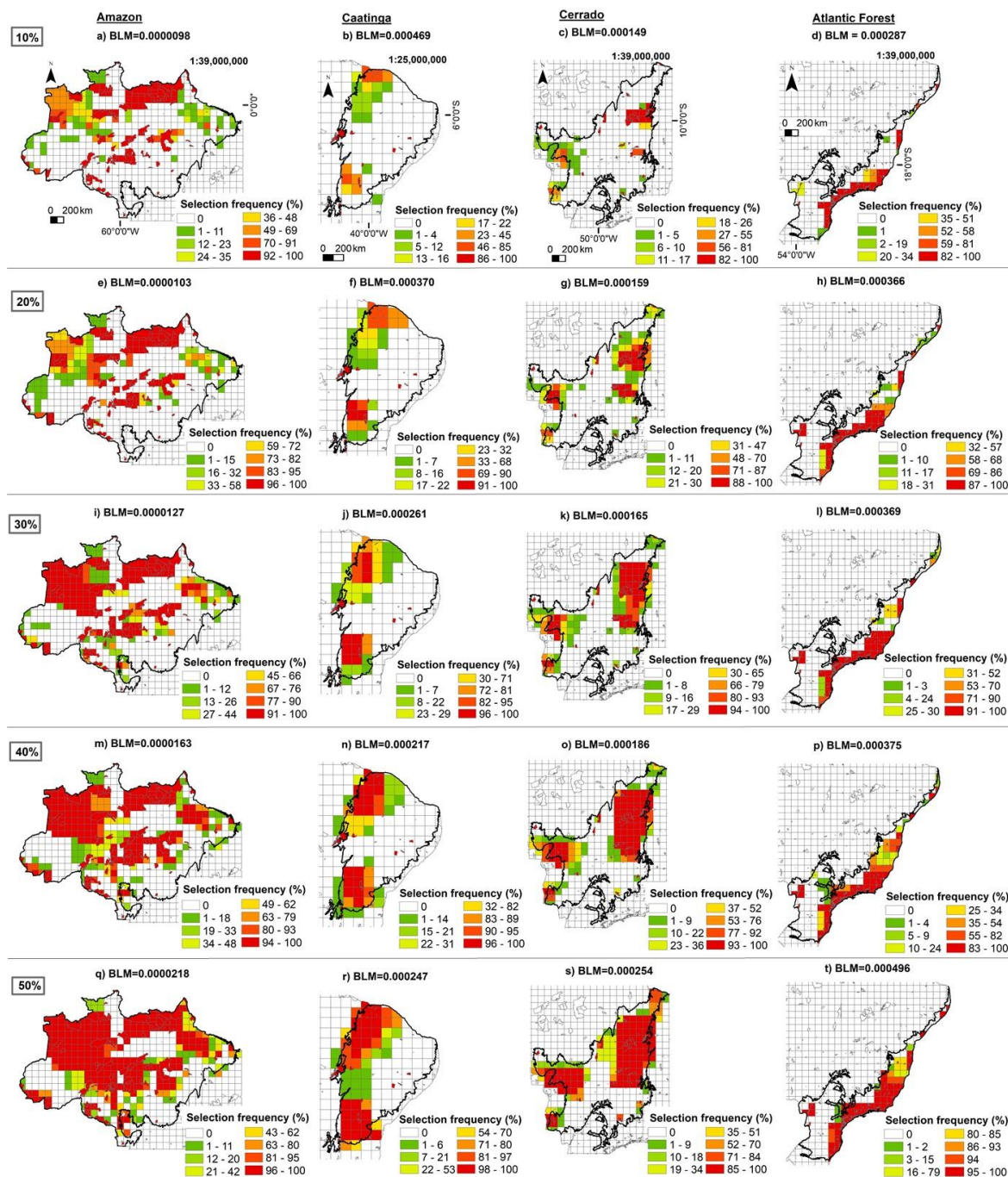


Figura Material Suplementar 7. Parâmetros “Boundary length modifier” (BLM) calculados para os diferentes cenários de cada bioma e obtidos com metas máximas distintas, que variaram de 10 a 50%.

Referências

Ardron, J. A., Possingham, H. P. & Klein, C. J. (eds). (2010). Marxan Good Practices Handbook, Version 2. Pacific Marine Analysis and Research Association, Victoria, BC, Canada. 165 p.

- Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Tabarelli, M., Watling, J.I., Tischendorf, L., Benchimol, M., Cazetta, E., Faria, D., Leal, I.R., Melo, F.P.L., et al. (2020). Designing Optimal Human-Modified Landscapes for Forest Biodiversity Conservation. *Ecol. Lett.*, **23**, 1404–1420.
- Levin, N., Mazor, T., Brokovich, E., Jablon, P.-E., & Kark, S. (2015). Sensitivity analysis of conservation targets in systematic conservation planning. *Ecol. Appl.*, **25**, 1997–2010.

5.13 Material Suplementar 8. Espécies mais custosas

Espécies mais custosas para conservação

Primeiro, excluimos o grupo de primatas ameaçados para obter o custo total do cenário e número de áreas selecionadas apenas com as espécies não ameaçadas. Em seguida, excluimos as Quase Ameaçadas (“Near Threatened” - NT) para analisar o efeito que este grupo também gera na solução encontrada pelo algoritmo, e assim sucessivamente. Os biomas Cerrado e Caatinga nos permitiram fazer menos comparações devido ao menor número de espécies em cada categoria. Neste exercício, usamos arbitrariamente metas variando até 40% para todos os cenários.

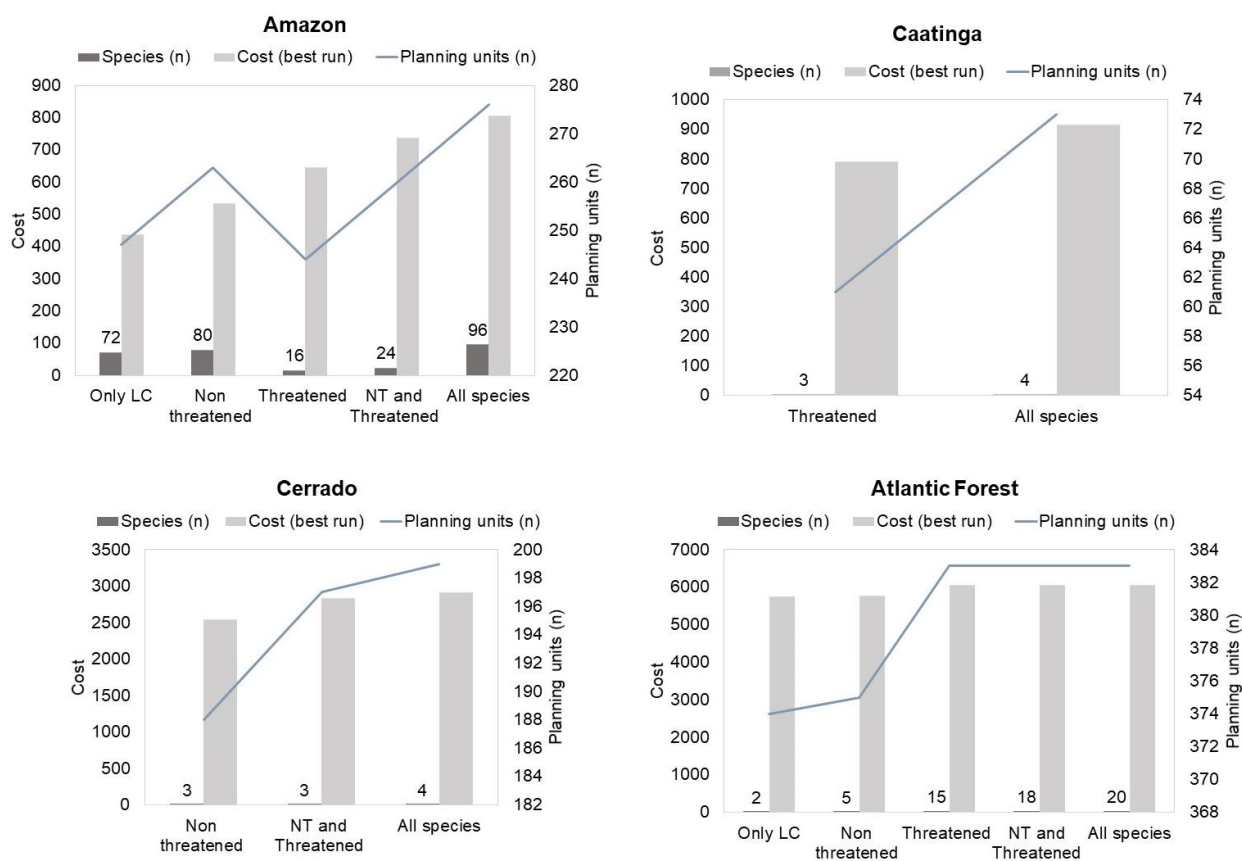


Figura Material Suplementar 8. Grupos de espécies de primatas mais custosos para conservação em cada bioma brasileiro. Rodamos a análise com grupos distintos de primatas para avaliar quais grupos elevam o custo total do cenário. Utilizamos metas de conservação variando até 40% em cada cenário.

5.14 Material Suplementar 9. Caracterização das áreas à permeabilidade da matriz e integridade florestal da paisagem

Caracterização das áreas selecionadas quanto à permeabilidade da matriz e integridade florestal da paisagem

Para obter o índice da permeabilidade da matriz (PI), calculamos o percentual dos tipos de uso e cobertura do solo das unidades de planejamento (áreas de 100 km de resolução espacial e Unidades de Conservação de Proteção Integral) (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2013). Para evitar que os diferentes tipos de cobertura representem ameaças aos primatas atribuímos pesos considerando a estrutura da vegetação (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2013), bem como o grau de antropização de cada tipo de uso. Estes pesos variaram dentro de uma escala numérica até cinco, na qual o maior valor é multiplicado aos tipos de cobertura que mais se assemelham aos habitats dos primatas, como representado na equação abaixo:

$$PI = (1 * urban\%) + (2 * crops\%) + (3 * open\ non\ habitat\ area\%) + (4 * intermediate\ non\ habitat\%) + (5 * habitat\%)/5$$

A silvicultura recebeu um valor alto (ver Tabela 1 Material Suplementar 9), pois primatas já foram observados usando áreas de cultivo de árvores como abrigos, áreas de descanso, alimentação e dispersão (Silva & Bicca-Marques, 2013; Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2009; Mandujano *et al.*, 2004). Áreas úmidas e outras formações naturais não florestais receberam pesos altos no cálculo do PI porque estas coberturas representam áreas de transição entre diferentes usos da terra e manchas de habitat (e.g., na Amazônia), bem como áreas em regeneração (em todos os biomas), exploradas por algumas espécies de primatas (Luize *et al.*, 2018; Guerra *et al.*, 2020). Afloramentos rochosos são usados por espécies como sítios de quebra de coco na região da Caatinga (De Moraes *et al.*, 2014; Falótico *et al.*, 2018) e Cerrado (Fragaszy *et al.*, 2004), por isso também receberam um peso de alto valor (ver Tabela 1 Material Suplementar 9).

Tabela 1 Material Suplementar 9. Pesos que foram atribuídos para cada classe de uso e cobertura do solo, semelhante a Arroyo-Rodríguez et al. (2013), para estimar a permeabilidade relativa da matriz com base na estrutura da vegetação e o grau de antropização de cada uso do solo. As classes semelhantes ao hábitat dos primatas receberam os maiores valores de peso. Logo, consideramos a cobertura de savana que é hábitat (com mais de 5 m de altura) e a que não é (savana com menos de 5 m de altura) ao reclassificar o mapa de uso e cobertura da terra de 2018 (Souza *et al.*, 2020).

Classes	Uso e cobertura do solo	Tipo	Peso
3	Formação florestal	Hábitat	5
4	Formação savânica < 5m	Não hábitat (aberto)	4
5	Mangue	Hábitat	5
7	Formação savânica > 5m	Hábitat	5
9	Silvicultura	Não hábitat (florestal)	4
11	Área úmida	Não hábitat	4
12	Campo	Não hábitat (aberto)	3
13	Outra formação natural não florestal	Não hábitat (aberto)	3
15	Pastagem	Antrópico	2
18	Agricultura	Antrópico	2
19	Cultura Anual e Perene	Antrópico	2
20	Cultura Semi-perene	Antrópico	2
21	Mosaico agricultura e pastagem	Antrópico	2
23	Praia e Duna	Não Hábitat	2
24	Infraestrutura urbana	Antrópico	1
25	Outra área não vegetada	Não Hábitat (antrópico)	1
29	Afloramento rochoso	Não Hábitat	4
30	Mineração	Antrópico	1
31	Aquicultura	Antrópico	1
32	Salinas	Não Hábitat (antrópico)	1
33	Água	Não Hábitat	1

Embora o conceito de hábitat seja espécie-específico, ou seja, o que é hábitat para algumas espécies, pode não ser para outras (Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2009), generalizamos as informações sobre o que é hábitat para todo o grupo de primatas brasileiros para desenvolver este estudo multi-espécie que abrange toda a extensão dos biomas brasileiros (Tabela Material Suplementar 9). Também consideramos a transformação do hábitat (i.e., conversão para os diferentes usos da terra) como a principal causa de perda da biodiversidade, ainda que os habitats não sejam afetados igualmente em todas as áreas dos biomas (Banks-Leite *et al.*, 2020). Nosso foco é caracterizar as paisagens modificadas pelo homem, buscando identificar diferenças entre áreas em relação à cobertura de uso do solo e de habitats para termos um indicativo de grau de antropização em nossa escala.

O índice de integridade florestal da paisagem foi feito no Google Earth Engine para uma escala global e está disponível para download (<https://www.forestintegrity.com/download-data>). Apenas recortamos o mapa original usando o limite do Brasil e extraímos a proporção de pixels existente em cada unidade de planejamento, usando a ferramenta *Tabulate Area* do ArcGIS 10.4. O índice possui um valor para cada pixel de floresta, que varia de 0 a 10 (Grantham *et al.*, 2020), sendo que a pontuação mais alta reflete a maior integridade da floresta. No entanto, para atribuímos o índice de integridade florestal da paisagem (IF) para as nossas unidades de planejamento, multiplicamos o valor do pixel (de 1 a 10) pela proporção ocupada por estes pixels na área (Figura Material Suplementar 9). Em seguida, somamos todos os valores e dividimos pelo número total de pesos encontrados na área, conforme a equação abaixo:

$$IF_{UP} = (1 * \%area_{peso1}) + (2 * \%area_{peso2}) + (3 * \%area_{peso3}) \\ + (4 * \%area_{peso4}) + (5 * \%area_{peso5}) \dots + (10 * \%area_{peso10})/10$$

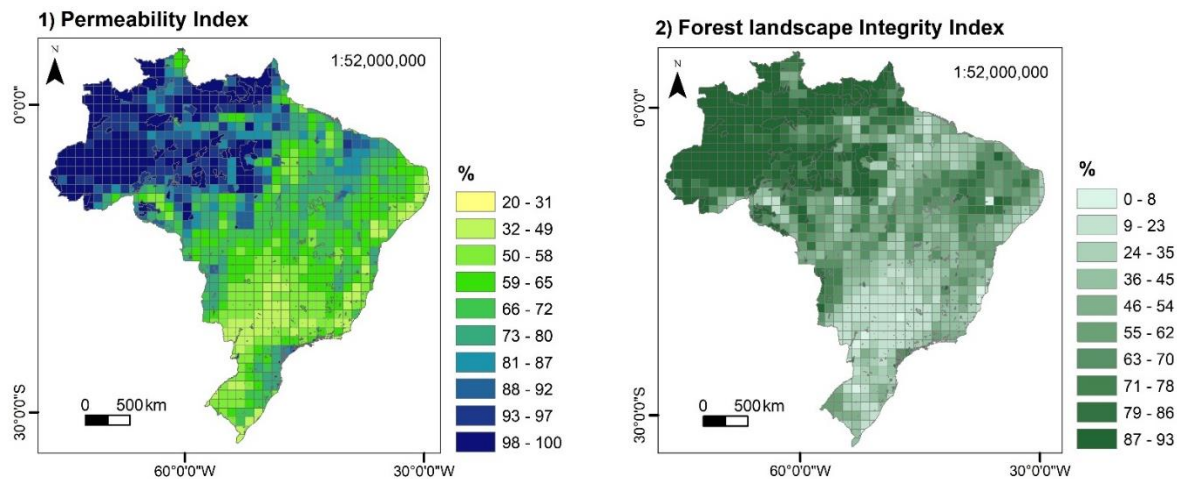


Figura Material Suplementar 9. O índice de permeabilidade da matriz (PI) (1) e de integridade florestal da paisagem (IF) (2) foram extraídos para as unidades de planejamento que incluem áreas de 100 km de resolução espacial e Unidades de Proteção Integral. A permeabilidade da matriz calcula o percentual dos tipos de uso e cobertura do solo das unidades de planejamento que não são habitats para os primatas, mas que podem dificultar o fluxo de indivíduos entre manchas de habitats e afetar a conservação dos primatas. O PI pode variar entre 20, quando 100% da matriz é composta por tipos de uso antrópicos e 100, quando 100% da matriz é formada por uma cobertura de habitats dos primatas. O IF combina camadas que revelam o grau de modificação atual e inferido dos habitats florestais para nossas unidades de planejamento. Quanto maior o valor de IF, maior a integridade da floresta na paisagem.

Observamos entre unidades de elevada integridade florestal da paisagem, na Caatinga, uma única área de “no data”, de cor clara (Figura Material Suplementar 9 - 2).

Tabela 2 Material Suplementar 9. Resultados do teste t de *Student* que comparou áreas selecionadas e não selecionadas como áreas estratégicas para conservação de primatas brasileiros, usando os índices permeabilidade da matriz (*Permeability*), integridade florestal da paisagem (*Integrity*), o custo elaborado apenas com o uso da terra (*Land use cost*), custo elaborado apenas com a perda de habitats (*Habitat loss cost*) e, por fim, o custo elaborado com a soma ponderada do uso da terra e da perda de habitats (*Sum cost*). Tipo de áreas: NS – não selecionadas; S – selecionadas; t: estatística t; df: graus de liberdade; Sig. (bilateral): nível de significância.

Variables	Biome	Group Statistics			T test		
		Areas	Mean	Variance	t	df	Sig. (bilateral)
<i>Permeability</i>	Amazonia	NS	82.30	204.73	-14.924	517	< 0.0001
		S	95.54	44.12			
<i>Integrity</i>	Amazonia	NS	65.88	445.80	-12.1856	573	< 0.0001
		S	85.00	185.15			
<i>Land use cost</i>	Amazonia	NS	21.44	511.01	14.95	417	< 0.0001
		S	2.17	39.81			
<i>Habitat loss cost</i>	Amazonia	NS	16.53	254.67	16.0244	412	< 0.0001
		S	2.17	39.81			
<i>Sum cost</i>	Amazonia	NS	18.99	363.25	15.6	413	< 0.0001
		S	2.09	26.58			

<i>Permeability</i>	Caatinga	NS	63.32	99.44	-7.803	158	< 0.0001
		S	77.50	164.78			
<i>Integrity Forest Landscape</i>	Caatinga	NS	56.99	308.74	-0.1303	158	0.8965
		S	57.44	678.90			
<i>Land use cost</i>	Caatinga	NS	43.53	517.18	7.795	158	< 0.0001
		S	16.06	379.35			
<i>Habitat loss cost</i>	Caatinga	NS	11.66	26.14	7.2229	158	< 0.0001
		S	5.30	34.00			
<i>Sum cost</i>	Caatinga	NS	27.60	148.62	8.4814	158	< 0.0001
		S	10.68	150.29			
<i>Permeability</i>	Cerrado	NS	62.25	125.98	-12.6862	407	< 0.0001
		S	76.69	136.71			
<i>Integrity</i>	Cerrado	NS	39.74	358.03	-5.5514	407	< 0.0001
		S	51.84	632.37			
<i>Land use cost</i>	Cerrado	NS	54.33	548.59	16.7852	407	< 0.0001
		S	18.63	340.21			
<i>Habitat loss cost</i>	Cerrado	NS	17.67	135.52	9.9931	407	< 0.0001

		S	7.56	62.61			
<i>Sum cost</i>	Cerrado	NS	36.00	163.62	18.624	407	< 0.0001
		S	13.10	138.59			
<i>Permeability</i>	Atlantic Forest	NS	53.84	74.23	-23.0273	496	< 0.0001
		S	80.82	320.67			
<i>Integrity</i>	Atlantic Forest	NS	30.23	286.83	-5.3049	515	< 0.0001
		S	42.79	705.06			
<i>Land use cost</i>	Atlantic Forest	NS	72.42	254.64	19.6168	515	< 0.0001
		S	27.23	674.08			
<i>Habitat loss cost</i>	Atlantic Forest	NS	6.76	25.04	8.0054	515	< 0.0001
		S	3.07	21.17			
<i>Sum cost</i>	Atlantic Forest	NS	39.59	58.56	20.0955	515	< 0.0001
		S	15.15	192.75			

Referências

- Arroyo-Rodríguez, V., & Mandujano, S. (2009). Conceptualization and measurement of habitat fragmentation from the primates' perspective. *Int. J. Primatol.*, **30**, 497-514.
- Arroyo-Rodríguez, V., González-Perez, I. M., Garmendia, A., Solà, M., & Estrada, A. (2013). The relative impact of forest patch and landscape attributes on black howler monkey populations in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Landsc. Ecol.*, **28**, 1717-1727.
- Banks-Leite, C., Ewers, R. M., Folkard-Tapp, H., & Fraser, A. (2020). Countering the effects of habitat loss, fragmentation, and degradation through habitat restoration. *One Earth*, **3**, 672-676.
- De Moraes, B. L. C., Da Silva Souto, A. & Schiel, N. (2014). Adaptability in stone tool use by wild capuchin monkeys (*Sapajus libidinosus*). *Am. J. Primatol.*, **76**, 967–977.
- Falótico, T., Coutinho, P. H. M., Bueno, C. Q., Rufo, H. P., & Ottoni, E. B. (2018). Stone tool use by wild capuchin monkeys (*Sapajus libidinosus*) at Serra das Confusões National Park, Brazil. *Primates*, **59**, 385-394.
- Fragaszy, D., Izar, P., Visalberghi, E., Ottoni, E.B., Oliveira, M. (2004). Wild capuchin monkeys use anvils and stone pounding tools. *Am J Primatol*, **64**, 359–366.
- Grantham, H. S., Duncan, A., Evans, T. D., Jones, K. R., Beyer, H. L., Schuster, R., ... & Watson, J. E. M. (2020). Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. *Nat. Commun.*, **11**, 5978.
- Guerra, A., Reis, L. K., Borges, F. L. G., Ojeda, P. T. A., Pineda, D. A. M., Miranda, C. O., Maidana, D.P.F.L., dos Santos, T. M. R., Shibuya, P. S., Marques, M.C.M., Laurence, S.G.W. & Garcia, L. C. (2020). Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. *Forest ecology and Management*, **458**, 117802.
- Luize, B.G., Magalhães, J.L.L., Queiroz, H., Lopes, M.A., Venticinque, E.M., Leão de Moraes Novo, E.M. & Silva, T.S.F. (2018). The tree species pool of Amazonian wetland forests: Which species can assemble in periodically waterlogged habitats? *PLoS One*, **13**, e0198130.
- Mandujano, S., Escobedo-Morales, L. A., & Palacios-Silva, R. (2004). Movements of *Alouatta palliata* among forest fragments in Los Tuxtlas, Mexico. *Neotropical Primates*, **12**, 126-131.
- Silva, F. E., & Bicca-Marques, J. C. (2013). Do patch size and interpatch distance influence the distribution of brown howler monkeys (*Alouatta guariba clamitans*) in a fragmented

landscape in south Brazil? In L. Marsh & C. Chapman (Eds.), *Primates in fragments: Complexity and resilience* (pp. 137-145). New York, NY: Springer.

5.15 Material Suplementar 10. Oportunidades de conservação.

Oportunidades de conservação: Áreas Prioritárias para a Biodiversidade, Florestas públicas não destinadas, Terras Indígenas

As Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira foram identificadas para formulação e implementação de políticas públicas, programas e projetos sob a responsabilidade do Governo Federal que incluem, como exemplo, conservação *in situ* e pesquisa sobre a biodiversidade, recuperação de áreas degradadas, de espécies sobre-exploradas ou ameaçadas de extinção (MMA, 2018). Esta lei deixa claro que outros espaços territoriais não incluídos não são necessariamente desprovidos de importância biológica. Até mesmo porque a análise foca na conservação de toda a biodiversidade, cujo resultado tende a mudar quando o objetivo de conservação visa um único grupo da fauna brasileira. As áreas prioritárias são caracterizadas por três classes de importância, extremamente alta, muito alta e alta para auxiliar a priorização de ação.

Já as florestas públicas não destinadas ou terras devolutas são terras públicas sem destinação de uso especial ou comum que pertencem ao Estado (i.e., “devolutas” significa terra a ser devolvida ao Estado), e podem ser transferidas ou vendidas desde que observadas as exigências legais (Artigo 99 da Lei nº 10.406, que institui o Código Civil - Brasil, 2002; Azevedo-Ramos *et al.*, 2020; Moutinho *et al.*, 2022). Estas áreas estão em risco justamente porque o desmatamento na Amazônia foi impulsionado nos últimos anos devido às invasões de “grileiros” em florestas públicas para fins particulares (Kruid *et al.*, 2021; Moutinho *et al.*, 2022; Moutinho & Azevedo-Ramos, 2023). Sabemos que o desmatamento não se restringe às terras públicas não destinadas, pois parte também ocorre dentro de áreas protegidas (Bernard *et al.*, 2014), além de imóveis rurais, nos diferentes biomas brasileiros (Cardoso da Silva & Bates, 2002; Overbeck *et al.*, 2007; Bergier, 2013; Sobrinho *et al.*, 2016; Moutinho *et al.*, 2022). No entanto, além de abrigar 20% da biodiversidade planetária (Ter Steege *et al.* 2013), a Amazônia é um ecossistema-chave para a manutenção do regime climático regional e global devido ao volume de carbono que armazena e a quantidade de umidade que emite para atmosfera (Friedlingstein *et al.* 2020; Kruid *et al.* 2021; Moutinho *et al.*, 2022). Nesse sentido, a destinação de terras públicas da Amazônia e dos demais biomas para conservação e uso

sustentável dos seus recursos é uma obrigação dos governantes, e privatizações nestas áreas são inaceitáveis (Moutinho & Azevedo-Ramos, 2023).

Por último, incluímos as Terras Indígenas (TI) neste grupo de áreas importantes para a conservação para reforçar a necessidade de fiscalização e monitoramento das TI, sobretudo porque são áreas protegidas, asseguradas pela Constituição Federal (Brasil, 1988). Embora os indígenas detenham a posse permanente e o usufruto exclusivo das riquezas existentes em suas terras, as mesmas constituem patrimônio da União, o que impede de serem usadas para outros fins, principalmente ilegais como garimpo, caça comercial e venda de madeira, por exemplo (Brasil, 1988). Porém, na Amazônia, existem registros de espécies restritas e/ou ameaçadas de primatas em TI expostas ao desmatamento, caça comercial e sobre-exploração de primatas (p.ex., Barnett *et al.*, 2002; Ohl-Schacherer *et al.*, 2007; Shepard *et al.*, 2012; Constantino, 2015; Tollefson, 2021; Constantino *et al.*, 2021, ver discussão do Capítulo 1).

Para tanto, usamos as Áreas Prioritárias para a Biodiversidade de 2018, bem como suas classes de importância (Tabela Material Suplementar 10). Estimamos também a cobertura de florestas públicas não destinadas de todos os biomas (Tabela Material Suplementar 10).

Tabela Material Suplementar 10. Proporção de sobreposição das áreas estratégicas para conservação de primatas com Áreas Prioritárias para a Biodiversidade (MMA, 2018), Florestas públicas não destinadas ou terras devolutas (INCRA, 2020) e Terras Indígenas (FUNAI, 2023). Além das Áreas Prioritárias para a Biodiversidade, calculamos a proporção de sobreposição das áreas estratégicas de cada cenário analisado com as classes Extremamente Alta, Muito Alta e Alta, estabelecidas para auxiliar a priorização de ação.

Cenários ¹	MMA ²	Alta Prioridade ³	Muito Alta Prioridade ³	Extremamente	Terras devolutas	Terras Indígenas
				Alta Prioridade ³		
Caatinga	23	19	21	26	0.5	0
Amazônia	17	16	18	17	31	37
Cerrado	25	20	24	31	16	11
Mata Atlântica	32	24	26	44	10	25

1. As metas de conservação de espécies de primatas estabelecidas para cada cenário foram definidas com análise de sensibilidade (Material Suplementar 8), conforme Levin *et al.* (2015). Na Caatinga e Mata Atlântica, usamos a meta de 40% da distribuição das espécies; 30% na Amazônia e no Cerrado. 2. Referência às Áreas Prioritárias para a Biodiversidade de 2018, caracterizadas por três classes de importância,

Extremamente Alta, Muito Alta e Alta. 3. Os valores das classes de importância correspondem ao que a proporção de sobreposição com as áreas estratégicas representa do total existente de cada classe no bioma.

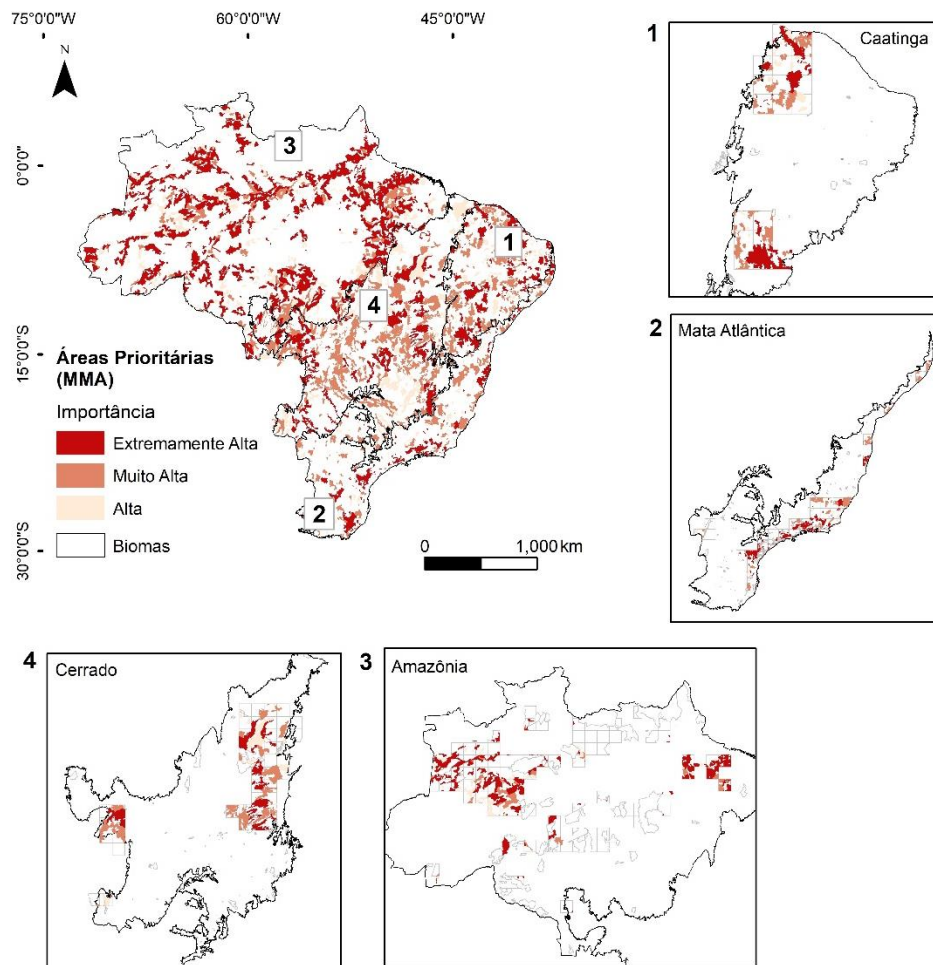


Figura 1 Material Suplementar 10. Áreas Prioritárias para a Biodiversidade (MMA, 2018) sobrepostas às áreas estratégicas selecionadas para conservar primatas brasileiros em cada bioma analisado.

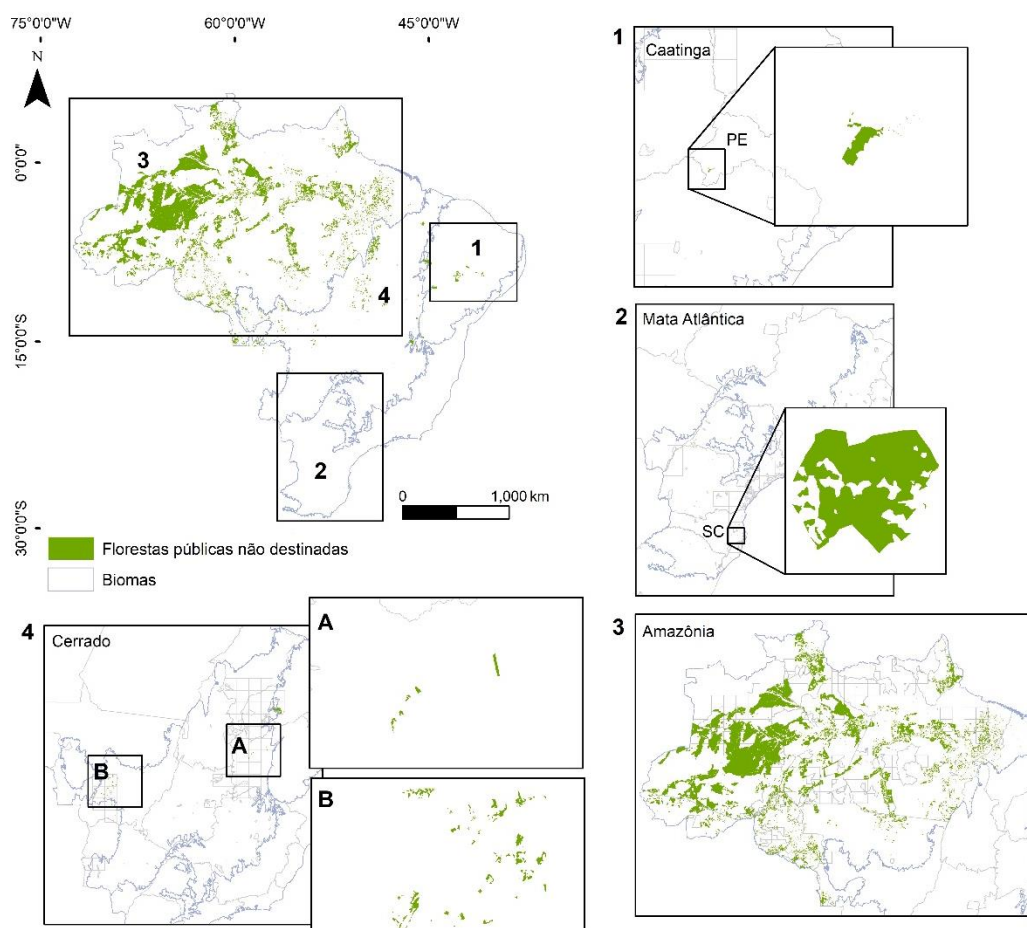


Figura 2 Material Suplementar 10. Florestas públicas não destinadas (INCRA, 2020) sobrepostas às áreas estratégicas selecionadas para conservar primatas brasileiros. A Caatinga (1) e a Mata Atlântica (2) possuem apenas uma área em cada bioma que pode ser destinada para conservação e coincidem com as áreas selecionadas para conservar os primatas. Na Amazônia, a maior parte das terras devolutas ocorrem no Amazonas e Pará. No Cerrado, observamos florestas públicas não destinadas no Oeste da Bahia e Tocantins (A), e no Mato Grosso (B).

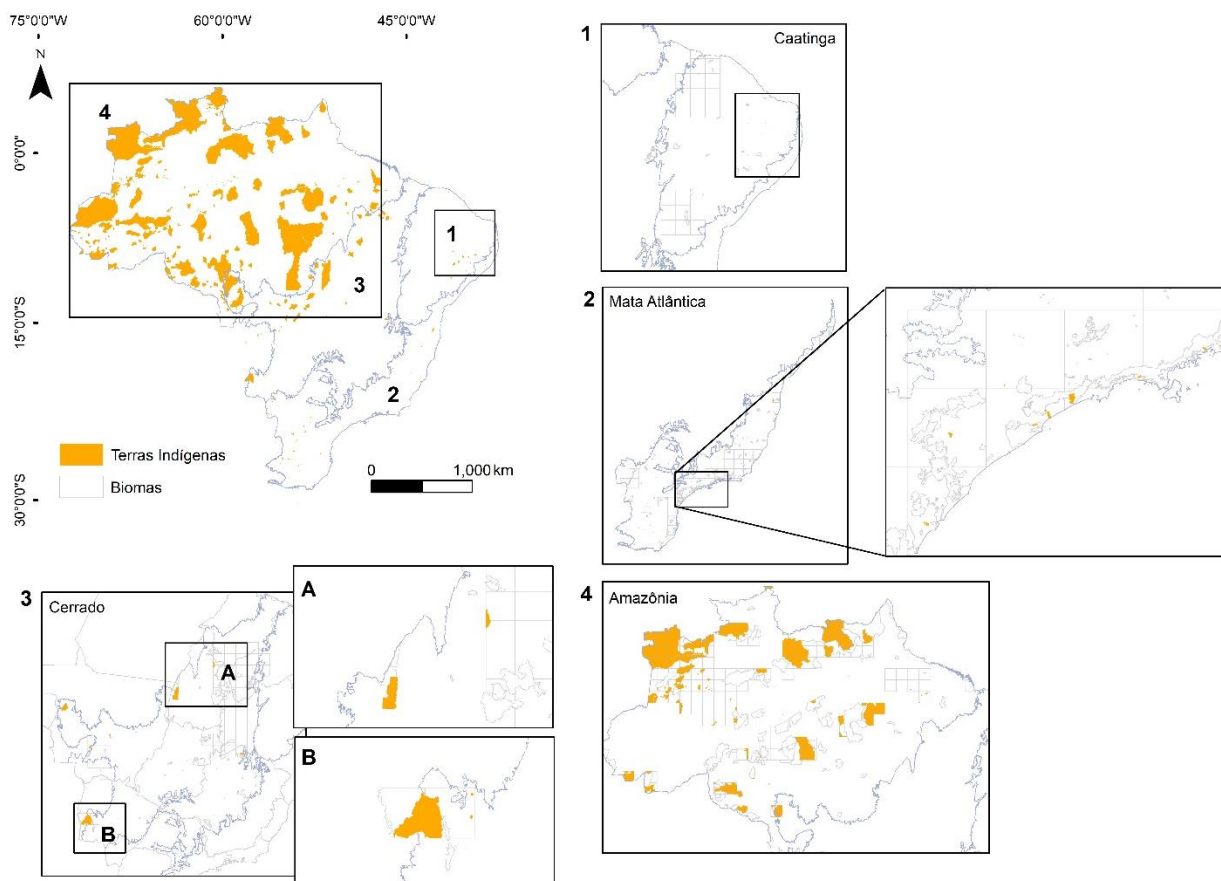


Figura 3 Material Suplementar 10. Terras Indígenas (TI) (FUNAI, 2023) sobrepostas às áreas estratégicas selecionadas para conservar primatas brasileiros. A Caatinga (1) não possui sobreposição de TI com as áreas estratégicas selecionadas. A Mata Atlântica (2) tem sobreposição com as TI nos Estados do Paraná, São Paulo e Rio de Janeiro. Já no Cerrado (3), existe sobreposição em diversos Estados, como Tocantins (A) e Mato Grosso do Sul (B). Na Amazônia, observamos uma maior coincidência entre as TI e as áreas insubstituíveis para conservação de primatas brasileiros (4).

Referências

- Azevedo-Ramos, C., Moutinho, P, Arruda, V.L. da S., Stabile, M.C.C., Alencar, A., Castro, I., Ribeiro, J.P. (2020). Lawless land in no man's land: the undesignated public forests in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, **99**, 104863.
- Barnett, A.A., Borges, S.H., de Castilho, C.V., Neri, F.M., Shapley, R.L. (2002). Primates of Jaú National Park, Amazonas, Brazil. *Neotrop. Primates*, **10**, 65–70.
- Bergier, I. (2013). Effects of highland land-use over lowlands of the Brazilian Pantanal. *Sci. Total Environ.*, **463**, 1060–1066.

- Bernard, E., Penna, L. A., & Araújo, E. (2014). Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil. *Conserv. Biol.*, **28**, 939-950.
- Brasil. (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico.
- Brasil. (2002). Lei nº 10.406, de 10 de janeiro de 2002. Código Civil Brasileiro. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/2002/110406compilada.htm. Acesso em 24 de setembro de 2023.
- Cardoso Da Silva, J.M. & Bates, J.M. (2002). Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a Tropical Savanna Hotspot: the Cerrado, which includes both forest and savanna habitats, is the second largest South American biome, and among the most threatened on the continent. *Bioscience*, **52**, 225–234.
- Constantino, P. A. L. (2015). Dynamics of hunting territories and prey distribution in Amazonian Indigenous Lands. *Appl. Geogr.*, **56**, 222–231.
- Constantino, P. A. L., Valente-Neto, F., Nunes, A.V. & Campos-Silva, J.V. (2021). Culture still matters: conservation implications of hunting by ethnolinguistic groups in Southwestern Amazonia after centuries of contact. *Biodivers. Conserv.*, **30**, 445–460.
- Friedlingstein P., O’Sullivan, M., Jones, M.W., Andrew, R.M., Hauck, J., Olsen, A., Peters, G.P., Peters, W., Pongratz, J., Sitch, S., Quérés, C.L., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Alin, S., Aragão, L.E.O., Arnereth, A., Arora, V., Bates, N. R., et al. (2020). Global Carbon Budget 2020. *Earth System Science Data*, **12**, 3269–3340.
- FUNAI - Fundação Nacional dos Povos Indígenas. 2023. Terras Indígenas (poligonais). Disponível em: <https://geoserver.funai.gov.br/geoserver/web/wicket/bookmarkable/org.geoserver.web.demo.MapPreviewPage?0&filter=false>. Acesso em 01 de setembro de 2023.
- INCRA - Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária. 2020. Florestas Públicas Não Destinadas. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/cadastro-nacional-de-florestas-publicas>. Acesso em: 01 de setembro de 2023.
- Kruid, S., Macedo, M.N., Gorelik, S. R., Walker, W., Moutinho, P., Brando, P.M., Castanho, A., Alencar, A., Baccini, A. & Coe, M.T. (2021). Beyond Deforestation: Carbon Emissions from Land Grabbing and Forest Degradation in the Brazilian Amazon. *Front. For. Glob. Change*, **4**, 1-10.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. (2018). Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria Nº 463, de 18 de dezembro de 2018/Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de

- Biodiversidade e Florestas. – Brasília: MMA. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas-1/conservacao-1/areas-prioritarias/2a-atualizacao-das-areas-prioritarias-para-conservacao-da-biodiversidade-2018>. Acesso em: 01 de setembro de 2023.
- Moutinho, P., Alencar, A., Stabile, M.C.C., Felows, M., Salomão, C.S.C., Souza, L., Azevedo-Ramos, C., Laureto, L., Lui, G., Guyot, C, Castro, I., Bandeira, M. (2022). Destinação de Florestas Públicas Um meio de combate à grilagem e ao desmatamento ilegal na Amazônia. Relatório. https://amazonia2030.org.br/wp-content/uploads/2022/03/AMZ2030_30.pdf
- Moutinho, P. & Azevedo-Ramos, C. (2023). Untitled public forestlands threaten Amazon conservation. *Nat. Commun.*, **14**, 1152.
- Ohl-Schacherer, J., Shepard Jr, G. H., Kaplan, H., Peres, C. A., Levi, T., & Yu, D. W. (2007). The sustainability of subsistence hunting by Matsigenka native communities in Manu National Park. *Conserv. Biol.*, **21**, 1174-1185.
- Overbeck, G.E., Müller, S.C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V.D., Blanco, C.C., Boldrini, I.I., Both, R. & Forneck, E.D. (2007). Brazil's neglected biome: the south Brazilian Campos. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.*, **9**, 101–116.
- Shepard Jr., G. H., Levi, T., Neves, E. G., Peres, C. A. & Yu, D. W. (2012). Hunting in ancient and modern Amazonia: Rethinking sustainability. *Am. Anthropol.* **114**, 652–667.
- Sobrinho, M.S., Tabarelli, M., Machado, I.C., Sfair, J.C., Bruna, E.M. & Lopes, A.V. (2016). Land use, fallow period and the recovery of a Caatinga forest. *Biotropica*, **48**, 586–597.
- Ter Steege, H., Pitman, N. C., Sabatier, D., Baraloto, C., Salomão, R. P., Guevara, J. E., ... & Silman, M. R. (2013). Hyperdominance in the Amazonian tree flora. *Science*, **342**, 1243092.
- Tollefson, J. (2021). Illegal mining in the Amazon hits record high amid Indigenous protests. *Nature*, **598**, 15-16.

5.16 Material Suplementar 11. Análise espacial dos cenários.

Análise espacial dos cenários

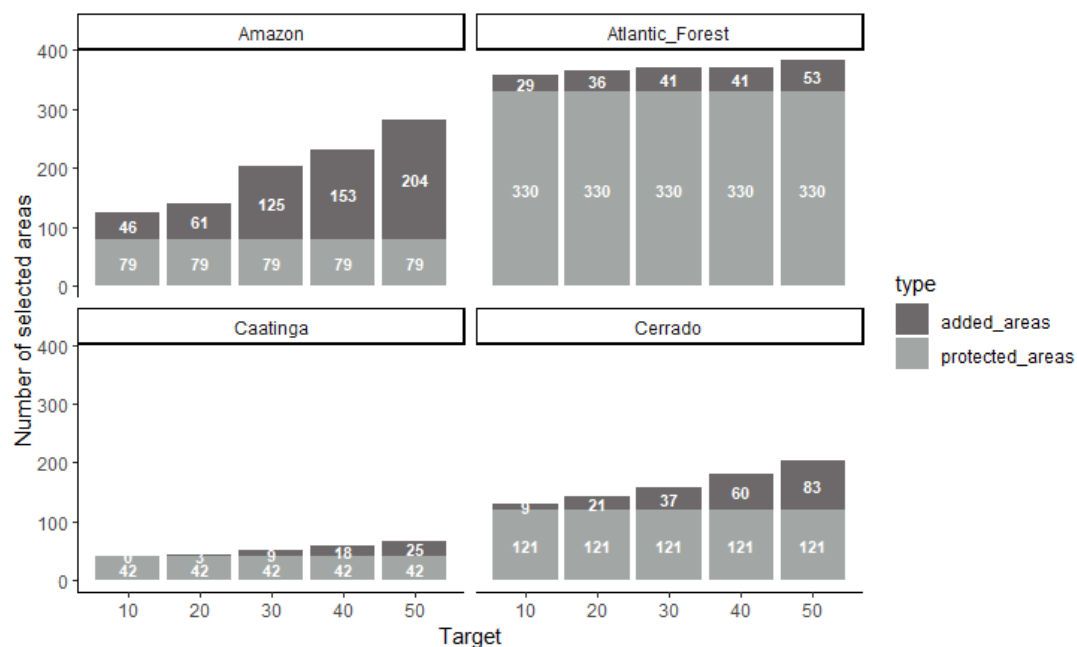


Figura 1 Material Suplementar 11. Número de áreas protegidas (“protected_areas”) e não protegidas (“added_areas”) selecionadas nos cenários de cada bioma para atingir as metas de conservação das espécies em rodadas distintas com metas que variaram de 10 a 50%.

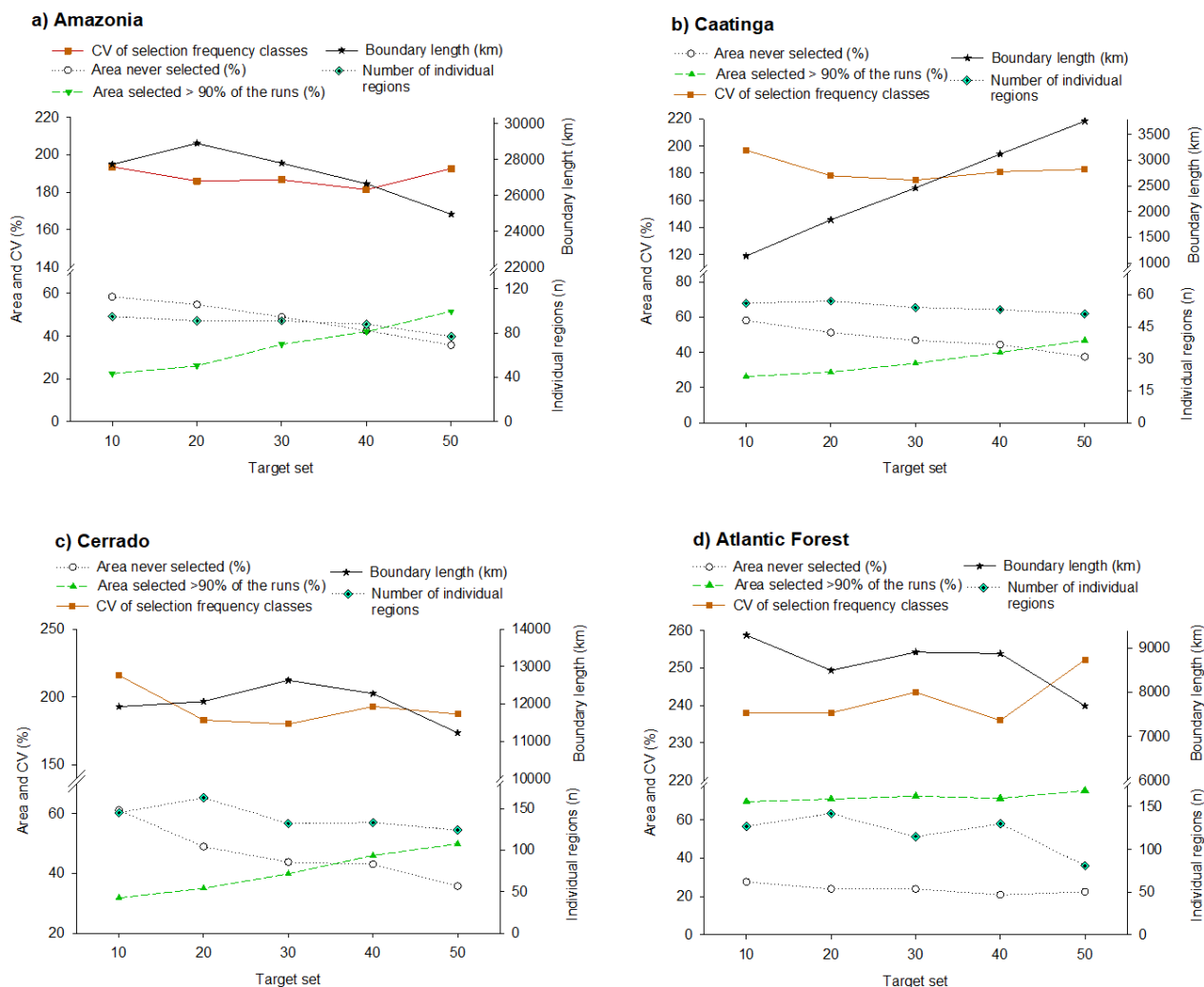


Figura 2 Material Suplementar 11. Análise do perímetro, áreas individuais, proporção de áreas insubstituíveis e de áreas nunca selecionadas, coeficiente de variação das classes de frequência de seleção (0%, 0.1–9.9%, 10–19.9%, 20–29.9%, 30–39.9%, 40–49.9%, 50–59.9%, 60–69.9%, 70–79.9%, 80–89.9%, e 90–100%) obtidos nas melhores rodadas em cada bioma para analisar como mudam com aumento das metas de conservação de espécies.

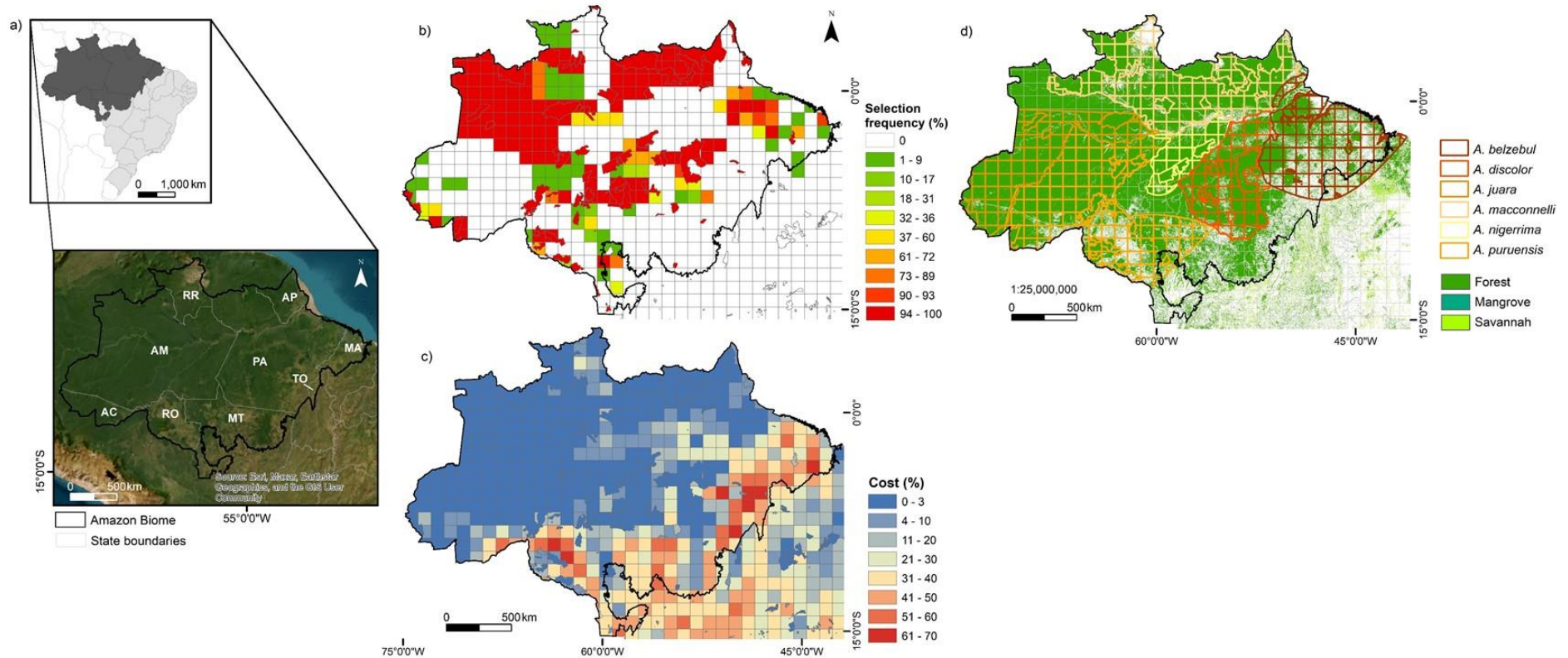


Figura 3 Material Suplementar 11. Localização do bioma Amazônia (a), áreas estratégicas para conservar os primatas Amazônicos, selecionadas em mais de 90 cenários, usando metas de conservação variáveis até 30% (b), variação do custo antrópico no bioma (c) e camada de habitats com exemplos de áreas de distribuição de espécies de primatas brasileiros que ocorrem no bioma (d).

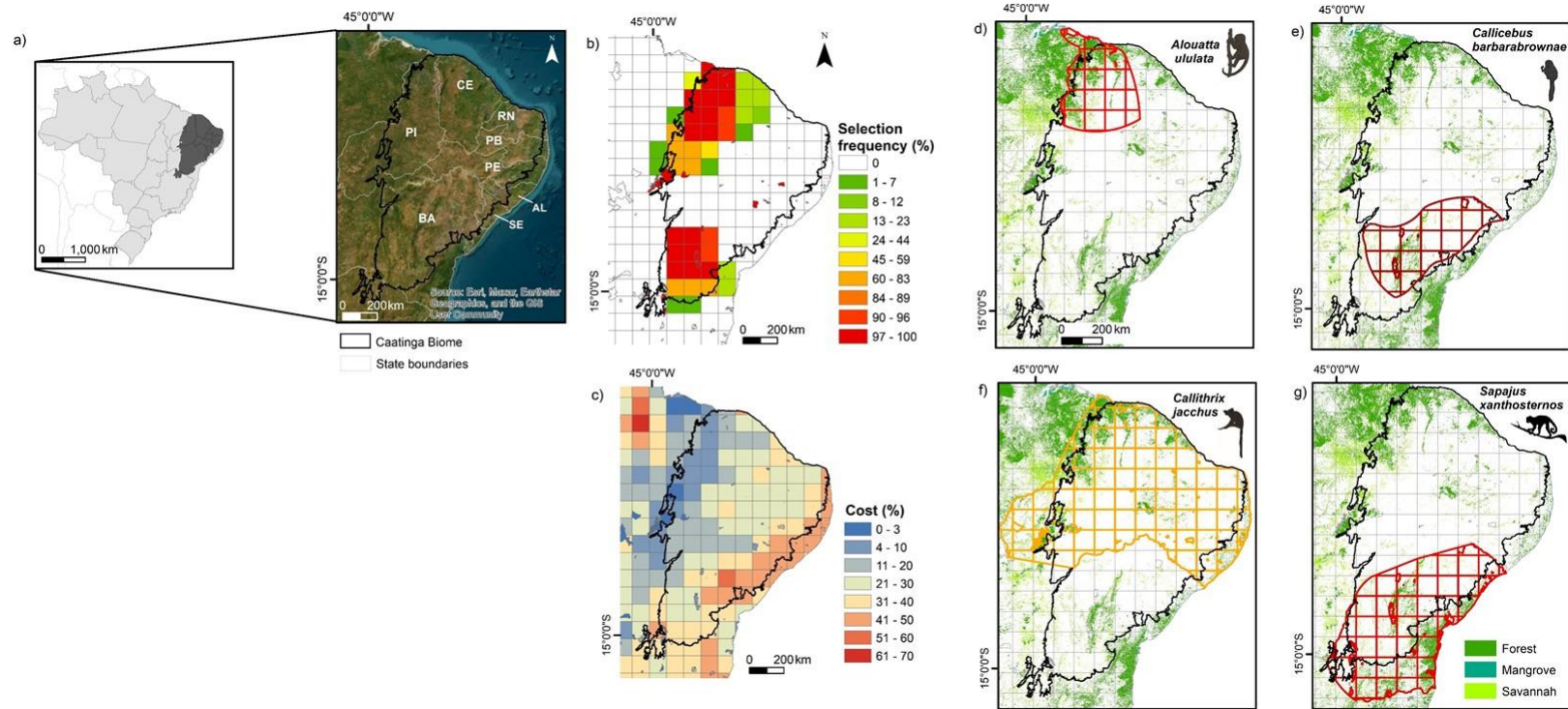


Figura 4 Material Suplementar 11. Localização do bioma Caatinga (a), áreas estratégicas para conservar os primatas da Caatinga, selecionadas em mais de 90 cenários, usando metas de conservação variáveis até 40% (b), variação do custo antrópico no bioma (c) e camada de habitats com exemplos de áreas de distribuição de espécies de primatas brasileiros que ocorrem no bioma (d).

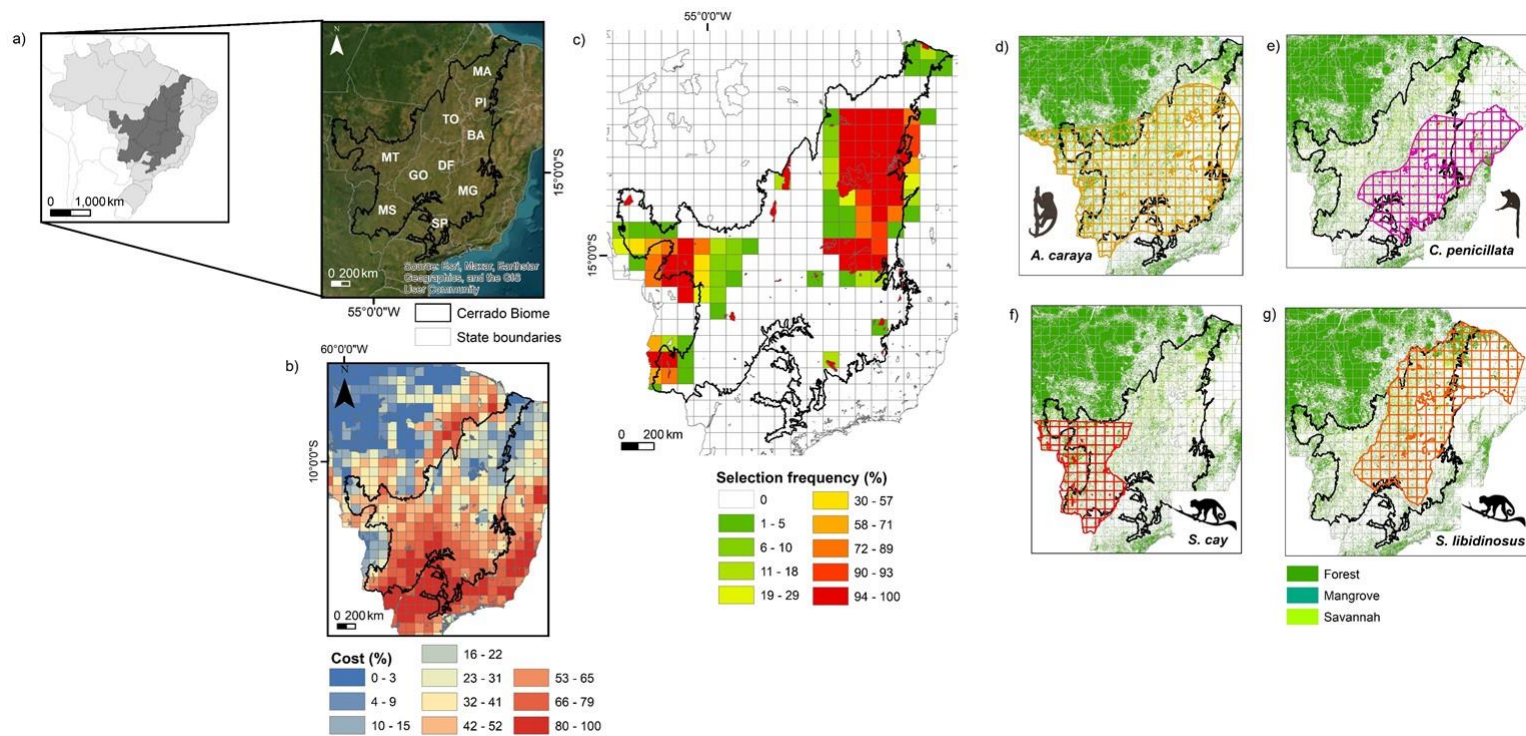


Figura 5 Material Suplementar 11. Localização do bioma Cerrado (a), áreas estratégicas para conservar os primatas do Cerrado, selecionadas em mais de 90 cenários, usando metas de conservação variáveis até 30% (b), variação do custo antrópico no bioma (c) e camada de habitats com exemplos de áreas de distribuição de espécies de primatas brasileiros que ocorrem no bioma (d).

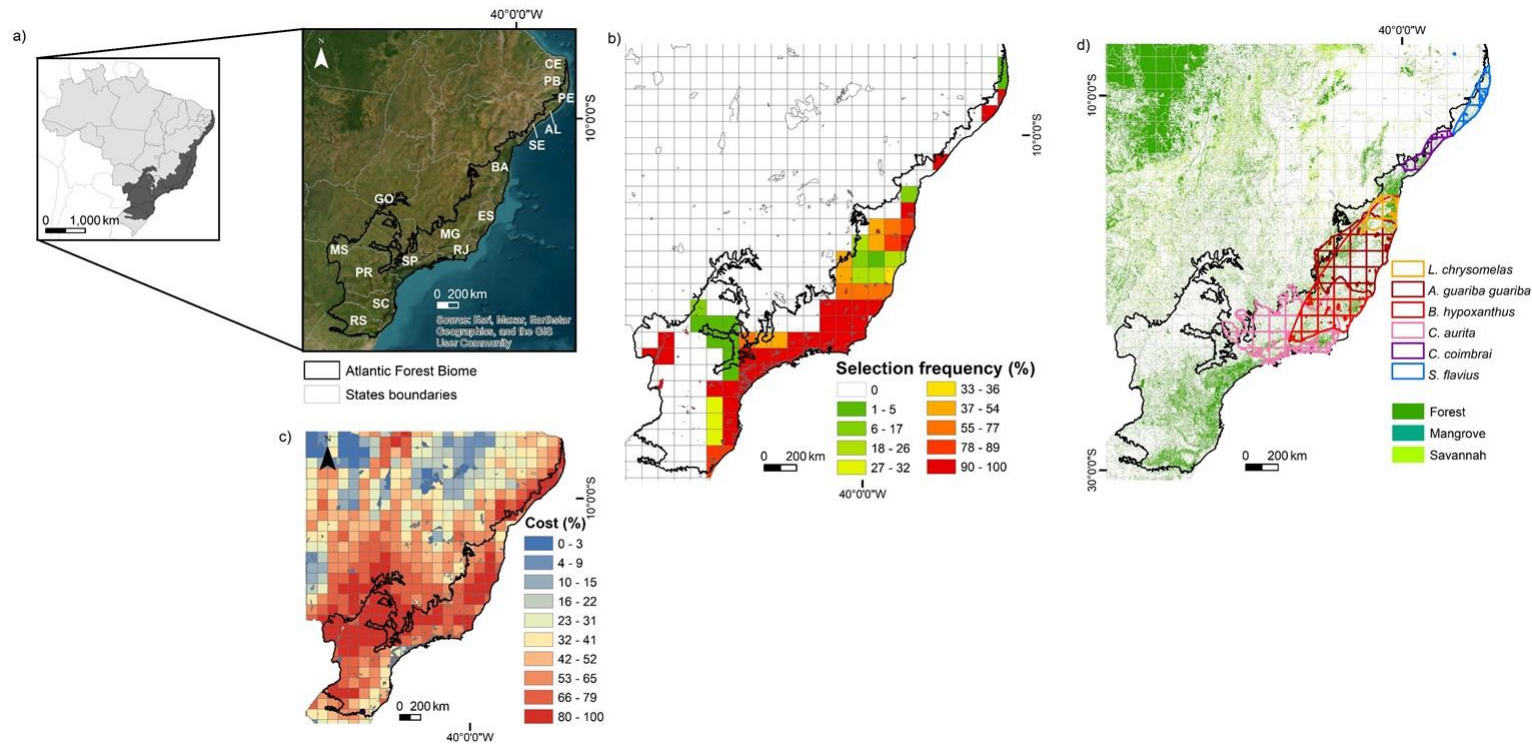


Figura 6 Material Suplementar 11. Localização do bioma Mata Atlântica (a), áreas estratégicas para conservar os primatas do Cerrado, selecionadas em mais de 90 cenários, usando metas de conservação variáveis até 40% (b), variação do custo antrópico no bioma (c) e camada de habitats com exemplos de áreas de distribuição de espécies de primatas brasileiros que ocorrem no bioma (d).

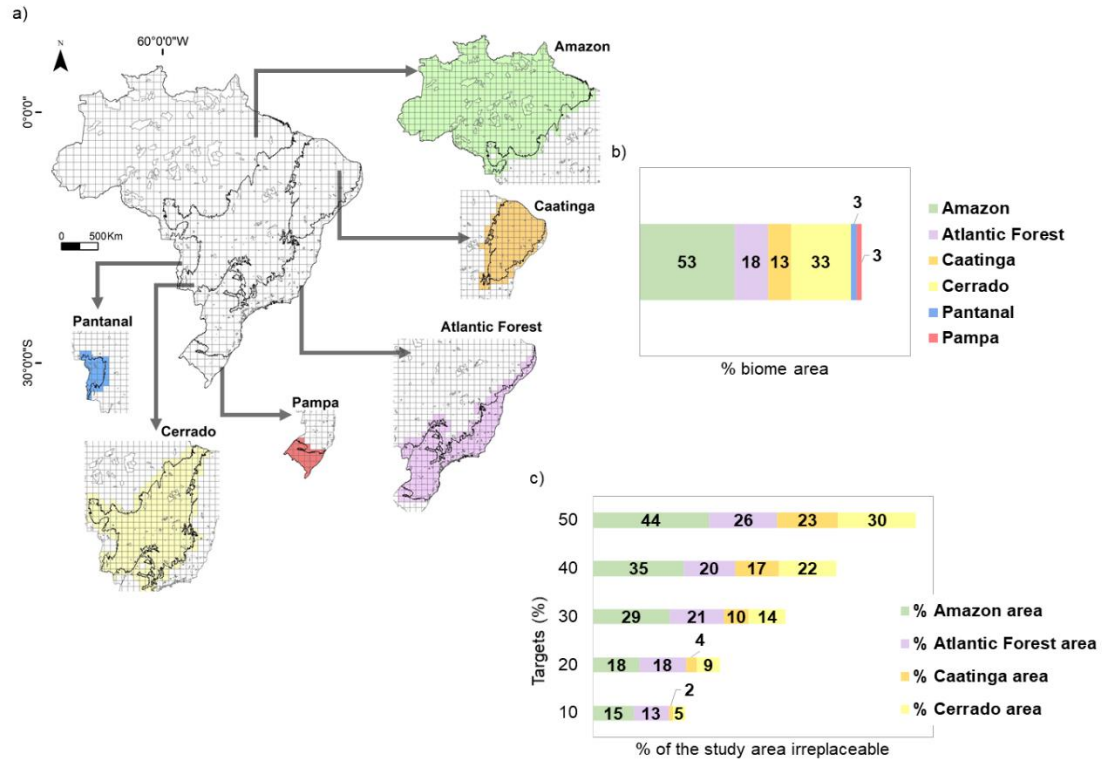


Figura 7 Material Suplementar 11. Proporção que cada bioma ocupa no Brasil (a) e (b), considerando as unidades de planejamento de 100 x 100 km em que dividimos o Brasil. Adicionamos as Unidades de Conservação de Proteção Integral à grade com as unidades de planejamento (b). Importante ressaltar que as áreas de borda de cada bioma se sobrepõem (a), duplicando a contagem destas áreas e somando mais de 100% o total de áreas em (b). Proporção da área de cada bioma selecionada nos cenários para atender metas que variaram de 10 a 50% da distribuição das espécies de primatas brasileiros (c).

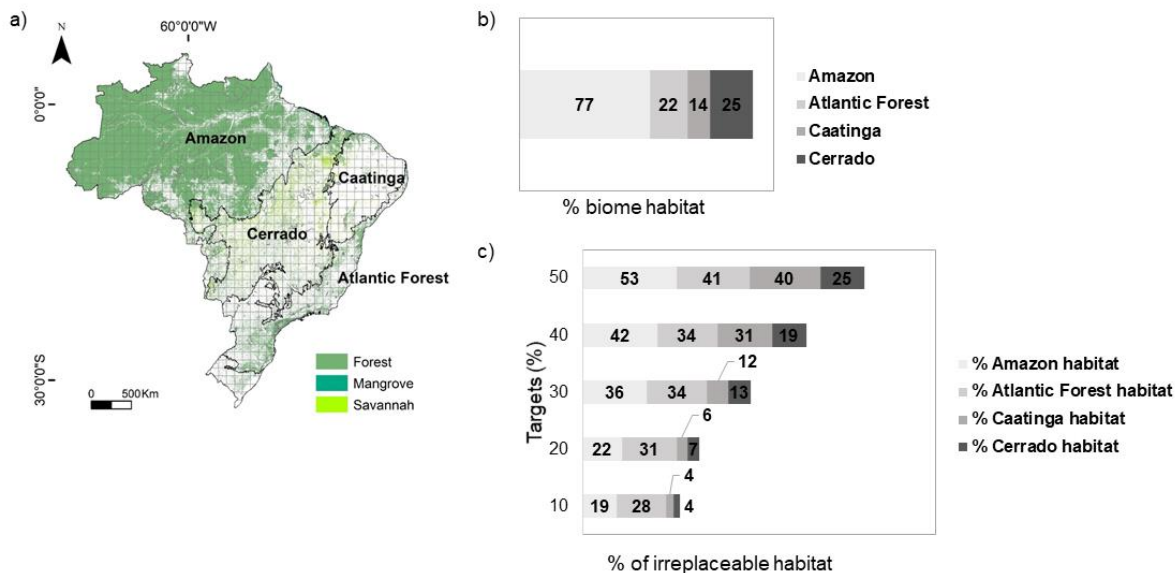


Figura 8 Material Suplementar 11. Camada de hábitats dos primatas brasileiros é composta pela cobertura de hábitats florestais, de savana (com mais de 5 m de altura) e de mangue (a). Proporção de hábitat existente em cada bioma analisado (b) e selecionada como insubstituível nos diferentes cenários dos biomas brasileiros para atender metas que variaram de 10 a 50% da distribuição dos primatas (c).

6 ÁREAS ESTRATÉGICAS PARA PESQUISA DE PRIMATAS BRASILEIROS

6.1 Introdução

O Brasil abriga uma diversidade extraordinariamente rica de primatas com grande importância global para a conservação (Estrada *et al.*, 2018; Jerusalinsky & Melo, 2018). Entre os primatas do continente americano, existem cinco famílias, 22 gêneros, 178 espécies das quais 129 ocorrem no Brasil, representando 72% dos primatas neotropicais (Mittermeier *et al.*, 2013; Jerusalinsky & Melo, 2018; Estrada *et al.*, 2022). A distribuição desta riqueza no Brasil concentra-se na região amazônica, sendo 15% destes táxons ameaçados, enquanto na Mata Atlântica, 75% estão em risco de extinção (Matte *et al.*, 2023).

Acredita-se que espécies ou populações não foram descobertas até hoje por ocorrerem em regiões pouco amostradas (Diniz-Filho *et al.*, 2023). Entretanto, o interesse em ampliar pesquisas com primatas vai além da importância de descrever espécies, revisar a taxonomia (Mora *et al.*, 2011), e reduzir o chamado déficit Linneano ocasionado por deficiências do conhecimento biológico (Hortal *et al.*, 2015; Oliveira *et al.*, 2016; Diniz-Filho *et al.*, 2023). Há um aumento da incerteza sobre a viabilidade e distribuição das espécies, que correspondem, respectivamente, aos déficits Hutchinsoniano (i.e., falta de conhecimento sobre as respostas/tolerâncias das espécies às condições abióticas, Hortal *et al.*, 2015; Oliveira *et al.*, 2016) e Wallaceano (i.e., distribuição geográfica de espécies mal conhecida, Hortal *et al.*, 2015; Oliveira *et al.*, 2016; Diniz-Filho *et al.*, 2023). Com as mudanças climáticas e pressões antropogênicas, assembleias de espécies modificam e surgem novas lacunas de conhecimento (Knowlton & Graham, 2010; Ladle & Hortal, 2013; Li *et al.*, 2022; ADO, 2023; Wang *et al.*, 2023).

Para preencher estas lacunas é importante garantir uma distribuição regular dos dados na paisagem, com níveis diferentes de cobertura de habitats e desmatamento (Ladle & Hortal, 2013; Sobral-Souza *et al.*, 2021). Os primatas são cada vez mais obrigados a habitar paisagens florestais modificadas, inseridas em uma matriz antrópica com capacidade variável de sustentar espécies florestais (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020). Entretanto, por serem dependentes de habitats florestais, é provável que os dados obtidos até hoje apresentem um viés em relação à amostragem preferencialmente feita em fragmentos de maior tamanho, o que gera lacunas de amostragens em remanescentes pequenos e desconectados, tal como observado por Sobral-Souza *et al.* (2021). Nestes fragmentos pequenos, há, contudo, maior risco de ocorrer extinções locais de populações

isoladas desconhecidas e espécies sub-representadas (Triantis *et al.*, 2010; Fahrig, 2020; Stropp *et al.*, 2020).

Registros de ocorrências extraídos de bases de dados *online*, coleções científicas e revisões da literatura taxonômica também estão, em geral, geograficamente agrupados e mais próximos de estradas e centros urbanos (Pinto & Grelle, 2012; Oliveira *et al.*, 2016; Stropp *et al.*, 2016; Sobral-Souza *et al.*, 2021). Amostras coletadas próximo das estradas, entretanto, são mais similares entre si em composição de espécies do que distantes delas (Oliveira *et al.*, 2016; Stropp *et al.*, 2016). Neste estudo, estamos contornando estes vieses geográficos e de amostragem, mapeando as áreas sem registros de ocorrência, isto é, os “vazios de pesquisa” ou áreas com alta incerteza sobre primatas (Ladle & Hortal, 2013; Stropp *et al.*, 2016). Para isso, consideramos as áreas com maior proporção de desmatamento e com alta cobertura de habitats até então não amostradas (Schulman *et al.*, 2009, Broekman *et al.*, 2023), possivelmente inacessíveis (Oliveira *et al.*, 2016; Sobral-Souza *et al.*, 2021). Esses locais reúnem condições ambientais específicas, carecem de pesquisas e, por isso, podem ser usados para orientar os inventários biológicos, otimizando o uso de recursos e expandindo o conhecimento sobre primatas (Oliveira *et al.*, 2016). Deste modo, a distribuição dos pontos, de onde serão extraídas informações sobre os primatas, torna-se menos desigual, o que é adequado para estudos em ecologia e conservação (Sastre & Lobo, 2009; Grand *et al.*, 2007; Ladle & Hortal, 2013; Yang *et al.*, 2013; Oliveira *et al.*, 2016).

Como objetivo deste estudo, pretendemos identificar cenários para pesquisa acadêmica a fim de levantar dados novos e aumentar o conhecimento sobre as espécies de primatas de modo geral. Assim, contribuímos com o refinamento da distribuição das espécies, por exemplo, incluindo paisagens com alta disponibilidade de habitats ou com elevada perda de habitats ainda não visitadas (déficit Linneano e Wallaceano). Também pretendemos identificar cenários para pesquisa com enfoque conservacionista para reverter o quadro de ameaça de algumas espécies e/ou até mesmo impedir que ocorram perdas de espécies ainda não descritas ou pouco estudadas (como as espécies “DD” – Dados Insuficientes, IUCN (2019)). Desta forma, alimentamos a base de dados de primatas com novas ocorrências que incluem paisagens com alta perda de habitats para melhor representar riqueza, abundância e a distribuição da diversidade de espécies (déficit Hutchinsoniano).

Considerando que determinadas regiões e habitats são mais pesquisados do que outros (Lobo *et al.* 2007; Hortal *et al.*, 2015), avaliamos como os registros de ocorrência se distribuem entre os

biomas brasileiros. Além disso, certos grupos também podem receber mais atenção para pesquisas (Gaston e Blackburn, 1994; Ladle & Hortal, 2013). Logo, examinamos se o esforço de amostragem está relacionado com o número de espécies ameaçadas de cada bioma. A nossa hipótese é que a proporção de registros de ocorrência dos primatas brasileiros apresente um viés direcionado para as espécies ameaçadas, pois a vulnerabilidade/risco de extinção, interesse em reverter as ameaças e a inclusão em Planos de Ação Nacionais (e.g., ICMBio, 2017) podem ser um diferencial para melhor representar este grupo em coletas.

6.2 Metodologia

6.2.1 Conjunto de dados

Compilamos registros de ocorrência de 136 espécies e subespécies de primatas brasileiros, restritos ao território brasileiro. Este conjunto de dados foi cedido pelo Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros, que gerencia a pesquisa e conservação de primatas brasileiros e pertence ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (CPB/ICMBio), órgão do governo federal. Ao longo dos últimos 22 anos de atuação, o CPB/ICMBio compilou um grande volume de registros de ocorrência de espécies a partir de pesquisas realizadas com primatas (Jerusalinsky & Melo, 2018). Tais registros, muitas vezes, são a única fonte de dados confiável para definir a distribuição das espécies e, por isso, podem ser aplicados para ampliar o nosso conhecimento acerca destes animais.

Usamos as espécies de todas as categorias de ameaça publicadas pela Portaria n° 444 do Ministério do Meio Ambiente de 2014 (MMA, 2014) e divulgadas pelo ICMBio em 2015, no *site* das fichas de avaliação do *status* de conservação das espécies (ICMBio, 2015). As espécies classificadas como ameaçadas são Criticamente em Perigo (CR), Em Perigo (EN) e Vulnerável (VU). Já as espécies não ameaçadas são Quase Ameaçadas (NT) e Menos Preocupantes (LC). Também incluímos os registros de ocorrência de espécies “Dados Insuficientes” (DD), porque as áreas onde foram levantados os poucos registros destas espécies nos interessam devido à falta de informações sobre estes táxons. Recentemente, a lista de espécies ameaçadas foi revisada e pode ser acessada pelo *site* <https://salve.icmbio.gov.br/#/> ou pela lista vermelha da IUCN (*sites*: <https://www.iucnredlist.org/> e <https://www.iucnredlist.org/resources/spatial-data-download>).

Os registros de ocorrência são usados para delimitar a área de distribuição das espécies, logo, não incluem registros de espécies na condição de invasoras, ou seja, introduzidas em habitats

fora da sua distribuição original, e.g., *Saimiri spp.* - Araújo *et al.* (2022), *Callithrix jacchus* - Zaluar & Vale (2021).

Revisamos os registros de ocorrência das espécies de cada gênero, removendo poucos pontos que apresentaram problemas nas coordenadas geográficas (e.g., registros de espécies da Amazônia que erroneamente estavam localizados na Mata Atlântica). Primeiro, classificamos os registros de ocorrência conforme o bioma que pertencem e, para isso, bastava estarem completamente contidos dentro dos limites dos biomas (Souza *et al.*, 2020). Logo, excluímos pontos que se sobrepuseram exatamente na borda do bioma e não foi possível definir de qual bioma pertencem. Também distinguimos de qual categoria de ameaça são os registros de ocorrência de primatas, mas adotamos uma classificação geral, definindo se são registros de espécies ‘ameaçadas’, ‘não ameaçadas’ e da categoria Dados Insuficientes - ‘DD’.

Usamos os polígonos referente às áreas de distribuição das espécies e subespécies de primatas brasileiros para auxiliar a etapa de priorização de áreas estratégicas para pesquisa, também oriundos da base de dados do CPB. Os limites destes polígonos foram ajustados, considerando a presença de rios e fragmentos florestais para refinar a delimitação das áreas após aplicar o método do mínimo polígono convexo (MCP) (Matte *et al.*, 2023).

6.2.2 Mapeando as áreas estratégicas para pesquisa

Plotamos todos os registros de ocorrência dos primatas brasileiros usando o ArcGIS 10.4. O método de obtenção das áreas estratégicas para pesquisa parte da premissa de que o padrão de distribuição espacial dos registros de ocorrência pode auxiliar na identificação de áreas não amostradas (Schulman *et al.* 2007). Utilizamos a ferramenta de interpolação de pontos que constrói polígonos de Thiessen, também conhecida como Diagrama de Voronoi, disponível no software ArcGis 10.4, para ilustrar a variação na atividade de coleta (Schulman *et al.* 2007). Com esta ferramenta, pontos mais distantes entre si formam polígonos maiores, que representam os polígonos ou áreas com atividade de coleta regionalmente baixa, sobre a qual não existem registros de ocorrência atualmente. Ao contrário, locais com maior concentração de pontos formam uma superfície de polígonos de menor tamanho, os quais indicam que bem próximo destes polígonos ocorreram estudos sobre primatas brasileiros.

Usamos o método “Natural breaks” (ou quebras naturais) disponível no ArcGIS 10.4 para definir as classes de tamanhos dos polígonos. Este método identifica os limites entre classes que

melhor agrupam valores semelhantes e as divide onde há diferenças relativamente grandes nos dados, usado para valores que não são distribuídos uniformemente.

6.2.3 Caracterização dos polígonos

Usamos as camadas de habitats disponível e perda de habitat de 1987 a 2017 (30 anos) para caracterizar as áreas não amostradas (polígonos da classe de maior tamanho) (Figura 1). Realizamos o download das camadas de uso e cobertura do solo da coleção 3.1 do MapBiomas de 1987, 2017 e 2018 (Souza *et al.*, 2020), de 30 m de resolução espacial. A camada de disponibilidade de habitats foi feita com base no mapeamento do uso e cobertura do solo de 2018. Já a camada de perda de habitats foi elaborada com a análise de subtração da cobertura de habitats entre 1987 e 2017, resultando na perda de habitat ocorrido de um intervalo de 30 anos. A metodologia de ambas as camadas foi descrita em Matte *et al.* (2023), capítulo 1 desta tese.

Para extrair a proporção de habitats disponível e de perda de habitats das áreas sem amostragem (polígonos de maior tamanho), usamos a ferramenta *Tabulate Area* do ArcGis 10.4. Primeiro, somamos os pixels de habitat e de perda de habitat, e, em seguida, multiplicamos o valor resultante por 900 m² (tamanho do pixel). Ao final, dividimos o resultado obtido pela área destes polígonos e multiplicamos por 100 para obter a proporção de disponibilidade e perda de habitat para estas áreas.

Ainda que existam informação insuficientes sobre as espécies DD, e por isso, estas espécies não foram classificadas em alguma categoria de ameaça (IUCN, 2019), encontramos 11% dos registros de ocorrência de espécies DD estão em polígonos de menor tamanho (18 registros de 162). Estes casos potencialmente são resultados de expedições feitas na Amazônia e Pantanal, onde se concentram esses registros, que detectaram pontualmente a presença destas espécies DD (Tabela 1). Logo, são áreas onde existem outras pesquisas, pois estes registros ocorrem na borda de polígonos de menor tamanho, mas desta vez não significam que ali todas as espécies foram mais estudadas.

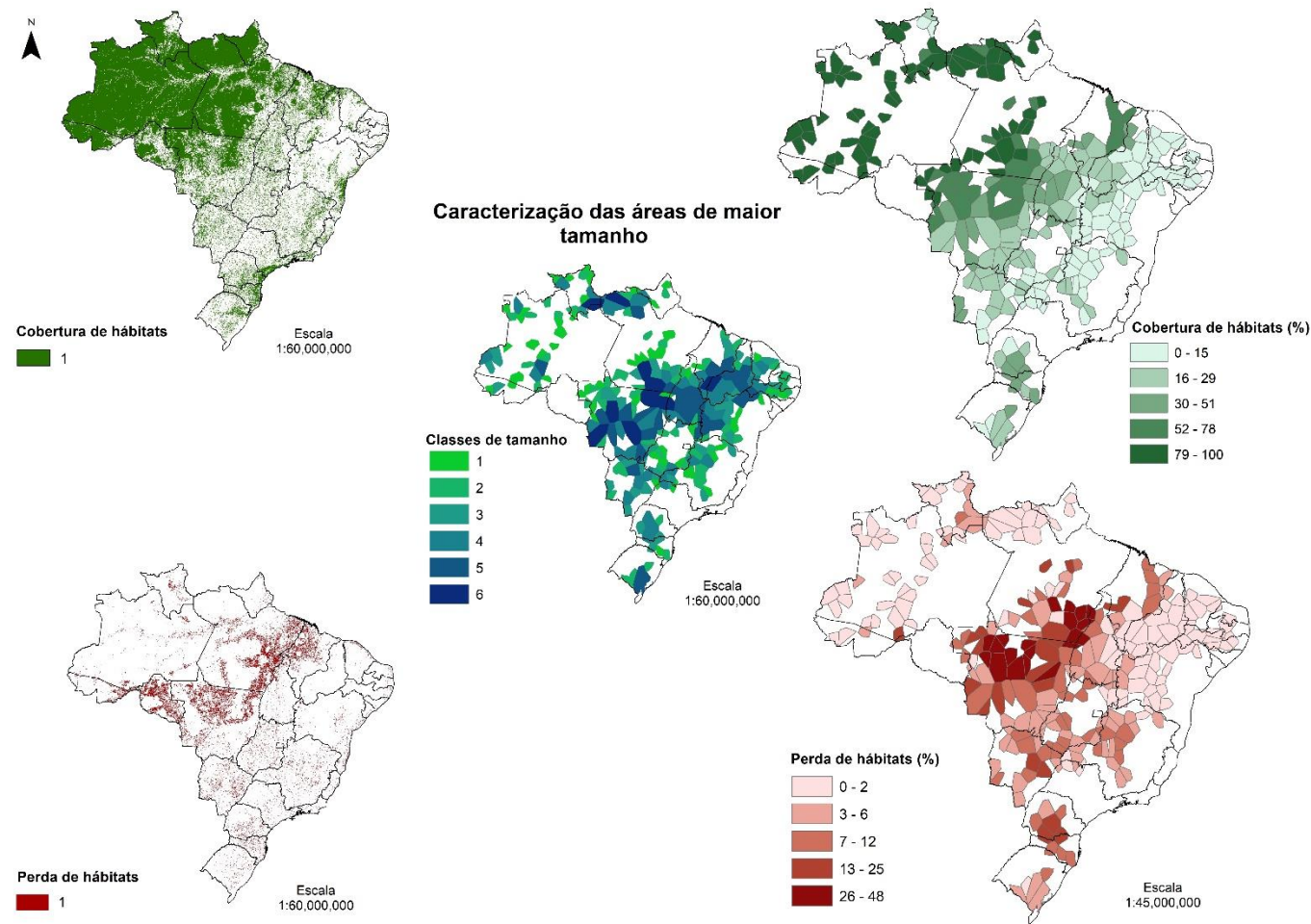


Figura 1. Caracterização das áreas de maior tamanho (menor atividade de coleta) quanto à proporção de disponibilidade e perda de habitats.

Ao contrário, estas áreas merecem ser novamente visitadas a partir destes pontos. Logo, plotamos os pontos de espécies DD que coincidem com estes polígonos de menor tamanho, e projetamos a área necessária para ampliarmos a pesquisa a partir destes pontos conhecidos. Usamos a equação ($Raio = \sqrt{\text{área de vida}/\pi}$), conforme Shirk & McRae (2013), para obter o raio da área de vida das espécies, com o objetivo de calcular, posteriormente, um *buffer* no entorno do ponto da espécie de interesse, que representa o quanto uma espécie pode se deslocar a partir do registro de ocorrência conhecido para esta espécie. Os dados de área de vida foram obtidos em Mittermeier *et al.* (2013) (Tabela 1). Porém, a área de vida de uma espécie pode ser calculada ao longo de um ano ou durante um período em que as populações foram estudadas, cujas informações foram resumidas na Tabela 1.

Sendo assim, incluímos em nossos cenários os polígonos de maior tamanho (áreas sem atividade de coleta) e os de menor tamanho, exclusivamente sobrepostos às áreas de distribuição de espécies DD (Figura 2). A caracterização destes polígonos quanto à riqueza de espécies foi feita para auxiliar na priorização de áreas (Tabela 2). Usamos a ferramenta de intersecção entre estes polígonos que resultaram da interpolação e as áreas de distribuição dos primatas brasileiros. Analisamos o número de espécies existentes em cada polígono, somando quantas espécies diferentes se sobrepuseram em cada área.

Caracterizamos as áreas quanto ao bioma em que ocorrem usando a ferramenta de seleção baseada na intersecção entre os polígonos de menor atividade de coleta e o limite dos biomas (Souza *et al.*, 2020).

Tabela 1. *Buffer* que representa o raio da área de vida ($Raio = \sqrt{\text{área de vida}/\pi}$) foi calculado com dados da área de vida extraída de Mittermeier *et al.* (2013) para espécies classificadas como “Dados Insuficientes” (ICMBio, 2015). A área de vida de uma espécie pode ser calculada ao longo de um ano ou durante um período em que as populações foram estudadas, o que nos levou a registrar o tipo de área de vida usado. Quando os dados da espécie não estavam disponíveis (**), usamos a informação do gênero como referência, cuja origem foi identificada no rodapé da tabela:

Espécie	Bioma	Área de vida média (hectares)*	Informações	Raio (m)	Buffer (m)
<i>Aotus azarae</i>	Pantanal	7.5	Área de vida varia de 5 a 10 hectares	154.51	1000
<i>Cacajao ayresi</i> **	Amazônia	850		1644.88	2000
<i>Cacajao calvus</i>	Amazônia	850	Maior área de vida registrada para os primatas neotropicais, de 500-550 hectares (Peru) a 1200 hectares (Brasil)	1644.88	2000
<i>Callicebus baptista</i> **	Amazônia	20		252.31	1000
<i>Callicebus pallescens</i>	Pantanal	20	Área de vida varia de 15 a 25 hectares	252.31	1000
<i>Callicebus stephennashi</i> **	Amazônia	20		252.31	1000
<i>Callicebus vieirai</i> **	Amazônia	20		252.31	1000
<i>Mico marcai</i> **	Amazônia	28.2***	Área de vida anual de 28.2 hectares, e de 11.5 a 21.5 hectares mensal	299.61	1000

<i>Pithecia irrorata</i> **	Amazônia	175.5	Área de vida varia de 147 a 204 hectares	747.42	1000
<i>Saguinus fuscicollis</i>	Amazônia	145***	O maior valor registrado para o gênero de 145 hectares	6.79	1000

* A metodologia de obtenção da área de vida varia entre as espécies. Alguns estudos usam o método do mínimo polígono convexo e outros Kernel, por exemplo. ** Usamos a área de vida de *Cacajao calvus* como referência para *Cacajao ayresi*, de *Pithecia albicans* para *Pithecia irrorata irrorata*, de *Mico intermedius* para *Mico marcai*, de *Callicebus pallescens* para os demais *Callicebus* classificados como DD. *** Para estas espécies usamos o valor da área de vida máxima e não a média.

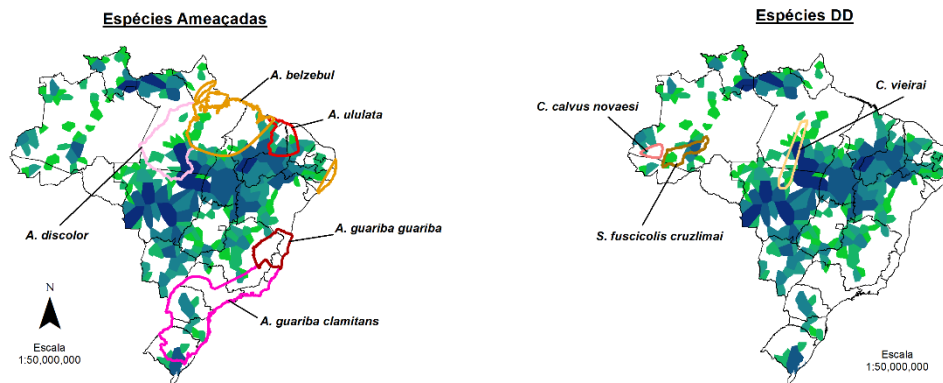


Figura 2. Sobreposição das áreas de distribuição de espécies de primatas brasileiras (ameaçadas, não ameaçadas e “Dados Insuficientes” - DD) com os polígonos de maior tamanho, os quais revelam a menor atividade de coleta. Esta integração de dados busca estimar a riqueza das áreas para auxiliar na etapa de priorização para pesquisa.

6.2.4 Análise de dados

Avaliamos como varia a proporção de registros de ocorrência de primatas entre os biomas brasileiros. Examinamos também se o esforço de amostragem está relacionado com o número de espécies ameaçadas de cada bioma, usando a correlação de Pearson (r). O esforço de amostragem de cada bioma foi calculado com a proporção de registros de ocorrência em relação ao número de espécies ameaçadas do bioma.

6.2.5 Priorização de áreas e construção de cenários

Elaboramos cinco cenários para atender os nossos objetivos. Para criar uma ordem de prioridade entre as áreas com baixa atividade de coleta de dados, consideramos a sobreposição de alguns critérios: classe de tamanho das áreas, proporção de perda de habitats, proporção de habitats disponíveis, categorias de ameaça e riqueza de espécies (Figuras 1 e 2). A sobreposição destes critérios deu origem ao grau de prioridade de cada cenário, de forma que as áreas com maior riqueza, maior disponibilidade e perda de habitats foram prioritárias (Tabela 2).

Multiplicamos o valor da presença (1) de espécies pelo peso de cada categoria para gerar cenários que consideram a riqueza de espécies ameaçadas (Tabela 2). Logo, espécies Criticamente em Perigo receberam peso “6”, Em Perigo “5”, Vulnerável “4”. Registros de ocorrência de espécies não ameaçadas e DD também foram ponderados: “Dados Insuficientes” recebeu peso 4, Quase Ameaçada “2” e Menos Preocupante “1”. Ao final, somamos os valores de riqueza para gerar a informação de riqueza total das áreas

(soma ponderada de espécies ameaçadas, não ameaçadas e DD), riqueza de ameaçadas (soma ponderada de espécies ameaçadas e não ameaçadas) e apenas riqueza de DD (Tabela 2). O maior peso atribuído às espécies “Data Deficient” (DD) se deve a urgência de estabelecermos estratégias para intensificar a pesquisa nas áreas onde estas espécies ocorrem, devido ao risco de perdermos suas populações antes mesmo de conhecê-las.

Selecionamos as áreas sem amostragem (polígonos de maior tamanho) que também possuem a maior proporção de perda de habitats, ou seja, áreas com os 25% maiores valores de perda de habitats (quarto quartil do conjunto de dados), e maior riqueza de espécies ameaçadas (Cenário 1) (Tabela 2). O Cenário 2 é semelhante, mas prioriza apenas as áreas com mais espécies DD (Tabela 2). Já o Cenário 3 prioriza as áreas com maior riqueza total, sem considerar a proporção de perda de habitats (Tabela 2). Também filtramos os polígonos de maior tamanho com a maior proporção de habitats remanescentes, ou seja, áreas com os 25% maiores valores de cobertura de vegetação (quarto quartil do conjunto de dados), e maior riqueza total (Cenário 4). Por último, no quinto cenário, selecionamos os polígonos de menor tamanho que possuem sobreposição com registros de ocorrência de espécies DD, usando o buffer da área de vida das espécies DD, buscando ordenar as áreas com mais espécies.

No bioma Pampa, usamos a sobreposição dos critérios: maior tamanho das áreas, perda e disponibilidade de habitats, conforme a Tabela 2. Porém, este cenário se propõe a ampliar as pesquisas da subespécie *A. guariba clamitans*, que ocorre no Pampa. Para isso, interseccionamos os polígonos de maior tamanho selecionados com a área de distribuição de *A. guariba clamitans*, já que os mesmos ultrapassavam o limite sul de ocorrência da espécie.

Nossos cenários foram construídos tanto em um recorte que considerou o Brasil todo (Material Suplementar 2), como também dentro de cada bioma. Como a riqueza, disponibilidade e perda de habitats mudam conforme o recorte da análise, aplicamos os critérios para a seleção de áreas nesses dois recortes.

Tabela 2. Cenários construídos para identificar áreas estratégicas para pesquisa de primatas brasileiros considerando os seguintes critérios: tamanho das áreas (polígonos de maior e menor tamanho gerados a partir dos registros de ocorrência), *buffer* proporcional ao raio da área de vida, proporção de perda de habitats, de habitats disponíveis e medidas de riqueza de espécies (número de espécies, número de espécies “Data Deficient”- DD, número de espécies ameaçadas). Calculamos um *buffer* no entorno dos registros de ocorrência das espécies DD, que representa a área necessária para ampliar a pesquisa, considerando o raio da área de vida da espécie. Usamos este raio para selecionar polígonos de menor tamanho onde estes registros ocorrem (Cenário 5). Para a riqueza, usamos a sobreposição das áreas de distribuição das espécies com os polígonos de maior tamanho e pesos para as categorias de ameaça, substituindo a presença das espécies por estes pesos (Cenários 1, 3 e 4). Usamos os maiores valores de perda e disponibilidade de habitats, os quais correspondem ao quarto quartil, 25% das áreas com maior cobertura de desmatamento nos últimos 30 anos (1987 a 2017) e de habitat disponível (ano 2018, MapBiomass, Souza *et al.*, 2020) (Cenários 1, 2 e 4). A sobreposição destes critérios deu origem ao grau de prioridade de pesquisa de cada cenário.

Cenários	Classes de tamanho	Buffer	Espécies	Riqueza	Proporção de perda de habitats	Proporção de habitats disponíveis	Prioridade
1	Maior tamanho		Riqueza de espécies ameaçadas*	≥ 4	Quarto quartil		1
				3			2
				2			3
				1			4
2	Maior tamanho		Riqueza de espécies DD**	2	Quarto quartil		1
				1			2
3	Maior tamanho		Riqueza total (ameaçadas e DD)	7			1
				6			2
				5			3
				4			4
				3			5

				2			6
4	Maior tamanho		Riqueza total (ameaçadas e DD)	≥4		Quarto quartil	1
				3			2
				2			3
				1			4
5	Menor tamanho (Apenas Amazônia e Pantanal)	Raio da área de vida da espécie ou gênero	Espécies DD	2			1
				1			2

* Pesos atribuídos às espécies ameaçadas: Criticamente em Perigo – CR = 6, Em Perigo – EN = 5, Vulnerável – VU = 4. ** Pesos atribuídos às espécies não ameaçadas: Dados Insuficientes – DD (“Data Deficient”) = 4, Quase Ameaçada – NT (“Near Threatened”) = 2, Menos Preocupante – LC (“Least Concern”) = 1.

6.3 Resultados

Identificamos 243 áreas com menor atividade de coleta de espécies de primatas e maior tamanho, em decorrência dos registros de ocorrência estarem mais distantes entre si nestas regiões (Figura 3). Observamos que estes polígonos de maior tamanho variam de 8216 a 54819 km² de área, de um total de 5523 polígonos, e foram delimitados com a interpolação de 4% do total de registros de ocorrência dos primatas (330 registros de ocorrência do total de 8234 usados) (Figura 3). Esses polígonos maiores irão compor os nossos cenários com áreas que devem receber maior esforço de coleta. Os polígonos de menor tamanho foram gerados com a interpolação de 83% dos registros (6834 registros), e variam de 0.1 a 2247 km². Já os polígonos de tamanho intermediário (2248 a 8215 km²), resultaram da interpolação de 13% dos registros de ocorrência (1070 registros) (Figura 3).

De modo geral, observamos que o Cerrado (22%) e a Caatinga (13%) possuem uma maior proporção de polígonos de maior tamanho relativamente a todos os polígonos em suas áreas, o que revela que estes biomas abrigam mais áreas com menor atividade de coleta de dados de primatas (Material Suplementar 1). Já a Amazônia e a Mata Atlântica possuem uma maior densidade de registros de ocorrência mais próximos entre si, com 94% de polígonos na Mata Atlântica e 81% na Amazônia são de menor tamanho (Material Suplementar 1). Apesar do Pampa também apresentar alta proporção de polígonos de maior tamanho (Material Suplementar 1), estas áreas se formam abaixo do limite sul da distribuição das espécies descritas para o bioma (Printes *et al.*, 2001). No Pantanal, 81% das áreas são de menor tamanho, mas a maior parte dos registros que originaram estes pontos são de espécies de outros biomas como o Cerrado e a Amazônia, pois as do Pantanal mesmo são categorizadas como “Data Deficient” e “Not Evaluated” (ICMBio, 2015; Matte *et al.*, 2023).

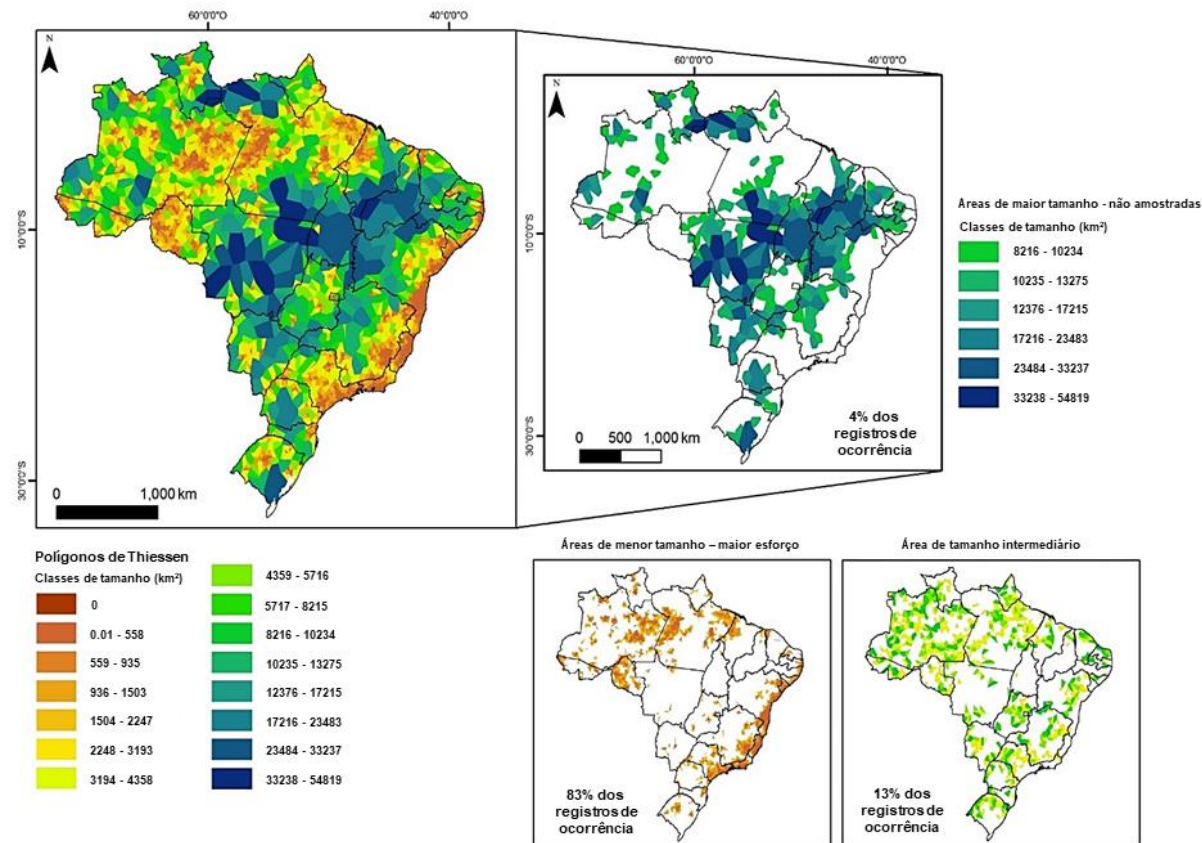


Figura 3. Resultado da interpolação dos registros de ocorrência de primatas brasileiros. Os polígonos que pertencem à classe de maior tamanho deram origem às áreas com atividade de coleta regionalmente baixa, formadas com 4% do total dos registros de ocorrência de primatas. As áreas de menor tamanho foram construídas com 83% dos registros de ocorrência, e a classe intermediária 13%.

Quando analisamos a distribuição dos registros de ocorrência de primatas em cada bioma, observamos que a Amazônia concentra a maior parte dos registros no Brasil (50%), seguida da Mata Atlântica (37%) (Tabela 3). Porém, a maior proporção de registros de espécies ameaçadas é da Mata Atlântica (Tabela 3). Este resultado nos levou a investigar se o esforço de amostragem de espécies de primatas em cada bioma é maior para espécies ameaçadas (Figura 4 e Tabela 4). Verificamos que existe uma tendência de haver maior proporção de registros de ocorrência de espécies ameaçadas quanto mais espécies ameaçadas tem o bioma ($r = 0.9946$) (Figura 4). Este esforço de amostragem de espécies ameaçadas é 66% maior na Amazônia, 9% maior na Mata Atlântica, 11% maior no Cerrado (Tabela 4).

Apenas na Caatinga existe um esforço grande de amostragem de espécies não ameaçadas, como o *Callithrix jacchus* (Tabela 4), com um foco 25% menor para ameaçadas. Enquanto o esforço de amostragem de espécies não ameaçadas é relativamente semelhante ao das ameaçadas na Mata Atlântica e Cerrado (Tabela 4).

Tabela 3. A distribuição dos registros de ocorrência de primatas brasileiros em cada bioma e proporção de registros de espécies ameaçadas.

Biomas	Registros de ocorrência		Registros de espécies ameaçadas	
	n	%	n	%
Amazônia	4130	50	939	26
Mata Atlântica	3044	37	2332	64
Cerrado	546	7	147	4
Caatinga	286	3	198	5
Pantanal	117	1	11	0
Pampa	111	1	41	1

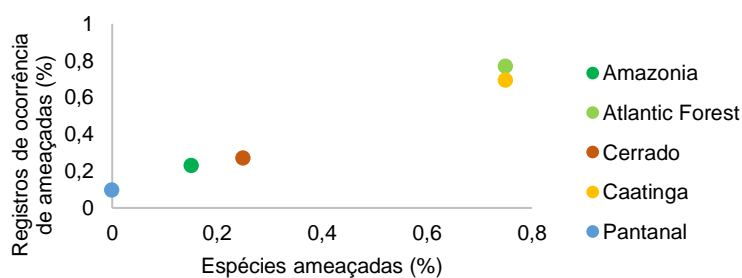


Figura 4. Relação entre a proporção de registros de ocorrência de espécies ameaçadas e o número de espécies ameaçadas dos biomas.

Tabela 4. Proporção de esforço de amostragem de espécies ameaçadas e não ameaçadas com base no número de registros de ocorrência de espécies ameaçadas/não ameaçadas e número de espécies ameaçadas/não ameaçadas de cada bioma. O foco da amostragem direcionado para espécies ameaçadas foi obtido dividindo o esforço de amostragem de espécies ameaçadas (%) pelo esforço de não ameaçadas (%). No Pantanal não temos espécies ameaçadas, por isso, não foi possível medir o esforço, apesar de existir registros de ocorrências de espécies ameaçadas de outros biomas (ver Tabela 3).

Biomas	Esforço de amostragem de espécies ameaçadas (%)	Esforço de amostragem de espécies não ameaçadas (%)	Foco em ameaçadas (%)
Amazônia	58.69	35.46	66
Mata Atlântica	155.47	142.40	9
Cerrado	147.00	133.00	11
Caatinga	66.00	88.00	-25
Pantanal	-	53.00	-

6.3.1 Cenários

A priorização de áreas para pesquisa muda quando analisamos cada bioma separadamente (Figuras 5 a 10) de quando aplicamos os critérios considerando o Brasil todo (Material Suplementar 2). Além da riqueza de espécies, 25% das áreas com a maior disponibilidade ou perda de habitats também mudam entre estes dois recortes. Os cenários 2 e 5 que aplicam o critério com espécies DD são restritos aos biomas Amazônia e Pantanal, onde estas espécies ocorrem.

Observamos também que as áreas selecionadas se repetem entre os cenários 1 e 4 (Figuras 5, 7, 8 e 9), ainda que tenhamos usado critérios diferentes de maior disponibilidade e perda de habitats. Com diferenças sutis de disponibilidade e perda de habitat entre as áreas, o que conduziu a priorização foi a riqueza de espécies (como os Cenários 1, 3 e 4 na Amazônia, Figura 5). Ao usarmos a maior riqueza das áreas para definir a ordem de prioridade na Amazônia, Caatinga e Cerrado, observamos que a riqueza foi determinante para ordenar as áreas, ainda que tenhamos usado a disponibilidade e perda de habitat para priorizar os polígonos selecionados. Consequentemente, os Cenários 1 e 4 se tornaram mais parecidos com o 3, o qual não incluiu a condição ambiental das áreas, mas considerou a riqueza (Cenário 3) (Figuras 5, 7, 8 e 9). Por outro lado, observamos que inserindo os critérios de maior proporção de perda e disponibilidade de habitats com a riqueza, uma maior variedade de combinações entre esses critérios torna-se disponível, gerando um gradiente mais amplo para priorizar as áreas (e.g., Cenários 1 e 4, Figuras 5, 7 e 8).

Analisando as áreas selecionadas que resultaram da aplicação dos nossos critérios considerando os polígonos disponíveis no Brasil todo, identificamos que os Cenários 1, 3 e 4 de fato são muito semelhantes quanto ao número de áreas selecionadas e quanto à riqueza de espécies (Material Suplementar 3a), apesar da ordem de prioridade mudar com a combinação dos critérios (Material Suplementar 2). Ainda assim, verificamos uma alta similaridade entre as áreas estratégicas para pesquisa com maior desmatamento (Cenário 1), apenas usando a riqueza de ameaçadas (Cenário 3) e com alta disponibilidade de habitats (Cenário 4). Estas áreas ficam na Amazônia (em menor número), limite da Amazônia com o Cerrado e na Caatinga (Material Suplementar 2). O Cenário 5, de fato, é o que abriga a maior proporção de registros de ocorrência conhecidos de espécies DD sobrepostos aos polígonos de menor tamanho (Figura 6 e Material Suplementar 3a), mas deve ser aplicado em conjunto com o Cenário 2 que identificou áreas com menor

atividade de pesquisa e com possibilidade de ocorrer populações de espécies “Dados insuficientes” (Figura 5b e Material Suplementar 2).

Quando analisamos o conjunto de áreas estratégicas selecionadas apenas no bioma Amazônia, identificamos que além da similaridade visual das áreas dos Cenários 1, 3 e 4 (Figura 5), o número de espécies e áreas selecionadas é muito semelhante entre os cenários (Material Suplementar 3b). O mesmo ocorreu com os Cenários 1, 3 e 4 do Cerrado, Caatinga e Pantanal (Figuras 7, 8 e 10, Material Suplementar 3b). Embora no Pantanal, o reduzido número de polígonos de maior tamanho (Material Suplementar 1) tenha resultado em apenas duas áreas com sobreposição de espécies, não havendo distinção entre os Cenários 3 e 4 (Figura 10). Na Mata Atlântica e no Pampa, o número de polígonos de maior tamanho também foi muito reduzido (Material Suplementar 1), restando-nos apenas o conjunto de três áreas em cada cenário com uma baixa sobreposição com espécies (Figuras 9 e 11, Material Suplementar 3b).

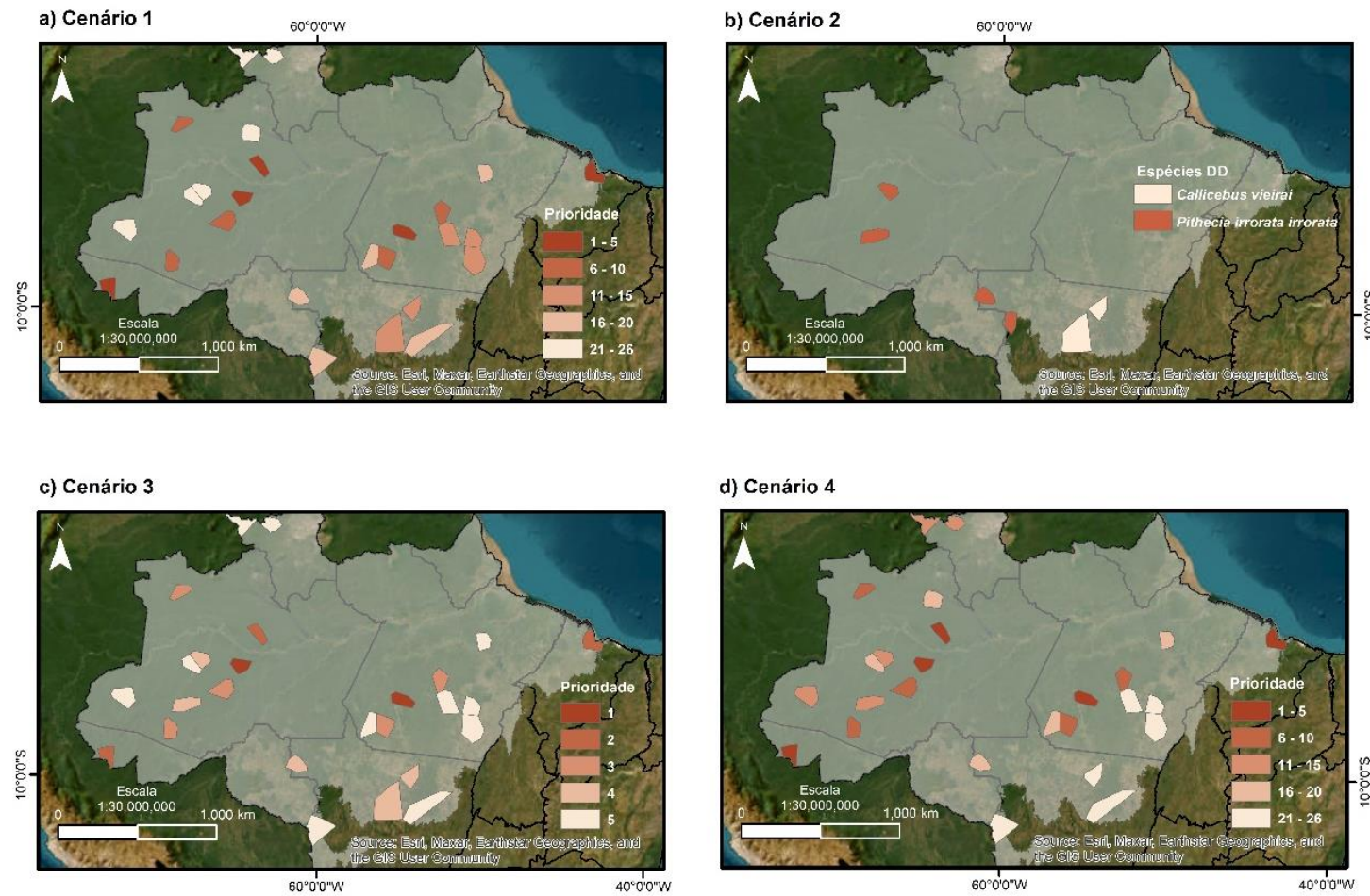


Figura 5. Cenários com as áreas estratégicas para pesquisar primatas na Amazônia, usando a sobreposição dos critérios perda e disponibilidade de habitats com a riqueza total (ameaçadas, não ameaçadas e DD), riqueza de espécies DD e apenas de ameaçadas, conforme Tabela 2.

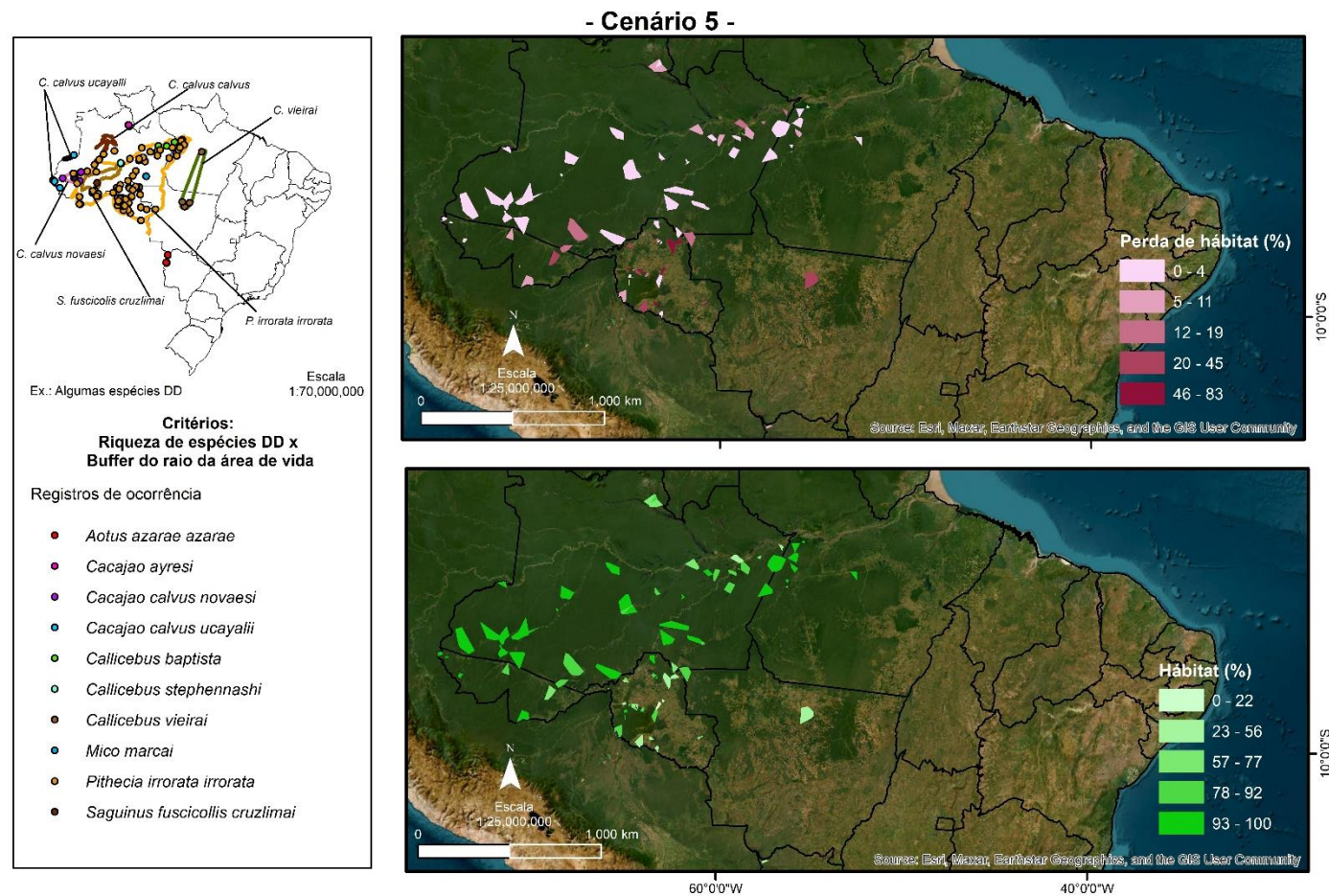
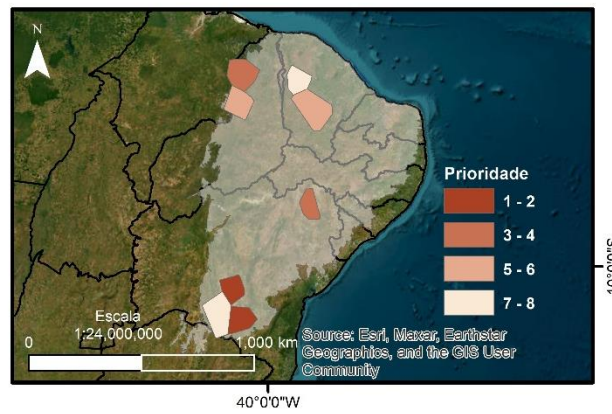
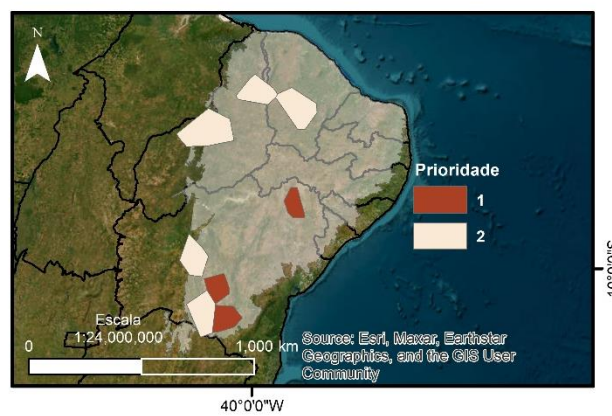


Figura 6. Obtenção das áreas estratégicas para pesquisa de primatas da Amazônia, conforme o Cenário 5. Usamos a sobreposição dos polígonos de menor tamanho com os táxons DD. Para a seleção de áreas, também usamos o raio da área de vida destas espécies para estimar a área que deve expandir a pesquisa partindo dos registros de ocorrência conhecidos (ICMBio, 2015).

a) Cenário 1



b) Cenário 3



c) Cenário 4

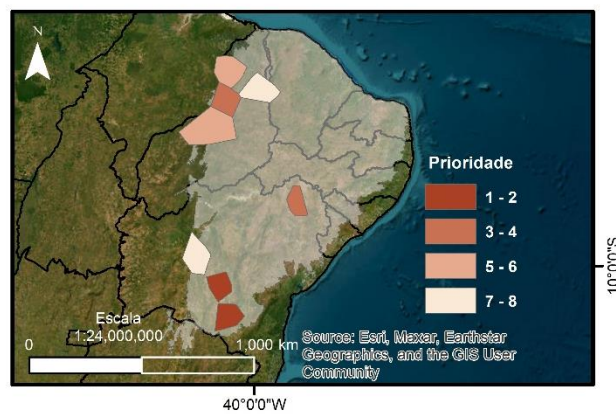


Figura 7. Cenários com as áreas estratégicas para pesquisar primatas na Caatinga, usando a sobreposição dos critérios perda, disponibilidade de habitats com a riqueza total (ameaçadas e não ameaçadas), conforme Tabela 2.

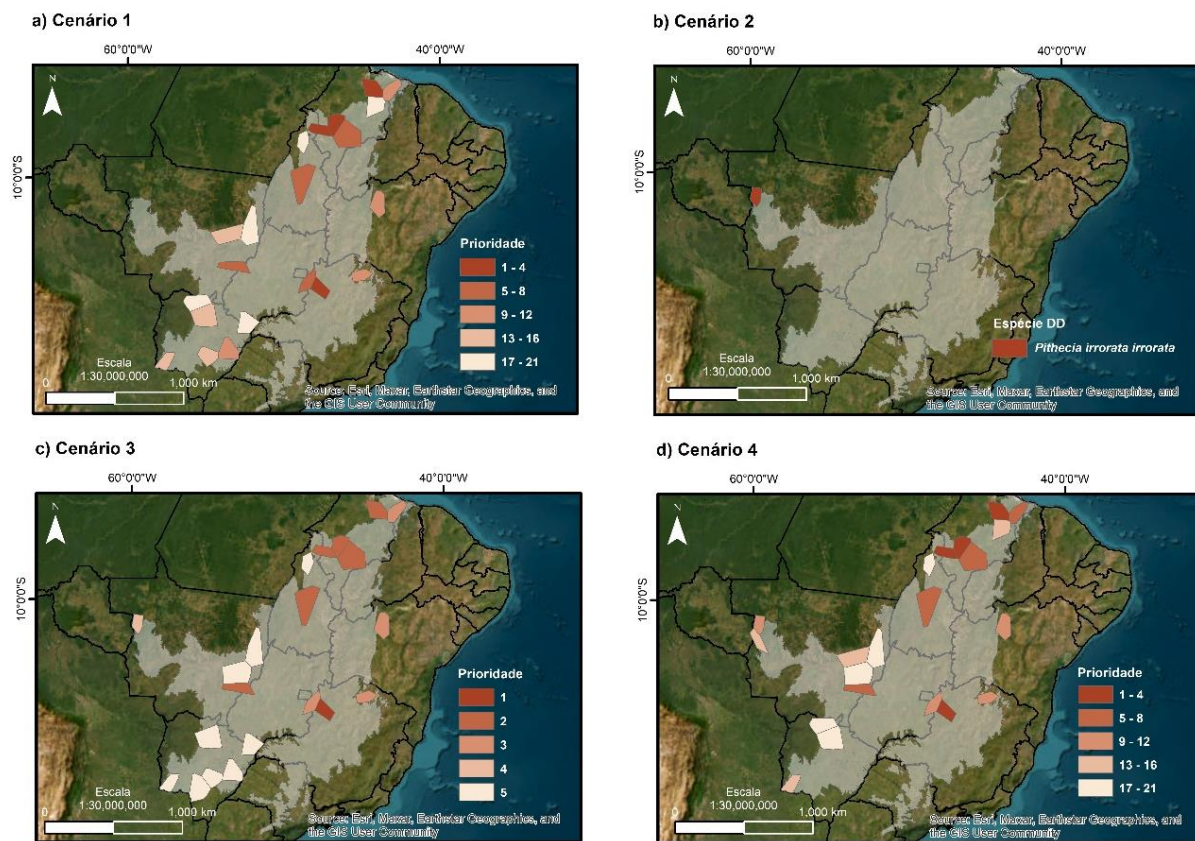
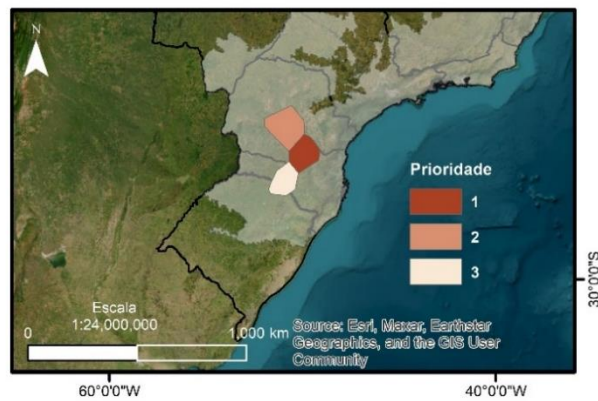
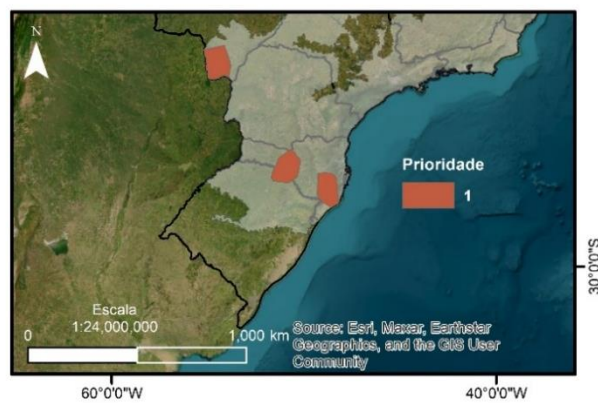


Figura 8. Cenários com as áreas estratégicas para pesquisar primatas no Cerrado, usando a sobreposição dos critérios perda e disponibilidade de habitats, riqueza total, riqueza de ameaçadas, riqueza de espécies DD, conforme a Tabela 2.

a) Cenário 1



b) Cenário 3



c) Cenário 4

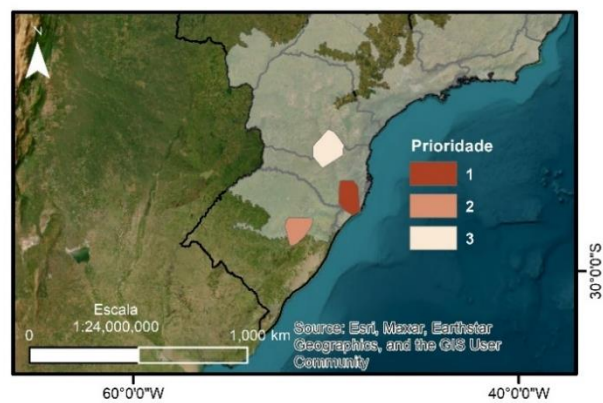


Figura 9. Cenários com as áreas estratégicas para pesquisar primatas na Mata Atlântica, usando a sobreposição dos critérios perda e disponibilidade de habitats, riqueza total e riqueza de ameaçadas, conforme a Tabela 2.

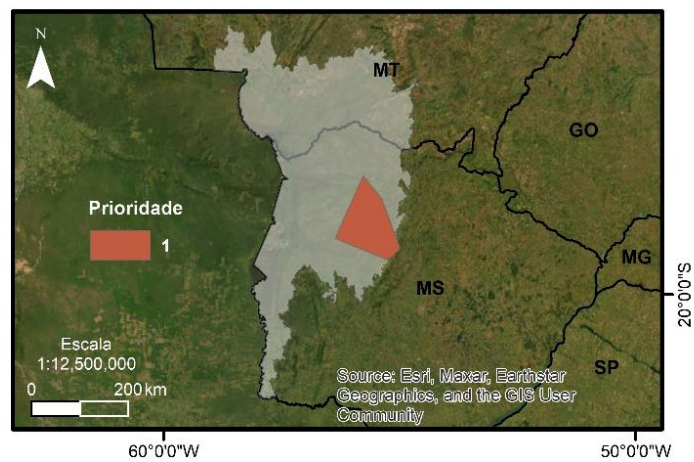
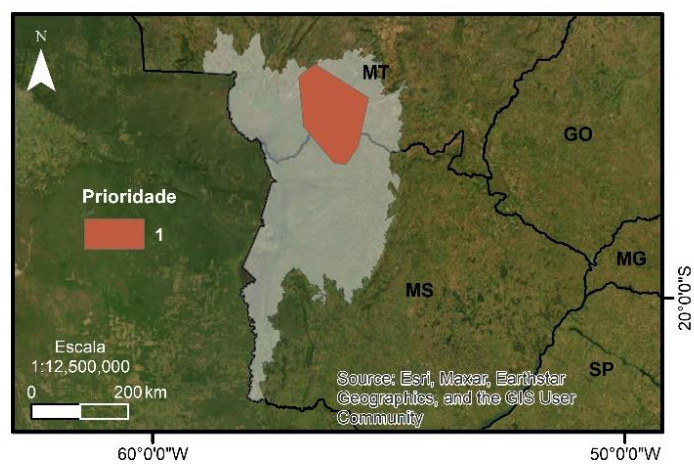
a) Cenário 1**b) Cenários 3 e 4**

Figura 10. Cenários com as áreas estratégicas para pesquisar primatas no Pantanal, usando a sobreposição dos critérios perda e disponibilidade de habitats, riqueza total e riqueza de ameaçadas, conforme a Tabela 2

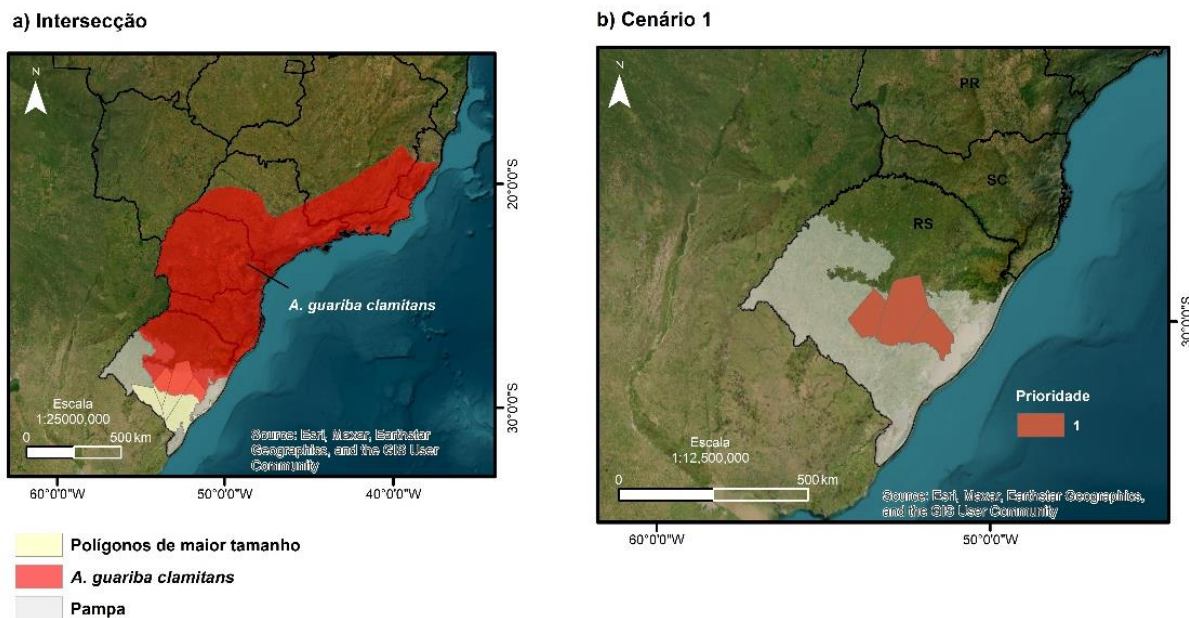


Figura 11. Cenários com as áreas estratégicas para pesquisar *Alouatta guariba clamitans* no Pampa, usando a sobreposição dos critérios: maior tamanho das áreas, perda e disponibilidade de habitats, conforme a Tabela 2. Para este cenário, as atividades de coleta podem ser direcionadas apenas para a subespécie *A. guariba clamitans*, que ocorre no Pampa. Usamos a sua área de distribuição para recortar os polígonos de maior tamanho selecionados.

6.4 Discussão

Nossos resultados indicam que a Amazônia e Mata Atlântica são os biomas com maior cobertura de atividade de coleta de dados de primatas brasileiros, se considerarmos a maior proporção de polígonos de menor tamanho. Quando analisamos a proporção de registros de ocorrência, verificamos que esse maior esforço de amostragem está relacionado com o número de espécies ameaçadas para alguns biomas. Conforme vai aumentando o número de ameaçadas, o esforço de amostragem também aumenta. Na Amazônia, este resultado é ainda mais claro, pois o foco de amostragem direcionado para os primatas amazônicos ameaçados foi 66% maior. Na Mata Atlântica e no Cerrado a proporção de registros de ocorrência entre espécies ameaçadas e não ameaçadas é similar, sendo 9% maior para primatas ameaçados na Mata Atlântica, e 11% maior no Cerrado. Já na Caatinga, obtivemos um resultado inverso, pois o foco de amostragem foi 25% menor para as espécies ameaçadas.

Por um lado, é possível que a estrutura voltada à pesquisa de espécies ameaçadas propiciada pelos Planos de Ação Nacionais (e.g., ICMBio, 2017; ICMBio, 2018) leve a esse maior esforço de amostragem, como resposta às ações e pesquisas para conter ameaças sobre espécies de cada região do país. E por outro, destacamos que esse maior esforço de amostragem não é necessariamente um sinônimo de que as espécies daquele bioma foram mais estudadas. Ou seja, pesquisadores podem coletar a localidade de ocorrência de uma espécie, mas este registro pode não necessariamente ser fruto direto de uma pesquisa aprofundada sobre a biologia, ecologia ou comportamento da espécie. Ainda assim, espécies com maior número de registros de ocorrência possuem a distribuição geográfica mais refinada (Hortal *et al.*, 2015; Diniz-Filho *et al.*, 2023), o que pode ser atribuído às espécies e subespécies ameaçadas da Amazônia, segundo nossos dados. Isso é particularmente importante para a construção adequada de modelos de distribuição de espécies (Lee-Yaw *et al.*, 2021), os quais tem influenciado direta e indiretamente na tomada de decisão em conservação nos últimos anos (Guisan *et al.*, 2013; McShea 2014; Velazco *et al.*, 2020) e na investigação de novas populações desconhecidas (Fois *et al.*, 2018).

É importante também identificar se a maior proporção de registros de ocorrência de espécies não ameaçadas da Caatinga foi obtida do bioma onde a distribuição destas espécies predominam. Por exemplo, *Callithrix jacchus*, que é considerada aqui como da Caatinga por apresentar mais de 50% de sua distribuição neste bioma, ocorre também em áreas antropizadas da Mata Atlântica, onde na realidade fora predominantemente estudada (e.g., Schiel & Souto, 2016). Contudo, a maioria dos seus registros de ocorrência é de áreas de Mata Atlântica, gerando um viés na análise. Por essa espécie ser generalista, e relativamente mais habituável à presença humana, acaba sendo mais avistada (Valença-Montenegro *et al.*, 2021), inclusive em áreas fortemente urbanizadas (Pontes e Soares, 2006; Albuquerque e Oliveira, 2020). Assim, ao detectarmos uma maior cobertura de atividade de coleta na Amazônia e na Mata Atlântica, também precisamos entender a origem destes registros. Ou seja, estes registros derivam de avistamentos, estudos taxonômicos, ecológicos, comportamentais, e são de fato do bioma onde a distribuição da espécie predomina? Somente ponderando a origem desses registros e levando isso em consideração em trabalhos futuros é que poderemos distinguir quais são as maiores lacunas de conhecimento que persistem em nossos dados - i.e., Linneana, Wallaceana ou Hutchinsoniana (Hortal *et al.*, 2015; Oliveira *et al.*, 2016; Diniz-Filho *et al.*, 2023).

O fato de termos encontrado polígonos de maior tamanho que resultaram da interpolação de registros de ocorrência na Caatinga e no Cerrado também podem estar relacionados com a menor diversidade de primatas destes biomas, ambos com quatro espécies apenas (Matte *et al.*, 2023), não sendo, nestes casos, indicadores de déficit de conhecimento. Já a Amazônia e a Mata Atlântica possuem 106 e 20 táxons, respectivamente, que além de serem os mais diversos em primatas, também possuem a maior proporção de espécies ameaçadas (Matte *et al.*, 2023). Assim, para prevenir extinção de primatas ameaçados, não ameaçados e com dados insuficientes nesses dois biomas (particularmente das espécies que requerem grandes áreas de vida), é essencial impedir perda dos remanescentes florestais, investir em estratégias de restauração florestal (Galán-Acedo *et al.*, 2023) e no refinamento da real distribuição das espécies (Diniz-Filho *et al.*, 2023).

Nossos cenários identificaram um conjunto de áreas estratégicas para pesquisa em todos os biomas brasileiros, e consideraram paisagens com maior perda de habitats nos últimos 30 anos que podem abrigar fragmentos pequenos com populações isoladas desconhecidas, buscando preencher uma lacuna de amostragem nestes locais (Sobral-Souza *et al.*, 2021). Além disso, nossos cenários também distinguiram as áreas com maior disponibilidade de habitats, provavelmente inacessíveis, até então não amostradas. Sugerimos intensificar as pesquisas nestas áreas que possuem potencial de abrigar populações de primatas desconhecidas, devido à sobreposição com as áreas de distribuição das espécies. Este mapeamento não é proveniente de análises detalhadas sobre riqueza de espécies, mas partem de informações disponíveis em uma escala ampla para acessar novos conhecimentos sobre primatas brasileiros, que podem nos auxiliar a construir uma base de dados melhor distribuída na paisagem. Além de ampliar a base de dados de registros de ocorrência cobrindo uma maior variação de paisagem (Sobral-Souza *et al.*, 2021), precisamos compilar a origem destas informações para que elas possam ser usadas na quantificação de nossas lacunas de conhecimento.

6.5 Referências

- ADO, D. 2023. Trouble in the Amazon. *Nature*, 620: 713.
- Albuquerque, J. R., & de Oliveira, M. A. B. 2020. Common marmosets *Callithrix jacchus* (Linnaeus, 1758) (Primates: Cebidae: Callitrichinae) in an urban mangrove: behavioral

- ecology and environmental influences. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi-Ciências Naturais*, 15: 617-632.
- Araújo, A., Bezerra, B., Lima, I., Oliveira-Silva, L., Campêlo, A., & Souza-Alves, J. 2022. Plant community and native primate as drivers of habitat use by an exotic primate (*Saimiri* spp. Linnaeus, 1758) in an Atlantic Forest fragment. *J. Trop. Ecol.*, 38: 322-330.
- Broekman, M. J. E., Hoeks, S., Freriks, R., Langendoen, M. M., Runge, K. M., Savenco, E., Harmsel, R., Huijbregts, M. A. J., & Tucker, M. A. 2023. HomeRange: A global database of mammalian home ranges. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 32: 198-205.
- Diniz-Filho, J. A. F., Jardim, L., Guedes, J. J., Meyer, L., Stropp, J., Frateles, L. E. F., Pinto, R.B., Lohmann, L.G., Tessarolo, G., Carvalho, C.J.B, Ladle, R.J. & Hortal, J. 2023. Macroecological links between the Linnean, Wallacean, and Darwinian shortfalls. *Front. Biogeogr.*, 15.
- Estrada, A., Garber, P. A., Mittermeier, R. A., Wich, S., Gouveia, S., Dobrovolski, R., Nekaris, K., Nijman, V., Rylands, A. B., Maisels, F., Williamson, E. A., Bicca-Marques, J., Fuentes, A., Jerusalinsky, L., Johnson, S., Melo, F. R., Oliveira, L., Schwitzer, C., Roos, C., ... Setiawan, A. 2018. Primates in peril: The significance of Brazil, Madagascar, Indonesia and the Democratic Republic of the Congo for global primate conservation. *PeerJ*, 6: e4869.
- Estrada, A., Garber, P.A., Gouveia, S., Fernández-Llamazares, A., Ascensão, F., Fuentes, A., Garnett, T.S., Shaffer, C., Bicca-Marques, J., Fa, J.E., Hockings, K., Shanee, S., Johnson, S., Shepard, G.H., Shanee, N., Golden, C.D., C_ardenas-Navarrete, A., Levey, D.R., Boonratana, R., Dobrovolski, R., Chaudhary, A., Ratsimbazafy, J., Supriatna, J., Kone, I. & Volampeno, S. 2022. Global importance of indigenous peoples, their lands, and knowledge systems for saving the world's primates from extinction. *Sci. Adv.* 8, eabn2927.
- Fahrig, L. 2020. Why do several small patches hold more species than few large patches?. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 29: 615-628.
- Fois, M., Cuena-Lombraña, A., Fenu, G., & Bacchetta, G. 2018. Using species distribution models at local scale to guide the search of poorly known species: Review, methodological issues and future directions. *Ecol. Modell.*, 385: 124-132.
- Galán-Acedo, C., Arasa-Gisbert, R., Arroyo-Rodríguez, V., Martínez-Ruiz, M., Rosete-Vergés, F. A., & Villalobos, F. 2023. Effects of habitat loss on Brazilian primates: assessing extinction thresholds in the Amazon and Atlantic Forest. *PECON*, 21: 189-195.

- Gaston KJ, Blackburn TM. 1994. Are newly described bird species small-bodied? *Biodivers.*, 2: 16–20.
- Grand, J., Cummings, M.P., Rebelo, T.G., Ricketts, T.H., Neel, M.C. & Letters, E. 2007. Biased data reduce efficiency and effectiveness of conservation reserve networks. *Ecol. Lett.*, 10: 364–374.
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I., Regan, T. J., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T. G., Rhodes, J. R., Maggini, R., Setterfield, S.A., Elith, J., Schwartz, M. W., Wintle, B. A., Broennimann, O., Austin, M., Ferrier, S., Kearney, M. R, Possingham, H. P. & Buckley, Y. M. 2013. Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecol. Lett.*, 16: 1424-1435.
- Hortal, J., de Bello, F., Diniz-Filho, J. A. F., Lewinsohn, T. M., Lobo, J. M., & Ladle, R. J. 2015. Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. *Annu. Ecol. Evol. Syst.*, 46: 523-549.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. 2015. Fichas da avaliação do status de conservação da fauna brasileira. Available at: <https://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/estado-de-conservacao/2792-mamiferos-primatas>.
- Instituto Chico Mende de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. 2017. Portaria no 792, de 1º de dezembro de 2017 - Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas Amazônicos - PAN Primatas Amazônicos. *Diário Oficial da União*, Seção 1, 232, 05/12/2017.
- Instituto Chico Mende de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. 2018. Portaria no 702, de 7 de agosto de 2018 - Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas da Mata Atlântica e da Preguiça-de-Coleira – PAN PPMA. *Diário Oficial da União*, Seção 1, 153, 09/08/2018.
- Instituto Chico Mende de Conservação da Biodiversidade - ICMBio, 2023. Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE. Website: <https://salve.icmbio.gov.br/>. Accessed 27 October 2023.
- IUCN Standards and Petitions Committee. 2019. Guidelines for using the IUCN red list categories and criteria. Version 14. Prepared by the Standards and Petitions Committee. <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>
- Jerusalinsky, L., & Melo, F. R. 2018. Conservação de primatas no Brasil: perspectivas e desafios. *La primatología en Latinoamérica*, 2, 161-186.

- Knowlton, J. L., & Graham, C. H. 2010. Using behavioral landscape ecology to predict species' responses to land-use and climate change. *Biol. Conserv.*, 143: 1342-1354.
- Ladle, R., & Hortal, J. 2013. Mapping species distributions: living with uncertainty. *Front. Biogeogr.*, 5.
- A. Lee-Yaw, J., L. McCune, J., Pironon, S., & N. Sheth, S. 2022. Species distribution models rarely predict the biology of real populations. *Ecography*, 6: e05877.
- Li, G., Fang, C., Li, Y., Wang, Z., Sun, S., He, S., Wei, Qi, Bao, C., Ma, H., Fan, Y., Feng, Y. & Liu, X. 2022. Global impacts of future urban expansion on terrestrial vertebrate diversity. *Nat. Commun.*, 13: 1628.
- Lobo, J.M., Baselga, A., Hortal, J., Jiménez-Valverde, A., Gómez, J.F. 2007. How does the knowledge about the spatial distribution of Iberian dung beetle species accumulate over time? *Divers. Distrib.*, 13: 772-80.
- Matte, A. L. L., Buss, G., Fialho, M., Becker, F. G., Jerusalinsky, L., de Lacerda, J. C., Santos, P. J. P. & Bezerra, B. 2023. How do landscape and life history traits contribute to the threat context of Brazilian primates?. *Anim. Conserv.*
- McSHEA, W. 2014. What are the roles of species distribution models in conservation planning? *Environ. Conserv.*, 41: 93-96.
- Mittermeier, R. A., Rylands, A. B. & Wilson, D. E. (Org.). 2013. Handbook of the Mammals of the World: 3. Primates. Lynx Ediciones, Barcelona, Spain, 953 p.
- Ministério do Meio Ambiente – MMA. 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçada de Extinção. Portaria No 444, de 17 de dezembro de 2014, MMA, Brasília.
- Mora, C., Tittensor, D. P., Adl, S., Simpson, A. G., & Worm, B. 2011. How many species are there on Earth and in the ocean?. *PLoS biology*, 9(8), e1001127.
- Oliveira, U., Paglia, A. P., Brescovit, A. D., de Carvalho, C. J., Silva, D. P., Rezende, D. T., Leite, F.S.F., Batista, J.A.R., Barbosa, J.P.P.P., Stehmann, J.S.A., Vasconcelos, M.F., Marco Jr, P.D., Löwenberg-Neto, P., Dias, P.G., Ferro, V.G. & Santos, A. J. 2016. The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. *Divers. Distrib.*, 22: 1232-1244.
- Pinto, M. P., & Grelle, C. E. V. 2012. Minimizing conservation conflict for endemic primate species in Atlantic Forest and uncovering knowledge bias. *Environ. Conserv.*, 39, 30-37.
- Pontes, A. R. M., & Soares, M. L. 2005. Sleeping sites of common marmosets (*Callithrix jacchus*) in defaunated urban forest fragments: a strategy to maximize food intake. *J. Zool.*, 266: 55-63.

- Sastre, P. & Lobo, J.M. 2009. Taxonomist survey biases and the unveiling of biodiversity patterns. *Biol. Conserv.*, 142: 462–467.
- Schiel, N., & Souto, A. 2017. The common marmoset: an overview of its natural history, ecology and behavior. *Dev. Neurobiol.*, 77: 244-262.
- Schulman, L., Toivonen, T. & Ruokolainen, K. 2007. Analysing botanical collecting effort in Amazonia and correcting for it in species range estimation. *J. Biogeogr.*, 34: 1388-1399.
- Sobral-Souza, T., Stropp, J., Santos, J. P., Prasniewski, V. M., Szinwelski, N., Vilela, B., Freitas, A.V.L., Ribeiro, M.C. & Hortal, J. 2021. Knowledge gaps hamper understanding the relationship between fragmentation and biodiversity loss: the case of Atlantic Forest fruit-feeding butterflies. *PeerJ*, 9: e11673.
- Souza, C.M., Jr., Z. Shimbo, J., Rosa, M.R., Parente, L.L., A. Alencar, A.; Rudorff, B.F.T., Hasenack, H., Matsumoto, M., G. Ferreira, L., 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., Neto, L.C.F., 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, 2735.
- Shirk, A.J., and B.H. McRae. 2013. *Gnarly Landscape Utilities: Core Mapper User Guide*. The Nature Conservancy, Fort Collins, CO. Available at: <http://www.circuitscape.org/gnarly-landscape-utilities>.
- Triantis, K. A., Borges, P. A. V., Ladle, R. J., Hortal, J., Cardoso, P., Gaspar, C., Dinis, F., Mendonça, P., Silveira, L. M. A., Gabriel, R., Santos, A. M C., Amorim, I. R., Ribeiro, S.P., Serrano, R.M., Quartau, J.A., Whittaker, R.J. 2010. Extinction debt on oceanic islands. *Ecography* 33: 285–294.
- Valença-Montenegro, M.M., Bezerra, B.M., Ruiz-Miranda, C.R., Pereira, D.G., Miranda, J.M.D., Bicca-Marques, J.C., Oliveira, L., da Cruz, M.A.O.M., Valle, R.R. & Mittermeier, R.A. 2021. *Callithrix jacchus* (amended version of 2018 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T41518A191705043. Website: <https://www.iucnredlist.org/species/41518/191705043>. Accessed 10 November 2023.
- Velazco, S. J. E., Ribeiro, B. R., Laureto, L. M. O., & Júnior, P. D. M. 2020. Overprediction of species distribution models in conservation planning: A still neglected issue with strong effects. *Biol. Conserv.*, 252: 108822.

- Yang, W., Ma, K. & Kreft, H. 2013. Geographical sampling bias in a large distributional database and its effects on species richness-environment models. *J. Biogeogr.*, 40: 1415–1426.
- Wang, J., Grimm, N. B., Lawler, S. P., & Dong, X. 2023. Changing climate and reorganized species interactions modify community responses to climate variability. *PNAS*, 120: e2218501120.
- Zaluar, M. T., & Vale, M. M. 2021. Are invasive marmosets harmful to Atlantic Forest birds?. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19: 153-160.

6.6 Material Suplementar 1. Proporção de polígonos gerados

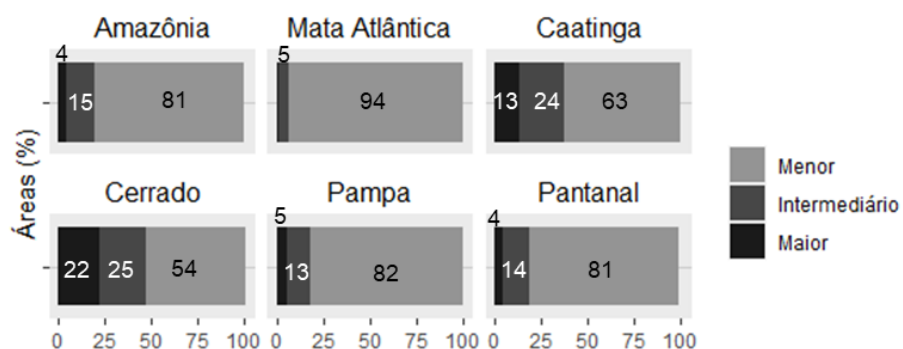


Figura Material Suplementar 1. Proporção de polígonos de Thiessen gerados com a análise de interpolação de registros de ocorrência em cada bioma brasileiro (Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga, Cerrado, Pantanal e Pampa). Classificamos estes polígonos em áreas de três classes de tamanho (maior, intermediária e menor) gerando uma superfície contínua de polígonos. A classe de maior tamanho indica que o bioma possui uma maior proporção de áreas sem atividade de coleta.

6.7 Material Suplementar 2. Áreas estratégicas para pesquisa de primatas (cenários)

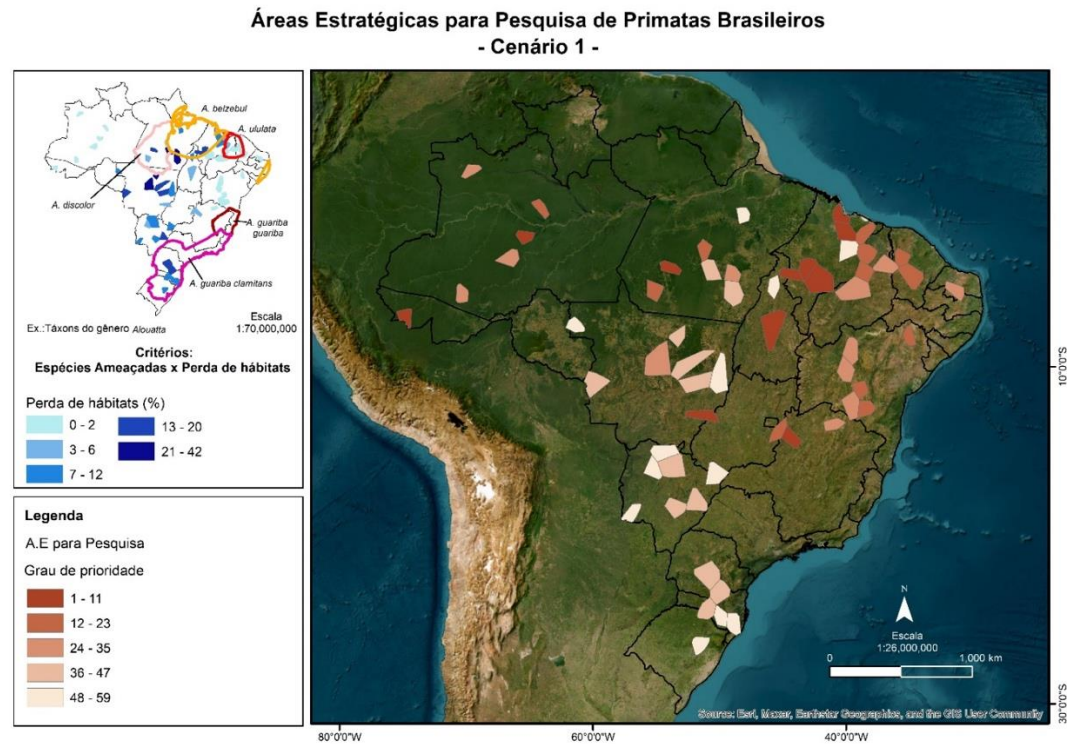


Figura Material Suplementar 2_1. Obtenção das áreas estratégicas para pesquisa de primatas (cenário 1) com maior perda de habitats e sobreposição com os táxons ameaçados de extinção. O grau de prioridade indica as áreas com maior urgência de pesquisa, considerando os critérios utilizados.

Áreas Estratégicas para Pesquisa de Primatas Brasileiros
- Cenário 2 -

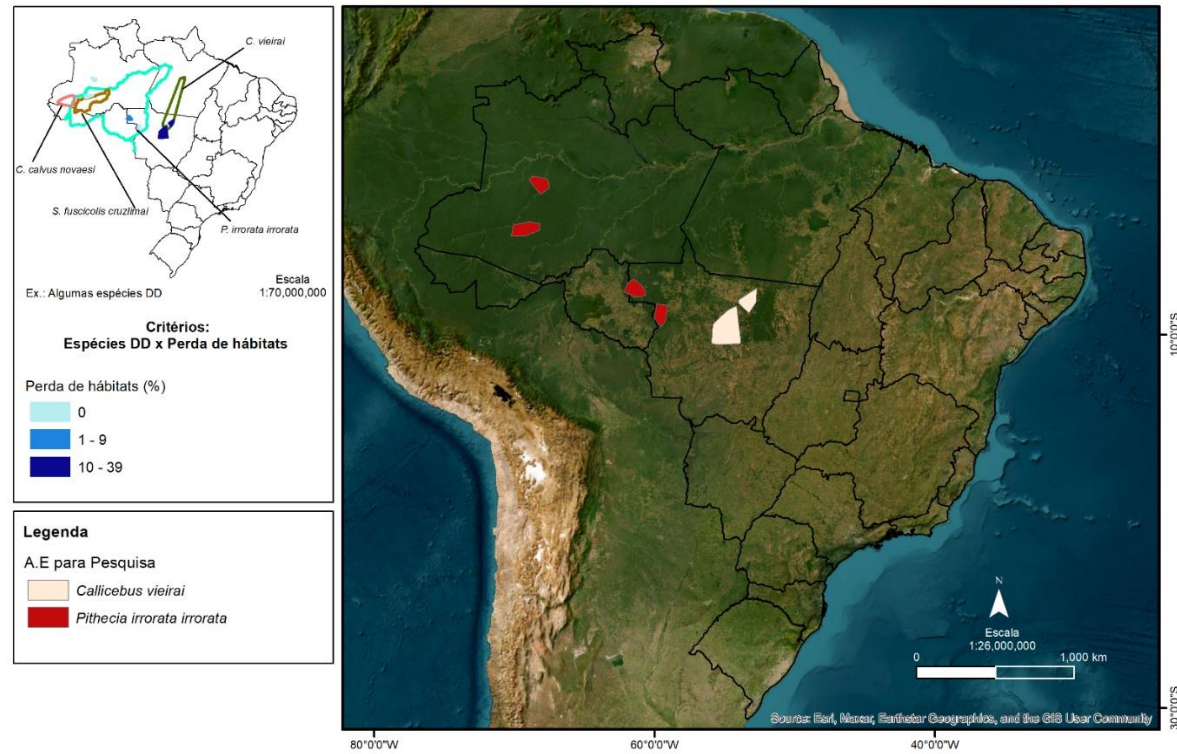


Figura Material Suplementar 2_2. Obtenção das áreas estratégicas para pesquisa de primatas (cenário 2) com maior perda de habitats e sobreposição com os táxons DD. O grau de prioridade indica as áreas com maior urgência de pesquisa, considerando os critérios utilizados.

**Áreas Estratégicas para Pesquisa de Primatas Brasileiros
- Cenário 4 -**

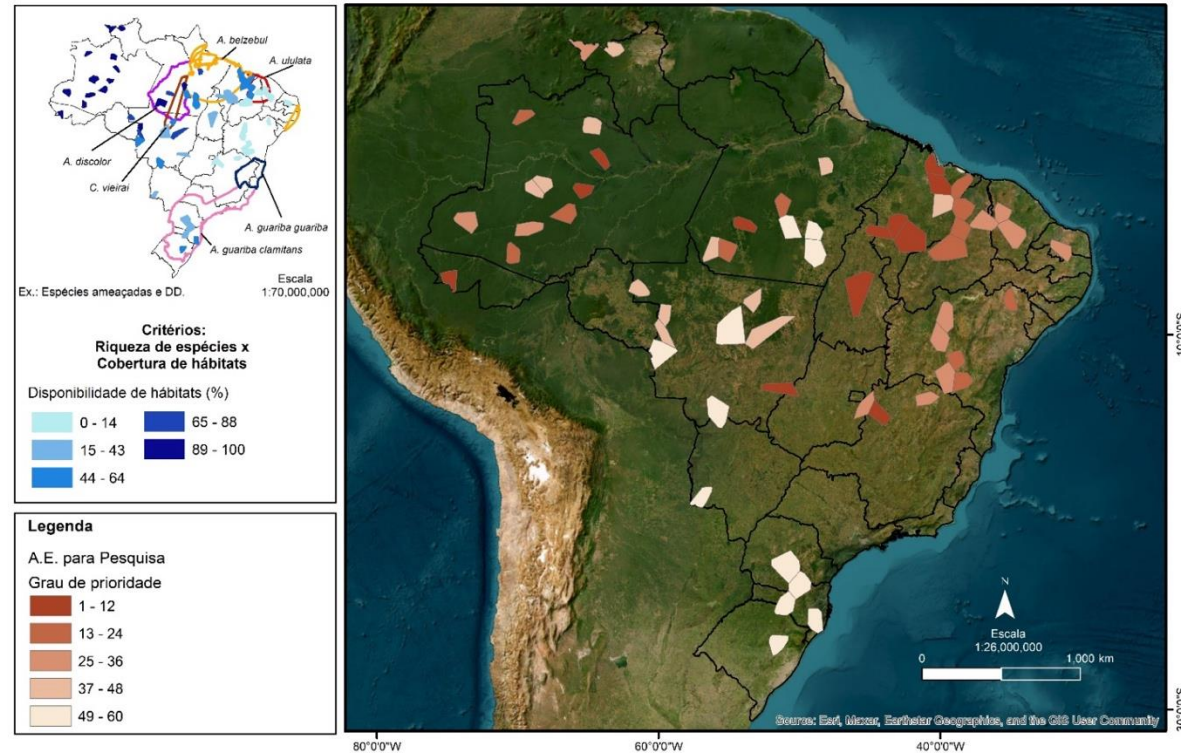


Figura Material Suplementar 2_4. Obtenção das áreas estratégicas para pesquisa de primatas (cenário 4) com maior cobertura de habitats e sobreposição com os táxons ameaçados e DD. O grau de prioridade indica as áreas com maior urgência de pesquisa, considerando os critérios utilizados.

6.8 Material Suplementar 3. Proporção de áreas selecionadas para cada cenário.

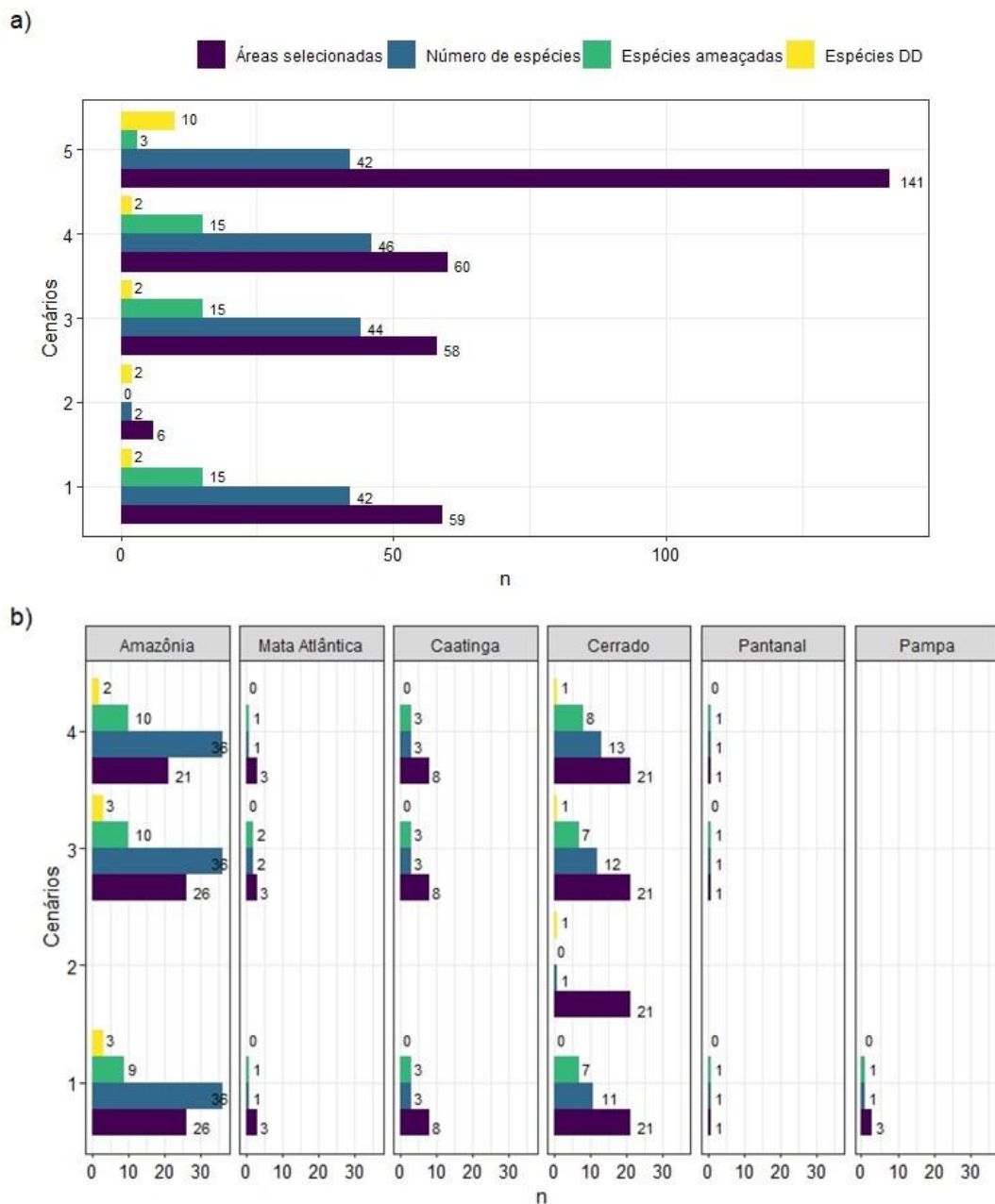


Figura Material Suplementar 3. Proporção de áreas selecionadas para cada cenário, quando consideramos as áreas de todos os biomas na seleção (a) e quando selecionamos áreas de cada bioma separadamente (Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga, Cerrado, Pantanal e Pampa) (b). Também identificamos a proporção de registros de ocorrência sobrepostos às áreas selecionadas, número de espécies, número de espécies ameaçadas e “Dados insuficientes” - DD.

7 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES PARA CONSERVAÇÃO

O planejamento de conservação deve ser atrelado ao desenvolvimento e aplicação de avaliações comparativas baseadas em dados empíricos da paisagem e da biologia que sejam relevantes para as espécies, melhorando assim nossa concepção das reais necessidades de conservação de cada espécie, grupo de espécies ou mesmo do ambiente. De forma simplificada almejamos, com esta seção, alcançar os tomadores de decisão para que os mesmos possam usar os resultados dessa tese para fomentar políticas públicas e auxiliar na conservação de primatas ameaçados e não ameaçados no Brasil. Afinal, nosso estudo reúne, pela primeira vez, uma análise abrangente sobre o contexto de ameaça de todos os primatas brasileiros, que pode inspirar estudos e estratégias para conservar outros grupos.

Capítulo 2 - As características de paisagem revelam por que os primatas brasileiros ameaçados devem permanecer na lista dos Top 25 primatas mais ameaçados do planeta

- Observamos que espécies de primatas ameaçadas ocupam paisagens com características antrópicas semelhantes, independente das categorias de ameaça e se foram ou não listados entre as espécies mais ameaçadas do planeta.
- Aproveitando que um dos propósitos das publicações “Primates in peril” é dar destaque a novas espécies igualmente em risco, sugerimos mapear as ameaças para identificar espécies que ocupam paisagens mais antropizadas do que outras. Assim, por meio de uma análise comparativa, poderíamos indicar espécies que representam as melhores opções para a lista Top 25.
- Logo, as justificativas de inclusão e remoção das espécies na renomada lista Top 25 poderiam ser reavaliadas. Para a inclusão, é importante detectarmos a magnitude das ameaças em toda a distribuição da espécie. E para a remoção, seria interessante que a espécie estivesse mais distante da extinção.
- Considerando que o Brasil detém cerca de 1/5 das espécies de primatas do mundo, e aproximadamente 3/4 dos primatas da América do Sul, também recomendamos que o Brasil tenha um maior número de espécies dentre a lista dos Top 25.

- Nesse sentido, sugerimos avaliar a eficiência de ações de conservação com foco em aumentar o tamanho populacional e recuperar habitats degradados, mesmo que, para isso, seja necessário prorrogarmos o intervalo entre as publicações da lista “Top 25” para além de dois anos.

Capítulo 3 - Seleção de áreas estratégicas para conservação de primatas brasileiros

- Os cenários que apresentamos são compostos por áreas estratégicas que devem ser analisadas em conjunto para que as metas das espécies de primatas sejam atingidas.
- Se quisermos representar melhor nossas espécies em um sistema de áreas protegidas, para além dos 20% de habitats dos primatas brasileiros já contidos nas Unidades de Conservação de Proteção Integral, devemos considerar este conjunto de áreas, selecionado a um menor custo para conservação.
- Nossas metas de conservação expressaram satisfatoriamente o contexto de ameaça dos primatas brasileiros, com a metodologia de ponderação incluindo características das espécies e categorias de ameaça no seu cálculo, separando-as por biomas. O valor das metas foi planejado de forma a não ultrapassar 50% da cobertura de habitats de cada espécie para propor aos tomadores de decisão soluções viáveis e flexíveis para conservar espécies e populações de primatas.
- Ainda assim, sugerimos que as metas de conservação que variam até 30% na Amazônia, 30% no Cerrado, e 40% na Caatinga e na Mata Atlântica são as mais adequadas, considerando a viabilidade da implementação destas áreas a partir da proporção da área de estudo selecionada e da cobertura de habitats nestes cenários.
- Ao conservarmos primatas, também podemos atender a conservação da biodiversidade como um todo, pois, as unidades de planejamento que compõem as áreas estratégicas de cada bioma possuem também maior permeabilidade da matriz e integridade florestal da paisagem.
- Para atingirmos as metas de conservação dos primatas precisamos proteger os habitats e populações que ocorrem dentro das Terras Indígenas e das terras devolutas, em especial na Amazônia, ameaçados por caça, grilagem e mineração ilegal.

Capítulo 4 - Áreas estratégicas para pesquisa de primatas brasileiros

- Espécies e subespécies ameaçadas da Amazônia possivelmente possuem áreas de distribuição mais bem delimitadas, considerando o maior esforço de amostragem observado para este grupo e bioma.
- Nossas áreas estratégicas para pesquisa de primatas brasileiros indicam áreas não amostradas com maior proporção de desmatamento e cobertura de habitats que precisam ser visitadas, com potencial ocorrência de populações desconhecidas.
- Ao registrar a ocorrência de uma espécie de primata brasileira, é importante compilar a origem desta informação, por exemplo, se estas coordenadas geográficas decorrem de avistamentos, estudos sobre a taxonomia/ecologia/comportamento, e se foram levantados no bioma onde a distribuição da espécie predomina. Assim, podemos compreender quais são as lacunas de conhecimento que persistem em nossos dados e identificar áreas específicas menos estudadas conforme a temática do estudo.

Capítulo 1 (Apêndice A) - How do landscape and life history traits contribute to the threat context of Brazilian primates?

- Espécies amazônicas ameaçadas atingiram o nível mais alto de perda de habitats nos últimos 30 anos em comparação com espécies dos demais biomas (Material Suplementar 9). Porém, além das espécies ameaçadas, observamos que as não ameaçadas da Amazônia também podem ter mais de 50% da sua distribuição dentro do arco do desmatamento (Figura 3). Sugerimos que gestores e os setores de fiscalização e monitoramento de áreas protegidas se atentem para este maior risco que expõe estas populações.
- Após medir e comparar as características de paisagem dos primatas na Amazônia, Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga, verificamos uma maior similaridade na magnitude de suas ameaças, independente da categoria. Por exemplo, entre espécies ameaçadas e Quase Ameaçadas da Amazônia; entre espécies de todas as categorias, tanto da Caatinga, da Mata Atlântica como do Cerrado. Este resultado reforça achados de estudos similares, que sugerem incorporar estes dados explicitamente para estabelecer prioridades, pois assim há um aumento do número de espécies e populações em risco.

- É urgente a necessidade de intensificar ações para reverter ameaças de espécies Quase Ameaçadas na Amazônia, já que espécies desta categoria já ocupam paisagens com características semelhantes às ameaçadas;
- Espécies que compartilham características biológicas conhecidas por aumentar sua vulnerabilidade a ameaças, como maior tamanho corporal, menor taxa reprodutiva (e.g., menos filhotes a cada gestação) devem ser priorizadas em ações de conservação. Sugerimos que o efeito das ameaças antropogênicas sobre estas espécies pode ser agravado por seus traços de história de vida e parentesco filogenético. Já que táxons relacionados filogeneticamente compartilham aspectos intrínsecos de sua biologia, como massa corporal e fisiologia reprodutiva.
- A elevada disponibilidade de habitats que cobre a distribuição de espécies ameaçadas da Amazônia e da Mata Atlântica não deve ser encarada como uma menor exposição aos riscos, apesar deste contexto revelar uma relação de “refúgio” entre estas espécies e sua paisagem. Este foi o caso de espécies de maior porte na Amazônia que ocorrem sobrepostas à Terras Indígenas (e.g., *Lagothrix lagothrica*), e espécies de tamanho reduzido da Mata Atlântica com ocorrência em Unidade de Conservação que ocorrem em contexto urbanizado (e.g., *Leontopithecus rosalia*). Possivelmente, os efeitos das mudanças ocorridas em seus habitats no passado, antes mesmo da criação destas áreas protegidas, como a alta redução do tamanho populacional, sejam até hoje detectados. Na Mata Atlântica, com a urbanização, e na Amazônia, com a fase de intenso comércio ilegal. E hoje, o *status* de ameaçadas se mantém devido a outros tipos de ameaças que operam em uma escala mais local, e, portanto, devem ser motivo de ações de fiscalização dentro destas áreas protegidas, tais como a caça, mineração, grilagem, apanha, etc.
- A maior parte das paisagens (75% das unidades de paisagem) que compõem a distribuição das espécies da Caatinga e do Cerrado (Material Suplementar 9 do capítulo 1) tem menos de 30% de cobertura de habitat. Em paisagens com menos de 30% de habitat, os efeitos da fragmentação somam-se aos efeitos da perda de habitat, reduzindo o tamanho e o aumentando o isolamento das manchas de habitat. Como a persistência da biodiversidade cai drasticamente neste tipo de paisagem, autores consideram que elas se encontram além do limiar de extinção. No Cerrado e na Caatinga, ainda que tenhamos adicionado áreas de savana (com mais de 5 m de altura) como habitat para os primatas, encontramos ambientes com vegetação naturalmente aberta que não são habitats dos primatas e regiões de menor qualidade da matriz. Por isso, recomendamos

aumentar este limiar como uma estratégia conservadora, principalmente em paisagens com menor qualidade da matriz, onde o limiar de extinção se agrava.

REFERÊNCIAS

- Acerbi, A., Kerhoas, D., Webber, A. D., McCabe, G., Mittermeier, R. A., & Schwitzer, C. 2020. The impact of the “World's 25 Most Endangered Primates” list on scientific publications and media. *J. Nat. Conserv.*, 54: 125794.
- Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Tabarelli, M., Watling, J.I., Tischendorf, L., Benchimol, M., Cazetta, E., Faria, D., Leal, I.R., Melo, F.P.L., et al. 2020. Designing Optimal Human-Modified Landscapes for Forest Biodiversity Conservation. *Ecol. Lett.*, 23: 1404–1420.
- Banks-Leite, C., Ewers, R.M., Folkard-Tapp, H. & Fraser, A. 2020. Countering the effects of habitat loss, fragmentation, and degradation through habitat restoration. *One Earth*, 3: 672–676.
- Collen, B., Dulvy, N.K., Gaston, K.J., Gärdenfors, U., Keith, D.A., Punt, A.E., Regan, H.M., Böhm, M., Hedges, S., Seddon, M., Butchart, S.H.M., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Bachman, S.P., & Akçakaya, H.R. 2016. Clarifying misconceptions of extinction risk assessment with the IUCN Red List. *Biol. Lett.*, 12: 20150843.
- Díaz, S., U. Pascual, M. Stenseke, B. Martin-Lopez, R. Watson, Z. Molnár, R. Hill, K.M.A. Chan, et al. 2018. Assessing nature’s contributions to people. *Science*, 359: 270–272.
- Diniz-Filho, J. A. F., Jardim, L., Guedes, J. J., Meyer, L., Stropp, J., Frateles, L. E. F., Pinto, R.B., Lohmann, L.G., Tessarolo, G., Carvalho, C.J.B, Ladle, R.J. & Hortal, J. 2023. Macroecological links between the Linnean, Wallacean, and Darwinian shortfalls. *Front. Biogeogr.*, 15.
- Ellis, E.C., Goldewijk, K.K., Siebert, S., Lightman, D. & Ramankutty, N. 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 19: 589–606.
- Estrada, A. & Garber, P.A. 2022. Principal Drivers and Conservation Solutions to the Impending Primate Extinction Crisis: Introduction to the Special Issue. *Int J Primatol*, 43: 1–14.
- Galán-Acedo, C., Arroyo-Rodríguez, V., Andresen, E., Verde Arregoitia, L. D., Vega, E., Peres, C. A., & Ewers, R. M. 2019a. The conservation value of human-modified landscapes for the world’s primates. *Nat. Commun.*, 10: 152.
- Galán-Acedo, C., Arroyo-Rodríguez, V., Andresen, E., & Arasa-Gisbert, R. 2019b. Ecological traits of the world’s primates. *Sci. Data*, 6: 55.
- Galán-Acedo, C., Arasa-Gisbert, R., Arroyo-Rodríguez, V., Martínez-Ruiz, M., Rosete-Vergés, F. A., & Villalobos, F. 2023. Effects of habitat loss on Brazilian primates: assessing extinction thresholds in the Amazon and Atlantic Forest. *Perspect. Ecol. Conserv.*, 21: 189–195.

- Grand, J., Cummings, M.P., Rebelo, T.G., Ricketts, T.H., Neel, M.C. & Letters, E. 2007. Biased data reduce efficiency and effectiveness of conservation reserve networks. *Ecol. Lett.*, 10: 364–374.
- Harris, N. C., Murphy, A., Green, A. R., Gámez, S., Mwamidi, D. M., & Nunez-Mir, G. C. 2023. Socio-ecological gap analysis to forecast species range contractions for conservation. *PNAS*, 120: e2201942119.
- Heberling, J. M., Miller, J. T., Noesgaard, D., Weingart, S. B., & Schigel, D. 2021. Data integration enables global biodiversity synthesis. *PNAS*, 118: e2018093118.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio. 2023. Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE. Disponível em: <https://salve.icmbio.gov.br/>. Acesso em: 20 de out. de 2023.
- IUCN Standards and Petitions Committee. 2019. Guidelines for using the IUCN red list categories and criteria. Version 14. Prepared by the Standards and Petitions Committee. <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>
- Ladle, R., & Hortal, J. 2013. Mapping species distributions: living with uncertainty. *Front. Biogeogr.*, 5.
- Le Berre, M., Noble, V., Pires, M., Médail, F., & Diadema, K. (2019). How to hierarchise species to determine priorities for conservation action? A critical analysis. *Biodiv. Conserv.*, 28: 3051–3071.
- Loos, J., Benra, F., Berbés-Blázquez, M., Bremer, L. L., Chan, K. M., Egoh, B., ... & Winkler, K. J. 2023. An environmental justice perspective on ecosystem services. *Ambio*, 52: 477–488.
- Loyola, R.D., Lewinsohn, T. M. 2009. Diferentes abordagens para a seleção de prioridades de conservação dentro de um contexto macro-geográfico. *Megadiversidade*, 5: 29–42.
- Mace, G. M., Collar, N. J., Gaston, K. J., Hilton-Taylor, C., Akcakaya, H. R., Leader-Williams, N., Milner-Gulland, E. J. & Stuart, S.N. 2008. Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conserv. Biol.*, 22: 1424–42.
- Mair, L., Amorim, E., Bicalho, M., Brooks, T. M., Calfo, V., de T. Capellão, R., ... & McGowan, P. J. 2023. Quantifying and mapping species threat abatement opportunities to support national target setting. *Conserv. Biol.*, 37: e14046.
- Margules, C. R. & Pressey, R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405:243–253.

- Miller, R. M., Rodriguez, J. P., Aniskowicz-Fowler, T., Bambaradeniya, C., Boles, R., Eaton, M. A., Gardenfors, U., Keller, V., Molur, S., Walfer, S., Pollock, C. 2006. Extinction risk and conservation priorities. *Science*, 313: 441.
- Navarro, G. & Molina, J.A. 2021 A novel biome concept and classification system based on bioclimate and vegetation – a Neotropical assay. *VCS*, 2: 159-175.
- Oliveira, U., Paglia, A. P., Brescovit, A. D., de Carvalho, C. J., Silva, D. P., Rezende, D. T., Leite, F.S.F., Batista, J.A.R., Barbosa, J.P.P.P., Stehmann, J.S.A., Vasconcelos, M.F., Marco Jr, P.D., Löwenberg-Neto, P., Dias, P.G., Ferro, V.G. & Santos, A. J. 2016. The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. *Divers. Distrib.*, 22: 1232-1244.
- Orr, M. C., Hughes, A. C., Costello, M. J., & Qiao, H. 2022. Biodiversity data synthesis is critical for realizing a functional post-2020 framework. *Biol. Conserv.*, 274: 109735.
- Polaina, E., González-Suárez, M., Kuemmerle, T., Kehoe, L. & Revilla, E. 2018. From tropical shelters to temperate defaunation: the relationship between agricultural transition stage and the distribution of threatened mammals. *Glob. Ecol. Biogeography*, 27:647–57.
- Rao, M., & Larsen, T. 2010. Ecological consequences of extinction. *Lessons in Conservation*, 3: 25-53.
- Reuter KE, Mittermeier RA, Schwitzer C, McCabe G, Rylands AB, Jerusalinsky L, Konstant W, Kerhoas D, Ratsimbazafy J, Strier KB, Webber AD, Williamson EA & Wise J. 2021. The 25 most endangered primates list: impacts on conservation fundraising and policy. In: Freedman E, Shipley Hiles S & Sachsman DB (eds.) *Communicating Endangered Species: Extinction, News and Public Policy*. Routledge Studies in Environmental Communication and Media. London: Routledge, pp. 101-115.
- Sastre, P. & Lobo, J.M. 2009. Taxonomist survey biases and the unveiling of biodiversity patterns. *Biol. Conserv.*, 142: 462–467.
- Schulman, L., Toivonen, T. & Ruokolainen, K. 2007. Analysing botanical collecting effort in Amazonia and correcting for it in species range estimation. *J. Biogeogr.*, 34: 1388-1399.
- Sobral-Souza, T., Stropp, J., Santos, J. P., Prasniewski, V. M., Szinwelski, N., Vilela, B., Freitas, A.V.L., Ribeiro, M.C. & Hortal, J. 2021. Knowledge gaps hamper understanding the relationship between fragmentation and biodiversity loss: the case of Atlantic Forest fruit-feeding butterflies. *PeerJ*, 9: e11673.

- Soto-Saravia, R. A., C. M. Garrido-Cayul, J. Avaria-Llautureo, A. Benítez-Mora, C. E. Hernández, and M. González-Suárez. 2021. Threatened neotropical birds are big, ecologically specialized, and found in less humanized refuge areas. *Avian Conserv. Ecol.*, 16: 18.
- Stropp, J., Ladle, R. J., M. Malhado, A. C., Hortal, J., Gaffuri, J., H. Temperley, W., ... & Mayaux, P. 2016. Mapping ignorance: 300 years of collecting flowering plants in Africa. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 25: 1085-1096.
- Sutherland, W. J., Pullin, A. S., Dolman, P. M., & Knight, T. M. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends Ecol. Evol.*, 19: 305-308.
- Triantis, K. A., Borges, P. A. V., Ladle, R. J., Hortal, J., Cardoso, P., Gaspar, C., Dinis, F., Mendonça, P., Silveira, L. M. A., Gabriel, R., Santos, A. M C., Amorim, I. R., Ribeiro, S.P., Serrano, R.M., Quartau, J.A., Whittaker, R.J. 2010. Extinction debt on oceanic islands. *Ecography*, 33: 285–294.
- Yang, W., Ma, K. & Kreft, H. 2013. Geographical sampling bias in a large distributional database and its effects on species richness-environment models. *J. Biogeogr.*, 40: 1415–1426.

APÊNDICE A: HOW DO LANDSCAPE AND LIFE HISTORY TRAITS CONTRIBUTE TO THE THREAT CONTEXT OF BRAZILIAN PRIMATES?

Steps to distinguish Brazilian primates threat context for species priority-settings

1 Identify threat categories

- ✓ Threatened
- ✓ Non-threatened



3 Compile landscape attributes in the primates' range

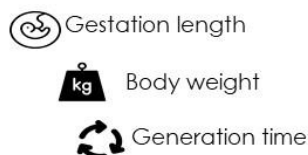


2 Classify species biome

Understand habitat availability

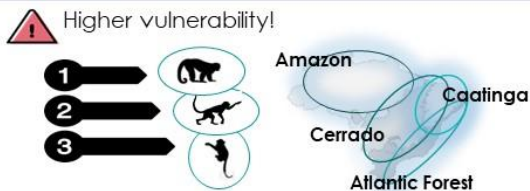


4 Compile species life history traits



New method for priority-setting









Use threat categories, life history and landscape attributes to distinguish primate threat context



How do landscape and life history traits contribute to the threat context of Brazilian primates?

Observação: Capítulo publicado no periódico Animal Conservation e foi fruto direto do projeto de pesquisa executado neste doutorado. A referência completa do artigo publicado é: Matte, A.L.L., Buss, G., Fialho, M., Becker, F.G., Jerusalinsky, L., de Lacerda, J.C., Santos, P.J.P. and Bezerra, B. (2023), How do landscape and life history traits contribute to the threat context of Brazilian primates? Anim. Conserv. <https://doi.org/10.1111/acv.12904>

How do landscape and life history traits contribute to the threat context of Brazilian primates?

A. L. L. Matte¹ , G. Buss² , M. Fialho³ , F. G. Becker⁴ , L. Jerusalinsky² ,
J. C. de Lacerda¹ , P. J. P. Santos¹  & B. Bezerra¹ 

1 Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Centro de Biociências, Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brazil

2 Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (CPB/ICMBio), Cabedelo, Brazil

3 Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (CEMAVE/ICMBio), Cabedelo, Brazil

4 Laboratório de Ecologia de Paisagem, Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brazil

Keywords

landscape; extinction risk; life history; primate conservation; threat category; Brazilian biomes.

Correspondence

Ana Luiza L. Matte, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Centro de Biociências, Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco, Avenida Prof. Moraes Rego, 1235, Cidade Universitária, Recife, Brazil. CEP 50670-901. Email: aluizamatte@gmail.com; analuiza.matte@ufpe.br

Editor: Rahel Sollmann

Associate Editor: Giacomo Tavecchia

Received 02 February 2022; accepted 08 August 2023

doi:10.1111/acv.12904

Abstract

Brazilian primates differ regarding landscape characteristics within their ranges (e.g. habitat availability) and life-history traits (e.g. body size). These landscape and life history attributes may be related to extinction risk. Here, we verified how such attributes correlate with primate threat categories. We considered 124 Brazilian primates based on the 2014 Brazilian list of threatened (Critically Endangered, Endangered and Vulnerable) and non-threatened (Least Concern and Near Threatened) species. We then characterized their landscape (i.e. habitat availability, habitat loss and fragmentation, indigenous lands, roads, urban areas, deforestation arch) and life-history attributes (i.e. body weight, gestation length and generation time), which together make up the threat context for each threat category. We compared threat categories to identify differences in such attributes, considering biome (Atlantic Forest, Amazon, Caatinga and Cerrado) as a factor and testing for phylogenetic effect. We investigated the attributes responsible for group characterization for specific threats and binary threatened/non-threatened categories. We show that life history and landscape attributes differ in the biomes. However, only landscape features varied across biomes. In the Amazon, the threatened categories reached the highest level of habitat loss in the last 30 years, while in the Atlantic Forest, the landscape of threatened species had the highest proportions of roads and urban areas. Most threatened species landscapes in the Caatinga and Cerrado were highly fragmented. We found a positive link between human impacts and extinction risk in the Amazon. In the other biomes, anthropogenic landscape characteristics were associated with threatened and non-threatened species. Threatened species tended to have large bodies and a slow life history, regardless of the biome. The more closely related the species, the more similar the traits. We suggest considering biomes and threat categories together with specific landscape and life history attributes to distinguish primate threat context for species conservation priority-setting.

Introduction

The IUCN system classifies species according to their risk of extinction. Defining Red List criteria is the first step in setting priorities for conservation action; however, this alone is insufficient (Miller *et al.*, 2006; Mace *et al.*, 2008; Game, Kareiva, & Possingham, 2013; Collen *et al.*, 2016). Priority-setting methodologies for individual species should follow meaningful ecological and biogeographical selection criteria

(Habel, Gossner, & Schmitt, 2020). Furthermore, they must quantify the current threats faced by populations, because if the focus is solely on population and range reduction, action will not be taken early enough for species that take longer to respond to changes in their habitats, such as those with longer generation times (Metzger *et al.*, 2009).

When we follow a multi-species approach, we may be confronted with two issues: (i) the generally adopted criteria vary between species, preventing simpler prioritizations (e.g.

both restricted and wide-ranging species are threatened) and (ii) persistence data (e.g. the minimum area required for maintaining viable populations and home ranges) are not available for all species (Henriquez *et al.*, 2021; Soto-Saravia *et al.*, 2021; Fleming *et al.*, 2022; Lees *et al.*, 2022; Pérez-Pereira *et al.*, 2022). Therefore, analyses that support species hierarchization (also called priority-setting tools) are necessary, and should be used to improve protection lists and for set species conservation targets for selected conservation areas (Dunn, Hussell, & Welsh, 1999; Le Berre *et al.*, 2019). To address these issues, it is necessary to understand how intrinsic (life history) and extrinsic (anthropic threats) vulnerability drivers are correlated with extinction risk since not all species are equally susceptible to these threats (Lambeck, 1997; Mace, Possingham, & Leader-Williams, 2007; Donlan *et al.*, 2010; Soto-Saravia *et al.*, 2021). Here, we use the term threat context to refer to a scenario for the threat categories, using a combination of landscape characteristics of a species' range (e.g. habitat availability – Fahrig, 2013) and life history traits (e.g. body size – Gaston & Blackburn, 1995). This facilitates the description of scenarios, which can be assigned to categories or species.

The IUCN species assessment is different from species priority-setting tools (Le Berre *et al.*, 2019). Both are hierarchization methods, but the IUCN species evaluation is a rule-based method defined by five independent threat criteria (i.e. population reduction, restricted range, population decline, small population size and population viability). These criteria reflect the symptoms of extinction risk but not necessarily the factors causing it (Mace *et al.*, 2008; Collen *et al.*, 2016; IUCN Red List Technical Working Group, 2019). Every criterion has thresholds and quantitative values used to determine which threat category (i.e. Critically Endangered – CR, Endangered – EN and Vulnerable – VU) is appropriate for each species (Mace *et al.*, 2008). This methodology was revolutionary in applying a single set of criteria to assess species with different forms and life histories (Mace *et al.*, 2008; Le Berre *et al.*, 2019). Priority-setting tools, on the other hand, involve a point-scoring method that assigns an overall score to species based on quantitative factors, such as anthropogenic threats measured at the landscape scale (Le Berre *et al.*, 2019). The priority-setting tools result in the ranking of species, highlighting their conservation priority.

Most conservation strategies have focused on range-restricted species since it is assumed that internal or external disturbances are more likely to diminish populations confined to fragments (Gascon *et al.*, 1999; MMA, 2007; Leão *et al.*, 2014; IUCN, 2016; Fonseca & Venticinque, 2018). Nevertheless, to preserve primates, we must acknowledge that threatened primates can also have a wide distribution (Mittermeier, Rylands, & Wilson, 2013) and use human-modified landscapes (Galán-Acedo *et al.*, 2019a). This issue is confirmed when considering the main criteria for categorizing threatened Brazilian primates. Unlike the majority of evaluated threatened species (Collen *et al.*, 2016), the threat categorization of only five out of the 35 threatened Brazilian

primates is justified by 'restricted range' (ICMBio, 2015), whereas 30 are threatened due to measures related to population size (MMA, 2014; ICMBio, 2015). Hence, by measuring characteristics of the landscape (e.g. habitat loss and fragmentation) and not just the size or restriction of the species range, we may reveal the contexts that expose the species populations to extinction risks.

Not only do human activities influence extinction trends, but life history traits such as body size, fecundity and life span must also be considered (González-Suárez, Gómez, & Revilla, 2013; He *et al.*, 2021; Soto-Saravia *et al.*, 2021). Such traits are intrinsic vulnerability factors as they can make individuals, populations and taxa more susceptible to population declines and limit their ability to recover (Soto-Saravia *et al.*, 2021). This variation in biological traits is related to distinct behavioural responses to different threats (Isaac & Cowlshaw, 2004). For instance, large-sized species respond to habitat disruption better due to their lower metabolic requirements and greater energy reserves, allowing flexibility during periods of reduced food availability (Lindstedt & Boyce, 1985; Isaac & Cowlshaw, 2004). On the other hand, large mammalian species experience relatively more hunting pressure since they provide more meat (Peres, 2000; Isaac & Cowlshaw, 2004). These species are also associated with larger area requirements, making them more vulnerable to habitat loss and fragmentation (Botelho, Borges, & McFarland, 2018). Additionally, they have lower reproductive rates, longer gestation periods and longevity than smaller species (Bodmer, Eisenberg, & Redford, 1997; Isaac & Cowlshaw, 2004; Liow *et al.*, 2008; Metzger *et al.*, 2009). Thus, habitat loss and hunting may result in the increased mortality of large-sized primates (Harari, 2011), which may take longer to stabilize the demographic fluctuations of their populations (Metzger *et al.*, 2009; Sales *et al.*, 2015; Semper-Pascual *et al.*, 2018; Galán-Acedo *et al.*, 2023).

Considering the importance of landscape and life history attributes for primate conservation, the present study aimed to evaluate how such attributes contribute to the threat contexts of Brazilian primates. These animals occupy all Brazilian biomes, which consist of Amazonia, Atlantic Forest, Caatinga, Cerrado, Pantanal and Pampa. Biome-based classification is commonly used in Brazil to identify the ecoregions of a species (Navarro & Molina, 2021). Each biome has its own vegetation, climate, historical and modern characteristics of habitat conversion and land use (Ellis *et al.*, 2010; Navarro & Molina, 2021), directly impacting the landscapes of primate ranges. Therefore, here we compared previously established threat categories to verify the extent to which they are correlated with species landscape and life history attributes, and examined whether these relationships are maintained within and among biomes. We also investigated if there was a phylogenetic signal in the relationship between landscape and life history attributes and extinction risk as some multi-species approaches have shown that extinction risk is not spread randomly across mammalian taxa (Fritz & Purvis, 2010; Springer *et al.*, 2012; Estrada *et al.*, 2017).

Materials and methods

Species and study area

We analysed 124 species and subspecies of Brazilian primates, whose distribution areas were provided by the National Centre of Research and Conservation of Brazilian Primates – the official Brazilian governmental organization responsible for managing primate conservation in Brazil (CPB/ICMBio). The list of species and subspecies follows the classification by the Ministry of the Environment (MMA, 2014), which was based on the Brazilian evaluation of primate extinction risk (ICMBio, 2015). Recently, the taxonomy of some Brazilian primates was updated (e.g. for species of *Cacajao* – Ferrari *et al.*, 2014, *Alouatta* – Cortés-Ortiz, Rylands, & Mittermeier, 2015, *Callicebus* – Byrne *et al.*, 2016, and *Mico* – Costa-Araújo *et al.*, 2019). However, these updates are not present in the currently available list of Brazilian primates, that is the list considered in our analyses.

The categories attributed to threatened species are Critically Endangered (CR), Endangered (EN) and Vulnerable (VU) (MMA, 2014). The non-threatened (and non-extinct) species are classified as Near Threatened (NT), Data Deficient (DD), Least Concern (LC) and Not Evaluated (ICMBio, 2015). We excluded the Data Deficient and Not Evaluated species because of insufficient information for determining their conservation status.

Species data do not represent independent observations because their characteristics and biogeography are influenced by their ancestor-descendant relationships (Estrada *et al.*, 2017; Soto-Saravia *et al.*, 2021). Therefore, we assigned categorical values of relatedness to each species, starting with the oldest genus, according to Perelman *et al.* (2011), complemented by Garbino (2015) (to support the marmoset division) and Lima *et al.* (2017) (to support the capuchin division) (Supplementary Material 1). To characterize primate range sizes, we used the refined distribution area generated by the CPB/ICMBio, restricted to Brazilian territory (ICMBio, 2023). The refined distribution areas considered landscape and terrain characteristics (e.g. presence of rivers and forest fragments), because the polygon resulting directly from building a minimum convex polygon (MCP) around all occurrence records can have coarse borders when there are few records. Therefore, the distribution area polygon used in this study differs from the ‘extent of occurrence’, which is the parameter used by the IUCN to measure the range currently occupied by taxa and is based solely on the MCP method (IUCN, 2001, 2012; IUCN Red List Technical Working Group, 2019).

To estimate the proportion of available habitat within a distribution area, we extracted habitat cover from 2018 (Souza Jr. *et al.*, 2020) for all 124 taxa. Supplementary Materials 2 and 3 detail the methodology used to extract the proportion of available habitats for Brazilian primates. This measurement is analogous to ‘area of occupancy’, which represents the area within a species’ range that is effectively occupied by populations of the species (IUCN, 2012).

Selection of life history attributes

Life history attributes such as body mass (males), gestation length and generation time were obtained from Brazilian fauna conservation status evaluation forms that were available on the ICMBio site (<https://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/estado-de-conservacao/2792-mamiferos-primatas>) and from Mittermeier, Rylands, & Wilson (2013). When male body weight data were unavailable, we calculated the average body weight of the genus. The description and justification of the choice of each variable selected to address the life history traits of Brazilian primates are presented in Supplementary Material 4.

Selection of landscape attributes

The landscape of each species corresponds to the area determined by its range, composed of a set of 100 × 100 km grid squares, defined here as landscape units. In these grids, we also included the boundaries of Strictly Protected Areas (at three levels: federal, state and regional). This allowed us to use the Strictly Protected Areas as part of a species’ protected area when calculating the species’ conservation targets. To describe landscape units, we considered habitat availability, proportion of units with <30% of habitat cover (habitat fragmentation), loss of habitat between 2007 and 2017 (10 years) and from 1987 to 2017 (30 years), proportion of indigenous land cover, proportion of highway and urban infrastructure cover and the percentage of distribution area within the deforestation arc region (Supplementary Material 5). The measurement unit of landscape variables is the average proportion of each landscape attribute across a species’ range.

We downloaded the land use and cover layers from the Mapbiomas collection 3.1 2017 and 2018 (Souza Jr. *et al.*, 2020) with a 30-m spatial resolution, using Brazilian state limits and a buffer of 1 km to ensure better overlapping of the union of states using the tool MOSAIC, ArcGIS 10.4 software.

The land use and cover maps obtained from Mapbiomas were reclassified as binary habitat (1) and non-habitat (0) maps. The classes defined as primate habitats were forest vegetation, savannah and mangrove (Supplementary Material 2). The class ‘savannah’ was included as it represents the types of open tree-shrub vegetation found mainly in the Caatinga and Cerrado biomes. To separate forest patches in savannah (primate habitat) from other vegetation types in savannah that are not primate habitats, we used a raster of forest height (Potapov *et al.*, 2020). We defined a 5 m cut-off threshold for the minimum forest height for primate habitats based on the literature (see Supplementary Material 2 for our rationale). In order to calculate the percentage of habitat cover per square, the number of pixels with primate habitat was multiplied by 900 m² (pixel size) and divided by the area of the square.

Distribution of species by biome

Since primates are widely distributed throughout Brazil (Printes, Liesenfeld, & Jerusalinsky, 2001; Hirsch

et al., 2002; Goldani, Carvalho, & Bicca-Marques, 2006), we classified them according to the biome in which they occur. The Brazilian biomes include the Amazon, Cerrado, Caatinga, Atlantic Forest, Pantanal and Pampa (Souza Jr. *et al.*, 2020). The Amazon occupies 49% of the national territory and houses the greatest diversity of primate species (Rylands, 1987; Souza Jr. *et al.*, 2020). At the eastern limit of the Amazon, an arc of deforestation was formed along the boundary with the Cerrado, representing a high concentration of impacts on biodiversity (Fearnside, 2017). The Cerrado savannah covers 24% of the country and has suffered large-scale habitat conversion due to agriculture (Cardoso da Silva & Bates, 2002; Souza Jr. *et al.*, 2020). The Caatinga (10% of the country) covers the semi-arid region of Northeast Brazil and consists of tropical dry forest, which is highly anthropized and very poorly protected (Leal *et al.*, 2005; Sobrinho *et al.*, 2016). The Atlantic Forest extends from north to south along the Brazilian coast (13% of the country), concentrating the largest number of threatened primate species (Supplementary Material 6). This biome is highly fragmented and has a large agricultural matrix, with only 12% of its original forest cover remaining (De Rezende *et al.*, 2015; Souza Jr. *et al.*, 2020). The Pantanal biome (2% of the country), an extensive natural wetland, is also under high human pressure due to cattle raising and agricultural expansion (Bergier, 2013; Souza Jr. *et al.*, 2020). The Pampa (2% of the country) is located in the southernmost region of Brazil, mostly consists of grassland vegetation (Printes, Liesenfeld, & Jerusalinsky, 2001; Souza Jr. *et al.*, 2020), and has suffered intense conversion for cattle ranching and agriculture (Overbeck *et al.*, 2007).

We used Brazilian biome boundaries available in the Mapbiomas project (at: <https://mapbiomas.org/mapas-de-referencia>). The range polygon of each species was cut with the boundaries of the biomes to obtain the percentage of the overlapping area between species and each biome. The biome with over 50% overlap with a species' distribution was considered the predominant biome and assigned to that species (Supplementary Material 2). Specialists at the CPB/ICMBio were consulted in order to confirm whether the assigned biome was consistent with expert knowledge. Biome predominance in species distribution varied from 100% (e.g. *Alouatta discolor* in the Amazon) to 53% (e.g. *Callicebus nigrifrons* in the Atlantic Forest). For species that are non-endemic to Brazil, we only considered the Brazilian portion of their distribution. The number of species in each biome is detailed in Supplementary Material 6.

No species was assigned to the Pampa or Pantanal. Thus, these biomes were excluded from further analyses. Two other Brazilian species occur exclusively in the Pantanal biome, but one is classified as not evaluated (NE – *Callicebus pallescens*) and the other as data deficient (DD – *Aotus azarae azarae*) and were therefore not included in our analysis.

In our analyses, we compared the threat category attributes within the remaining four biomes. To understand whether threat category attributes differ between biomes, we also compared the set of threat categories across these biomes, considering landscape and life history attributes.

Pairwise comparisons between threat categories within biomes were only performed in the Amazon and Atlantic Forest biomes due to the low number of species and threat categories that occur in the Caatinga and Cerrado.

Data analysis

Extinction risk was treated as a categorical variable in the analyses. We assigned a weight related to the threat status of Brazilian primates: 1 for taxa in the category LC, 2 for NT, 3 for VU, 4 for EN and 5 for CR, similar to the weighted methodology applied to spatial map data used by the IUCN Red List (IUCN Standards and Petitions Committee, 2019). We also created binary risk categories, where we grouped CR, EN and VU into the 'Risk' category (value = 2), NT and LC in the category 'Not at risk' (value = 1).

First, we characterized Brazilian primate threat contexts based on landscape and life-history attributes for each threat category, using all the variables detailed in Tables 1 and 2. We then compared the threat categories to detect differences based on life history and landscape attributes (all variables were normalized before analysis), using a Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA – based on 9999 random permutations; analysis run separately for life history and landscape attributes). The PERMANOVA analysis used Euclidian distance to identify variation in landscape and life history attributes within and among threat and binary categories. This analysis is sensitive to detecting differences in the multivariate location and dispersion of data and determining if these differ significantly among groups. We used a significance level of 0.05. When the number of unique permutations was insufficient (i.e. below 100), we chose the Monte Carlo significance level (P(MC)). Otherwise, we used the significance level generated by the unique permutations (P(perm)). We first considered the threat categories nested within the four biomes due to their different land use histories. Thus, in our analyses, biomes were treated as a factor. Furthermore, we compared biomes in general to identify whether the set of landscape or life history attributes of threat categories differed among biomes. We conducted pairwise comparisons between threat categories only in the Amazon and Atlantic Forests, due to the low number of species and threat categories in the Caatinga and Cerrado. Similarity Percentage Analysis (SIMPER) was used to determine which attributes were responsible for threat category characterization and the differences between them (threat category and binary risk) (Clarke, 1993). This analysis was only performed for the Amazon biome because the pairwise comparisons between threat categories showed significant differences in the PERMANOVA analysis (see Results). We used the programme PRIMER 7 with PERMANOVA+ to perform these analyses.

We also analysed whether there was a difference in the degree of primate threat (measured using the above-described threat weights from 1 to 5) among biomes using the Kruskal-Wallis test (H) followed by Dunn's post hoc analysis when appropriate. We used Bioestat 5.3 software for such an analysis.

Table 1 Summary of the results of a Permutational Multivariate Analysis of Variance that sought to identify whether there are differences in landscape and life history attributes of Brazilian primate threat categories compared among (1) and within (2) all biomes (i.e. Amazon, Atlantic Forest, Caatinga and Cerrado)

	Landscape		Life history	
	Pseudo- <i>F</i>	<i>P</i> (perm) ^a	Pseudo- <i>F</i>	<i>P</i> (perm) ^a
Main test				
Biome ¹	17.872	0.0001 (9938)	1.0472	0.3559 (9947)
Categories (Biome) ²	2.1797	0.0008 (9909)	3.9491	0.0001 (9917)
Pairwise test ^b (only for Amazon)	<i>t</i>	<i>P</i>	<i>t</i>	<i>P</i>
VU × LC	2.9461	0.0007 (9937)	4.3814	0.0001 (9945)
VU × NT	0.46475	0.8887 (8956)	2.4159	0.0253 (8419)
VU × EN	0.98421	0.363 (286)	0.91712	0.3955 (231)
VU × CR	1.3164	0.2023 (286)	1.2109	0.2335 (231)
LC × NT	2.5263	0.0021 (9950)	0.32615	0.9205 (9946)
LC × EN	1.4594	0.0889 (9226)	4.3981	0.0006 (7776)
LC × CR	4.0679	0.0004 (9251)	0.9745	0.2987 (7832)
NT × EN	1.2219	0.2336 (165)	3.425	0.0121 (129)
NT × CR	1.8569	0.0537 (165)	0.97915	0.4073 (129)
EN × CR	1.7902	0.1043 ^a (10)	2.02	0.07 ^a (10)

For (2), the threat categories were nested within the biomes, that is the biomes were treated as one factor. We also show the results of pairwise comparisons of the Amazon threat categories – the only biome that allowed us to investigate these differences (see [Supplementary Materials 7 and 8](#)). Pseudo-*F*, pseudo *F*-ratio test statistic; *t*, pairwise *t*-statistic. The number in parentheses is the number of permutations

Bold values are indicated statistical significance.

^aWhen the number of unique permutations was insufficient (i.e. below 100), we chose the Monte Carlo significance level (P(MC)); otherwise, we used the significance level generated by the unique permutations (*P* (perm)).

^bComparisons among threat categories: LC, least concern; VU, vulnerable; NT, near threatened; EN, endangered; CR, critically endangered.

Finally, to analyse whether the differences in life history and landscape attributes were influenced by phylogenetic proximity among species (Euclidean distances) and whether phylogenetic influence persisted when species were grouped according to threat categories, we used the RELATE routine with Spearman rank correlation (Rho) between matrices and 999 permutations to calculate the significance level. We used

Table 2 Comparison of landscape attributes of the Brazilian primates' threat categories (critically endangered, endangered, vulnerable, near threatened and least concern) between the biomes Amazon, Caatinga, Cerrado and Atlantic Forest based on permutational multivariate analysis of variance

Biomes	<i>t</i>	<i>P</i> (perm)	Number of unique permutations
Amazon × Caatinga	4.5285	0.0001	9952
Amazon × Cerrado	4.1725	0.0001	9940
Amazon × Atlantic Forest	5.6889	0.0001	9956
Caatinga × Cerrado	1.7459	0.12	1259
Caatinga × Atlantic Forest	1.7523	0.0697	9950
Cerrado × Atlantic Forest	1.7523	0.0717	9950

t, pairwise *t*-statistic; *P* (perm), significance level generated by the unique permutations.

Bold values are indicated statistical significance.

the programme PRIMER 7 with PERMANOVA+ to conduct the analysis.

Results

Threat categories: comparison of landscape and life history attributes

When we grouped primate species into binary risk categories (risk and non-risk), we observed different threat contexts revealed by landscape and life history attributes in all four biomes ([Supplementary Material 7 and 8](#)).

Landscape and life history attributes also differed among the primate threat categories (CR, EN, VU, NT and LC) in the Amazon, Atlantic Forest, Cerrado and Caatinga biomes. Thus, primate threat categories were associated with different threat contexts within each of the four biomes considered ([Table 1](#)). However, only landscape characteristics varied across biomes ([Table 1](#)). Specifically, the landscape characteristics of Amazonian primates differed from those of the other biomes ([Table 2](#)). In other words, primates of a threatened category in the Amazon will not necessarily show equivalent landscape characteristics in the Atlantic Forest, Cerrado and Caatinga. In the Amazon, the threatened categories reached the highest level of habitat loss in the last 30 years (CR) and the greatest habitat availability (VU and EN) among biomes ([Supplementary Material 9](#) and [Fig. 1a, b](#)), while in the Atlantic Forest, the landscapes of the threatened categories comprised the highest proportions of roads and urban areas (EN) ([Supplementary Material 9](#) and [Fig. 1e, f](#)). In the Caatinga and Cerrado, threatened and non-threatened species had the highest proportion of landscapes with habitat fragmentation among the biomes ([Supplementary Material 9](#) and [Fig. 1d](#)).

As for the differences in landscape attributes found between threat categories in each biome, for the Atlantic Forest, the medians of habitat loss variables were similar across threat categories ([Fig. 1b, c](#)). There were slight trends towards decreasing urban areas and roads with increasing

threat levels, and variability without a clear pattern for habitat availability and fragmentation (Fig. 1). In the Amazon, we also observed a tendency for CR species (e.g. *Cebus kaapori*) to occur in more anthropized landscapes (Fig. 1b–f), in contrast to LC species that had less habitat loss and fragmentation, and higher habitat availability in the biome (Fig. 1a–d). In the Caatinga and Cerrado, it was more difficult to find a relationship between landscape attributes and primate extinction risk due to the lower number of species and categories (Fig. 1).

Life history traits influenced the threat status of Brazilian primates, providing distinct threat contexts between threat categories, regardless of the biome (Table 1). Thus, the same life history strategies were associated with the same threat categories in all biomes. We observed a tendency for the non-threatened categories to comprise more species with smaller body sizes, shorter generation times and shorter gestation lengths, compared to the threatened ones (Fig. 2). Furthermore, based on the Spearman rank correlations, the observed differences in life history traits were influenced by the phylogenetic signal ($\rho = 0.213$; $P = 0.0013$), but landscape characteristics were not ($\rho = 0.017$; $P = 0.3622$).

Pairwise comparison of the landscape and life history attributes of the Atlantic Forest primate threat categories showed similar threat contexts across all threat categories (Supplementary Material 7 and 8). For Amazonian primate threat categories, there were differences in threat context considering landscape and life history using the binary risk categories (Supplementary Material 7 and 8), as well as using specific threat categories (Table 1). The landscape characteristics of the threatened categories differed significantly from the non-threatened; NT species were more similar to threatened species than to non-threatened species (Table 1). In contrast, life history traits only differentiated the Endangered and Vulnerable species from Least Concern and Near Threatened categories (Table 1).

Using a SIMPER analysis to understand the characteristics that explain the differences between threatened and non-threatened Amazonian primates (Table 3), we found that ‘urban areas’ was the landscape attribute that contributed the most to distinguishing the two groups (Euclidian Distance_(landscape) = 30.44), and that threatened species generally experienced greater anthropic pressure, as well as greater overlap with indigenous lands and lower habitat availability. Gestation length was the life history attribute that contributed the most to distinguishing the two groups (Euclidian Distance_(history_life) = 11.27), with threatened species presenting longer gestation lengths, larger body sizes and longer generation times. See Supplementary Material 7 for landscape results and Supplementary Material 8 for life history SIMPER Analysis results among specific categories.

Comparing threat weights (from LC = 1 to CR = 5) among biomes, we found they differed (KW: 39.7386; GL: 3; $P < 0.0001$) (Supplementary Material 10). Dunn’s pairwise comparison showed a significant difference between Amazon and Atlantic Forest primates, but not among the other biomes (Supplementary Material 11).

Characterization of the Amazonian primate threat context

Based on the pairwise comparisons of threat categories (Table 1) and the SIMPER analysis for Amazonian primates (Supplementary Material 12), we analysed the landscape and life history attributes of each Amazonian threat category.

Landscape attributes varied more within the CR (average squared distance = 18.26) and VU (average squared distance = 18.10) categories in comparison to the others. The CR category was characterized by a higher proportion of areas suffering from habitat fragmentation and roads than the other categories while overlapping less with indigenous lands (Supplementary Material 12, Fig. 3b). Variables that showed heterogeneity within this category were habitat loss and the proportion of urbanized areas (Supplementary Materials 12 and 13), exemplified by the co-occurring species *Cebus kaapori*, *Chiropotes satanas* and *Saguinus bicolor*, which occurs in a different region of the Amazon. For these species, we saw similar proportions of areas with <30% habitat cover, but the proportion of habitat loss in the last 10 and 30 years for *C. kaapori* and *C. satanas* was much higher (Supplementary Material 13). The apparent low proportion of urbanized areas should be interpreted in the context of an Amazonian landscape (Supplementary Material 13).

The EN category presented a smaller average distance (8.26) than the CR and VU categories, as the threat contexts were more similar to each other (Supplementary Material 12), which can be observed among, for example, *Lagothrix cana cana*, *Cacajao hosomi* and *Ateles marginatus* (Supplementary Material 13). These species had high habitat availability and a similar proportion of roads and urbanised areas. However, only *A. marginatus* and *L. cana cana* overlapped with the deforestation arc region, while a greater proportion of the distribution of *C. hosomi* was included in indigenous lands (Supplementary Material 13).

In the VU category, species such as *Alouatta belzebul*, *Alouatta discolor*, *Mico rondoni*, *Chiropotes utahickae* and *Saguinus niger*, presented high habitat loss and greater overlapping with the deforestation arc (Supplementary Material 12). On the other hand, *Ateles belzebuth* and *Lagothrix lago-tricha* did not occur in this region but had a low proportion of fragmented areas, a reduced urban area and a high overlap with indigenous lands (Supplementary Material 14).

The NT category had a rather peculiar set of characteristics. Species overlapped with both indigenous lands and the arc of deforestation (Supplementary Material 14). Some maintained high percentages of available habitat cover, such as *Chiropotes albinasus*, *Mico nigricaps* and *Saimiri ustus*. Nevertheless, their populations have lost habitat and occupied landscapes with roads and <30% habitat cover (Supplementary Material 14).

Finally, the LC category included a larger set of Amazonian species (72) occupying areas with low levels of fragmentation as well as lower proportions of roads and urbanized areas (Supplementary Material 12). However, we note that there were species with high overlap with the arc of deforestation and that these varied in terms of habitat availability and

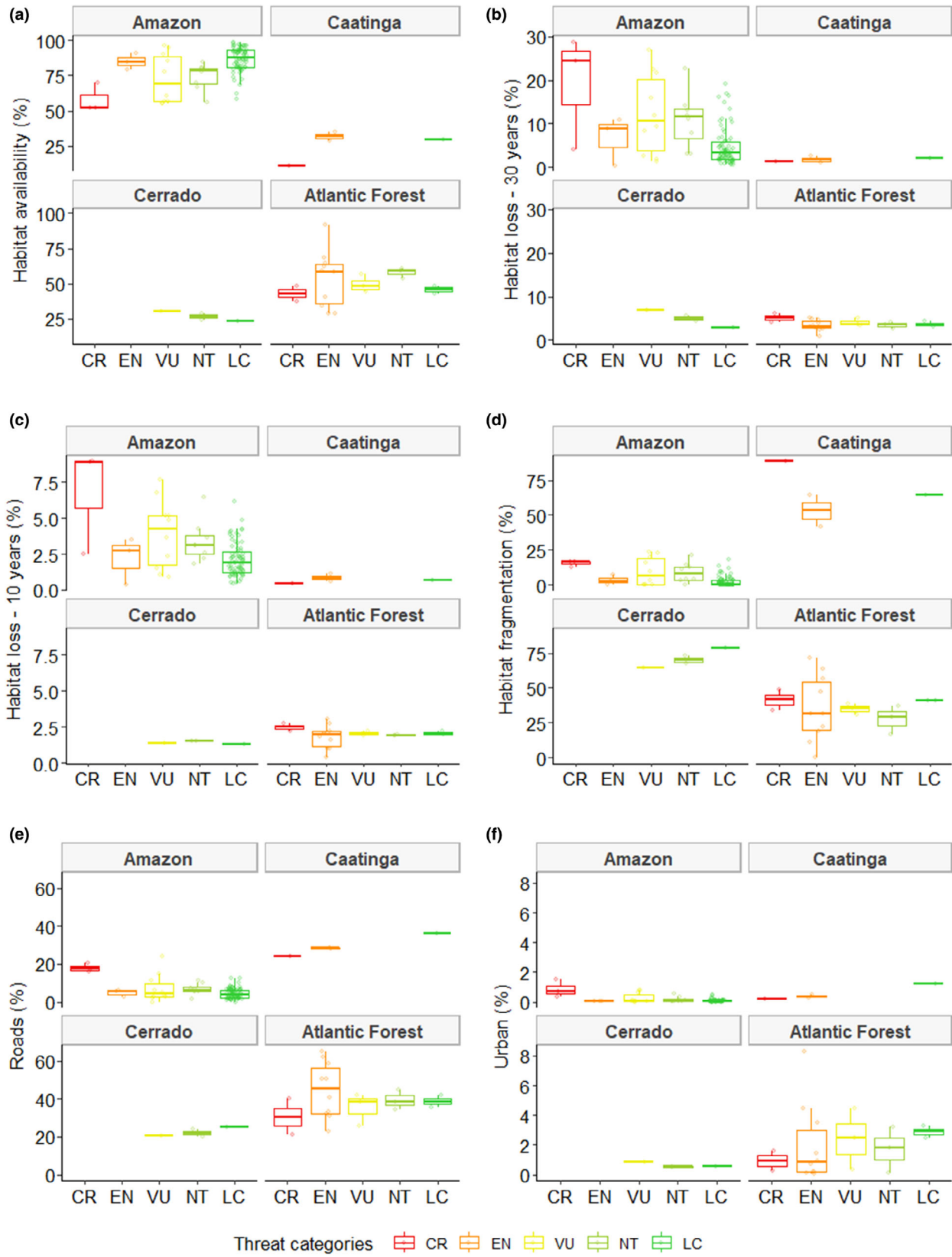


Figure 1 Landscape (i.e. species range) characteristics of Brazilian primates grouped according to their threat categories (CR, Critically Endangered; EN, Endangered; VU, Vulnerable; NT, Near Threatened; LC, Least Concern) in each biome considered in this study. Average proportion of habitat availability (a), habitat loss in the last 30 years (b), habitat loss in the last 10 years (c), areas with <30% habitat cover (d), roads (e) and amount of urbanized area (f). The thick middle line and box represent the median and first to third quartiles, respectively, and lines extend to the furthest data point that is no more than 1.5 times the interquartile range away from the median; dots represent data points.

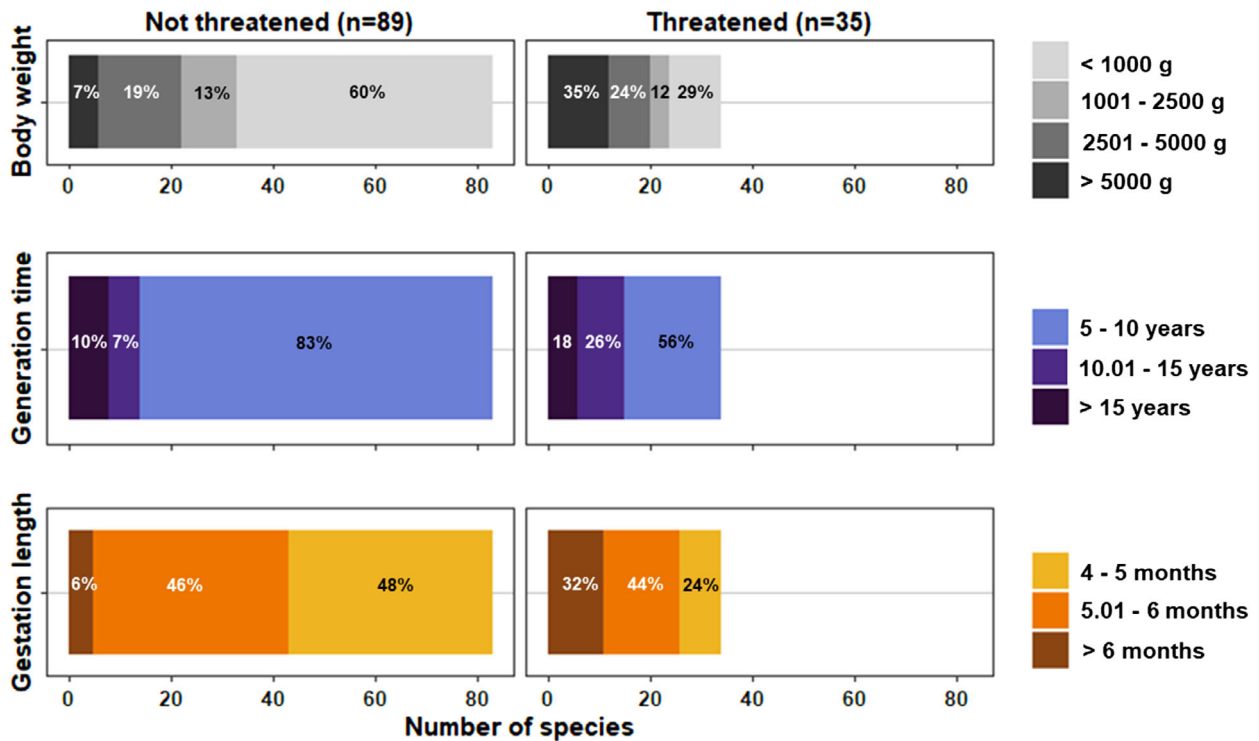


Figure 2 Number and proportion of threatened (Critically Endangered, Endangered, Vulnerable) and non-threatened (Near Threatened, Least Concern) Brazilian primate species with different life history traits. Body weight classes (i.e. <1000 to >5000 g) follow information from Peres (2000). The highest values of these classes refer to species with high body weight, long generation times and gestation lengths, associated with higher vulnerability to extinction.

overlap with indigenous lands, indicating that there was also heterogeneity in the characteristics of this category, which may reveal future threats. We found that both threatened and non-threatened species had a high overlap with indigenous lands and high habitat availability, confirming the contribution of indigenous lands to biodiversity conservation.

As for life history traits, we observed that larger body size and generation time-characterized species in threatened categories, with the longest gestation length in the EN and VU categories (Supplementary Material 12). The opposite pattern was associated with non-threatened categories (Supplementary Material 12).

Discussion

Our results show that Brazilian primate life histories and landscape attributes differ in the Atlantic Forest, Amazon,

Caatinga and Cerrado. These attributes generate different threat contexts among primate threat categories. However, the way in which primate landscape characteristics are associated with extinction risk differs between biomes, likely due to the environmental differences that define primate habitat availability in addition to distinct stages of human exploitation in these regions (Faurby & Svenning, 2015; Polaina *et al.*, 2018). When we analysed life history traits, we observed that threatened primates tend to have large body sizes and slow life histories, regardless of the biome. The location of species' occurrences did not influence their set of life history traits, but the phylogenetic relationship between the species did.

We found a positive association between human impacts and extinction risk in the Amazon, and we hypothesize that this may reflect why threatened species are at risk, as suggested by Polaina *et al.* (2018); Polaina, González-Suárez, & Revilla (2019). In other biomes, we observed anthropogenic

Table 3 Comparison of threatened (Critically Endangered, Endangered, Vulnerable) and non-threatened (Near Threatened, Least Concern) groups of Brazilian primates with respect to their landscape and life history attributes from SIMPER (similarity percentage) analyses

Attributes	Group threatened	Group non-threatened	Contribution (%) ^b
	Average value ^a	Average value ^a	
Landscape			
Urban areas	0.953	-0.191	17.52
Roads	0.804	-0.161	14.38
Habitat loss – 10 years	0.902	-0.18	13.52
Habitat loss – 30 years	0.917	-0.183	12.77
Habitat fragmentation	0.915	-0.183	12.73
Habitat availability	-0.918	0.184	12.16
Indigenous land	0.223	-0.0446	10.30
Life history			
Gestation length	1.18	-0.235	38.94
Body mass	1.15	-0.23	37.08
Generation time	0.652	-0.13	23.97

^a These are the normalized values of the variables for each group. High values show that this characteristic has high average values for the group, whereas low values show that this characteristic has low average values for the group.

^b The percentage contribution is how much each attribute contributes to the average squared Euclidean Distance between the two groups.

impacts associated with threatened and non-threatened species. Threatened Amazonian species occupied modified landscapes with a higher proportion of urban areas and roads,

greater habitat loss and fragmentation (Fig. 1). In the Atlantic Forest, these characteristics even extended to non-threatened species, while in the Caatinga and Cerrado, threatened species showed a high percentage of areas with habitat fragmentation.

Nevertheless, we also found exceptions to the idea that threatened species occur in ‘unsuitable’ landscapes for maintaining viable populations. Species in the Endangered category sometimes occur in landscapes with high habitat availability, less habitat loss and fragmentation in the Atlantic Forest biome (Fig. 1). In these cases, landscapes may represent a refuge for primates that previously occurred in a larger area and were excluded from anthropogenic regions in the Atlantic Forest, as observed in other studies (Gascon *et al.*, 1999; Polaina *et al.*, 2018; Soto-Saravia *et al.*, 2021). Currently, these Endangered species occupy landscapes that are primarily protected, resulting in higher quality habitats. This does not, however, exempt us from intensifying monitoring and control in these areas, as these species have restricted distributions and low population densities (Sanderson *et al.*, 2002; Ludwig *et al.*, 2021). This is especially the case for *Leontopithecus caissara*, but also for *Leontopithecus chrysomelas*, *Leontopithecus rosalia* and *Brachyteles arachnoides* – where the latter has a considerable proportion of fragmented areas and roads, that is they are not threat-free. In the Amazon, some Endangered and Vulnerable species that occur in indigenous lands but do not overlap with the arc of deforestation, have a high amount of available habitat (Figs. 1 and 3), and can be included among the threatened species that occur in ‘refuge’ landscapes. In the Amazon, non-threatened species can be divided between the two competing ideas, that is occurring in ‘unsuitable’ or ‘refuge’ landscapes. Amazonian Least Concern species are found in ‘refuge’ landscapes, while Near Threatened species exhibit a high proportion of habitat fragmentation and loss, a scenario, which is more similar to threatened categories than Least Concern.

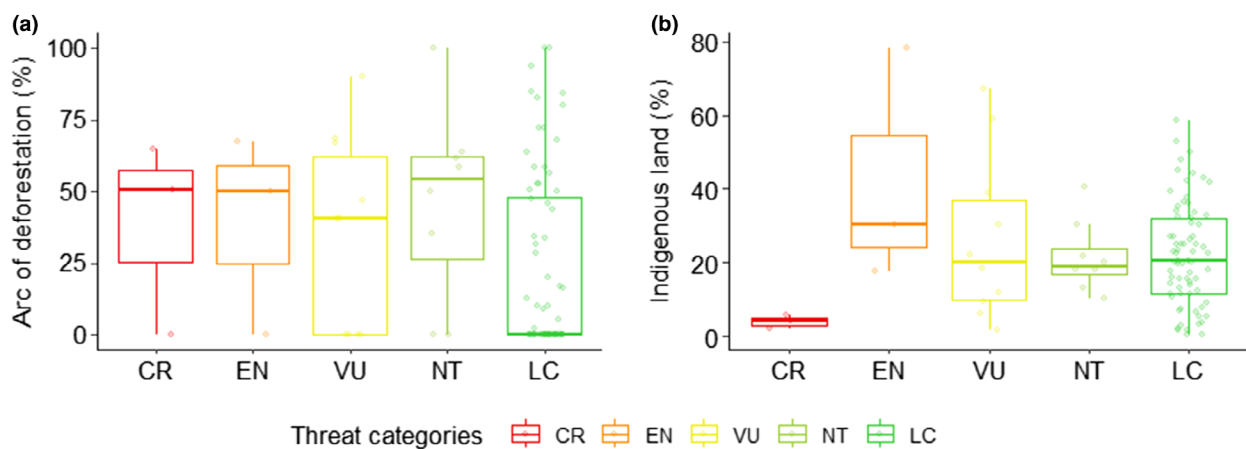


Figure 3 Average proportion of the arc of deforestation region (a) and indigenous lands (b) within the range of primates occurring in the Brazilian Amazon according to species threat categories (CR, Critically Endangered; EN, Endangered; VU, Vulnerable; NT, Near Threatened; LC, Least Concern). The thick middle line and box represent the median and first to third quartiles, respectively, and lines extend to the furthest data point that is no more than 1.5 times the interquartile range away from the median; dots represent data points.

Some threatened species (from Endangered and Vulnerable categories) mostly occur in indigenous lands, along with the arc of deforestation (Fig. 3). Others occur exclusively on indigenous lands (see [Supplementary Materials 13 and 14](#)). This suggests that hunting may be their primary threat, as in these areas, the effects of habitat loss, roads and other land uses are not compounded with the effects of hunting, as in the arc of deforestation (Fearnside, 2017; Ferrante, Gomes, & Fearnside, 2020). Indigenous lands allow subsistence hunting, and some authors have also recorded invasions for commercial hunting, illegal deforestation and mining in Amazonian indigenous lands (Ohl-Schacherer *et al.*, 2007; Shepard *et al.*, 2012; Constantino, 2015; Tollefson, 2021; Estrada *et al.*, 2022). The historical and socioeconomic context in the Amazon may explain this excessive hunting (Antunes *et al.*, 2016; Duffy *et al.*, 2016; Bragagnolo *et al.*, 2019) that has led these species to a context of increased vulnerability. The end of the rubber boom boosted international trade in Amazonian animal skins in the early 20th century, which was previously minimal (Antunes *et al.*, 2016). This persisted for about 80 years, supplying markets in the United States, Europe and South-eastern Brazil (Antunes *et al.*, 2016). This overexploitation of primate populations triggers feedback mechanisms that negatively affect entire ecosystems and the services these animals provide (Francesconi *et al.*, 2018), resulting in species depletion (Constantino, 2015), as also observed for larger-sized primate species (Barnett *et al.*, 2002; De Araujo Lima Constantino *et al.*, 2021).

Furthermore, we show a predominance of threatened species with large body sizes and slow life histories. Such traits make primates more susceptible to local extinctions due to their low reproductive rates (Purvis *et al.*, 2000; Sempere-Pascual *et al.*, 2018; Soto-Saravia *et al.*, 2021; Galán-Acedo *et al.*, 2023). The relationship between this life history trait and vulnerability to extinction has also been detailed in previous studies (Isaac & Cowlshaw, 2004; Liow *et al.*, 2008; Metzger *et al.*, 2009; Galán-Acedo *et al.*, 2019b; Soto-Saravia *et al.*, 2021; Galán-Acedo *et al.*, 2023). Although smaller species are generally associated with low anthropogenic pressure (Peres, 2000; Isaac & Cowlshaw, 2004), we observed that some small species are at risk in all biomes, such as *Saguinus bicolor* and *Callithrix aurita* (Fig. 3).

We found that closely related species exhibit similar traits, as observed in other multi-species studies (Harvey & Pagel, 1991; Losos, 2008; Kamilar & Cooper, 2013; Galán-Acedo *et al.*, 2019b), but do not share similar landscape characteristics. This relationship persists when we group species according to threat categories. The presence of a phylogenetic signal in gestation length and generation time is likely a result of correlations between these life history traits and body mass, which also has a high phylogenetic signal associated with genera (Liow *et al.*, 2008; Kamilar *et al.*, 2012; Kamilar & Cooper, 2013).

When we compared the threat status of species between biomes, we noted that the Atlantic Forest primates have an extensive history of habitat loss, which has led to a great number of species becoming at risk of extinction

([Supplementary Material 10](#)). To further aggravate this scenario, we show that this historic habitat loss already affects non-threatened species with similar landscape characteristics to threatened species. In this sense, we might expect landscapes with a history of profound land use in the Atlantic Forest to have already lost the most sensitive species and/or provide sub-optimal habitat conditions for threatened and non-threatened species (Polaina *et al.*, 2018). Although the Amazon has a recent history of land use, primate species have already experienced a higher proportion of habitat loss in the last 30 years compared to other biomes (Caatinga, Cerrado and Atlantic Forest). There is evidence that the effects of habitat loss may be underestimated in recently modified regions, especially among long-lived organisms, such as threatened large primates, which respond slowly to environmental fluctuations, revealing late but ongoing extinctions (i.e. higher extinction debt) (Galán-Acedo *et al.*, 2023).

In the Caatinga and Cerrado, most of the threatened species' landscapes have <30% of habitat cover, where biodiversity persistence drops sharply (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020). For these regions, where matrix quality is lower for primate species, raising the extinction threshold is still recommended as a conservative strategy (Sobrinho *et al.*, 2016; Silva & Barbosa, 2017; Rausch *et al.*, 2019; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020). Since the landscape and life history attributes may change the way in which they associate with the extinction risk gradient, this will generate different conservation priorities among the species in each biome. Therefore, we recommend calculating species targets (point-scoring method) in each biome separately. Understanding the specific context of the species will facilitate the allocation of scarce conservation resources (Dunn, Hussell, & Welsh, 1999; Mace, Possingham, & Leader-Williams, 2007; Le Berre *et al.*, 2019).

Our analyses show variations in threat context that go beyond species classification based only on the IUCN threat categories. Our study is the first to map threats to Brazilian primates in order to distinguish threat contexts and help define species priorities. Notably, we showed that some threatened species occupy anthropogenic landscapes while others occupy refuge landscapes. Nevertheless, the landscape attributes characteristic of each threat category vary among biomes. In the Atlantic Forest, we highlight the land-use legacy to explain the anthropogenic landscapes among all threat categories. In the Amazon, the biome with the highest proportion of deforestation over the last 30 years, landscapes of Near Threatened species were more similar to threatened species than to those of Least Concern. Thus, it is possible that biodiversity responses to today's changes are not yet detectable, even if there are ongoing impacts. Large parts of the threatened species landscapes of the Caatinga and Cerrado are below the extinction threshold; thus, improvements in landscape connectivity and resource availability for forest species are urgently required. We also emphasize that the absence of threats at a landscape scale (i.e. species occupying landscapes with high habitat availability) does not mean that populations are not at risk. We need to intensify the enforcement of protected areas to avoid illegal occupation, deforestation, hunting and mining. Unlike landscape

attributes, the same life history traits were associated with the same threat categories in all biomes. Therefore, we suggest using threat categories, life history and landscape attributes to distinguish primate threat contexts. We introduce this methodology as a new step in species priority-setting that can also be applied to other animal groups. By quantifying the current threats faced by primate populations and including their life history traits in analyses, we can weigh these attributes to identify the species that most urgently require conservation interventions. We hope our study will facilitate the establishment of new public policies for Brazilian primate conservation. We reinforce that such policies must consider the size of species distribution and the regional variation in terms of threats, life history traits, threat categories and biomes.

Acknowledgements

We thank the CPB-ICMBio staff for sharing data. ALLM was supported by a CAPES Ph.D. Scholarship (Financial code 001) and CNPq (Financial code SET- F). BB was supported by a CNPq-Productivity grant (309256/2019-4) and FACEPE grants (APQ-0143-2.04/14; BFT-0160-2.04/17; BFT-0014-2.05/20). We thank Elina Rantanen and Rahel Sollmann for their valuable comments in previous versions of our manuscript.

References

- Antunes, A.P., Fewster, R.M., Venticinque, E.M., Peres, C.A., Levi, T., Rohe, F. & Shepard, G.H., Jr. (2016). Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. *Sci. Adv.* **2**, e1600936.
- Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Tabarelli, M., Watling, J.I., Tischendorf, L., Benchimol, M., Cazetta, E., Faria, D., Leal, I.R., Melo, F.P.L., Morante-Filho, J.C., Santos, B.A., Arasa-Gisbert, R., Arce-Peña, N., Cervantes-López, M.J., Cudney-Valenzuela, S., Galán-Acedo, C., San-José, M., Vieira, I.C.G., Slik, J.W.F., Nowakowski, A.J. & Tschamtker, T. (2020). Designing optimal human-modified landscapes for Forest biodiversity conservation. *Ecol. Lett.* **23**, 1404–1420.
- Barnett, A.A., Borges, S.H., de Castilho, C.V., Neri, F.M. & Shapley, R.L. (2002). Primates of Jaú National Park, Amazonas, Brazil. *Neotrop. Primates* **10**, 65–70.
- Bergier, I. (2013). Effects of highland land-use over lowlands of the Brazilian Pantanal. *Sci. Total Environ.* **463**, 1060–1066.
- Bodmer, R.R., Eisenberg, J.F. & Redford, K.H. (1997). Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conserv. Biol.* **11**, 460–466.
- Botelho, A.L.M., Borges, L.H.M. & McFarland, B. (2018). Abundance and composition of the medium to large-sized mammals in a private area of a REDD+ project in acre, Brazil. *Biota Neotrop.* **18**, e20170487.
- Bragagnolo, C., Gama, G.M., Vieira, F.A., Campos-Silva, J.V., Bernard, E., Malhado, A.C.M., Correia, R.A., Jepson, P., de Carvalho, S.H.C., Efe, M.A. & Ladle, R.J. (2019). Hunting in Brazil: what are the options? *Perspect. Ecol. Conserv.* **17**, 71–79.
- Byrne, H., Rylands, A.B., Carneiro, J.C., Alfaro, J.W.L., Bertuol, F., da Silva, M.N.F., Messias, M., Groves, C.P., Mittermeier, R.A., Farias, I., Hrbek, T., Schneider, H., Sampaio, I. & Boubli, J.P. (2016). Phylogenetic relationships of the New World titi monkeys (*Callicebus*): first appraisal of taxonomy based on molecular evidence. *Front. Zool.* **13**, 10.
- Cardoso Da Silva, J.M. & Bates, J.M. (2002). Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a Tropical Savanna Hotspot: the Cerrado, which includes both forest and savanna habitats, is the second largest South American biome, and among the most threatened on the continent. *Bioscience* **52**, 225–234.
- Clarke, K. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* **18**, 117–143.
- Collen, B., Dulvy, N.K., Gaston, K.J., Gärdenfors, U., Keith, D.A., Punt, A.E., Regan, H.M., Böhm, M., Hedges, S., Seddon, M., Butchart, S.H.M., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Bachman, S.P. & Akçakaya, H.R. (2016). Clarifying misconceptions of extinction risk assessment with the IUCN red list. *Biol. Lett.* **12**, 20150843.
- Constantino, P.A.L. (2015). Dynamics of hunting territories and prey distribution in Amazonian Indigenous Lands. *Appl. Geogr.* **56**, 222–231.
- Cortés-Ortiz, L., Rylands, A.B. & Mittermeier, R.A. (2015). The taxonomy of howler monkeys: integrating old and new knowledge from morphological and genetic studies. In *Howler monkeys: adaptive radiation, systematics, and morphology*: 55–84. Kowalewski, M.M., Garber, P.A., Cortés-Ortiz, L., Urbani, B. & Youlatos, D. (Eds). New York: Springer.
- Costa-Araújo, R., de Melo, F.R., Canale, G.R., Hernández-Rangel, S.M., Messias, M.R., Rossi, R.V., Silva, F.E., da Silva, M.N.F., Nash, S.D., Boubli, J.P., Farias, I.P. & Hrbek, T. (2019). The Mundurucu marmoset: a new monkey species from southern Amazonia. *PeerJ* **7**, e7019.
- De Araujo Lima Constantino, P., Valente-Neto, F., Nunes, A.V. & Campos-Silva, J.V. (2021). Culture still matters: conservation implications of hunting by ethnolinguistic groups in Southwestern Amazonia after centuries of contact. *Biodivers. Conserv.* **30**, 445–460.
- De Rezende, C.L., Uezu, A., Scarano, F.R. & Araujo, D.S.D. (2015). Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. *Biodivers. Conserv.* **24**, 2255–2272.
- Donlan, C.J., Wingfield, D.K., Crowder, L.B. & Wilcox, C. (2010). Using expert opinion surveys to rank threats to endangered species: a case study with sea turtles. *Conserv. Biol.* **24**, 1586–1595.
- Duffy, R., St John, F.A., Büscher, B. & Brockington, D. (2016). Toward a new understanding of the links between poverty and illegal wildlife hunting. *Conserv. Biol.* **30**, 14–22.

- Dunn, E.H., Hunsell, D.J.T. & Welsh, D.A. (1999). Priority-setting tool applied to Canada's landbirds based on concern and responsibility for species. *Conserv. Biol.* **13**, 1404–1415.
- Ellis, E.C., Goldewijk, K.K., Siebert, S., Lightman, D. & Ramankutty, N. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **19**, 589–606.
- Estrada, A., Garber, P.A., Gouveia, S., Fernández-Llamazares, A., Ascensão, F., Fuentes, A., Garnett, T.S., Shaffer, C., Bicca-Marques, J., Fa, J.E., Hockings, K., Shanee, S., Johnson, S., Shepard, G.H., Shanee, N., Golden, C.D., Cárdenas-Navarrete, A., Levey, D.R., Boonratana, R., Dobrovolski, R., Chaudhary, A., Ratsimbazafy, J., Supriatna, J., Kone, I. & Volampeno, S. (2022). Global importance of indigenous peoples, their lands, and knowledge systems for saving the world's primates from extinction. *Sci. Adv.* **8**, eabn2927.
- Estrada, A., Garber, P.A., Rylands, A.B., Roos, C., Fernandez-Duque, E., Di Fiore, A., Nekaris, K.A.-I. *et al.* (2017). Impending extinction crisis of the world's primates: why primates matter. *Sci. Adv.* **3**, e1600946.
- Fahrig, L. (2013). Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *J. Biogeogr.* **40**, 1649–1663.
- Faurby, S. & Svenning, J.C. (2015). Historic and prehistoric human-driven extinctions have reshaped global mammal diversity patterns. *Divers. Distrib.* **21**, 1155–1166.
- Fearnside, P. (2017). *Deforestation of the Brazilian Amazon*. Oxford University Press. <https://oxfordre.com/environmentalscience/view/10.1093/acrefore/9780199389414.001.0001/acrefore-9780199389414-e-102>
- Ferrante, L., Gomes, M. & Fearnside, P.M. (2020). Amazonian indigenous peoples are threatened by Brazil's Highway BR-319. *Land Use Policy* **94**, 104548.
- Ferrari, S.F., Guedes, P.G., Figueiredo-Ready, W.M.B. & Barnett, A.A. (2014). Reconsidering the taxonomy of the Black-Faced Uacaris, *Cacajao melanocephalus* group (Mammalia: Pitheciidae), from the northern Amazon Basin. *Zootaxa* **3866**, 353–370.
- Fleming, C., Deznabi, I., Alavi, S., Crofoot, M., Hirsch, B., Medici, E., Noonan, M., Kays, R., Fagan, W., Sheldon, D. & Calabrese, J. (2022). Population-level inference for home-range areas. *Methods Ecol. Evol.* **13**, 1027–1041.
- Fonseca, C.R. & Venticinque, E.M. (2018). Biodiversity conservation gaps in Brazil: a role for systematic conservation planning. *Perspect. Ecol. Conserv.* **16**, 61–67.
- Francesconi, W., Bax, V., Blundo-Canto, G., Willcock, S., Cuadros, S., Vanegas, M., Quintero, M. & Torres-Vitolas, C.A. (2018). Hunters and hunting across indigenous and colonist communities at the forest-agriculture interface: an ethnozoological study from the Peruvian Amazon. *J. Ethnobiol. Ethnomed.* **14**, 54.
- Fritz, S.A. & Purvis, A. (2010). Selectivity in mammalian extinction risk and threat types: a new measure of phylogenetic signal strength in binary traits. *Conserv. Biol.* **24**, 1042–1051.
- Galán-Acedo, C., Arasa-Gisbert, R., Arroyo-Rodríguez, V., Martínez-Ruiz, M., Rosete-Vergés, F.A. & Villalobos, F. (2023). Effects of habitat loss on Brazilian primates: assessing extinction thresholds in the Amazon and Atlantic Forest. *Perspect. Ecol. Conserv.* **21**, 189–195.
- Galán-Acedo, C., Arroyo-Rodríguez, V., Andresen, E. & Arasa-Gisbert, R. (2019a). Ecological traits of the world's primates. *Sci. Data* **6**, 55.
- Galán-Acedo, C., Arroyo-Rodríguez, V., Andresen, E., Verde Arregoitia, L.D., Vega, E., Peres, C.A. & Ewers, R.M. (2019b). The conservation value of human-modified landscapes for the world's primates. *Nat. Commun.* **10**, 152.
- Game, E.T., Kareiva, P. & Possingham, H.P. (2013). Six common mistakes in conservation priority setting. *Conserv. Biol.* **27**, 480–485.
- Garbino, G.S.T. (2015). How many marmoset (Primates: Cebidae: Callitrichinae) genera are there? A phylogenetic analysis based on multiple morphological systems. *Cladistics* **31**, 652–678.
- Gascon, C., Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O., Jr., Malcolm, J.R., Stouffer, P.C., Vasconcelos, H.L., Laurance, W.F., Zimmerman, B., Tocher, M. & Borges, S. (1999). Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biol. Conserv.* **91**, 223–229.
- Gaston, K.J. & Blackburn, T.M. (1995). Birds, body size and the threat of extinction. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* **347**, 205–212.
- Goldani, A., Carvalho, G.S. & Bicca-Marques, J.C. (2006). Distribution patterns of neotropical primates (Platyrrhini) based on parsimony analysis of endemism. *Braz. J. Biol.* **66**, 61–74.
- González-Suárez, M., Gómez, A. & Revilla, E. (2013). Which intrinsic traits predict vulnerability to extinction depends on the actual threatening processes. *Ecosphere* **4**, 1–16.
- Habel, J.C., Gossner, M.M. & Schmitt, T. (2020). What makes a species a priority for nature conservation? *Anim. Conserv.* **23**, 28–35.
- Harari, Y.N. (2011). *Sapiens – Uma breve história da humanidade*, 29th edn. L&PM, Porto Alegre. 443.
- Harvey, P.H. & Pagel, M.D. (1991). *The comparative method in evolutionary biology*. Oxford University Press, Oxford. 248.
- He, F., Langhans, S.D., Zarfl, C., Wanke, R., Tockner, K. & Jähnig, S.C. (2021). Combined effects of life-history traits and human impact on extinction risk of freshwater megafauna. *Conserv. Biol.* **35**, 643–653.
- Henriquez, M.C., Amann, A., Zimmerman, D., Sanchez, C., Murray, S., McCann, C., Tesfaye, T. & Swedell, L. (2021). Home range, sleeping site use, and band fissioning in hamadryas baboons: improved estimates using GPS collars. *Am. J. Primatol.* **83**, e23248.
- Hirsch, A., Dias, L.G., Martins, L.d.O., Campos, R.F., Resende, N.A.T. & Landau, E.C. (2002). BDGEOPRIM – database of geo-referenced occurrence localities of Neotropical primates. *Neotrop. Primates* **10**, 79–83.

- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio. (2015). Fichas da avaliação do status de conservação da fauna brasileira. <https://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/estado-de-conservacao/2792-mamiferos-primatas>. Accessed on February 4, 2019.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio, (2023). Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE. <https://salve.icmbio.gov.br/>. Accessed on June 30, 2023.
- Isaac, N.J. & Cowlshaw, G. (2004). How species respond to multiple extinction threats. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* **271**, 1135–1141.
- IUCN. (2001). *IUCN red list categories and criteria, version 3.1*. Gland, Switzerland: IUCN – The World Conservation Union.
- IUCN. (2012). *IUCN red list categories and criteria: version 3.1*, 2nd edn. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria
- IUCN. (2016). *A global standard for the identification of key biodiversity areas, version 1.0*, 1st edn. Gland, Switzerland: IUCN.
- IUCN Red List Technical Working Group. (2019). Mapping standards and data quality for IUCN red list spatial data. Version 1.18. Prepared by the Standards and Petitions Working Group of the IUCN SSC Red List Committee. <https://www.iucnredlist.org/resources/mappingstandards>
- IUCN Standards and Petitions Committee. (2019). Guidelines for using the IUCN red list categories and criteria. Version 14. Prepared by the Standards and Petitions Committee. <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>
- Kamilar, J.M. & Cooper, N. (2013). Phylogenetic signal in primate behaviour, ecology and life history. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* **368**, 20120341.
- Kamilar, J.M., Muldoon, K.M., Lehman, S.M. & Herrera, J.P. (2012). Testing Bergmann’s rule and the resource seasonality hypothesis in Malagasy primates using GIS-based climate data. *Am. J. Phys. Anthropol.* **147**, 401–408.
- Lambeck, R.J. (1997). Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conserv. Biol.* **11**, 849–856.
- Le Berre, M., Noble, N., Pires, M., Médail, F. & Diadema, K. (2019). How to hierarchise species to determine priorities for conservation action? A critical analysis. *Biodivers. Conserv.* **28**, 3051–3071.
- Leal, I.R., Silva, J.M.C., Tabarelli, M. & Lacher, T.E., Jr. (2005). Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. *Megadiversidade* **1**, 139–146.
- Leão, T.C.C., Fonseca, C.R., Peres, C.A. & Tabarelli, M. (2014). Predicting extinction risk of Brazilian Atlantic Forest angiosperms. *Conserv. Biol.* **28**, 1349–1359.
- Lees, A.C., Haskell, L., Allinson, T., Bezeng, S.B., Burfield, I.J., Renjifo, L.M., Rosenberg, K.V., Viswanathan, A. & Butchart, S.H.M. (2022). State of the World’s birds. *Annu. Rev. Environ. Resour.* **47**, 231–260.
- Lima, M.G.M., Buckner, J.C., Silva-Júnior, J.S., Aleixo, A., Martins, A.B., Boubli, J.P., Link, A., Farias, I.P., da Silva, M.N., Röhe, F., Queiroz, H., Chiou, K.L., Di Fiore, A., Alfaro, M.E. & Lynch Alfaro, J.W. (2017). Capuchin monkey biogeography: understanding *Sapajus* Pleistocene range expansion and the current sympatry between *Cebus* and *Sapajus*. *J. Biogeogr.* **44**, 810–820.
- Lindstedt, S.L. & Boyce, M.S. (1985). Seasonality, fasting endurance, and body size in mammals. *Am. Nat.* **125**, 873–878.
- Liow, L.H., Fortelius, M., Bingham, E., Lintulaakso, K., Mannila, H., Flynn, L. & Stenseth, N.C. (2008). Higher origination and extinction rates in larger mammals. *Proc. Natl. Acad. Sci. US A* **105**, 6097–6102.
- Losos, J.B. (2008). Phylogenetic niche conservatism, phylogenetic signal and the relationship between phylogenetic relatedness and ecological similarity among species. *Ecol. Lett.* **11**, 995–1007.
- Ludwig, G., Nascimento, A.T.A., Miranda, J.M.D., Martins, M., Jerusalinsky, L. & Mittermeier, R.A. (2021). *Leontopithecus caissara*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T11503A206547044. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T11503A206547044.en>
- Mace, G.M., Collar, N.J., Gaston, K.J., Hilton-Taylor, C., Akcakaya, H.R., Leader-Williams, N., Milner-Gulland, E.J. & Stuart, S.N. (2008). Quantification of extinction risk: IUCN’s system for classifying threatened species. *Conserv. Biol.* **22**, 1424–1442.
- Mace, G.M., Possingham, H.P. & Leader-Williams, N. (2007). Prioritizing choices in conservation. In *Key topics in conservation biology*: 17–34. Macdonald, D.W. & Service, K. (Eds). Oxford, UK: Blackwell Publishing.
- Metzger, J.P., Martensen, A.C., Dixo, M., Bernacci, L.C., Ribeiro, M.C., Teixeira, A.M.G. & Pardini, R. (2009). Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biol. Conserv.* **142**, 1166–1177.
- Miller, R.M., Rodriguez, J.P., Aniskowicz-Fowler, T., Bambaradeniya, C., Boles, R., Eaton, M.A., Gardenfors, U., Keller, V., Molur, S., Walfer, S. & Pollock, C. (2006). Extinction risk and conservation priorities. *Science* **313**, 441.
- Ministério do Meio Ambiente – MMA. (2007). Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização – Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. – Brasília: MMA, 2007. (Série Biodiversidade, 31).
- Ministério do Meio Ambiente – MMA. (2014). Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçada de Extinção. Portaria Nº 444, de 17 de dezembro de 2014, MMA, Brasília.
- Mittermeier, R. A., Rylands, A. B. & Wilson, D. E. (Org.). (2013). *Handbook of the mammals of the world: 3. Primates*: 953. Barcelona, Spain: Lynx Ediciones.

- Navarro, G. & Molina, J.A. (2021). A novel biome concept and classification system based on bioclimate and vegetation – A Neotropical assay. *Veg. Classif. Surv.* **2**, 159–175.
- Ohl-Schacherer, J., Shepard, G.H., Jr., Kaplan, H., Peres, C.A., Levi, T. & Yu, D.W. (2007). The sustainability of subsistence hunting by Matsigenka native communities in Manu National Park. *Conserv. Biol.* **21**, 1174–1185.
- Overbeck, G.E., Müller, S.C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V.D., Blanco, C.C., Boldrini, I.I., Both, R. & Forneck, E.D. (2007). Brazil's neglected biome: the south Brazilian Campos. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* **9**, 101–116.
- Perelman, P., Johnson, W.E., Roos, C., Seuánez, H.N., Horvath, J.E., Moreira, M.A.M., Kessing, B., Pontius, J., Roelke, M., Rumpfer, Y., Schneider, M.P.C., Silva, A., O'Brien, S.J. & Pecon-Slattery, J. (2011). A molecular phylogeny of living primates. *PLoS Genet.* **7**, e1001342.
- Peres, C.A. (2000). Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conserv. Biol.* **14**, 240–253.
- Pérez-Pereira, N., Wang, J., Quesada, H. & Caballero, A. (2022). Prediction of the minimum effective size of a population viable in the long term. *Biodivers. Conserv.* **31**, 2763–2780.
- Polaina, E., González-Suárez, M., Kuemmerle, T., Kehoe, L. & Revilla, E. (2018). From tropical shelters to temperate defaunation: the relationship between agricultural transition stage and the distribution of threatened mammals. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **27**, 647–657.
- Polaina, E., González-Suárez, M. & Revilla, E. (2019). The legacy of past human land use in current patterns of mammal distribution. *Ecography* **42**, 1623–1635.
- Potapov, P., Li, X., Hernandez-Serna, A., Tyukavina, A., Hansen, M.C., Kommareddy, A., Pickens, A., Turubanova, S., Tang, H., Silva, C.E., Armstom, J., Dubayah, R., Blair, J.B. & Hofton, M. (2020). Mapping global Forest canopy height through integration of GEDI and Landsat data. *Remote Sens. Environ.* **253**, 112165.
- Printes, R.C., Liesenfeld, M.V.A. & Jerusalinsky, L. (2001). *Alouatta guariba clamitans* (Cabrera, 1940): a new southern limit for the species and for Neotropical primates. *Neotrop. Primates* **9**, 118–121.
- Purvis, A., Gittleman, J.L., Cowlshaw, G. & Mace, G. (2000). Predicting extinction risk in declining species. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* **267**, 1947–1952.
- Rausch, L.L., Gibbs, H.K., Schelly, I., Brandão, A., Morton, D.C., Filho, A.C., Strassburg, B., Walker, N., Noojipady, P., Barreto, P. & Meyer, D. (2019). Soy expansion in Brazil's Cerrado. *Conserv. Lett.* **12**, e12671.
- Rylands, A.B. (1987). Primate communities in Amazonian forests: their habitats and food resources. *Experientia* **43**, 265–279.
- Sales, L.P., Hayward, M.W., Zambaldi, L., Passamani, M., de Melo, F.R. & Loyola, R. (2015). Time-lags in primate occupancy: a study case using dynamic models. *Nat. Conserv.* **13**, 139–144.
- Sanderson, E.W., Jaiteh, M., Levy, M.A., Redford, K.H., Wannebo, A.V. & Woolmer, G. (2002). The human footprint and the last of the wild. *Bioscience* **52**, 891–904.
- Semper-Pascual, A., Macchi, L., Sabatini, F.M., Decarre, J., Baumann, M., Blendinger, P.G., Gómez-Valencia, B., Mastrangelo, M.E. & Kuemmerle, T. (2018). Mapping extinction debt highlights conservation opportunities for birds and mammals in the South American Chaco. *J. Appl. Ecol.* **55**, 1218–1229.
- Shepard, G.H., Levi, T., Neves, E.G., Peres, C.A. & Yu, D.W. (2012). Hunting in ancient and modern Amazonia: rethinking sustainability. *Am. Anthropol.* **114**, 652–667.
- Silva, J.M.C. & Barbosa, L.C.F. (2017). Sustainable development in the Caatinga. In J. M. C. Silva, I. R. Leal & M. Tabarelli (Eds.), *Caatinga: The largest tropical dry forest region in South America*. Springer, Cham. 445–460.
- Sobrinho, M.S., Tabarelli, M., Machado, I.C., Sfair, J.C., Bruna, E.M. & Lopes, A.V. (2016). Land use, fallow period and the recovery of a Caatinga forest. *Biotropica* **48**, 586–597.
- Soto-Saravia, R.A., Garrido-Cayul, C.M., Avaria-Llautureo, J., Benítez-Mora, A., Hernández, C.E. & González-Suárez, M. (2021). Threatened neotropical birds are big, ecologically specialized, and found in less humanized refuge areas. *Avian Conserv. Ecol.* **16**, 18.
- Souza, C.M., Jr., Z. Shimbo, J., Rosa, M.R., Parente, L.L., A. Alencar, A., Rudorff, B.F.T., Hasenack, H. et al. (2020). Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and earth engine. *Remote Sens. (Basel)* **12**, 2735.
- Springer, M.S., Meredith, R.W., Gatesy, J., Emerling, C.A., Park, J., Rabosky, D.L., Stadler, T., Steiner, C., Ryder, O.A., Janečka, J.E., Fisher, C.A. & Murphy, W.J. (2012). Macroevolutionary dynamics and historical biogeography of primate diversification inferred from a species supermatrix. *PLoS One* **7**, e49521.
- Tollefson, J. (2021). Illegal mining in the Amazon hits record high amid indigenous protests. *Nature* **598**, 15–16.

Supporting information

Additional supporting information may be found online in the Supporting Information section at the end of the article.

Appendix S1. Supporting information. Supplementary Information 1 to 14.

Supplementary Material 1.

Categorical values of relatedness assigned to each species, starting with the oldest genus, according to Perelman *et al.* (2011), Garbino (2015) and Lima *et al.* (2017).

Species	Phylogenetic_relationship
<i>Alouatta belzebul</i>	5
<i>Alouatta caraya</i>	5
<i>Alouatta discolor</i>	5
<i>Alouatta guariba clamitans</i>	5
<i>Alouatta guariba guariba</i>	5
<i>Alouatta juara</i>	5
<i>Alouatta macconnelli</i>	5
<i>Alouatta nigerrima</i>	5
<i>Alouatta puruensis</i>	5
<i>Alouatta ululata</i>	5
<i>Aotus infulatus</i>	12
<i>Aotus nancymaae</i>	12
<i>Aotus nigriceps</i>	12
<i>Aotus trivirgatus</i>	12
<i>Aotus vociferans</i>	12
<i>Ateles belzebuth</i>	6
<i>Ateles chamek</i>	6
<i>Ateles marginatus</i>	6
<i>Ateles paniscus</i>	6
<i>Brachyteles arachnoides</i>	7
<i>Brachyteles hypoxanthus</i>	7
<i>Callibella humilis</i>	18
<i>Callicebus barbarabrownae</i>	1
<i>Callicebus bernhardi</i>	1
<i>Callicebus brunneus</i>	1
<i>Callicebus caligatus</i>	1
<i>Callicebus cinerascens</i>	1
<i>Callicebus coimbrai</i>	1
<i>Callicebus cupreus</i>	1
<i>Callicebus dubius</i>	1
<i>Callicebus hoffmannsi</i>	1
<i>Callicebus lucifer</i>	1
<i>Callicebus lugens</i>	1
<i>Callicebus melanochir</i>	1
<i>Callicebus moloch</i>	1
<i>Callicebus nigrifrons</i>	1
<i>Callicebus personatus</i>	1
<i>Callicebus purinus</i>	1
<i>Callicebus regulus</i>	1
<i>Callicebus torquatus</i>	1

<i>Callimico goeldii</i>	15
<i>Callithrix aurita</i>	16
<i>Callithrix flaviceps</i>	16
<i>Callithrix geoffroyi</i>	16
<i>Callithrix jacchus</i>	16
<i>Callithrix kuhlii</i>	16
<i>Callithrix penicillata</i>	16
<i>Cacajao calvus calvus</i>	4
<i>Cacajao calvus rubicundus</i>	4
<i>Cacajao hosomi</i>	4
<i>Cacajao melanocephalus</i>	4
<i>Cebuella pygmaea niveiventris</i>	17
<i>Cebuella pygmaea pygmaea</i>	17
<i>Cebus albifrons</i>	10
<i>Cebus kaapori</i>	10
<i>Cebus olivaceus castaneus</i>	10
<i>Cebus olivaceus olivaceus</i>	10
<i>Cebus unicolor</i>	10
<i>Chiropotes albinasus</i>	3
<i>Chiropotes chiropotes</i>	3
<i>Chiropotes sagulatus</i>	3
<i>Chiropotes satanas</i>	3
<i>Chiropotes utahickae</i>	3
<i>Lagothrix cana cana</i>	8
<i>Lagothrix lagothricha</i>	8
<i>Lagothrix poeppigii</i>	8
<i>Leontopithecus caissara</i>	14
<i>Leontopithecus chrysomelas</i>	14
<i>Leontopithecus chrysopygus</i>	14
<i>Leontopithecus rosalia</i>	14
<i>Mico acariensis</i>	19
<i>Mico argentatus</i>	19
<i>Mico chrysoleucus</i>	19
<i>Mico emiliae</i>	19
<i>Mico humeralifer</i>	19
<i>Mico intermedius</i>	19
<i>Mico leucippe</i>	19
<i>Mico manicorensis</i>	19
<i>Mico mauesi</i>	19
<i>Mico melanurus</i>	19
<i>Mico nigriceps</i>	19
<i>Mico rondoni</i>	19
<i>Mico saterei</i>	19
<i>Pithecia albicans</i>	2
<i>Pithecia irrorata vanzolinii</i>	2
<i>Pithecia monachus monachus</i>	2

<i>Pithecia pithecia chrysocephala</i>	2
<i>Pithecia pithecia pithecia</i>	2
<i>Saguinus bicolor</i>	13
<i>Saguinus fuscicollis avilapire</i>	13
<i>Saguinus fuscicollis fuscicoll</i>	13
<i>Saguinus fuscicollis mura</i>	13
<i>Saguinus fuscus</i>	13
<i>Saguinus imperator imperator</i>	13
<i>Saguinus imperator subgrisesce</i>	13
<i>Saguinus inustus</i>	13
<i>Saguinus labiatus labiatus</i>	13
<i>Saguinus labiatus rufiventer</i>	13
<i>Saguinus labiatus thomasi</i>	13
<i>Saguinus martinsi martinsi</i>	13
<i>Saguinus martinsi ocharaceus</i>	13
<i>Saguinus midas</i>	13
<i>Saguinus mystax mystax</i>	13
<i>Saguinus mystax pileatus</i>	13
<i>Saguinus mystax pluto</i>	13
<i>Saguinus niger</i>	13
<i>Saguinus weddelli melanoleucus</i>	13
<i>Saguinus weddelli weddelli</i>	13
<i>Saimiri boliviensis</i>	11
<i>Saimiri cassiquiarensis</i>	11
<i>Saimiri collinsi</i>	11
<i>Saimiri macrodon</i>	11
<i>Saimiri sciureus</i>	11
<i>Saimiri ustus</i>	11
<i>Saimiri vanzolinii</i>	11
<i>Sapajus apella</i>	9
<i>Sapajus cay</i>	9
<i>Sapajus flavius</i>	9
<i>Sapajus libidinosus</i>	9
<i>Sapajus macrocephalus</i>	9
<i>Sapajus nigrinus cucullatus</i>	9
<i>Sapajus nigrinus nigrinus</i>	9
<i>Sapajus robustus</i>	9
<i>Sapajus xanthosternos</i>	9

References

Garbino, G. S. T. (2015). How many marmoset (Primates: Cebidae: Callitrichinae) genera are there? A phylogenetic analysis based on multiple morphological systems. *Cladistics*, **31**, 652-678.

Lima, M. G. M, Buckner, J. C., Silva-Júnior, J. S., Aleixo, A., Martins, A. B, et al. (2017). Capuchin monkey biogeography: understanding *Sapajus* Pleistocene range expansion and the current sympatry between *Cebus* and *Sapajus*. *J. Biogeogr.*, **44**, 810–20.

Perelman, P., Johnson, W. E., Roos, C., Seuánez, H. N., Horvath, J. E., Moreira, M. A. M., Kessing, B., Pontius, J., Roelke, M., Rumpler, Y., Schneider, M. P. C., Silva, A., O'Brien, S. J., Pecon-Slattery, J. A molecular phylogeny of living primates. *PLoS Genet.*, **7**, e1001342.

Supplementary Material 2.

Correcting the savannah habitats.

Regarding primate habitats, we present a table (below) with all the species, the types of habitats considered using Mapbiomas and the habitats of the species according to the IUCN classification, as per the section "Habitat and ecology in detail" present in the Red List sheets (see: <https://www.iucnredlist.org/resources/habitat-classification-scheme>).

The IUCN classification for "Dry savannah" refers to the Caatinga, Cerrado and Campos (also called Pampa) biomes in Brazil. "Moist savannah" refers to the Pantanal. However, some species from the Caatinga, Cerrado and Amazon were classified as "Moist savannah", like *Sapajus xanthosternos* from the Caatinga, *Callithrix penicillata* from the Cerrado and *Alouatta nigerrima* from the Amazon (see https://nc.iucnredlist.org/redlist/content/attachment_files/dec_2012_guidance_habitats_classification_scheme.pdf).

Some species that include mangroves as habitat result from the overlapping of the species' distribution area with this type of habitat. Obviously, species that occur along the coast of Brazil, from the State of Santa Catarina to Amapá, may overlap with mangroves, even if not described as habitat by the IUCN.

We suggest using a raster of forest height to separate forest patches (primate habitat) and other vegetation types that can be classified as savannah. For this, we consider the biomes and canopy height of the tree-shrub vegetation. According to the Mapbiomas methodology, savannah is found in the following biomes: Caatinga, Cerrado, Amazon and Pantanal (Souza *et al.*, 2020). Therefore, we conducted a literature review to define 5m as a cut-off point for the minimum forest height in the different biomes that have savannah according to Mapbiomas, and may be habitat for primates.

1. In the Caatinga, primate species such as *Callicebus barbarabownae* occupy forest areas between 15 and 30 m in height (Alonso *et al.* 2022). Savannah habitats with arboreal-shrub physiognomy are usually immersed in a grassland or exposed soil context (Alonso *et al.*, 2022). However, these savannah areas used as habitat by Caatinga species have

discontinuous canopies and can vary from three to nine meters in height, according to Santos *et al.* (2012). While the areas dominated by shrubs are three to four meters high (Machado & Lopes, 2003). The low open shrub Caatinga has a low height plant community (0.70 - 1 m) (Prado, 2003).

2. Cerrado: Among the open Cerrado areas interpreted as savannah, with arboreal physiognomies, the typical Cerrado has a tree stratum varying from three to six meters and the dense Cerrado from five to eight meters (Gonçalves *et al.*, 2021). The other types of Cerrado vegetation correspond to the closed canopy forest formations and range from eight to 30 meters in height (Gonçalves *et al.*, 2021).

3. Pantanal: the savannah predominates in 50% of the Pantanal (Pott *et al.*, 2011). In this biome, there is a continuum from semi-deciduous forests to dry and forested savannah (also known as “cerradão”) (Pott *et al.*, 2011). Then, to identify height, we considered all the forest types described for this biome, including monospecific ones. Of these, the one with the lowest height is the Forested Steppic Savannah, called Chaco or dry forest, with tree height reaching between 5 to 7 m (Pott *et al.*, 2011).

4. Amazon: The savannah areas mapped by Mapbiomas in the Amazon occur at the boundary with the Cerrado biome. The dense woodland (“cerradão”) includes savannah and forest species with a fairly continuous tree cover that varies between 50 and 90%, with mean species height ranging from 8 to 15 m. Typical Cerrado (“cerrado típico”) includes scattered trees and shrubs with woody cover, ranging between 20 and 50% with mean species height varying from 3 to 6 m, while open Cerrado (“cerrado ralo”) is a less dense community with widely scattered woody elements compared to typical Cerrado with tree cover extending between 5 and 20% and mean species height ranging from 2 to 3 m (Passos *et al.*, 2018).

References

Alonso, A.C., Coelho, I.P., Marques, E., Valenca-Montenegro, M.M., Beltrao-Mendes, R., Printes, R.C., Jerusalinsky, J. (2022). On the occurrence of the Critically Endangered blond titi (*Callicebus barbarabrownae*): reassessment of occupied areas and minimum population size. *Int J Primatol.*, 1-19.

Santos R.M., Oliveira-Filho A.T., Eisenlohr P.V., Queiroz L.P., Cardoso D.B., Rodal M.J. (2012). Identity and relationships of the Arboreal Caatinga among other floristic units of seasonally dry tropical forests (SDTFs) of north-eastern and Central Brazil. *Ecol. Evol.*, **2**, 409–428.

Machado, I. C. & A. V. Lopes. (2008). Recursos Florais e sistemas de polinização e sexuais em caatinga. In I. R. Leal, M. Tabarelli, and J. M. C. Silva (Eds.), *Ecologia e Conservação da Caatinga*. UFPE. Recife, Brazil.

Prado, D. (2003). As caatingas da América do Sul. In I. Leal, M. Tabarelli, & J. M. C. Silva (Eds.), *Ecologia e conservação da Caatinga*. (pp. 3–73). UFPE. Recife, Brazil.

Gonçalves, R.V.S., Cardoso, J.C.F., Oliveira, P.E. & Oliveira, D.C. (2021). Changes in the Cerrado vegetation structure: insights from more than three decades of ecological succession, *Web Ecol.*, **21**, 55–64.

Passos, F.B., Marimon, B.S., Phillips, O.L., Morandi, P.S., Neves, E.C., Elias, F., Reis, S.M., Oliveira, B., Feldpausch, T.R., Marimon Júnior, B.H. (2018). Savannah turning into forest: concerted vegetation change at the ecotone between the Amazon and “Cerrado” biomes. *Braz. J. Bot* **41**, 611–619.

Pott, A., Oliveira, A.K.M., Damasceno-Junior, G.A. & Silva, J.S.V. (2011). Plant diversity of the Pantanal wetland. *Braz. J. Biol.*, **71**, 265-273.

Souza, C.M., Jr., Z. Shimbo, J., Rosa, M.R., Parente, L.L., A. Alencar, A.; Rudorff, B.F.T., Hasenack, H., Matsumoto, M., G. Ferreira, L., 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., Neto, L.C.F., 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**, 2735.

Table of the Supplementary Material 2. Primate habitats obtained by cross-referencing the species distribution area and Mapbiomas map, and according to the IUCN red list sheets, based on expert review.

spp	Biome**	Forest*	Mangrove*	Savanna*	Forest_IUCN	Savanna_Moist_IUCN	Savanna_Dry_IUCN	Mangrove_IUCN	Other_IUCN
<i>Alouatta belzebul</i>	Amazon	x	x	x	x			x	
<i>Alouatta caraya</i>	Cerrado	x		x	x	x	x		
<i>Alouatta discolor</i>	Amazon	x			x				
<i>Alouatta guariba clamitans</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x				
<i>Alouatta guariba guariba</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x				
<i>Alouatta juara</i>	Amazon	x			x				
<i>Alouatta macconnelli</i>	Amazon	x	x		x		x		
<i>Alouatta nigerrima</i>	Amazon	x			x	x			
<i>Alouatta puruensis</i>	Amazon	x		x	x	x			
<i>Alouatta ululata</i>	Caatinga	x	x	x	x	x		x	
<i>Aotus infulatus</i>	Amazon	x	x	x					
<i>Aotus nancymae</i>	Amazon	x			x				
<i>Aotus nigriceps</i>	Amazon	x		x	x				
<i>Aotus trivirgatus</i>	Amazon	x			x				
<i>Aotus vociferans</i>	Amazon	x			x				
<i>Ateles belzebuth</i>	Amazon	x			x				
<i>Ateles chamek</i>	Amazon	x		x	x				
<i>Ateles marginatus</i>	Amazon	x			x				
<i>Ateles paniscus</i>	Amazon	x	x		x				
<i>Brachyteles arachnoides</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x				
<i>Brachyteles hypoxanthus</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x				
<i>Cacajao calvus rubicundus</i>	Amazon	x			x				
<i>Cacajao hosomi</i>	Amazon	x			x		x		
<i>Cacajao melanocephalus</i>	Amazon	x			x				

<i>Cacajao calvus ucayalii</i>	Amazon	x			x			
<i>Callibella humilis</i>	Amazon	x			x			x
<i>Callicebus barbarabrownae</i>	Caatinga	x		x			x	x
<i>Callicebus bernhardi</i>	Amazon	x			x			
<i>Callicebus brunneus</i>	Amazon	x			x			
<i>Callicebus caligatus</i>	Amazon	x			x			
<i>Callicebus cinerascens</i>	Amazon	x		x	x			
<i>Callicebus coimbrai</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x		x	
<i>Callicebus cupreus</i>	Amazon	x			x			x
<i>Callicebus dubius</i>	Amazon	x			x			
<i>Callicebus hoffmannsi</i>	Amazon	x			x			
<i>Callicebus lucifer</i>	Amazon	x			x			
<i>Callicebus lugens</i>	Amazon	x			x			
<i>Callicebus melanochir</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x			
<i>Callicebus moloch</i>	Amazon	x		x	x			
<i>Callicebus nigrifrons</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x			
<i>Callicebus personatus</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x			
<i>Callicebus purinus</i>	Amazon	x			x			
<i>Callicebus regulus</i>	Amazon	x			x			
<i>Callicebus torquatus</i>	Amazon	x			x			
<i>Callimico goeldii</i>	Amazon	x			x			
<i>Callithrix aurita</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x			
<i>Callithrix flaviceps</i>	Atlantic Forest	x		x	x			
<i>Callithrix geoffroyi</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x		x	
<i>Callithrix jacchus</i>	Caatinga	x	x	x	x		x	
<i>Callithrix kuhlii</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x			x

<i>Callithrix penicillata</i>	Cerrado	x	x	x	x	x	x		
<i>Cebuella pygmaea niveiventris</i>	Amazon	x			x				
<i>Cebuella pygmaea pygmaea</i>	Amazon	x			x				
<i>Cebus albifrons</i>	Amazon	x			x	x			
<i>Cebus kaapori</i>	Amazon	x	x	x	x			x	
<i>Cebus olivaceus castaneus</i>	Amazon	x	x		x				
<i>Cebus olivaceus olivaceus</i>	Amazon	x			x				
<i>Cebus unicolor</i>	Amazon	x			x				
<i>Chiropotes albinasus</i>	Amazon	x		x	x				
<i>Chiropotes chiropotes</i>	Amazon	x			x				
<i>Chiropotes sagulatus</i>	Amazon	x	x		x				
<i>Chiropotes satanas</i>	Amazon	x	x	x	x			x	
<i>Chiropotes utahickae</i>	Amazon	x		x	x				
<i>Lagothrix cana cana</i>	Amazon	x		x	x	x			
<i>Lagothrix lagothricha</i>	Amazon	x			x	x			
<i>Lagothrix poeppigii</i>	Amazon	x			x				
<i>Leontopithecus caissara</i>	Atlantic Forest	x	x		x				
<i>Leontopithecus chrysomelas</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x				x
<i>Leontopithecus chrysopygus</i>	Atlantic Forest	x		x	x				
<i>Leontopithecus rosalia</i>	Atlantic Forest	x	x		x				
<i>Mico acariensis</i>	Amazon	x			x				
<i>Mico argentatus</i>	Amazon	x			x	x			
<i>Mico chrysoleucus</i>	Amazon	x			x				
<i>Mico emiliae</i>	Amazon	x			x		x		
<i>Mico humeralifer</i>	Amazon	x			x				
<i>Mico intermedius</i>	Amazon	x		x	x				
<i>Mico leucippe</i>	Amazon	x			x				

<i>Mico manicorensis</i>	Amazon	x			x			
<i>Mico mauesi</i>	Amazon	x			x			
<i>Mico melanurus</i>	Amazon	x		x			x	x
<i>Mico nigriceps</i>	Amazon	x			x			
<i>Mico rondoni</i>	Amazon	x			x			
<i>Mico saterei</i>	Amazon	x			x			
<i>Pithecia albicans</i>	Amazon	x			x			
<i>Pithecia irrorata vanzolinii</i>	Amazon	x			x			
<i>Pithecia monachus monachus</i>	Amazon	x			x			
<i>Pithecia pithecia chrysocephala</i>	Amazon	x			x			
<i>Pithecia pithecia pithecia</i>	Amazon	x	x		x			
<i>Saguinus bicolor</i>	Amazon	x			x			
<i>Saguinus fuscicollis avilapiresi</i>	Amazon	x			x			
<i>Saguinus fuscicollis fuscicollis</i>	Amazon	x			x			
<i>Saguinus fuscicollis mura</i>	Amazon	x			x			
<i>Saguinus fuscus</i>	Amazon	x			x			
<i>Saguinus imperator imperator</i>	Amazon	x			x			
<i>Saguinus imperator subgriseus</i>	Amazon	x			x			
<i>Saguinus inustus</i>	Amazon	x			x			
<i>Saguinus labiatus labiatus</i>	Amazon	x			x			
<i>Saguinus labiatus rufiventer</i>	Amazon	x			x			
<i>Saguinus labiatus thomasi</i>	Amazon	x			x			
<i>Saguinus martinsi martinsi</i>	Amazon	x			x			
<i>Saguinus martinsi ocharaceus</i>	Amazon	x						
<i>Saguinus midas</i>	Amazon	x	x		x		x	
<i>Saguinus mystax mystax</i>	Amazon	x			x			
<i>Saguinus mystax pileatus</i>	Amazon	x			x			
<i>Saguinus mystax pluto</i>	Amazon	x			x			
<i>Saguinus niger</i>	Amazon	x	x	x	x			

<i>Saguinus weddelli melanoleucus</i>	Amazon	x			x				
<i>Saguinus weddelli weddelli</i>	Amazon	x			x				
<i>Saimiri boliviensis</i>	Amazon	x			x				
<i>Saimiri cassiquiarensis</i>	Amazon	x			x				
<i>Saimiri collinsi</i>	Amazon	x	x	x	x			x	x
<i>Saimiri macrodon</i>	Amazon	x			x				
<i>Saimiri sciureus</i>	Amazon	x	x		x				
<i>Saimiri ustus</i>	Amazon	x		x	x				
<i>Saimiri vanzolinii</i>	Amazon	x			x				
<i>Sapajus apella</i>	Amazon	x	x	x	x	x		x	
<i>Sapajus cay</i>	Cerrado	x		x	x	x			
<i>Sapajus flavius</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x			x	
<i>Sapajus libidinosus</i>	Cerrado	x	x	x	x		x	x	
<i>Sapajus macrocephalus</i>	Amazon	x			x	x		x	
<i>Sapajus nigritus cucullatus</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x				
<i>Sapajus nigritus nigritus</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x				
<i>Sapajus robustus</i>	Atlantic Forest	x	x	x	x				
<i>Sapajus xanthosternos</i>	Caatinga	x	x	x	x	x		x	x

Forest*, Mangrove* and Savannah* - habitats defined in our analysis based on the Mapbiomas vegetation map, whose savannah areas were corrected for forest height.

** Biome with more than 50% overlap with the species' distribution was considered the species' predominant biome and was assigned to it.

Forest_IUCN, Mangrove_IUCN, Savannah_IUCN - habitats as defined by the IUCN expert assessment (<https://www.iucnredlist.org/>).

Other_IUCN - Other habitat types such as shrub vegetation (*Sapajus xanthosternos*, *Callicebus barbarabrownae* and *Mico melanurus*) or urban areas, plantations, highly degraded habitats (*Saimiri collinsi*, *Callibella humilis*, *Callicebus cupreus*, *Callithrix kuhlii* and *Leontopithecus chrysomelas*).

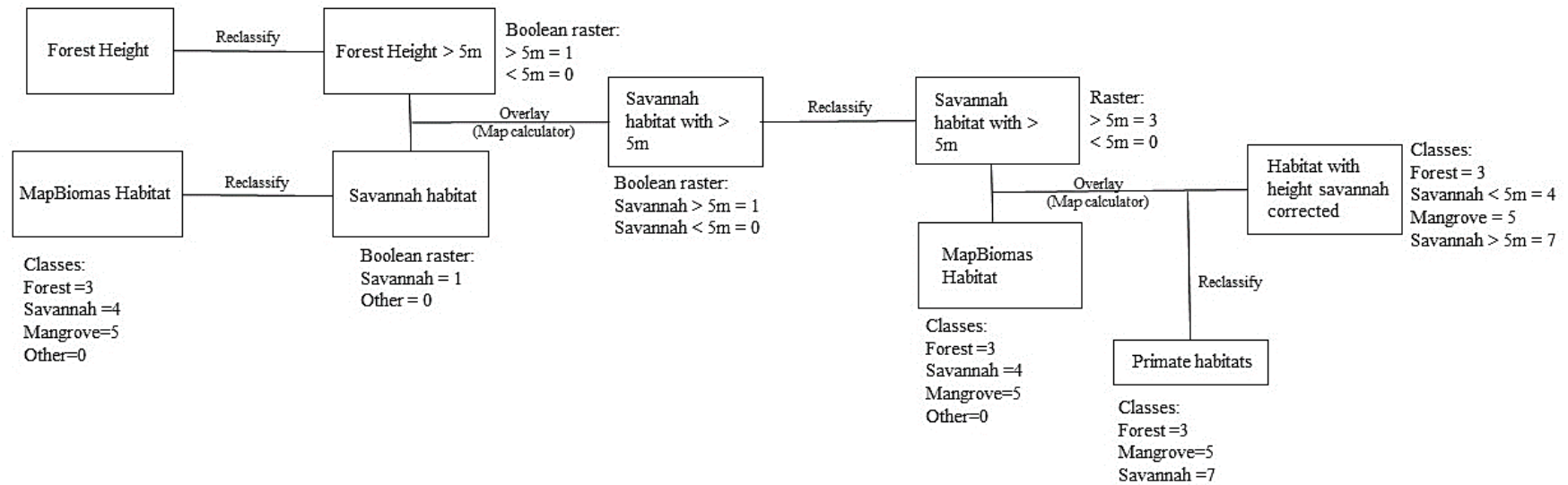


Figure of the Supplementary material 2. Flowchart specifying the steps to correct the extraction and composition of savannah habitats with the other forest and mangrove habitats.

We generated a Boolean image from the forest height raster (Potapov *et al.*, 2021), and assigned value "1" for pixels higher than five meters and "0" for the remaining lower value pixels. In parallel, we extracted only savannah from the 2018 habitat layer of Mapbiomas, and multiplied the result with the Boolean image of forest height. We then replaced the savannah areas over five meters in the map with all habitat types to obtain only the savannah habitat areas over five meters in the final habitat map.

References

Potapov, P., Li, X., Hernandez-Serna, A., Tyukavina, A., Hansen, M.C., Kommareddy, A., Pickens, A., Turubanova, S., Tang, H., Silva, C.E., Armstom, J., Dubayah, R., Blair, J.B., Hofton, M. 2020. Mapping Global Forest Canopy Height Through Integration of GEDI and Landsat Data. *Remote Sens. Environ.*, **253**, 112165.

Supplementary Material 3.

Example of the methodology used to obtain habitat availability within species' distribution areas. Here we used species of the genus *Alouatta* as a model.

In the distribution area of the species *Alouatta guariba guariba* there are 53 grid squares (landscape units), of which 26 are Full Protection Conservation Units. To obtain the average percentage of habitat for *Alouatta guariba guariba* we followed the following steps:

1. For each landscape unit (grid square) we calculated the sum of forest remnant pixels (sp) (where each pixel had a value equal to one), we then converted this value into area by multiplying by 900 m^2 (30m spatial resolution), so that when multiplied by 100 and divided by the landscape unit size (ls), we are left with the percentage of available habitat in a grid square (Phq).

$$Phq = \frac{(sp \times \text{pixel area} \times 100)}{ls}$$

Ex.:

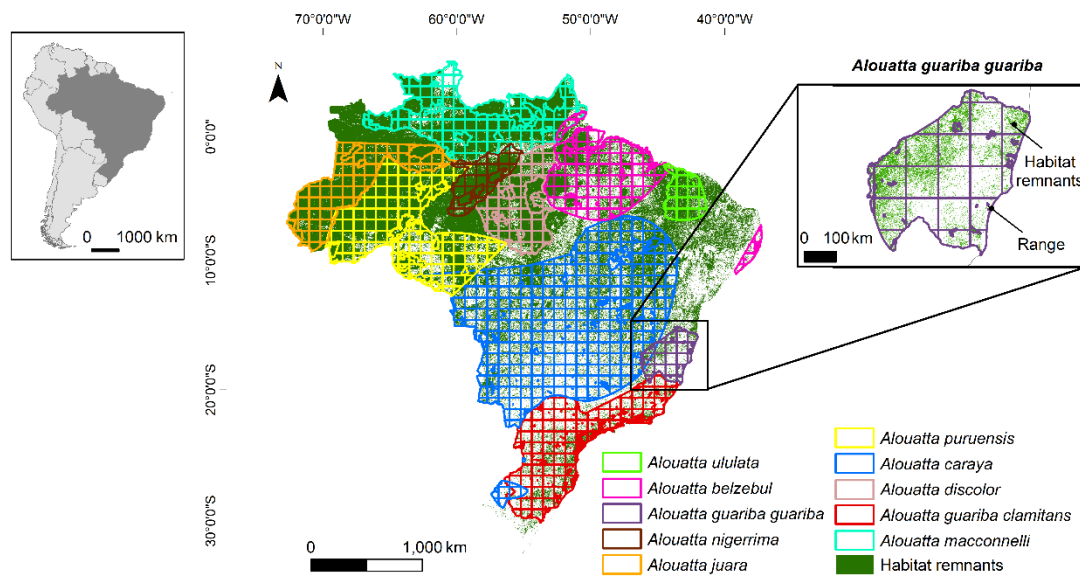
$$Phq = \frac{2912139.54 \times 100}{9000899.82} = 32.35\%$$

We repeated this step for all the grid squares of a species.

2. Posteriorly, we added the habitat percentage of grid squares (pfq) and divided this by the number of grid squares (nq), corresponding to the distribution area of a species, in order to obtain the average (Map 1), thus providing the average percentage of habitat availability (pmf) for each species. This estimation corresponds to habitat availability.

$$Pmf = \frac{\sum pfq}{nq}$$

$$\text{Ex.: } Pmf = \frac{1877.74}{53} = 35.43\%$$



Map 1. Habitat availability within the distribution area of species of the genus *Alouatta*. In the image, the areas of the geographic distribution of species of the genus *Alouatta* were plotted as an example of remnant habitat coverage. The percentage of habitats occupied by populations of the species corresponds to the proportion of available habitats. Whereas the distribution polygon of the species, that delimited the available habitat coverage, is equivalent to the distribution area.

Observation: It is worth noting that the same methodology was used for the habitat loss and urban infrastructure layers, both in a raster format. To quantify the sum (for habitat loss and urban layers) within a grid square, we used the tool Zonal statistics from ArcGIS 10.4 software. For the other, originally vector, layers (highway and indigenous land coverage and proportion of species distribution in the deforestation arc) we calculated the overlapping area of the vector layers over each grid square and we repeated the same procedure of weighting the percentage value of the variable by the area of this landscape unit (grid square), in order to obtain an average value of the variable for the entire distribution of the species. As such, this methodology allowed us to compare the landscape characteristics between species with distinct geographical distributions.

Supplementary Material 4.

Table of Supplementary Material 4. Descriptions of the life history attributes used to characterize the threat context (a combination of landscape characteristics obtained within the species' range and their life history attributes) for the threat categories of Brazilian primates.

Variables/Life history traits	Description	Justification for choice of variable
Body weight	Male body weight of a specific species (when available) or genus.	Body weight is a good predictor of high susceptibility to extinction threat contexts, since larger vertebrates are associated with greater extinction risk (Gaston & Blackburn, 1995; Wilkie <i>et al.</i> , 2011). Neotropical primates, in particular, are game species and are included in the Convention on the International Trade of Wild Flora and Fauna Species Threatened with Extinction (CITES) (CWI & Pro Wildlife. 2007). Species with greater body weights have greater longevity and lower fecundity (greater interval between gestations, greater gestation time, less offspring) (Speakman 2005; Cooper & Purvis 2010; Rezende <i>et al.</i> , 2011). Therefore, they are less able to recover from drastic population declines caused by environmental alterations and hunting (Liow <i>et al.</i> , 2008). As primates demonstrate sexual dimorphism (Smith & Jungers 1997), we used male weight as a measure of the greatest possible body mass of a taxon. Furthermore, females present oscillations in body mass during reproductive phases, especially when lactating (Smith & Jungers 1997)
Generation time	The average time taken for individuals in a study population to generate descendants of a specific species (when available) or genus.	The responses of species to threatening processes depend on the length of generation time required in order to absorb and adjust to demographic fluctuations caused by environmental disturbances (Liow <i>et al.</i> , 2008; Collen <i>et al.</i> , 2016). For example, long-lived species are more likely to present delayed responses to disturbances, compared to short-lived (Metzger <i>et al.</i> , 2009; Semper-Pascual <i>et al.</i> , 2018).
Gestation length	Average duration of the gestation period of a specific species (when available) or genus.	Gestational duration is related to low fecundity (Purvis, Jones, & Mace, 2000; Isaac & Cowlishaw 2004; Cardillo <i>et al.</i> , 2005; Fritz, Bininda-Emonds & Purvis, 2009; Rezende <i>et al.</i> , 2011). It is considered a good indicator of a species' reproductive rate and distinguishes species in terms of slower or faster life history strategies (Fritz, Bininda-Emonds & Purvis, 2009). Longer gestation times are correlated with delayed maturity, few offspring and long intervals between births for mammalian species (Fritz, Bininda-Emonds & Purvis, 2009).

References

- Cardillo, M., Mace, G. M., Jones, K. E., Bielby, J., Bininda-Emonds, O. R. P., Sechrest, W., Orme, C. D. L., Purvis, A. (2005). Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. *Science*, **309**: 1239–1241.
- Collen, B., Dulvy, N.K., Gaston, K.J., Gärdenfors, U., Keith, D.A., Punt, A.E., Regan, H.M., Böhm, M., Hedges, S., Seddon, M., Butchart, S.H.M., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Bachman, S.P., & Akçakaya, H.R. (2016). Clarifying misconceptions of extinction risk assessment with the IUCN Red List. *Biology Letters*, **12**, 20150843.
- Cooper, N. & Purvis, A. (2010). Body size evolution in mammals: Complexity in tempo and mode. *Am. Nat.*, **175**, 727–738.
- CWI & Pro Wildlife. (2007). Going to pot. The neotropical bushmeat crisis and its impact on primate populations. Report. Care for the Wild International. 27p.
- Fritz, S. A., Bininda-Emonds, O. R. P., Purvis, A. (2009). Geographical variation in predictors of mammalian extinction risk: big is bad, but only in the tropics. *Ecol. Lett.*, **12**, 538-549.
- Gaston, K. J. & Blackburn, T. M. (1995). Birds, body size and the threat of extinction. *Philos. Trans. R. Soc. B*, **347**, 205-212.
- Isaac, N. J., & Cowlshaw, G. (2004). How species respond to multiple extinction threats. *Proc. R. Soc. B: Biol. Sci.*, **271**, 1135–1141.
- Liow, L. H., Fortelius, M., Bingham, E., Lintulaakso, K., Mannila, H., Flynn, L., Stenseth, N. C. (2008). Higher origination and extinction rates in larger mammals. *Proc. Nat. Ac. Sci. US A.*, **105**, 6097–6102.
- Metzger, J. P., Martensen, A. C., Dixo, M., Bernacci, L. C., Ribeiro, M. C., Teixeira, A. M. G., Pardini, R. (2009). Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biol. Conserv.*, **142**, 1166–1177.
- Purvis, A., Jones, K.E. & Mace, G.M. (2000). Extinction. *BioEssays*, **22**: 1123-1133.
- Rezende, N., Figueiredo, M. S. L., Grelle, C. E. V. (2011). Características determinantes do risco de extinção global de mamíferos. *Oecol. Aust.*, **15**, 275-290.
- Semper-Pascual, A., Macchi, L., Sabatini, F. M., Decarre, J., Baumann, M., Blendinger, P. G., Gómez-Valencia, B., Mastrangelo, M. E., & Kuemmerle, T. (2018). Mapping extinction debt highlights conservation opportunities for birds and mammals in the South American Chaco. *J. Appl. Ecol.*, **55**, 1218–1229.
- Smith, R.J. & Jungers, W.L. (1997). Body mass in comparative primatology. *J. Hum Evol.*, **32**, 523-59.
- Speakman, J. R. (2005). Body size, energy metabolism and lifespan. *J. Exp. Biol.*, **208**, 1717–1730.
- Wilkie, D. S., Bennett, E. L., Peres, C. A., Cunningham, A. A. (2011). The empty forest revisited. *An. NY. Ac. Sci.*, **1223**, 120–128.

Supplementary Material 5.

Table of Supplementary Material 5. Descriptions of the landscape characteristics used to characterize the threat context (a combination of landscape characteristics obtained within the species' range and their life history attributes) for the threat categories of Brazilian Primates.

Variables/ Landscape characteristics	Description	Justification for variable choice
Habitat availability	Based on the raster layer that indicates the presence or absence of habitats in 2018 (forest, savannah with more than 5 m of height and mangrove), generated from the original land use and land cover map, of 30 m spatial resolution (Souza <i>et al.</i> , 2020). We calculated the proportion of each habitat type in squares (100 x 100 km) within the distribution area of each species (Supplementary Material 3).	The abundance of a species increases with the total amount of habitat in the landscape, independently of habitat fragment size, as observed by Martensen <i>et al.</i> (2012), Melo <i>et al.</i> (2017), Gardiner <i>et al.</i> (2018). When comparing the proportion of habitat available between threat categories, it is expected that categories of increased risk will have lower habitat availability in their distribution areas.
Proportion of squares with less than 30% habitat	Based on the habitat availability layer (see above). We calculated the proportion of squares with less than 30% of habitat by dividing the number of squares with less than 30% of habitat by the total number of squares within the species distribution.	It is estimated that in landscapes with at least 30% of available habitat, the effects of fragmentation only occur from habitat loss (Andrén, 1994). In addition to this threshold, the effects of habitat fragmentation, such as a reduction in size and increase in patch isolation, will complement the effects of habitat loss (Andrén, 1994). Landscapes with less than 30% of habitat cover are beyond the extinction threshold (Pardini <i>et al.</i> , 2010; Martensen <i>et al.</i> , 2012; Estavillo, Pardini & Rocha, 2013; Arroyo-Rodríguez <i>et al.</i> , 2020; 2021), with an abrupt reduction in forest habitat specialist species, lowered ecological resistance, and a potentially irreversible change in biodiversity (Pardini <i>et al.</i> , 2010; Pardini, Nichols & Püttker, 2017; Martensen <i>et al.</i> , 2012; Estavillo <i>et al.</i> , 2013). Species whose distribution have a high proportion of areas below this threshold are exposed to a critical context of vulnerability due to the fragmentation of their habitats.
Habitat loss – 10 years	The original land use and land cover raster layer (30 m spatial resolution) (Souza <i>et al.</i> , 2020) was reclassified in order to obtain the reduced habitat cover from 2007 to 2017. The different classes were generalised into habitat, non-habitat and anthropic. In the subtraction between the 2007 and 2017 layers, the habitat pixels for 2007 that were transformed into anthropic in 2017 were allocated a value of “1” and the remainder were allocated a value of “0”. We calculated the sum of habitat loss pixels in the 100 x 100 km grid squares within the distribution area of the species. This value was converted into a percentage weighted by the area of the grid square. Finally, we obtained	Although local extinction can occur immediately after habitat loss, a delayed response to habitat transformations frequently occurs in species that are dependent on forest habitats (Semper-Pascual <i>et al.</i> , 2018). Since Brazilian primate generation time varies from five to 20 years, we aim to verify how the threat categories differ in habitat loss over the past 10 years. As such, it is expected that categories composed of species with lower generation times will tend to respond to disturbances more quickly (Metzger <i>et al.</i> , 2009; Sales <i>et al.</i> , 2015; Uezu & Metzger, 2016; Semper-Pascual <i>et al.</i> , 2018). However, this will also depend on disturbance intensity and species characteristics (Uezu & Metzger, 2016).

	an average of these percentages for the whole distribution area of the species.	
Habitat loss - 30 years	Calculated as the 10-year variable, except between 1987 and 2017.	Similar justification to the 10-year variable, but here we aim to verify how the threat categories differ in habitat loss over the past 30 years.
Indigenous lands	The proportion of indigenous lands in the distribution area of a species. Indigenous land cover was obtained from the Fundação Nacional do Índio (FUNAI) site, corresponding to the year 2017 (http://www.funai.gov.br/index.php/shape). We obtained the average percentage of existing indigenous land in the grid squares comprising the distribution area of each species, through the overlay of Amazonian indigenous lands with the primates' range in this region.	Although indigenous lands contribute greatly to biodiversity conservation (Francesconi <i>et al.</i> , 2018), the hunting activity has taken primates with a large overlap with these indigenous lands to a threat level (Peres, 2000; De Thoisy, Richard-Hansen & Peres, 2009; Constantino, 2015; Antunes <i>et al.</i> , 2019). Some authors point out that this scenario also occurred due to commercial hunting (Duffy <i>et al.</i> , 2015, Antunes <i>et al.</i> , 2016; Bragagnolo <i>et al.</i> , 2019), intensified in the early 20th century due to the end of the rubber cycle (Antunes <i>et al.</i> , 2016). Currently, this scenario is aggravated by illegal logging and mining within indigenous lands (Constantino, 2015; Tollefson, 2021). Therefore, this threatening scenario can be explained by the overexploitation of primate populations for both commercial and subsistence hunting (Valsecchi & Amaral 2010), and there is a preference of indigenous people for the consumption of large species, such as <i>Ateles</i> (de Araujo Lima Constantino <i>et al.</i> , 2021).
Highways	The proportion of highway cover in the distribution area of a species. This layer included federal, state and regional highways, paved and unpaved, obtained from the Ministério do Meio Ambiente website, corresponding to the National Plan for Logistics and Transport for the year 2008 (http://mapas.mma.gov.br/geonetwork/srv/br/metadata.show?id=1109). We calculated the area of highway cover using the 2 km buffer tool with the aim of locating roads and estimating the immediate surrounding area. Through the overlapping of the 2 km buffer file with primate distribution areas, we obtained the average percentage of existing highways in the squares that composed the distribution area of a species.	Roads facilitate access to forested areas and are considered to be the principal driver of deforestation, which is greater in areas closer to transport networks (Barber <i>et al.</i> , 2014). The presence of roads is also related to the increase in hunting, not only within protected areas but also in the surrounding areas (Espinosa, Branch & Cueva, 2014). Road impacts on ecosystems take place mainly within 1 km of roads (Ibisch & Selva, 2017; Tisler <i>et al.</i> , 2022), but 39% of the road impacts were also documented within 2 km of the road and 14% extended up to 5 km from the road (Ibisch & Selva, 2017).
Urban areas	Proportion of urban infrastructure cover in the distribution areas of species. The different map classes of land use and cover from 2017 (30 m spatial resolution) were reclassified so that urbanised area pixels were allocated a value of "1", and the remainder were allocated a value of "0" (Souza <i>et al.</i> , 2020). By overlaying urbanised areas and primate distribution areas, we obtained an average percentage of urban areas in the squares that comprise the distribution areas. The urban areas mapped included urbanised agglomerations and infrastructure, and was not restricted to large urban centres only.	Urban cover throughout the whole Brazilian territory encompasses an urbanisation gradient which extends from the large populated urban centres to rural areas with relatively well-preserved forests (Carvalho, De Marco & Ferreira, 2009). Some primate species that inhabit urban forest fragments demonstrate tolerance to stress caused by human actions and can benefit from landscape elements such as orchards and bamboo groves, for example (Gordo <i>et al.</i> , 2013; Coelho <i>et al.</i> , 2017). On the other hand, they are exposed to the effects of disordered urban growth and proximity to humans (Gordo <i>et al.</i> , 2013; Coelho <i>et al.</i> , 2017). With the isolation of urban fragments, the probability of recolonization events is reduced, but when it occurs it exposes them to trampling, predation by domestic animals and electrocution (Bicca-Marques, 2017).

Deforestation arc	The proportion of species distribution areas that coincide with the deforestation arc polygon. This deforestation arc polygon was developed by IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), corresponding to the year 2018.	The deforestation arc comprises the transition region between the Amazon and the Cerrado, where the highest rates of deforestation in the Amazon are found (INPE, 2016). This territory extends from the West of Maranhão and Southern Pará in a westerly direction, across Mato Grosso do Sul, Rondônia and Acre (Fearnside, 2017). Due to the advance of the agricultural frontier in the Brazilian Amazon, as well as the numerous illegal deforestation fronts, mining and road construction, the region of the deforestation arc has expanded (Fearnside, 2017; Ferrante, 2020), threatening several primate species (ICMBio, 2015). The assessment sheets on the conservation status of Brazilian fauna note that this region represents a risk factor for the persistence of populations (ICMBio, 2015).
-------------------	--	---

References

- Andrén, H. (1994). Effects of habitats fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, **71**, 355-366.
- Antunes, A. P., Fewster, R. M., Venticinque, E. M., Peres, C. A., Levi, T., Rohe, F., Shepard, G. H., Jr. (2016). Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. *Sci. Adv.*, **2**, e1600936.
- Antunes, A. P., Rebêlo, G. H., Pezzuti, J. C. B., Vieira, M. A. R. d. M., Constantino, P. d. A. L., Campos-Silva, J. V., Fonseca, R., Durigan, C. C., Ramos, R. M., Amaral, J. V. d., Camps Pimenta, N., Ranzi, T. J. D., Lima, N. A. S. & Shepard, G. H. (2019). A conspiracy of silence: subsistence hunting rights in the Brazilian Amazon. *Land Use Pol.*, **84**, 1-11.
- Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Tabarelli, M., Watling, J.I., Tischendorf, L., Benchimol, M., Cazetta, E., Faria, D., Leal, I.R., Melo, F.P.L., et al. (2020). Designing Optimal Human-Modified Landscapes for Forest Biodiversity Conservation. *Ecol. Lett.*, **23**, 1404–1420.
- Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Watling, J., Nowakowski, J., Tabarelli, M., Tischendorf, L., Melo, F., Santos, B., Benchimol, M., Morante-Filho, J.C., Slik, F., Vieira, I. & Tschardtke, T. (2021). Preserving 40% forest cover is a valuable and well-supported conservation guideline: reply to Banks-Leite et al. *Ecol. Lett.*, Technical Comment.
- Barber, C., Cochrane, M., Souza, C. Jr., & Laurance, W. (2014). Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biol. Conserv.*, **177**, 203–209.

- Bicca-Marques, J. C. (2017). Urbanization (and primate conservation). In: A. Fuentes, M. Bezanson, C. J. Campbell, A. F. Di Fiore, S. Elton, A. Estrada, & J. Yamagiwa (Eds.). *The International encyclopedia of primatology* (pp. 1-5). New York, NY: Willey-Blackwell.
- Bragagnolo C., Gama, G.M., Vieira, F.A., Campos-Silva, J.V., Bernard, E., Malhado, A.C.M., Correia, R.A., Jepson, P., de Carvalho, S.H.C., Efe, M.A. & Ladle, R.J. (2019). Hunting in Brazil: What are the options? *Perspect. Ecol. Conserv.*, **17**, 71–79.
- Carvalho, F. M. V., De Marco P. & Ferreira L. G. (2009). The Cerrado into-pieces: habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biol. Conserv.*, **142**, 1392–403.
- Coelho, L. F. M., Gordo, M., Subirá, R. J. & Röhe, F. (2017). Análise da estrutura da paisagem, conectividade de habitat e indicação de áreas prioritárias para ações conservacionistas para *Saguinus bicolor*. In: Plano de Ação Nacional para a Conservação do Sauim-de-Coleira, L. Jerusalinsky, R. B. Azevedo and M. Gordo (eds.), *Série Espécies Ameaçadas* (29), pp.157–176. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), Ministério de Meio Ambiente (MMA), Brazil.
- Constantino, P. A. L. (2015). Dynamics of hunting territories and prey distribution in Amazonian Indigenous Lands. *Appl. Geogr.*, **56**, 222–231.
- De Araujo Lima Constantino, P., Valente-Neto, F., Nunes, A.V. & Campos-Silva, J.V. (2021). Culture still matters: conservation implications of hunting by ethnolinguistic groups in Southwestern Amazonia after centuries of contact. *Biodivers. Conserv.*, **30**, 445–460.
- De Thoisy, B., Richard-Hansen, C., & Peres, C. A. (2009). Impacts of subsistence game hunting on Amazonian primates. In P. A. Garber, A. Estrada, J.C. Bicca-Marques, E.W. Heymann, K.B. Strier et al (eds.). *South American primates: Comparative perspectives in the study of behavior* (pp. 389–412). New York: Springer Science+Business Media.
- Duffy, R., St John, F.A., Büscher, B. & Brockington, D. (2016). Toward a new understanding of the links between poverty and illegal wildlife hunting. *Conserv Biol.*, **30**, 14-22.
- Espinosa, S., Branch, L. C., Cueva, R. (2014). Road development and the geography of hunting by an amazonian indigenous group: Consequences for wildlife conservation. *PLoS One*, **9**, e114916.
- Estavillo, C., Pardini, R. & Rocha, P.L.B. (2013). Forest loss and the biodiversity threshold: an evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats, *PloS One*, **8**, e82369.
- Fearnside, P. (2017). Deforestation of the Brazilian Amazon. *Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science*. Available at: <https://oxfordre.com/environmentalscience/view/10.1093/acrefore/9780199389414.001.0001/acrefore-9780199389414-e-102>.

- Francesconi, W., Bax, V., Blundo-Canto, G., Willcock, S., Cuadros, S., Vanegas, M., Quintero, M. & Torres-Vitolas, C.A. (2018). Hunters and hunting across indigenous and colonist communities at the forest-agriculture interface: an ethnozoological study from the Peruvian Amazon. *J Ethnobiol. Ethnomed.*, **14**, 54.
- Gardiner, R., Bain, G., Hamer, R., Jones, M.E., Johnson, C.N. (2018). Habitat amount and quality, not patch size, determine persistence of a woodland-dependent mammal in an agricultural landscape. *Landsc. Ecol.*, **33**, 1837–1849.
- Gordo, M., Calleia, F. O., Vasconcelos, S. A., Leite, J. J. F., Ferrari, S. F. (2013). The challenges of survival in a concrete jungle: conservation of the pied tamarin (*Saguinus bicolor*) in the urban landscape of Manaus, Brazil. In: Marsh L. K., Chapman CA, editors. Primates in fragments: complexity and resilience, developments in primatology: progress and prospects. New York (NY): Springer Science + Business Media. p. 357–370.
- Ibisch, P. L. & Selva, N. (2017). Global roadless areas – response. *Science*, **355**:1382.
- INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). (2015). Projeto TerraClass Cerrado—Mapeamento do Uso e Cobertura Vegetal do Cerrado. Available at: <http://www.dpi.INPE.br/tccerrado/>
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. (2015). Fichas da avaliação do status de conservação da fauna brasileira. Available at: <https://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/estado-de-conservacao/2792-mamiferos-primatas>. Accessed February 4, 2019.
- Martensen, A.C., Ribeiro, M.C., Banks-Leite, C., Prado, P.I. & Metzger, J.P. (2012). Associations of forest cover, fragment area and connectivity with Neotropical understory bird species richness and abundance. *Conserv. Biol.*, **26**, 1100– 1111.
- Melo, G.L., Sponchiado, J., Cáceres, N.C., & Fahrig, L. (2017). Testing the habitat amount hypothesis for South American small mammals. *Biol. Conserv.*, **209**, 304–314.
- Metzger, J. P., Martensen, A. C., Dixo, M., Bernacci, L. C., Ribeiro, M. C., Teixeira, A. M. G., Pardini, R. (2009). Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biol. Conserv.*, **142**, 1166–1177.
- Pardini, R., Arruda Bueno, A., Gardner, T.A., Prado, P.I., Metzger, J.P. (2010). Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PloS One*, **5**, e13666.
- Pardini, R., Nichols E. & Püttker T. (2017). Biodiversity response to habitat loss and fragmentation. Reference Module In Earth Systems And Environmental Sciences. *Encyclopedia of the Anthropocene*, **3**, 229-239.
- Peres, C. A. (2000). Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conserv. Biol.*, **14**, 240–253.

Sales, L. P., Hayward, M. W., Zambaldi, L., Passamani, M., de Melo, F. R., & Loyola, R. (2015). Time-lags in primate occupancy: A study case using dynamic models. *Nat. Conserv.*, **13**, 139–144.

Semper-Pascual, A., Macchi, L., Sabatini, F. M., Decarre, J., Baumann, M., Blendinger, P. G., Gómez-Valencia, B., Mastrangelo, M. E., & Kuemmerle, T. (2018). Mapping extinction debt highlights conservation opportunities for birds and mammals in the South American Chaco. *J. Appl. Ecol.*, **55**, 1218–1229.

Souza, C.M., Jr., Z. Shimbo, J., Rosa, M.R., Parente, L.L., A. Alencar, A.; Rudorff, B.F.T., Hasenack, H., Matsumoto, M., G. Ferreira, L., 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., Neto, L.C.F., 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**, 2735.

Tisler, T. R., Teixeira, F. Z. & Nóbrega, R. A.A. (2022). Conservation opportunities and challenges in Brazil's roadless and railroad-less areas. *Sci. Adv.*, **8**, eabi5548.

Tollefson, J. (2021). Illegal mining in the Amazon hits record high amid Indigenous protests. *Nature*, **598**, 15-16.

Uezu, A. & Metzger, J.P. (2016). Forest fragmentation: Restoration opportunity and urgency. *PloS One*, **11**, e0147909.

Valsecchi, J. & Amaral, P.V. (2010). Perfil da caça e dos caçadores na reserva de desenvolvimento sustentável Amanã, Amazonas – Brasil. *Sci Mag Uakari*, **5**, 33–48.

Supplementary Material 6.

Table of Supplementary Material 6. Summary table showing how many species in each category occur in each biome. The categories are abbreviated as follows: CR: Critically Endangered; EN: Endangered; VU: Vulnerable; NT: Near Threatened; NE: Not Evaluated; LC: Least Concern; DD: Data Deficient. The species in the Not Evaluated category were not included in the analysis. Due to our classification methodology, we do not have any species considered to occur in the Pampa Biome.

Categories	Amazon	Caatinga	Cerrado	Atlantic Forest	Pantanal	Total
CR	3	1		2		6
DD	10				1	11
EN	3	2		10		15
LC	72	1	1	2		76
NE					1	1
NT	8		2	3		13
VU	10		1	3		14
Total	106	4	4	20	2	136

Supplementary Material 7. Results using the landscape attribute matrix.

1. PERMANOVA – Results of pairwise comparisons between the Atlantic Forest threat categories based on Landscape attributes.

Pairwise test	t	P	Unique permutations
VU x LC	0.38493	0.8266	10
VU x NT	0.6066	0.6467	10
VU x EN	0.4046	0.8968	286
VU x CR	0.89083	0.4454	10
LC x NT	1.1548	0.324	10
LC x EN	0.45576	0.8469	66
LC x CR	1.6667	0.2038	3
NT x EN	0.32895	0.9578	286
NT x CR	1.0289	0.4044	10
EN x CR	0.68492	0.6388	66

2. PERMANOVA - Results of pairwise comparisons between the Caatinga threat categories based on Landscape attributes.

Pairwise test	t	P(MC)	Unique permutations
LC x EN	1.0048	0.6713	3
LC x CR	No test		
EN x CR	1.8907	0.3277	3

3. PERMANOVA - Results of pairwise comparisons between the Cerrado threat categories based on Landscape attributes.

Pairwise test	t	P(MC)	Unique permutations
VU x LC	No test		

VU x NT	1.2669	0.6697	3
LC x NT	1.4263	0.6643	3

4. PERMANOVA - Results of pairwise comparisons between the binary categories based on Landscape attributes of the four biomes.

Pairwise test	Pseudo-F	P(perm)	Unique permutations
Biome	19.585	0.0001	9937
Risk x Not at risk (Biome)	2.7265	0.0009	9923

5. PERMANOVA - Results of pairwise comparisons between the Amazon binary categories based on Landscape attributes.

Pairwise test	t	P(perm)	Unique permutations
Risk x Not at risk	3.2926	0.0004	9951

6. SIMPER Analysis – Landscape attributes

Below we present the SIMPER Analysis results with landscape data within specific categories. The Euclidian distances obtained for the set of landscape attributes inform the variation of the attributes within each category. The percentage contribution is how much each attribute contributes to characterize each category.

6.1 Results of the SIMPER (Similarity Percentage) analysis detailing the landscape attributes of Critically Endangered (CR) Amazonian primates that most contributed to characterizing the threat category and those that present the greatest variation within the category. Euclidian distance = 18.26.

Landscape attributes	Average value	Contribution (%)
Urb	3.42	39.03

Habitat loss – 10 years	2.43	25.29
Habitat loss – 30 years	1.94	22.82
Deforestation arc	0.347	6.07
Habitat availability	-2.13	4.30
Roads	2.99	1.61
Habitat fragmentation	1.93	0.79

6.2 Results of the SIMPER (Similarity Percentage) analysis detailing the landscape attributes of Endangered (EN) Amazonian primates that most contributed to characterizing the threat category and those that present the greatest variation within the category. Euclidian distance = 8.26

Landscape attributes	Average value	Contribution (%)
Indigenous land	1.38	55.98
Deforestation Arc	0.373	14.30
Habitat loss – 10 years	-0.219	10.42
Habitat loss – 30 years	0.0284	9.00
Habitat fragmentation	-0.127	4.23
Habitat availability	0.165	3.02
Roads	-0.15	2.94
Urb	-0.369	0.10

6.3 Results of the SIMPER (Similarity Percentage) analysis detailing the landscape attributes of Vulnerable (VU) Amazonian primates that most contributed to characterizing the threat category and those that present the greatest variation within the category. Euclidian distance = 18.10.

Landscape attributes	Average value	Contribution (%)
----------------------	---------------	------------------

Roads	0.436	17.70
Habitat fragmentation	0.924	16.21
Urban	0.608	13.58
Habitat availability	-0.88	12.32
Indigenous land	0.24	12.29
Habitat loss – 30 years	0.877	11.34
Habitat loss – 10 years	0.78	10.53
Deforestation arc	0.254	6.04

6.4 Results of the SIMPER (Similarity Percentage) analysis detailing the landscape attributes of Near Threatened (NT) Amazonian primates that most contributed to characterizing the threat category and those that present the greatest variation within the category. Euclidian distance = 6.47.

Landscape attributes	Average value	Contribution (%)
Habitat fragmentation	0.802	22.37
Deforestation Arc	0.591	16.98
Habitat loss – 30 years	0.675	15.19
Urb	0.192	11.29
Habitat loss – 10 years	0.482	10.79
Habitat availability	-0.751	9.99
Roads	0.309	8.71
Indigenous land	0.023	4.67

6.5 Results of the SIMPER (Similarity Percentage) analysis detailing the landscape attributes of Least Concern (LC) Amazonian primates that most contributed to characterizing the threat category and those that present the greatest variation within the category. Euclidian distance = 4.03.

Landscape attributes	Average value	Contribution (%)
Deforestation Arc	-0.131	17.70
Indigenous land	-0.0522	16.21
Habitat availability	0.287	12.76
Habitat loss – 30 years	-0.279	11.05
Habitat loss – 10 years	-0.254	11.02
Roads	-0.213	9.93
Habitat fragmentation	-0.292	9.26
Urban	-0.233	3.51

7. Pairwise Comparison of threat categories of Brazilian primates with respect to their range landscape attributes, from SIMPER (Similarity Percentage) analysis. The Euclidian distances (i.e., average squared distances) obtained for the set of landscape attributes inform the attributes variation between threat categories. The percentage contribution indicates how much each attribute contributes to differentiate the threat categories.

7.1. LC x CR

Euclidian distance = 63.74

Landscape attributes	Group LC	Group CR	Contribution (%)
	Average value	Average value	
Urb	-0.233	3.42	28.64
Roads	-0.213	2.99	16.98
Habitat loss – 10 years	-0.254	2.43	16.83
Habitat loss – 30 years	-0.279	1.94	12.76
Habitat availability	0.287	-2.13	10.76
Habitat fragmentation	-0.292	1.93	8.45

7.2. NT x CR

Euclidian distance = 45.08

Landscape attributes	Group NT	Group CR	Contribution (%)
	Average value	Average value	
Urb	0.192	3.42	35.10
Roads	0.309	2.99	17.42
Habitat loss – 10 years	0.482	2.43	16.62
Habitat loss – 30 years	0.675	1.94	11.61
Habitat availability	-0.751	-2.13	6.61
Habitat loss – 10 years	0.802	1.93	5.82

7.3 EN x CR

Euclidian distance = 67.69

Landscape attributes	Group EN	Group CR	Contribution (%)
	Average value	Average value	
Urb	-0.369	3.42	28.26
Habitat loss – 10 years	-0.219	2.43	15.78
Roads	-0.15	2.99	15.06
Indigenous land	1.38	-0.994	12.92
Habitat loss- 30 years	0.0284	1.94	10.23
Habitat availability	0.165	-2.13	8.78

7.4 VU x LC

Euclidian distance = 26.87

Group VU Group LC

Landscape attributes	Average value	Average value	Contribution (%)
Habitat fragmentation	0.924	-0.292	16.69
Habitat availability	-0.88	0.287	14.42
Roads	0.436	-0.213	13.76
Habitat loss – 30 years	0.877	-0.279	13.48
Habitat loss – 10 years	0.78	-0.254	11.99
Urb	0.608	-0.233	11.39
Indigenous land	0.24	0.0522	10.57

7.5 VU x NT

Euclidian distance = 22.46

	Group VU	Group NT	
Landscape attributes	Average value	Average value	Contribution (%)
Habitat fragmentation	0.924	0.802	17.46
Roads	0.436	0.309	15.10
Urb	0.608	0.192	13.47
Habitat loss – 30 years	0.877	0.675	12.23
Habitat availability	-0.88	-0.751	11.52
Habitat loss – 10 years	0.78	0.482	10.75
Indigenous land	0.24	0.023	10.30

7.6 LC x NT

Euclidian distance = 14.34

	Group LC	Group NT	
Landscape attributes	Average value	Average value	Contribution (%)
Habitat fragmentation	-0.292	0.802	19.75

Deforestation Arc	-0.131	0.591	16.86
Habitat loss – 30 years	-0.279	0.675	15.40
Habitat availability	0.287	-0.751	15.00
Habitat loss – 10 years	-0.254	0.482	11.09
Roads	-0.213	0.309	8.09
Indigenous land	-0.522	0.023	7.12

7.7 VU x EN

Euclidian distance = 28.33

Landscape attributes	Group VU	Group EN	Contribution (%)
	Average value	Average value	
Indigenous land	-0.292	0.802	22.56
Habitat fragmentation	0.924	-0.127	14.04
Roads	0.436	-0.15	11.96
Habitat loss – 10 years	0.78	-0.219	11.61
Habitat availability	-0.88	0.165	11.52
Urb	0.608	-0.369	11.20
Habitat loss – 30 years	0.877	0.0284	10.81

7.8 LC x EN

Euclidian distance = 11.96

Landscape attributes	Group LC	Group EN	Contribution (%)
	Average value	Average value	
Indigenous land	-0.0522	1.38	49.31
Deforestation arc	-0.131	0.373	16.55
Habitat loss – 30 years	-0.254	0.0284	8.61

Habitat loss – 10 years	-0.254	-0.219	8.47
Habitat availability	0.287	0.165	5.76
Habitat fragmentation	-0.292	-0.127	5.25

7.9 NT x EN

Euclidian distance = 16.20

Landscape attributes	Group NT	Group EN	Contribution (%)
	Average value	Average value	
Indigenous land	0.023	1.38	32.09
Habitat fragmentation	0.802	-0.127	14.58
Deforestation arc	0.591	0.373	11.08
Habitat loss – 30 years	0.675	0.0284	10.94
Habitat loss – 10 years	0.482	-0.219	10.34
Habitat availability	-0.751	0.165	9.70
Urb	0.192	-0.369	5.92

7.10 VU x CR

Euclidian distance = 50.83

Landscape attributes	Group VU	Group CR	Contribution (%)
	Average value	Average value	
Urb	0.608	3.42	29.28
Roads	0.436	2.99	18.85
Habitat loss – 30 years	0.78	2.43	14.80
Habitat loss – 10 years	0.877	1.94	11.32
Habitat availability	-0.88	-2.13	8.04
Habitat fragmentation	0.924	1.93	7.36

Indigenous land	0.24	-0.994	6.96
-----------------	------	--------	------

Supplementary Material 8. Results using life history' attributes matrix.

1. PERMANOVA - Results of pairwise comparisons between the Atlantic Forest threat categories based on Life history attributes.

Pairwise test	t	P	Unique permutations
VU x LC	1.0503	0.3758	7
VU x NT	0.97913	0.4072	7
VU x EN	0.78684	0.5232	286
VU x CR	1.9865	0.1308	10
LC x NT	1.2544	0.2882	7
LC x EN	0.62232	0.6102	66
LC x CR	3.1155	0.0785	3
NT x EN	0.54342	0.6779	231
NT x CR	1.954	0.1079	7
EN x CR	2.0557	0.0615	66

2. PERMANOVA - Results of pairwise comparisons between the Caatinga threat categories based on Life history attributes.

Pairwise test	t	P(MC)	Unique permutations
LC x EN	2.1904	0.2114	3
LC x CR	No test		
EN x CR	1.664	0.3342	3

3. PERMANOVA - Results of pairwise comparisons between the Cerrado threat categories based on Life history attributes.

Pairwise test	t	P(MC)	Unique permutations
VU x NT	0.9484	0.5154	3

VU x LC	No test		
NT x LC	1.1624	0.4549	3

4. Results of pairwise comparisons between the binary categories based on Life history attributes of the four biomes.

Pairwise test	Pseudo-F	P(perm)	Unique permutations
Biome	1.7816	0.1349	9936
Risk x Not at risk (Biome)	6.143	0.0002	9948

5. PERMANOVA - Results of pairwise comparisons between the Amazon binary categories based on Life history attributes.

Pairwise test	t	P(perm)	Unique permutations
Risk x Not at risk	5.1205	0.0001	9954

6. SIMPER Analysis – Life history attributes

Below we present the SIMPER Analysis results with life history data within specific categories. The Euclidian distances (i.e., average squared distances) obtained for the set of life history attributes inform the variation of the attributes within each category. The percentage contribution is how much each attribute contributes to characterize each category.

6.1. Results of the SIMPER (Similarity Percentage) analysis detailing the life history attributes of Critically Endangered (CR) Amazonian primates that most contributed to characterizing the threat category and those that present the greatest variation within the category. Euclidian distance = 2.92.

Life history attributes	Average value	Contribution (%)
-------------------------	---------------	------------------

Generation time	0.641	87.30
Body mass	0.0427	11.84
Gestation length	-0.0685	0.86

6.2. Results of the SIMPER (Similarity Percentage) analysis detailing the life history attributes of Endangered (EN) Amazonian primates that most contributed to characterizing the threat category and those that present the greatest variation within the category. Euclidian distance = 4.78.

Life history attributes	Average value	Contribution (%)
Body mass	2.12	37.87
Gestation length	2.23	32.30
Generation time	0.707	29.83

6.3. Results of the SIMPER (Similarity Percentage) analysis detailing the life history attributes of Vulnerable (VU) Amazonian primates that most contributed to characterizing the threat category and those that present the greatest variation within the category. Euclidian distance = 5.46.

Life history attributes	Average value	Contribution (%)
Gestation length	1.23	40.11
Body mass	1.19	35.18
Generation time	0.639	24.71

6.4. Results of the SIMPER (Similarity Percentage) analysis detailing the life history attributes of Near Threatened (NT) Amazonian primates that most contributed to characterizing the threat

category and those that present the greatest variation within the category. Euclidian distance = 1.72.

Life history attributes	Average value	Contribution (%)
Body mass	-0.205	42.02
Generation time	-0.285	29.69
Gestation length	-0.232	28.30

6.5. Results of the SIMPER (Similarity Percentage) analysis detailing the life history attributes of Least Concern (LC) Amazonian primates that most contributed to characterizing the threat category and those that present the greatest variation within the category. Euclidian distance = 1.88.

Life history attributes	Average value	Contribution (%)
Generation time	-0.113	47.13
Body mass	-0.233	27.27
Gestation length	-0.236	25.59

7. Pairwise Comparison of threat categories of Brazilian primates with respect to life history attributes, from SIMPER (Similarity Percentage) analysis. The Euclidian distances (i.e., average squared distances) obtained for the set of landscape attributes inform the attributes variation between threat categories. The percentage contribution is how much each attribute contributes to differentiate the threat categories.

7.1. VU x CR

Euclidian distance = 9.87

Group VU Group CR

Life history attributes	Average value	Average value	Contribution (%)
Gestation Length	1.23	-0.0685	37.27
Body mass	1.19	-0.0427	33.21
Generation time	0.639	0.641	29.52

7.2. NT x CR

Euclidian distance = 4.40

	Group NT	Group LC	
Life history attributes	Average value	Average value	Contribution (%)
Generation time	-0.285	0.641	68.31
Body mass	-0.205	0.0427	21.02
Gestation Length	-0.232	-0.0685	10.67

7.3. LC x CR

Euclidian distance = 4.48

	Group LC	Group CR	
Life history attributes	Average value	Average value	Contribution (%)
Generation time	-0.113	0.641	70.24
Body mass	-0.233	0.0427	18.15
Gestation Length	-0.236	-0.0685	11.60

7.4. EN x CR

Euclidian distance = 14.75

	Group VU	Group CR	
Life history attributes	Average value	Average value	Contribution (%)

Gestation Length	2.23	-0.0685	42.98
Body mass	2.12	-0.0427	39.01
Generation time	0.707	0.641	18.02

7.5. VU x NT

Euclidian distance = 11.36

	Group VU	Group NT	
Life history attributes	Average value	Average value	Contribution (%)
Gestation Length	1.23	-0.232	39.95
Body mass	1.19	0.205	37.93
Generation time	0.639	-0.285	22.11

7.6. VU x LC

Euclidian distance = 11.51

	Group VU	Group LC	
Life history attributes	Average value	Average value	Contribution (%)
Gestation Length	1.23	-0.236	39.95
Body mass	1.19	-0.233	37.02
Generation time	0.639	-0.113	23.04

7.7. NT x LC

Euclidian distance = 3.39

	Group NT	Group LC	
Life history attributes	Average value	Average value	Contribution (%)
Generation time	-0.285	-0.113	39.84
Body mass	-0.205	-0.233	33.60

Gestation Length	-0.232	-0.236	26.56
------------------	--------	--------	-------

7.8. VU x EN

Euclidian distance = 9.96

	Group VU	Group EN	
Life history attributes	Average value	Average value	Contribution (%)
Gestation Length	1.23	2.23	40.13
Body mass	1.19	2.12	38.10
Generation time	0.639	0.707	21.77

7.9. NT x EN

Euclidian distance = 17.15

	Group NT	Group EN	
Life history attributes	Average value	Average value	Contribution (%)
Gestation Length	-0.232	2.23	43.88
Body mass	-0.205	2.12	42.23
Generation time	-0.285	0.707	13.89

7.10. LC x EN

Euclidian distance = 17.34

	Group LC	Group EN	
Life history attributes	Average value	Average value	Contribution (%)
Gestation Length	-0.236	2.23	43.79
Body mass	-0.233	2.12	41.80
Generation time	-0.113	0.707	14.41

Supplementary Material 9.

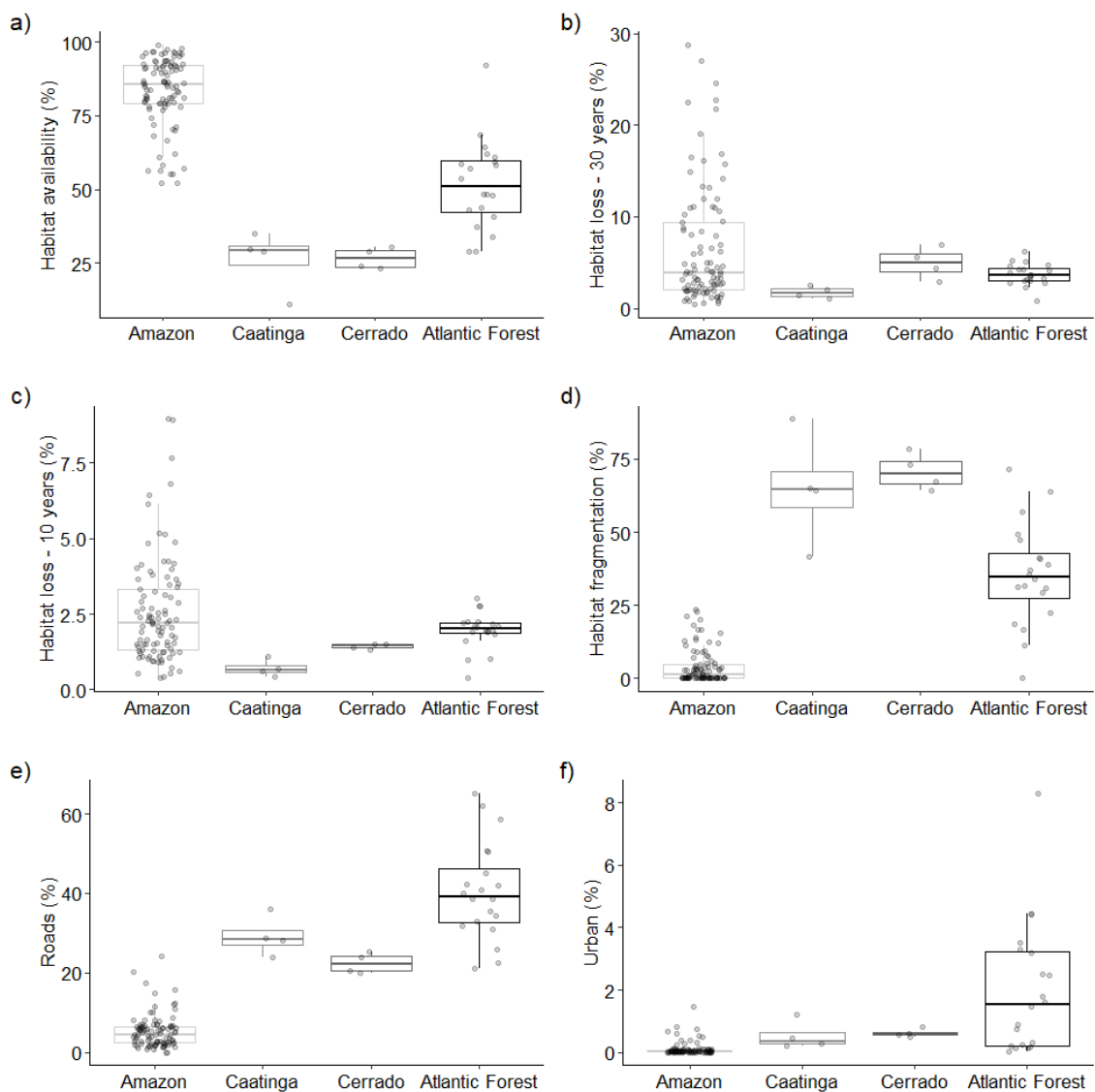


Figure of Supplementary Material 9. Landscape (i.e., species range) characteristics of Brazilian primates grouped according to the biome where species occur (Amazon, Caatinga, Cerrado and Atlantic Forest). Average proportion of habitat availability (a), habitat loss in the last 30 years (b), habitat loss in the last 10 years (c), areas with less than 30% habitat cover (d), roads (e) and amount of urbanized area (f). The thick middle line and box represent the median and first to third quartiles, respectively, and lines extend to the furthest data point that is no more than 1.5 times the interquartile range away from the median; dots represent data points.

Supplementary Material 10.

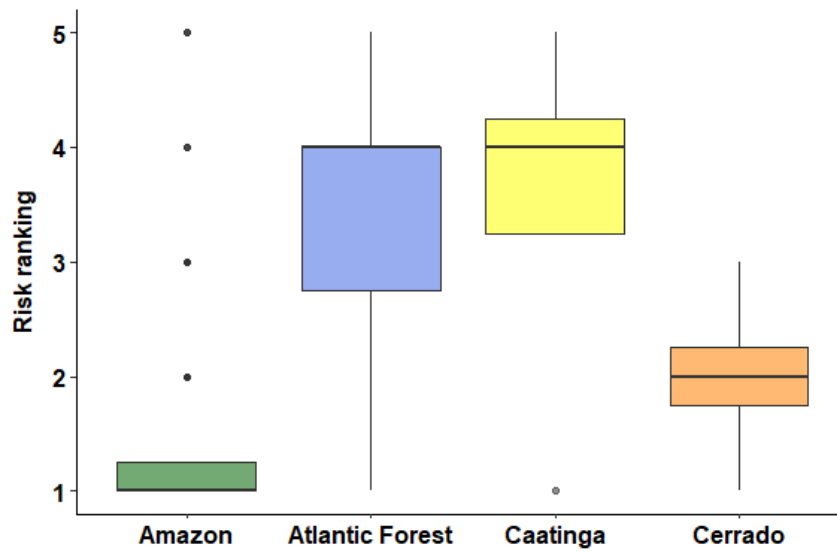


Figure of Supplementary Material 10. Differences in threat level of Brazilian primates between biomes, using value ranking of threat categories (Critically Endangered = 5, Endangered = 4, Vulnerable = 3, Near Threatened= 2, Least Concern = 1).

Supplementary Material 11.

Table of Supplementary Material 11. Comparison of threat weights of the Brazilian primates' threat categories (from LC = 1 to CR = 5) between biomes Amazon, Caatinga, Cerrado and Atlantic Forest based on Dunn's multi-comparison test.

Comparison	Z	Significant (p < 0.05)
Amazon x Caatinga	2.3113	No
Amazon x Cerrado	1.2072	No
Amazon x Atlantic Forest	5.1297	Yes
Caatinga x Cerrado	0.7968	No
Caatinga x Atlantic Forest	0.1486	No
Cerrado x Atlantic Forest	1.1773	No

Supplementary Material 12.

Table of Supplementary Material 12. Results of the SIMPER (Similarity Percentage) analysis detailing the life history and landscape attributes of Amazonian primates that most contributed to characterizing each threat category and those that present the greatest variation within each category. C: label for attributes that characterize the category (values found among the species are homogeneous in the category). H: label for attributes that show heterogeneity among species within each category. The "+" and "-" signs indicate whether high or low values, respectively, were observed for that characteristic in the threat category. The Euclidian distances (ED) relates to the square root of the average square distances between components of the normalised data, i.e., differences in the characterization of the species that make up the threat category.

Threat categories	ED	Landscape characteristics							
		<i>Habitat loss – 30 years</i>	<i>Habitat loss – 10 years</i>	<i>Deforestation arc</i>	<i>Habitat fragmentation</i>	<i>Urban areas</i>	<i>Roads</i>	<i>Habitat availability</i>	<i>Indigenous land</i>
Critically Endangered	18.26	H	H		C+	H	C+		C-
Endangered	8.26		H	H		C-	C-	C+	H
Vulnerable	18.10	C+	C+	C+	H	H	H		
Near Threatened	6.47	H		H	H		C+	C-	C+
Least Concern	4.03			H	C-	C-	C-	H	H
Threat categories	ED	Life history attributes							
		<i>Body mass</i>	<i>Generation time</i>	<i>Gestation length</i>					
Critically Endangered	2.92	C+	C+	H					
Endangered	4.78	C+	C+	C+					
Vulnerable	5.46	C+	C+	C+					
Near Threatened	1.72	C-	C-	C-					
Least Concern	1.88	C-	C-	C-					

Supplementary Material 13.

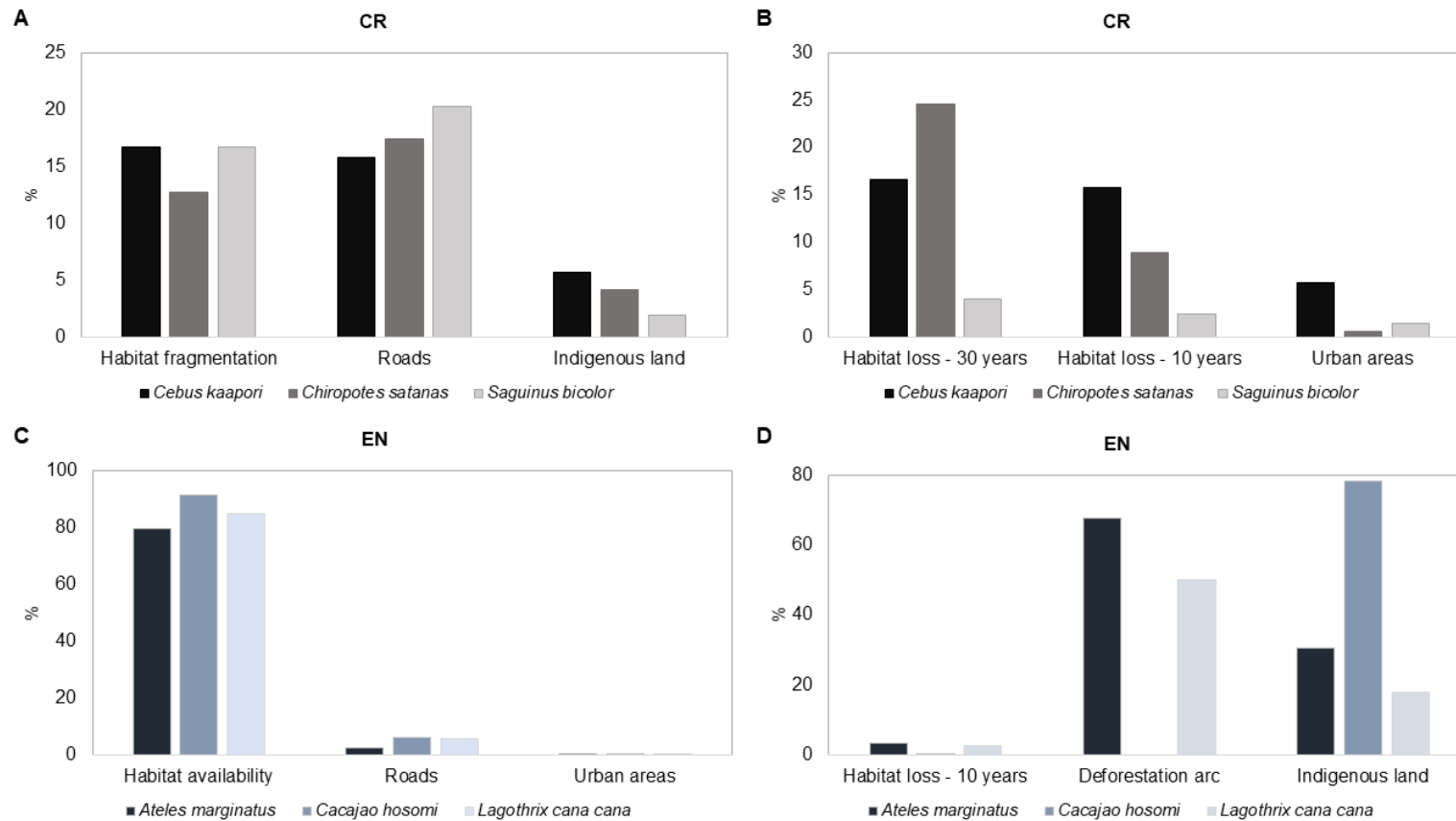


Figure of Supplementary Material 13. Examples of Amazonian primate species that belong to the categories Critically Endangered (CR; A and B) and Endangered (EN; C and D) to illustrate landscape attributes that characterise of their respective categories (A and C), and those that are heterogeneous within the category (B and D), according to a Similarity Percentage Analysis. We show the proportion of landscape characteristics on the y-axis, and landscape characteristics on the x-axis, indicating a colour for each species.

Supplementary Material 14.

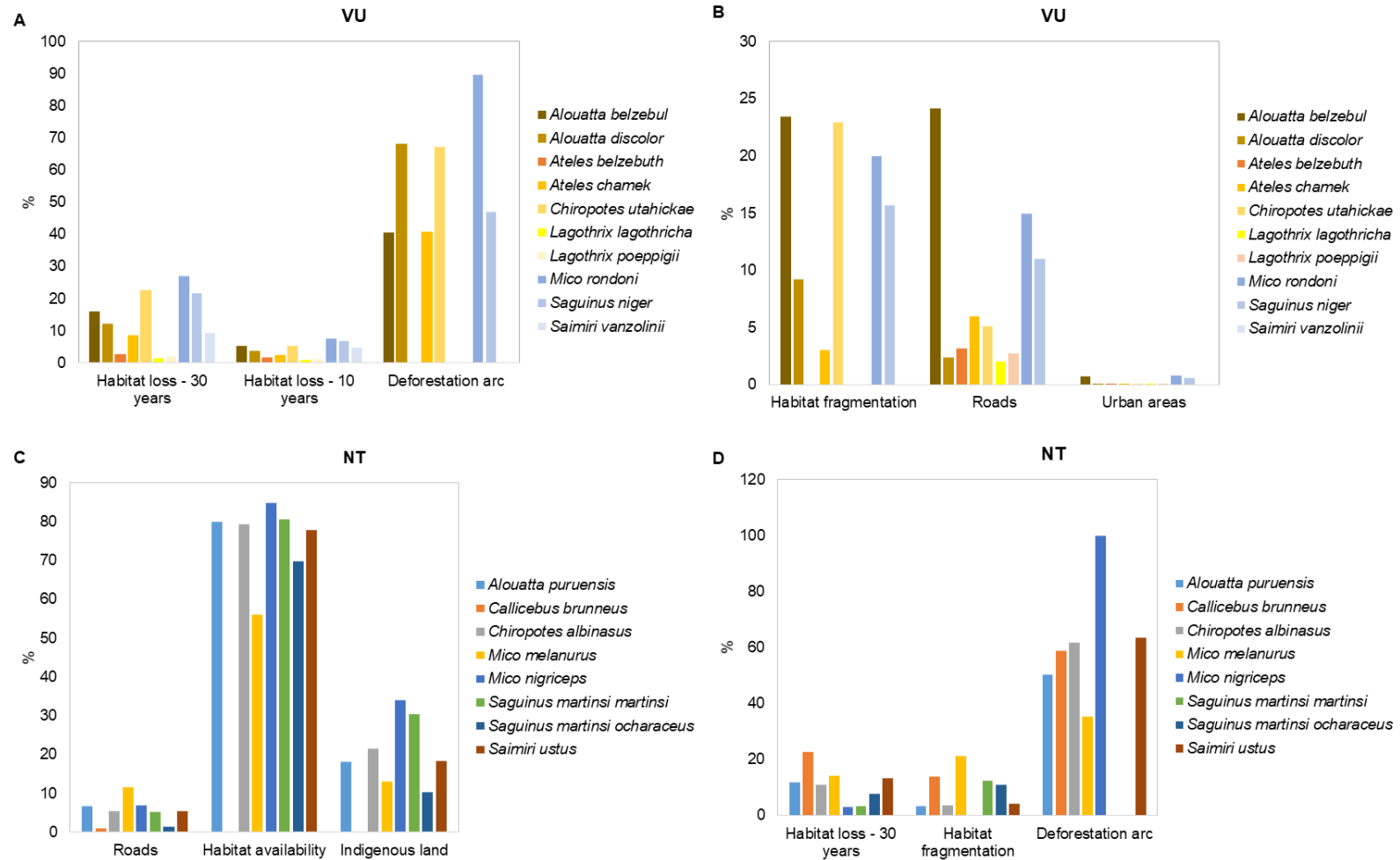


Figure of Supplementary Material 14. Examples of Amazonian primate species that belong to the categories Vulnerable (VU; A and B) and Near Threatened (NT; C and D) to illustrate landscape attributes that characterise of their respective categories (A and C), and those that are heterogeneous within the category (B and D), according to a Similarity Percentage Analysis. We show the proportion of landscape characteristics on the y-axis, and landscape characteristics on the x-axis, indicating a colour for each species.